



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS
DE HIDALGO**

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS BIOLÓGICAS
BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN**

**RELACIÓN DE LAS COMUNIDADES ÍCTICAS
CON LA HETEROGENEIDAD DEL HÁBITAT EN
CUATRO SITIOS DE LA COSTA DE
ZIHUATANEJO, GUERRERO**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
PRESENTA:**

Biol. Francisco Martínez Servín

DIRECTOR DE TESIS:

1. DR. LUIS H. ESCALERA VÁZQUEZ



MORELIA, MICHOACÁN.

Julio del 2021

Agradecimientos

Agradezco al Posgrado Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas (PIMCB)

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca 732692

Al Laboratorio de Biología Acuática J. Javier Alvarado Díaz

A mi asesor Luis H. Escalera Vázquez

A mi comité sinodal: Luis Felipe Mendoza cuenca, Omar Chassin Noria, Omar Domínguez

Domínguez y Daniel Arceo Carranza.

A mi familia, por siempre alentarme a realizar mis sueños y siempre confiar en mi

A mis amigos y compañeros del Laboratorio (Aly, Yareli, Quetzal, Gaby, Elo, Palmerin, Arely) por siempre brindarme su apoyo y hacer que todo el trabajo siempre se vuelva más divertido

INDICE

1. Resumen	4
2. ABSTRACT	6
3. Introducción	8
4. Hipótesis:	13
5. Objetivos:	13
5.1. Objetivo general:	13
5.2. Objetivos particulares:	13
6. Materiales y métodos	14
6.1. Área de estudio	14
6.2. Caracterización físico-química de cada sitio	16
6.3. Estructura del sustrato	16
6.4. Estimación de la comunidad íctica	17
6.5. Análisis estadísticos	18
6.5.1. Variables abióticas y caracterización de sitios	18
6.5.2. Comunidad íctica	19
6.5.3. Relación comunidad íctica vs ambiente	19
7. Resultados	20
7.1. Comunidad íctica	24
8. Discusión	34

1. Resumen

El entendimiento de los factores, mecanismos y procesos que influyen en la estructura de la comunidad biológica, es uno de los objetivos de mayor interés en la teoría ecológica. Visto de esta forma, una de las interrogantes esenciales en ecología es la relación entre la diversidad, estructura de la comunidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Debido a la alta productividad y diversidad, un modelo biológico para explicar los mecanismos que influyen una comunidad biológica son los ecosistemas arrecifales, ya que albergan cerca del 25% de las especies de peces marinos. También, estos ecosistemas están sujetos a variaciones naturales y antropogénicas (e.g. sobrepesca, turismo, sedimentación, carga de nutrientes, calentamiento global, huracanes), modificando las características físicas y químicas, modificando la composición de las comunidades ícticas y la estructura espacial de los ecosistemas arrecifales. Con el objetivo de determinar la relación entre la estructura del hábitat y la estructura de la comunidad de peces arrecifales conspicuos, se llevaron a cabo muestreos en cuatro sitios de la costa de Zihuatanejo, Guerrero. Para estimar la riqueza y abundancia de peces se realizaron videotranssectos en cada sitio; se obtuvo la rugosidad del sustrato y la heterogeneidad espacial mediante la técnica de cadena y el procesamiento de fotografías respectivamente. También se tomaron variables químicas del agua (e.g. temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto). Se registró un total de 22,262 organismos (26 familias y 54 especies). Los análisis de ordenamiento mostraron que, considerando las variables químicas, el oxígeno y la temperatura fueron las que diferenciaron principalmente a los sitios, mientras que para las variables físicas fue el porcentaje de coral y roca. Las características químicas del agua presentaron diferencias significativas entre sitios en un periodo anual, así como las físicas y la

heterogeneidad también fueron significativamente diferentes. Las variables ambientales que estuvieron mayormente relacionadas con la estructura de la comunidad fueron las químicas, principalmente temperatura, salinidad y oxígeno disuelto. Variables como heterogeneidad y tipo de sustrato presentaron poca correlación con la estructura de la comunidad de los peces conspicuos. Lo anterior sugiere que la dinámica de la comunidad está altamente relacionada con las características ambientales del hábitat principalmente con las químicas, las cuales dependen de las corrientes oceánicas, principalmente la de california y la corriente ecuatorial del norte, siendo estas las que generan cambios en la estructura de las comunidades ícticas.

Palabras clave: Sustrato, Estructura, Peces, diversidad, Arrecifes.

2. ABSTRACT

The understanding of the factors, mechanisms and processes that influence the structure of the community is one of the objectives of greatest interest in ecological theory. Seen in this way, one of the essential questions in ecology is the relationship between diversity, community structure and the functioning of ecosystems. A model to explain this mechanism is reef ecosystems, due to their high productivity and diversity, since they are home to about 25% of marine fish species. Also, these ecosystems are subject to direct variations (eg overfishing, tourism, sedimentation, nutrient loading) and indirect (eg global warming, hurricanes), leading to a deterioration of the substrate cover, which has generated a change in the composition. of fish communities and the spatial structure of reef ecosystems. In order to determine the relationship between the habitat structure and the diversity of conspicuous reef fish, samplings were carried out at four sites on the coast of Guerrero, municipality of Zihuatanejo. To estimate the richness and abundance of fish, videotransects were made at each site; the chain method was implemented to measure roughness; and the spatial heterogeneity was determined by processing photographs of the substrate. Chemical variables of the water were also taken (e.g., temperature, pH, salinity, dissolved oxygen). A total of 22,262 organisms (26 families and 54 species) were recorded. Regarding chemical variables, the ordination procedures showed oxygen and temperature as the variables that differentiated sites, and presented statistical differences among sites in an annual period. By the other hand, percentage of rock and coral were the physical variables that explained the ordination, and with heterogeneity were significantly different. The environmental variables that presented higher correlation with the fish community structure were temperature, salinity and oxygen. Variables such as heterogeneity and substrate type showed low correlation with the fish community structure. The results suggest that the fish community structure is highly related with changes in water characteristics

associated with marine currents such as the California and Equatorial currents, more than physical properties such as heterogeneity and substrate attributes.

3. Introducción

El entendimiento de los factores, mecanismos y procesos que influyen sobre la estructura de la comunidad biológica, es uno de los principales objetivos dentro de la teoría ecológica (Hubbell, 2001; Chave, 2004; Tilman, 2004; Chase, 2007). Con décadas de desarrollo teórico y experimental aún existe un debate sobre si las especies en las comunidades representan un grupo selecto de organismos ecológicamente compatibles (teorías deterministas), o son un subgrupo aleatorio del conjunto o “pool” regional de especies (teorías estocásticas) (Tilman, 2004). Muchos estudios han demostrado y sugerido que las interacciones bióticas (e.g. depredación y competencia) y las condiciones ambientales pueden seleccionar a las especies que coexisten en un sitio en particular, e influir en la abundancia y riqueza local (Tilman, 1982; Wellborn et al., 1996). Estos estudios sustentan la teoría de ensamblaje de comunidades por diferenciación de nicho, la cual propone que las comunidades representan subgrupos no aleatorios de especies compatibles (Tilman, 2004; Chase, 2005; Córdoba-Tapia y Zambrano, 2015). El debate sobre la estructura de la comunidad se ha vigorizado por el desarrollo de la teoría neutral de diversidad y biogeografía propuesta por Hubbell (Hubbell, 2001; Chave et al., 2002; Bell, 2005). Los modelos neutrales sugieren que la estructura de las comunidades resulta de procesos estocásticos, los cuales están dominados por mecanismos relacionados principalmente a la tasa demográfica, migración y extinción, dejando de lado atributos particulares de las especies (equivalencia funcional); lo que genera comunidades ensambladas principalmente por dispersión (Simberloff y Conner, 1981; Gotelli y Graves, 1996; Young et. al. 2007). La diferencia entre las teorías deterministas y las teorías que consideran procesos estocásticos han generado una gran controversia, ya que en algunos casos no acepta la hipótesis de equivalencia funcional, argumentando que algunos ecosistemas no presentan patrones de neutralidad. Por otro lado, hay esfuerzos por explicar que, dependiendo la escala de tiempo y espacio, predominan

procesos deterministas, neutrales o en algunos casos hay una complementariedad de ambos (Simberloff y Conner, 1981; Gotelli y Graves, 1996; Hubbell, 2001, 2006; Holt, 2006; Buschke, 2021; Wang, 2021).

Tanto las teorías que se basan en diferenciación de nicho como las teorías neutrales, han provisto ideas valiosas, pero ambas presentan explicaciones parciales sobre los patrones de diversidad. Este debate se ha tratado de forma dicotómica, intentando explicar la estructura de la comunidad mediada exclusivamente por procesos deterministas o exclusivamente por procesos estocásticos (Chave, 2004; Chase, 2007). Actualmente se reconoce que ambas teorías no están necesariamente en conflicto, sino por el contrario, pueden ser complementarias. Las nuevas propuestas de un marco conceptual sobre los mecanismos y procesos que estructuran las comunidades resaltan la necesidad de desarrollar modelos mixtos que incorporen tanto procesos estocásticos como deterministas (modelos presumiblemente más cercanos a como realmente la naturaleza trabaja), y que exploren los factores que determinan la importancia relativa de cada uno (*i.e.* Holt, 2006; Mouillot, et al 2007; Vergnon et al., 2009; Abeysinghe y PUNCHI-Manage, 2020; Li y Ma 2020).

Con base en lo anterior, una de las interrogantes esenciales en ecología es la relación que existe entre la diversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Duffy, 2003; Scherer-Lorenzen and Schulze, 2005). Debido a ello se ha vuelto relevante conocer los efectos de la pérdida (*i.e.* extinción) o adición (*i.e.* introducción) de especies, los factores, mecanismos y procesos que influyen en la estructura de las diferentes comunidades biológicas (Hubbell, 2001; Chave, 2004; Tilman, 2004; Mason et al., 2008).

Dentro de los ecosistemas que ayudan a contestar preguntas relacionadas a paradigmas ecológicos se encuentran los ambientes marinos, particularmente los que presentan estructuras dinámicas, ya sea de carácter físico, químico, espacial y/o temporal (Bowen et al., 2013). Uno de estos ecosistemas marinos son los arrecifes, los cuales están relacionados con una alta diversidad, debido

principalmente a la productividad y flujo de energía (Chiappa-Carrara et al, 2019). Los arrecifes pueden ser definidos como estructuras sumergidas altamente diversas y heterogéneas que proveen un sustrato para el establecimiento de diferentes especies de algas, vertebrados e invertebrados marinos (Thomson, et al., 1979). Albergan cerca del 25% del total de la fauna marina, y al menos un tercio de las especies de peces presentan estrechas interacciones bióticas en estos ecosistemas (Paulay, 1997; García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001). Además, a nivel mundial representan un área ca. 284,300 km² (1.2% del área de la plataforma continental y el 0.09% del área total de los Océanos del mundo; Spalding et al., 2001). Aun cuando proporcionalmente su cobertura es menor al 1%, de la plataforma continental, son esenciales para el mantenimiento de la biodiversidad y procesos ecosistémicos, ya que presentan una alta productividad, proveen de servicios ecosistémicos (*e.g.* protección a la línea de costa), y promueven actividades para el turismo y la recreación (Moberg y Folke, 1999; Calderón Aguilera, et al., 2017).

En las últimas dos décadas los arrecifes han presentado un aumento en la degradación, esto relacionado principalmente a: sobrepesca, contaminación, destrucción del hábitat, introducción de especies no-nativas y cambio climático, produciendo una pérdida significativa de cobertura y complejidad estructural en los arrecifes (Jackson et al., 2001; Hughes et al., 2017). Dicha situación se ha vuelto alarmante, debido a que la diversidad y estructura de las comunidades ícticas presentan una alta correlación e interdependencia biológica con estos ecosistemas, y al verse reducidos y modificados los espacios para refugio, fuentes de alimento y reproducción, estos organismos son más susceptibles a la depredación y la pesca (Rogers et al., 2014; Arias-Godínez et al., 2019; Lowe et al., 2019).

La diversidad biológica de las zonas costeras del Pacífico mexicano está relacionada a la complejidad del hábitat en términos de estructura física, topografía y extensión geográfica (Glynn, et al.1997; López-Pérez et al., 2012). Sin embargo, durante la última década, diferentes impactos antropogénicos como el incremento en el desarrollo de infraestructura, turismo y urbanismo, han

afectado diferentes ecosistemas marinos, principalmente en aquellos destinados a actividades turísticas y pesqueras (García, 2018). Ejemplo de ello son las localidades de Ixtapa y Zihuatanejo en el estado de Guerrero, México, las cuales se han desarrollado progresivamente en las últimas dos décadas, ocasionando que los impactos antrópicos relacionados con actividades turísticas, como la pesca y sus distintas artes sean exponenciales, así como la generación de nuevos accesos a diferentes sitios y el incremento de actividades acuáticas recreativas como el snorkel y el buceo afecten negativamente a estos ecosistemas (Patrón Soberano 2008; Zamorano y Leyte-Morales, 2009).

Un componente biológico importante en los arrecifes son los peces, los cuales, en su gran mayoría, presentan una asociación con estos ambientes en al menos una fase de su estadio de vida. Dicho esto, existen factores que influyen en la composición y abundancia de las diferentes especies ícticas, tales como la heterogeneidad espacial y temporal del hábitat, la dinámica y exposición de las corrientes, la disponibilidad de refugios, sitios de alimentación y algunos comportamientos propios de las especies, como lo son aquellas que poseen cuidado parental (Thomson, et al., 1979; Allen y Robertson, 1994; Dominici-Arosemena y Wolff, 2006).

Cabe resaltar que los ecosistemas arrecifales son un modelo biológico que permite entender y probar diferentes hipótesis relacionadas al mantenimiento y promoción de la biodiversidad, como la de heterogeneidad de hábitat, la cual sugiere que entre más compleja es la estructura física de un ecosistema mayor es su diversidad y abundancia (MacArthur y Wilson, 1967). También, dentro de los factores a considerar en la estructura de las comunidades son la similitud de nicho y los filtros ambientales (Morin, 2011). Donde la similitud de nicho (factores limitantes) se basa en la existencia de límites máximos entre la similitud de nichos de las especies que coexisten. Además, suponiendo que la disponibilidad de los recursos es homogénea, las especies con mayor traslape de nicho tendrán abundancias inferiores en comparación con las especies que presentan un menor traslape, y por ende, las especies con un traslape

de nicho bajo pueden beneficiar la complementariedad del nicho, debido a que éstas forman conjuntos ecológicamente compatibles para utilizar eficientemente los recursos disponibles; previniendo la competencia y permitiendo la coexistencia de las especies (MacArthur y Levins, 1967; Stubbs y Wilson, 2004; Mason et al., 2008).

Por otra parte, el filtro ambiental hace referencia a que la coexistencia entre especies genera una similitud entre ellas, debido a que las condiciones ambientales ejercen un filtro, permitiendo que sólo algunos rasgos persistan (Zobel, 1997), restringiendo tanto la presencia como la abundancia de las especies (Hooper et al., 2005; Mouillot et al., 2007; Mason et al., 2008). Por lo tanto, si estos filtros están altamente relacionados con la estructura de una comunidad, se podría considerar que las especies con mayor abundancia presentan nichos similares, siendo estas las más tolerantes a las condiciones ambientales que impone el filtro (Zobel, 1997; Mason et al., 2008).

Por lo anterior, el objetivo del presente estudio es determinar la relación de la estructura de la comunidad de peces arrecifales conspicuos con características ambientales, tomando como modelo de estudio parte de las costas de Guerrero (*i.e.* bahía de Ixtapa y Zihuatanejo) y considerando variables físicas, químicas y heterogeneidad espacial. Esto proporcionará información que sustente paradigmas sobre el mantenimiento y promoción de la diversidad, así como de manera directa, la información generada puede ser utilizada para incidir y proponer planes de manejo y conservación en sistemas arrecifales altamente diversos.

4. Hipótesis:

Uno de los principales paradigmas en Ecología es la relación que hay entre las variables ambientales con la presencia y abundancia de las especies en una comunidad, por consiguiente la hipótesis que se plantea en el presente estudio es: la heterogeneidad y tipo de sustrato (representada por variables físicas) es más estable y tendrá una mayor relación con especies residentes de arrecifes. Por otro lado la dinámica estacional (representada por variables químicas del agua) genera un filtro temporal para grupos particulares de especies, por lo que la estructura y riqueza de especies estará altamente relacionada a estos dos componentes ambientales.

5. Objetivos:

5.1. Objetivo general:

Determinar la relación de estructura de las comunidades ícticas (peces conspicuos) con la heterogeneidad espacial y dinámica estacional de la zona de Zihuatanejo, Guerrero.

5.2. Objetivos particulares:

- Determinar la abundancia relativa, distribución espacial y temporal de las especies ícticas en arrecifes de Zihuatanejo, Guerrero.
- Evaluar la estructura de la comunidad de peces conspicuos en los arrecifes con diferente grado de heterogeneidad de Zihuatanejo.
- Evaluar los cambios en las variables fisicoquímicas en cada uno de los sitios y en dos temporadas climáticas asociadas a las corrientes marinas.

6. Materiales y métodos

6.1. Área de estudio

La ictiofauna del Pacífico central de México está altamente relacionada a la presencia de arrecifes, los cuales están presentes en la bahía de Ixtapa Zihuatanejo, la cual pertenece a la costa del estado de Guerrero; recibe descargas naturales principalmente del río Ixtapa (Región hidrológica 19); la influencia constante de tormentas tropicales y eventos de surgencias impide el desarrollo de grandes estructuras de arrecifes coralinos por lo que en su mayoría están constituidos por rocas y presentan una gran variación en profundidad (Carranza-Edwards et al., 1975; Cortes, 1977; García y Lozano, 1980). Esta bahía presenta elevaciones máximas de 300 msnm, constituida por rocas metamórficas, ígneas, volcánicas y calizas. Estas unidades geomórficas son continuas y son la estructura principal de la línea de costa que, en combinación con la erosión hídrica de la región (e.g. lluvias y oleaje) dan origen a acantilados y depresiones colmatadas que generan playas y pequeños valles (CONAGUA 2015).

En el presente estudio se consideraron cuatro sitios de muestreo cercanos a las localidades de Ixtapa y Zihuatanejo (municipio de Zihuatanejo de Azueta) en la costa del estado de Guerrero: Playa las Gatas (LG; 17°37'24"N - 101°33'13.3"W), Zacatoso (ZC; 17°39'16.1"N - 101°37'18.4"W), Caleta de Chon (CH; 17° 36'55.1"N - 101°33'17.8"W) y Playa Manzanillo (MZ; 17°37'7.1"N - 101°31'21.4"W). LG se ubica en la Bahía de Zihuatanejo, en donde los impactos de la urbanización y el turismo (e.g. alcantarillado, snorkel, anclaje, etc.) se incrementaron desde hace tres décadas y como resultado de ello se sugiere que es un arrecife con impacto antrópico constante (Nava et al., 2014); ZC se encuentra a 1 km al este de la bahía de Ixtapa, presenta un arrecife conservado de tipo borde con una amplia cobertura de arrecifes. Aun cuando el arrecife de esta zona se considera poco perturbado, la zona presenta complejos turísticos altamente desarrollados y un puerto privado para embarcaciones. CH posee una

estructura de arrecife de borde ubicado en una cala afectada por la escorrentía de la conversión intensiva de la tierra y la erosión costera, también es un sitio habitual para el turismo. MZ se ubica a 4 km de la Bahía de Zihuatanejo, presenta un arrecife coralino; se sugiere que los daños ocasionados a estos arrecifes en esta zona están altamente relacionados con actividades turísticas (e.g. ruptura de estructuras coralinas (Figura 1; Nava et al. 2014).

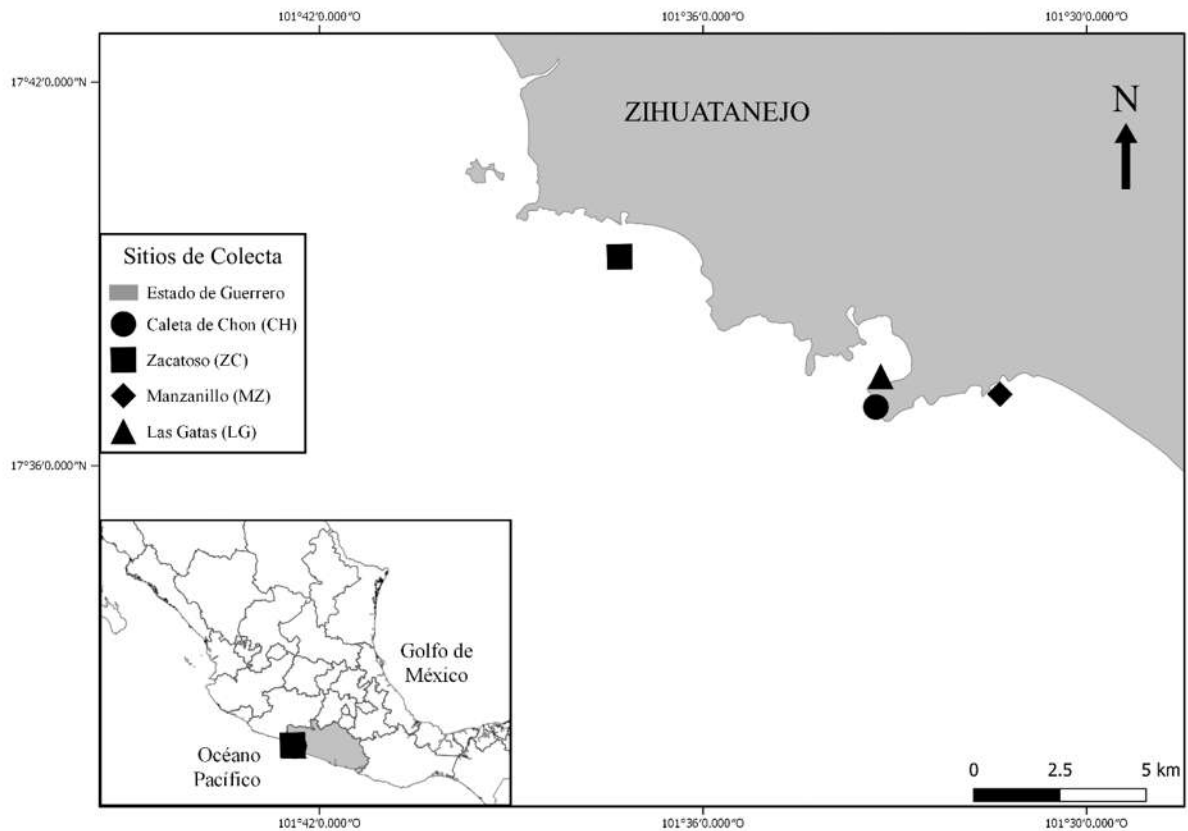


Figura 1.- Localización geográfica de los sitios de muestreo en la bahía de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero, México

Geográficamente la costa de Guerrero pertenece a la Piscina Cálida del Pacífico Oriental (PCP), la cual abarca la costa suroeste de México y Guatemala. La PCP es el resultado de un flujo de calor estacional y una mezcla de vientos débiles, presenta un flujo continuo de agua cálida de junio-diciembre influenciado por la Corriente Ecuatorial del Norte (CEN), generando temperaturas entre los 27 y 30° C.

Estas temperaturas disminuyen con la presencia de la Corriente de California (CC), la cual está constituida por masas de agua fría que viajan de norte a sur a lo largo del Océano Pacífico en el periodo de enero-mayo (Wang y Enfield, 2001; Fiedler y Taller, 2006; Kessler, 2006).

Con base en lo anterior, y con el objetivo de evaluar la variación temporal asociada con las corrientes marinas en cada sitio, se realizó el monitoreo de organismos y caracterización de sitios a lo largo de cinco salidas de campo distribuidas considerando la variación estacional que producen las corrientes antes mencionadas: CC: 10 y 11 marzo, 15 y 17 de abril del 2019 y 15 y 16 de febrero del 2020; CEN: 15 y 16 de junio, 7 y 8 de diciembre.

6.2. Caracterización físico-química de cada sitio

Tanto para el monitoreo de individuos como para la caracterización de los sitios, en cada salida de campo se realizaron tres transectos subacuáticos de 30 m de largo por sitio, los cuales se establecieron perpendicularmente a la línea de costa utilizando una cuerda graduada y brújula subacuática. En cada una de las salidas de campo se registraron *in situ* variables químicas del agua a lo largo de cada transecto (cada 10 m) y a tres diferentes profundidades (0, 5 y 9 m aproximadamente) utilizando una sonda multiparamétrica (YSI EXO2; YSI Inc., Yellow Springs, OH, U.S.A). Las variables registradas fueron: temperatura (°C), salinidad (PPT), pH y oxígeno disuelto (O₂ mg/l). Simultáneamente se colocaron dispositivos de medición de temperatura y penetración de la luz (HOBO Pendant 64k) a lo largo del transecto (0, 15 y 30 m).

6.3. Estructura del sustrato

Para determinar la caracterización física en cada uno de los sitios se obtuvo; la rugosidad del fondo (Rs) de acuerdo con Saleh (1993) en donde la rugosidad total (Lsg) se obtuvo cada 10 m a lo largo de cada transecto, y de manera paralela a la línea del transecto se extendió una cadena de 10 m de largo

colocándola en la silueta del sustrato y en huecos existentes, una vez hecho esto, se midió la longitud de la cadena con una cinta métrica para obtener la rugosidad real (L_{sr}), este procedimiento se realizó tres veces en cada transecto con el fin de cubrir los 30m. Con base en estas dos medidas, se utilizó la fórmula $R_s = \frac{L_{sr}}{L_{sg}}$, en la que los valores oscilan entre 0 (rugosidad máxima) y 1 (rugosidad nula). Con el fin de obtener el porcentaje de componentes del sustrato (Roca, Coral, Arena y Escombros; considerando este último como restos de coral muerto) se generaron fotografías cada metro a lo largo del transecto utilizando un cuadrante de PVC de 1m^2 como referencia, dispuesto verticalmente a una altura de 1.5m con ayuda de un soporte para una cámara digital subacuática (GoPro Hero 8 black). Se obtuvieron 30 fotografías a lo largo de todo el transecto, 15 fotografías del lado derecho y 15 del lado izquierdo. Ya que las imágenes presentan una deformación cóncava inherente a la lente de la cámara, las imágenes obtenidas fueron corregidas mediante el programa Adobe Photoshop CC 2020 (versión 21.0.3, para windows) mediante la herramienta *deformar*, y tomando como base el cuadrante de PVC se fijaron las cuatro esquinas y se “deformaron” los lados del mismo hasta obtener un cuadrante recto. Una vez corregidas las imágenes, éstas fueron procesadas en el programa ImageJ (versión 1.52a) para obtener el porcentaje de cada componente del sustrato presente en un 1m^2 .

6.4. Estimación de la comunidad íctica

Para estimar la abundancia y riqueza de la comunidad íctica se utilizaron los transectos mencionados anteriormente. Se realizaron filmaciones subacuáticas (videotransectos) utilizando una cámara (GoPro Hero 8 black, resolución de 1080p, velocidad de 59.4 fotogramas/seg). Con el objetivo de obtener videotransectos homogéneos y estandarizar el esfuerzo de muestreo, se siguió la técnica propuesta por Ramos *et al.* (2010) y Safuan (2015). Dicha técnica consiste en nadar lentamente a lo largo del transecto a una velocidad promedio de seis metros por minuto aproximadamente, ubicando la cámara de manera perpendicular al transecto a una distancia óptima del sustrato (ca. 1.5 m). Se generaron tres

filmaciones a lo largo del mismo transecto con una duración de máximo cinco minutos por filmación, los cuales cubrieron una superficie de 30m de largo por 3 metros de ancho. Una vez obtenidos los videos, estos se observaron repetidamente (5 observaciones) utilizando el programa Adobe Premier Pro 2020. Con base en las observaciones se obtuvo la riqueza y abundancia íctica de cada transecto. Cabe mencionar que cada observación fue considerada como una pseudoréplica, y los datos de abundancia y riqueza utilizados en los análisis estadísticos fue el promedio de cada observación. Para la identificación taxonómica de las especies de peces se siguió a Robertson y Allen (2015).

6.5. Análisis estadísticos

6.5.1. Variables abióticas y caracterización de sitios

Para determinar gradientes ambientales y agrupaciones entre sitios utilizando las diferentes variables químicas y físicas se realizaron Análisis de Componentes Principales (ACP) basados en matrices de correlación. Previo a dicho análisis se realizaron correlaciones múltiples para determinar variables redundantes y evitar colinealidad. Este análisis permite simplificar espacios muestrales multidimensionales sin perder información de las diferentes variables utilizadas (McCune et al., 2002). Como índice de heterogeneidad se utilizó el índice de Shannon-Weiner ($H' = -\sum p_i \log_2 p_i$; en donde p_i es la abundancia proporcional de cada clase de sustrato) siguiendo a García-Charton y Pérez-Ruzafa (2001).

Para determinar diferencias en las variables abióticas entre las distintas temporadas relacionadas a las corrientes marinas (CC y CEN) y entre sitios (CH, LG, ZC y MZ), se utilizaron análisis de varianza de una vía (ANOVA). Previo al ANOVA, los datos representados por proporciones (o porcentajes) se transformaron a arco-seno; las variables continuas se transformaron a logaritmo base 10 (Log_{10}), y se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk's) y homocedasticidad (Bartlett) tomando como nivel de significancia $p \leq 0.05$. Para las variables que presentaron diferencias significativas en las pruebas de

normalidad y homocedasticidad se realizaron ANOVAS no paramétricos. En los casos que presentaron diferencias significativas, se llevaron a cabo comparaciones pareadas (e.g. Tukey-Kramer HSD o Wilcoxon, según sea el caso). Lo anterior también se realizó para la comparación entre sitios considerando el índice de heterogeneidad (H') mencionado anteriormente.

6.5.2. Comunidad íctica

Para evaluar el esfuerzo de captura para los resultados de riqueza de especies se utilizó un análisis de rarefacción ($H = 0$; 1000 iteraciones; $p = 0.05$) para cada uno de los sitios. Con fines comparativos en términos de la distribución de abundancias de las especies en los diferentes sitios, se utilizaron los índices de Shannon (H') y Simpson (D) para obtener un parámetro de diversidad alpha (Shannon pondera a las especies raras y Simpson a las especies comunes), mientras que para obtener un indicador de recambio (“turnover”) de especies se calculó la diversidad Beta con base en el índice de Whittaker y se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) para determinar diferencias significativas (Chao 1984; Magurran 1988; Moreno 2000). Debido a que presentaron diferencias significativas se realizaron comparaciones pareadas a multinivel de las matrices de disimilitud basadas en la función `pairwise.adonis` y utilizando el método de corrección de bonferroni (github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis/blob/master/pairwiseAdonis/R/pairwise.adonis.R). Para mostrar el ordenamiento de las comunidades ícticas en las distintas temporadas y entre sitios se realizó un análisis de escalamiento no métrico multidimensional (NMDS), utilizando distancias de Bray-Curtis como medida de disimilitud. De manera simultánea, con las matrices de disimilitud obtenidas se determinaron diferencias significativas mediante un ANOSIM, al obtener diferencias significativas se realizó el procedimiento arriba señalado para las comparaciones pareadas a multinivel.

6.5.3. Relación comunidad íctica vs ambiente

Finalmente, para determinar la relación entre variables físicas y químicas con la estructura de las comunidades de peces, se realizaron análisis de correlación múltiple utilizando tanto las variables ambientales (físicas y químicas) como los valores (scores) de los primeros tres componentes principales (CPs) con los valores de los ejes obtenidos de los tres ejes del NMDS. El software utilizado para los diferentes análisis estadísticos fue R (v. 3.6.1, R Core Team, 2019), mediante las librerías Vegan, iNEXT, rich y PerformanceAnalytics (Rossi, 2011; Peterson y Carl 2020; Hsieh, et al., 2020; Oksanen, et al., 2020)

7. Resultados

La prueba de Shapiro-Wilks mostró una distribución no normal para todas las variables químicas: temperatura ($W = 0.786$, $p < 0.001$), pH ($W = 0.860$, $p < 0.001$), salinidad ($W = 0.683$, $p < 0.001$), oxígeno disuelto ($W = 0.923$, $p < 0.001$): La prueba homocedasticidad de varianza de Bartlett mostró diferencias significativas para todas las variables: temperatura (g.l. = 7, $p < 0.001$), pH (g.l. = 7, $p < 0.001$), salinidad (g.l. = 7, $p < 0.001$), oxígeno disuelto (g.l. = 7, $p < 0.001$). Por lo anterior, no se cumplieron con los supuestos de normalidad y heterocedasticidad, y se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre sitios y temporadas.

Los resultados obtenidos a partir de las variables químicas muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sitios considerando la temporalidad relacionada a las corrientes marinas. De manera general, la temporada influenciada por la CC (diciembre - mayo), mostró una temperatura significativamente más baja ($26.5^{\circ}\text{C} \pm 0.04$ SD), para todos los sitios en comparación con la temporada influenciada por la CE N (junio - noviembre, $28.1^{\circ}\text{C} \pm 7.94$ SD; $\chi^2=3349$, g.l.=7, $p < 0.001$). Los valores de pH se mantuvieron en 7.94 ± 0.08 para CC y 7.93 ± 0.06 para CEN entre en todos los sitios, sin embargo, las pequeñas variaciones en estos valores produjeron diferencias significativas entre sitios ($\chi^2=801.1$, g.l =7, $p <$

0.001). La salinidad mostró valores significativamente más elevados durante CC (33.8 ppt \pm 0.154) en comparación con CEN (33.4 ppt \pm 0.255; $\chi^2= 3469.4$, g.l =7, $p < 0.001$). En cuanto a los valores obtenidos de oxígeno disuelto, estos presentaron resultados significativamente más altos en CEN (113.6 ml/l \pm 1.074), en comparación con CC (94.4 ml/l \pm 6.678; $\chi^2= 3188.4$, g.l =7, $p < 0.001$; Tabla 1).

Tabla 1.-Variables químicas. Promedio \pm desviación estándar y comparaciones pareadas (Kruskal Wallis $p < 0.05$; Wilcoxon, W, en los sitios de muestreo durante la temporada influenciada por CC y por CEN. Caleta de chon CC (A), Caleta de Chon CEN (B), Las Gatas CC (C), Las Gatas CEN (D), Manzanillo CC (E), Manzanillo CEN (F), Zacatoso CC (G), , Zacatoso CEN (H).

	Caleta de Chon (A)		(B)		Las Gatas (C)		(D)		Manzanillo (E)		(F)		Zacatoso (G)		(H)		Tukey-HSD
	CC	CEN	CC	CEN	CC	CEN	CC	CEN	CC	CEN	CC	CEN	CC	CEN			
Temperatura	26.40 \pm 0.36	29.70 \pm 0.23	26.30 \pm 0.59	30.00 \pm 0.15	26.40 \pm 0.08	29.9 \pm 0.042	26.9 \pm 0.178	29.8 \pm 0.039	AC								
pH	8.00 \pm 0.03	8.00 \pm 0.16	7.90 \pm 0.04	7.90 \pm 0.02	7.90 \pm 0.08	7.9 \pm 0.073	7.9 \pm 0.051	8 \pm 0.063	ACG,BDF								
Salinidad	33.80 \pm 0.15	33.4 \pm 0.02	33.80 \pm 0.16	33.40 \pm 0.01	33.80 \pm 0.15	33.4 \pm 0.006	33.8 \pm 0.088	33.3 \pm 0.004	EG								
Oxígeno disuelto	109.40 \pm 3.87	113.60 \pm 1.07	98.00 \pm 7.40	112.20 \pm 2.61	94.40 \pm 6.68	113.3 \pm 2.539	101.7 \pm 2.509	106.4 \pm 1.069	AF,CG,DF								

El ACP explicó el 98% de la variación en el primer componente, y sugiere que las variables registradas producen grupos diferenciados por la variación estacional producida por la influencia de las corrientes. El primer componente (PC1) sugiere que el ordenamiento resultante presenta una alta asociación con el oxígeno disuelto, el segundo componente (PC2) muestra una relación principalmente con la temperatura y el tercero (PC3) con la salinidad (Figura 2, Tabla 2).

Tabla 2 Análisis de componentes principales obtenido de las variables químicas en el periodo anual de muestreo en los cuatros sitios de muestreo en la bahía de Ixtapa-Zihuatanejo.

	Variables Químicas		
	PC1	PC2	PC3
% de varianza acumulada	0.983	0.998	1
Temperatura	0.162	-0.966	0.203
pH	0.003	0.028	0.125
Salinidad	-0.028	0.2	0.971
Oxígeno disuelto	0.986	0.164	-0.006

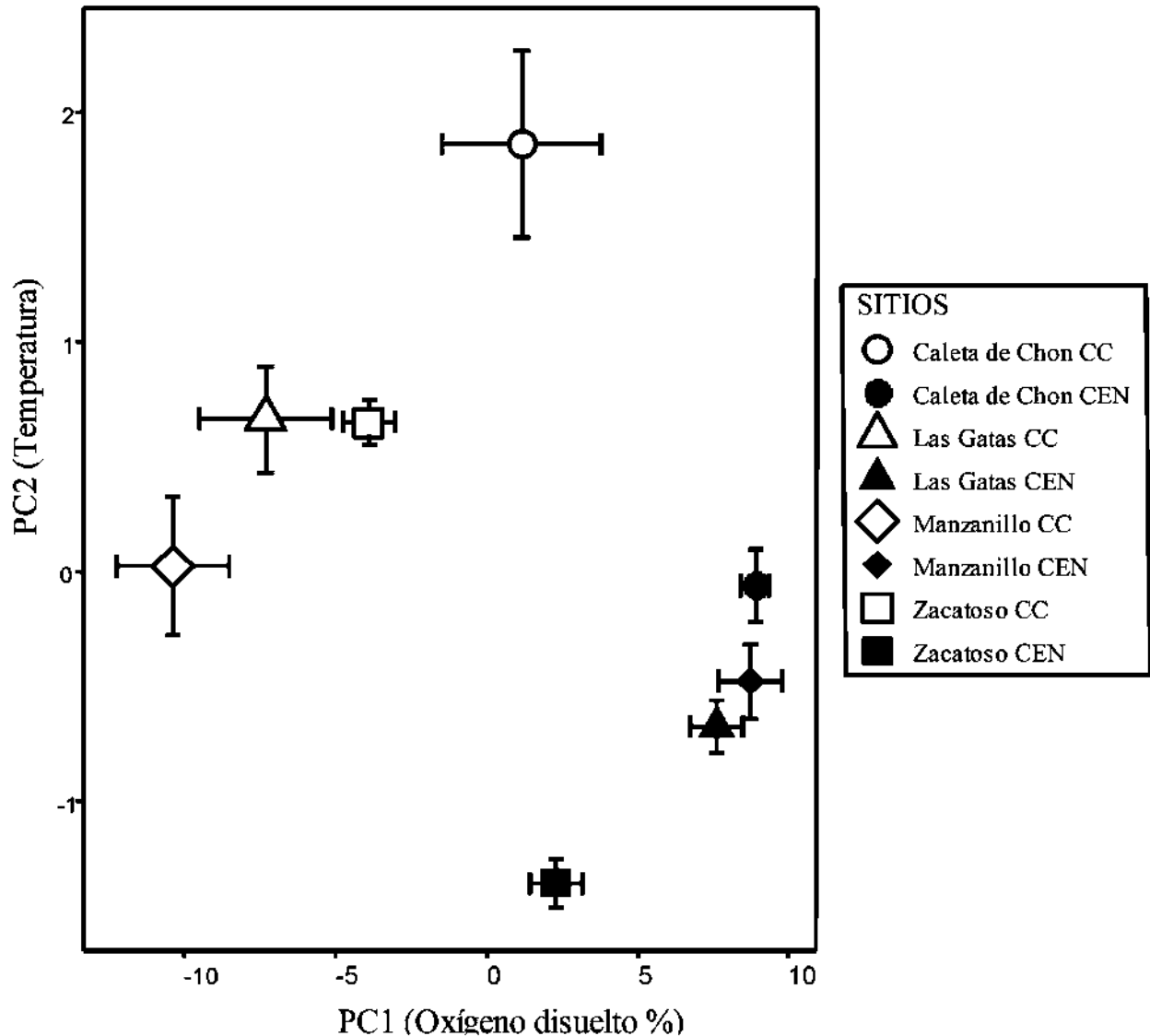


Figura 2.- Análisis de componentes principales de las variables Químicas de los sitios cuatro sitios de muestreo. La líneas verticales y horizontales representan el 95% de intervalo de confianza.

En cuanto a las variables físicas utilizadas para caracterizar los sitios, la prueba de Shapiro-Wilk muestra que la profundidad presenta una distribución normal ($W = 0.976$, $p < 0.268$), mientras que las demás variables físicas y el índice de heterogeneidad no se ajustaron a un modelo de normalidad (rugosidad $W = 0.873$, $p < 0.001$; arena $W = 0.49$, $p < 0.001$, coral $W = 0.555$, $p < 0.001$; roca $W = 0.804$, $p < 0.001$; escombros $W = 0.755$, $p < 0.001$; heterogeneidad $W = 0.94$, $p < 0.001$). Por otro lado, la profundidad y la heterogeneidad mostraron homocedasticidad ($df=3$, $p < 0.529$; $df = 3$, $p = 0.181$).

respectivamente) a diferencia de las otras variables que presentaron heterogeneidad de varianzas (rugosidad $df=3$, $p<0.001$; arena $df=3$, $p<0.001$; coral $df=3$, $p<0.001$; roca $df=3$, $p<0.001$; escombros $df=3$, $p<0.001$).

Los resultados muestran que los sitios con mayor profundidad fueron Caleta de Chon (8.8 ± 1.51) y Zacatoso (10.3 ± 1.78), los cuales fueron significativamente diferentes con Las Gatas (6.6 ± 2.45) y Manzanillo (7.1 ± 1.97 ; $df=3$, $F=14.45$, $p<0.001$). Por otro lado, Las Gatas fue el sitio que presentó significativamente ($\chi^2=34.094$; $df=3$; $p<0.001$) una mayor rugosidad (0.670 ± 0.063) y una menor heterogeneidad (0.50 ± 0.07 ; $\chi^2=29.494$, $df=3$; $p<0.001$) comparada con todos los demás sitios (Tabla 3).

Tabla 3 Estructura del sustrato: Promedio \pm desviación estándar y comparaciones pareadas (prueba de Tukey – HSD) de los componentes del sustrato; valor de significancia $p<0.05$; Grupos de letras indican sitios con no-diferencia significativa.

	Caleta de Chon (A)	Las Gatas (B)	Manzanillo (C)	Zacatoso (D)	W y T
Arena %	9 \pm 0.155	2.9 \pm 0.043	17.7 \pm 0.203	9.1 \pm 0.174	ABC, BD
Coral %	10.4 \pm 0.206	0.7 \pm 0.018	19 \pm 0.262	10.5 \pm 0.218	AB,AD
Roca %	44.9 \pm 0.393	92.7 \pm 0.101	25.9 \pm 0.312	46 \pm 0.406	AC, AD
Escombros %	26.8 \pm 0.37	0 \pm 0	30.9 \pm 0.366	27.7 \pm 0.382	ACD
Rugosidad (Promedio)	0.78.8 \pm 1.048	0.6704 \pm 1.001	0.793 \pm 1.017	0.810 \pm 1.035	ACD
Profundidad (Promedio)	8.8 \pm 1.515	6.6 \pm 2.451	7.1 \pm 1.97	10.3 \pm 1.788	AD,CB

Aunado a esto, la prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias entre los sitios: rugosidad ($\chi^2=95$, $df=3$, $p<0.001$) arena ($\chi^2=17.9$, $df=3$, $p=0.0004$), coral ($\chi^2=35.09$, $df=3$, $p<0.001$), roca ($\chi^2=67.82$, $df=3$, $p<0.001$) y escombros ($\chi^2=32.04$, $df=3$, $p<0.001$; Tabla 3). Por otra parte, el ACP explicó el 62% de la variación en el primer componente (CP1), el cual está altamente asociado con roca, el segundo componente (CP2) explica el 21% correspondiente al coral (Tabla 4). Cabe mencionar que, en el ACP el sitio Manzanillo presentó una mayor heterogeneidad (17% arena, 19% coral, 25% roca y 30.9 % escombros). Por otro lado, los sitios Caleta de Chon y Zacatoso presentaron una estructura de sustrato

semejante (46% roca, 27% escombros), aunque la variación es menor en comparación con los sitios Manzanillo y Las Gatas (compuesto en un 92% por roca; e.g. barras de dispersión = intervalo de confianza del 95%; Figura 3).

Tabla 4 Análisis de componentes principales con base en las variables de la estructura del sustrato en un periodo anual considerando los cuatro sitios de muestreo.

Variables Físicas			
	PC1	PC2	PC3
varianza acumulada (%)	0.625	0.842	0.907
Profundidad	0.018	0.012	-0.147
Arena	-0.003	-0.087	0.317
Coral	0.085	-0.639	-0.55
Roca	-0.753	0.453	-0.351
Escombros	0.651	0.608	-0.298
Rugosidad	0.027	-0.075	-0.499

7.1. Comunidad íctica

El análisis de rarefacción sugiere que la riqueza de especies está fuertemente representada con base en la técnica de muestreo (videotransectos), ya que se llega a la asíntota en todos los sitios, mostrando que la riqueza de especies más alta se encuentra en Caleta de Chon (Figura 4).

Con base en el procesamiento de videos, se registró un total 36,282 individuos, los cuales pertenecen a 7 órdenes, 26 familias, 41 géneros y 54 especies. Las familias con un mayor número de especies fueron Labridae (N = 8), Pomacentridae (N = 6), Serranidae y Haemulidae (N = 4; Tabla 5).

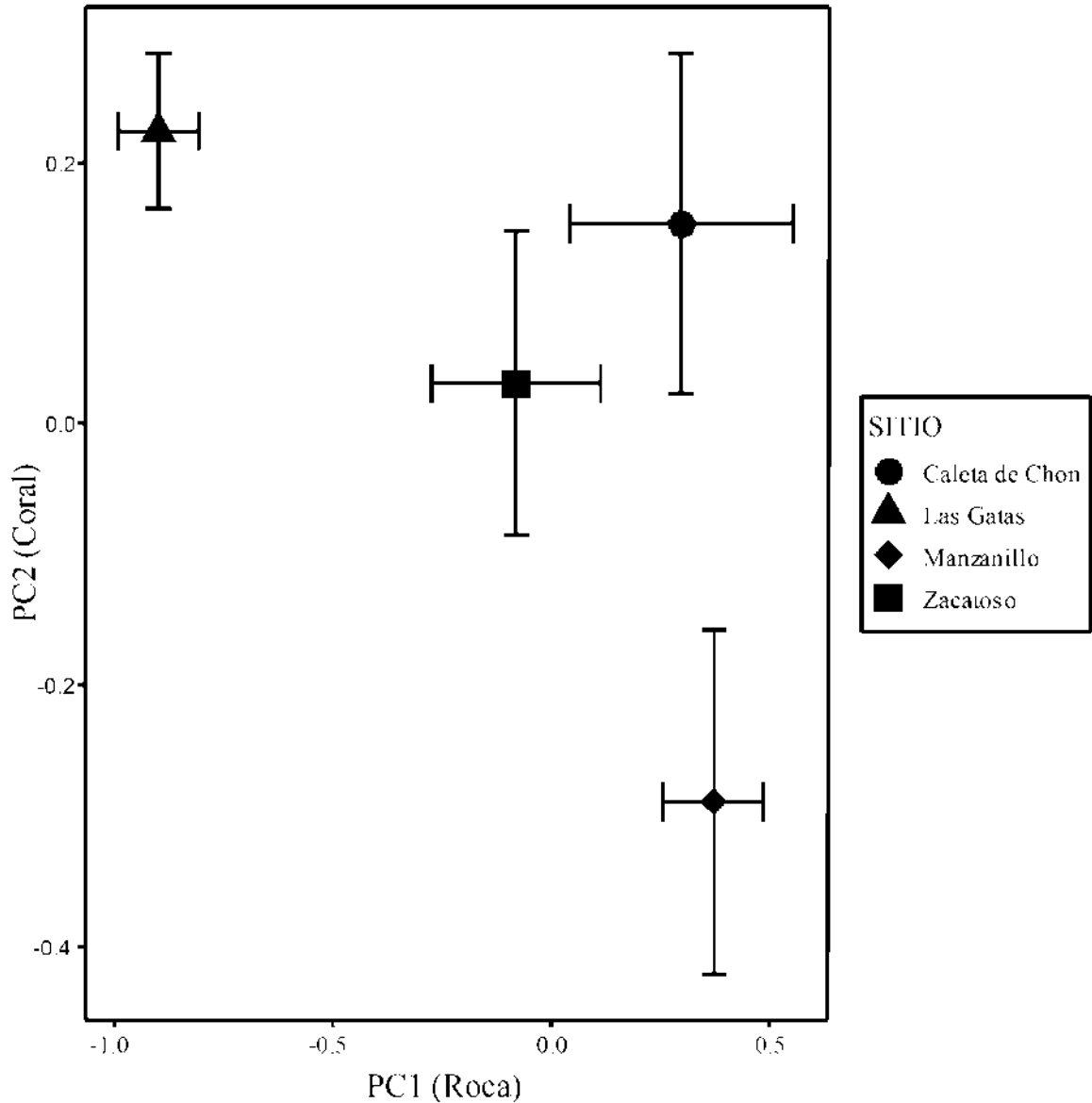


Figura 3.- Análisis de componentes principales utilizando las variables físicas de los sitios cuatro sitios de muestreo. La líneas verticales y horizontales representan el 95% de intervalo de confianza.

Tabla 5 Listado taxonómico de las especies observadas en los cuatros sitios de muestreo (el acomodo de las especies se basó en Nelson, 2006), se muestra el promedio de las abundancias y desviación estándar. **Gremio trófico** (ca: carnívoros, he: Herbívoros, pl: Planctívoros, om: Omnívoros, D. R. Robetson y G. R. Allen, 20015).

Orden	Especie	CC				CEN				Gremio Trófico	
		Zacatoso	Caleta	de	Las gatas	Manzanillo	Zacatoso	Caleta	de		Las gatas
ANGUILLIFORMES	MURAENIDAE										
	<i>Echidna nebulosa</i>		0.11±0.32								ca
	<i>Muraena lentiginosa</i>				0.11±0.32						ca
BERYCIFORMES	HOLOCENTRIDAE										
	<i>Neoniphon suborbitalis</i>	0.22±0.42	1±0.95		0.33±0.67	0.11±0.32		0.83±1.49		0.67±1.11	ca
MYLIOBATIFORMES	UROTRIGONIDAE										
	<i>Urobatis halleri</i>					0.11±0.32					ca
PERCIFORMES	ACANTHURIDAE										
	<i>Prionurus laticlavus</i>	0.22±0.64				1.56±1.66				0.17±1.49	he
	<i>Prionurus punctatus</i>									0.67±1.49	he
	<i>Acanthurus triostegus</i>					0.11±0.32					he
	APOGONIDAE										
	<i>Apogon sp</i>								0.67±1.52		pl
	BLENNIIDAE										
	<i>Ophioblennius</i>										
	<i>ahneri</i>	1.36±1.37	3.62±2.42			6.91±7.43	0.67±0.94	1.33±1.12		5.17±4.49	he
	<i>Plagiotremus azaleus</i>					1.56±1.66				0.17±0.37	ca
	CARANGIDAE										
	<i>Caranx caballus</i>		0.44±1.27		6.69±19.13	13.51±14.90			0.33±0.76	2.00±4.47	ca
	CHAETODONTIDAE										
	<i>Chaetodon humeralis</i>	0.36±0.53	0.22±0.64			0.33±0.67		0.20±0.41	0.33±0.76	0.50±0.50	om
	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	2.56±2.78	0.67±0.95		0.44±0.97	0.56±1.08	2.67±2.49	0.50±0.78		0.50±0.12	om
	CIRRHITIDAE										
	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	1.78±1.83	0.11±0.32					0.17±0.38		0.17±0.37	ca
	<i>Cirrhitus rivulatus</i>		0.44±0.69						0.17±0.38		ca
	HAEMULIDAE										
	<i>Haemulon maculicauda</i>	0.33±0.48			7±13.04				39.97±65.28		ca
	<i>Haemulon scudderii</i>					0.22±0.42			0.87±0.68		ca
	<i>Haemulon sexfasciatum</i>							0.17±0.38			ca

<i>Haemulon steindachneri</i>				0.78±1.49						ca
KYPHOSIDAE										
<i>Kyphosus elegans</i>					0.11±0.32			0.67±0.96		om
LABRIDAE										
<i>Bodianus diplotaenia</i>	0.89±1.47	0.96±0.80	2.33±1.65	0.67±0.83	2±0.82	0.50±0.78	0.87±0.68	0.50±0.96		ca
<i>Halichoeres chierchiae</i>	1.27±2.49	0.78±0.64		0.11±0.32			0.17±0.38			ca
<i>Halichoeres dispilus</i>	16.70±20.49	8.33±16.06	0.22±0.64	1.47±2.27	0.33±0.47					ca
<i>Halichoeres nicholsi</i>	0.97±0.76	0.11±0.32	0.78±1.04	0.11±0.32	0.33±0.47		0.33±0.48			ca
<i>Halichoeres notospilus</i>	0.22±0.64		0.56±0.69	1.33±1.17	1±0.82	0.17±0.38	0.67±0.76	1.33±1.60		ca
<i>Novaculichthys taeniourus</i>		0.11±0.32								ca
<i>Thalassoma lucasanum</i>	61.35±49.14	125.33±99.68	9.15±10.48	20.29±13.54	45.87±14.75	34.37±12.02	44.10±51.33	62.13±47.69		ca
<i>Thalassoma grammaticum</i>		0.22±0.64								ca
LUTJANIDAE										
<i>Hoplopagrus guentherii</i>				0.11±0.32						ca
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.11±0.32	0.09±0.29	0.22±0.42	0.33±0.48		0.17±0.38		0.50±0.50		ca
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>				0.11±0.32						ca
MULLIDAE										
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	0.22±0.42	0.11±0.32	1.33±1.72	0.11±0.32			0.50±0.78			ca
POMACANTHIDAE										
<i>Holacanthus passer</i>	0.22±0.64	0.11±0.32	0.47±0.69	0.11±0.32						om
POMACENTRIDAE										
<i>Abudefduf troschelii</i>	0.56±0.97	9.98±12.62	11.27±6.95	1.33±2.29		3.17±3.44	0.67±0.96			om
<i>Chromis atrilobata</i>	3.49±7.14	20.82±34.68	22.33±35.43		57.20±80.90					pl
<i>Microspathodon bairdii</i>				0.11±0.32			17.73±27.73			om
<i>Microspathodon dorsalis</i>	2.93±2.69	3.13±1.60	1.80±1.06	7.20±6.21	1.33±0.94	1.67±1.12	0.67±0.48	7.33±5.02		om
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	20.13±16.62	30.69±15.78	26.07±12.28	35.20±12.62	5.67±0.94	15.90±10.98	20.03±5.45	46.10±11.97		om
<i>Stegastes flavilatus</i>	0.78±1.24	0.98±1.16	0.33±0.48			0.17±0.38	0.17±0.38	0.23±0.50		om
SCARIDAE										
<i>Nicholsina denticulata</i>				0.22±0.42			0.33±0.76			he
SERRANIDAE										

	<i>Cephalopholis colonus</i>	0.33±0.95								ca
	<i>Cephalopholis panamensis</i>	0.22±0.42		0.67±1.07		0.33±0.47		0.17±0.38	0.17±0.37	ca
	<i>Epinephelus labriformis</i>	0.69±0.67	0.22±0.42	0.11±0.32		0.33±0.47	0.33±0.48			ca
	<i>Rypticus bicolor</i>	0.11±0.32								ca
	ZANCLIDAE									
SCORPAENIFORMES	<i>Zanclus cornutus</i>	0.31±0.90	0.56±0.84	0.11±0.32	0.11±0.32			5.17±10.87	0.50±0.76	ca
	SCORPAENIDAE									
	<i>Scorpaena mystes</i>							0.17±0.38		ca
SYGNATHIFORMES	AULOSTOMIDAE									
	<i>Aulostomus chinensis</i>						0.17±0.38			ca
	FISTULARIIDAE									
TETRAODONTIFORMES	<i>Fistularia commersonii</i>		0.11±0.32	0.22±0.42	0.11±0.32	0.33±0.47				ca
	BALISTIDAE									
	<i>Melichthys niger</i>		0.11±0.32							om
	<i>Sufflamen verres</i>	0.76±1.05	0.98±1.16	0.33±0.48			0.17±0.38	0.17±0.38	0.23±0.50	ca
	DIODONTIDAE									
	<i>Diodon holocanthus</i>	0.44±0.69	0.11±0.32	0.44±0.69	0.22±0.42		0.67±1.12			ca
	OSTRACIIDAE									
	<i>Ostracion meleagris</i>	0.11±0.32								ca
	TETRAODONTIDAE									
	<i>Arothron meleagris</i>	0.56±0.84	1.13±1.38	0.22±0.42	0.11±0.32	0.33±0.47	1.83±1.23	0.17±0.38	0.33±0.75	om
	<i>Canthigaster</i>									
	<i>issima</i>	0.22±0.42								om

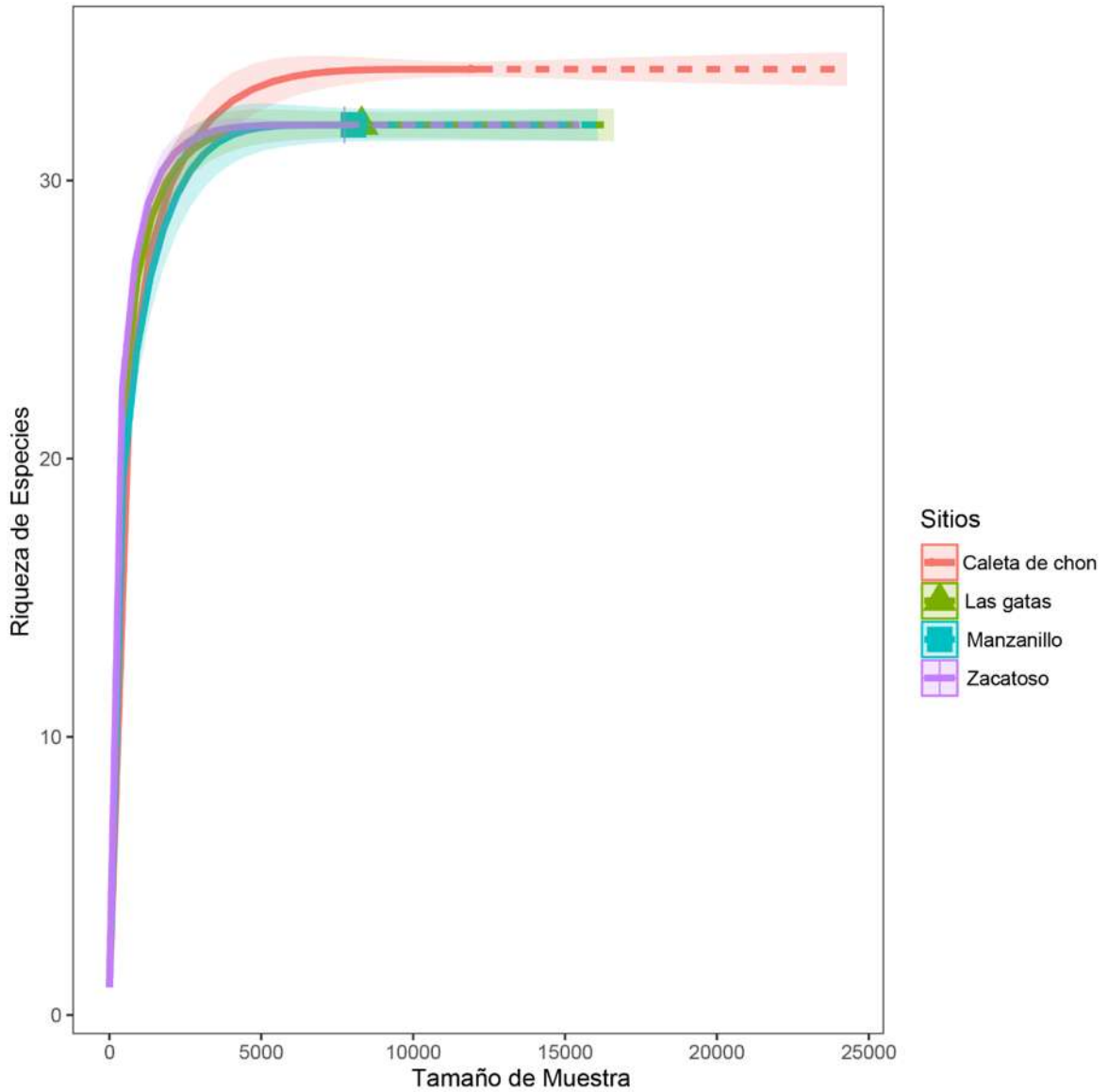


Figura 4.- Análisis de rarefacción, indicando la riqueza de especies por sitio y la completitud del muestreo.

Aunque la riqueza y abundancia en la mayoría de las especies registradas es diferente entre temporadas, las especies más abundantes fueron *Thalassoma lucasanum* y *Stegates acapulcoensis*. De manera general, la temporada relacionada a CC presentó una mayor riqueza (54 spp), y abundancia por especie. Durante el periodo relacionado a CEN, la riqueza de especies disminuyó (36 spp), y de igual

forma la abundancia por especie fue menor en comparación con la temporada relacionada a CC (Figura 5).

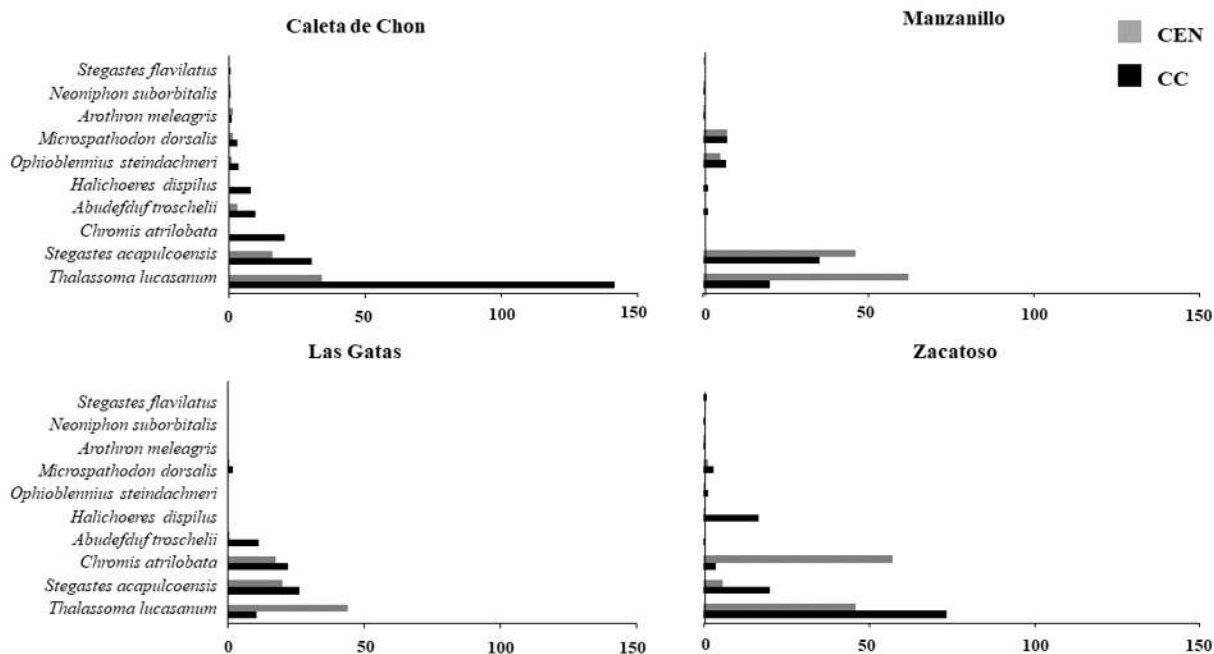


Figura 5.- Abundancia de las especies en los sitios por temporadas. Se muestran solo las especies con abundancias mayores a diez individuos por localidad.

Con base en los índices de diversidad utilizados, Shannon indicó diferencias significativas entre temporadas ($\chi^2=110.32$, g.l.=7, $p<0.001$), mostrando una mayor diversidad en la temporada influenciada por CC con valores de entre 1.28-1.57 en comparación con CEN. En CC, el sitio que presentó valores significativamente más altos fue Manzanillo mientras que el sitio con menor diversidad fue Caleta de Chon (tabla 5). Por otro lado, en la temporada relacionada con la CEN, el mismo índice mostró valores entre 1.04-1.025, lo que sugiere una menor diversidad en esta temporada en comparación con la CC. Al contrario que en CC, en esta temporada (CEN) el sitio con mayor diversidad fue Caleta de Chon ($H=1.25$), mientras que las que presentaron una menor diversidad fueron Zacatoso y Las Gatas.

De igual forma, los resultados obtenidos con el índice de Simpson mostraron los mismos patrones, ya que en la temporada de CC presentó los valores más altos (0.62-0.70), indicando una mayor diversidad en CC, y de la misma manera Manzanillo mostró valores mayores en CC (0.58-0.70) en comparación con CEN (D=0.47-0.55), la mayor diversidad se obtiene en el sitio Caleta de Chon. (Tabla 5). En cuanto a la diversidad Beta muestra que existe un recambio de especies durante ambas temporadas (CC R=0.51, p=0.001; CEN R=0.41, p=0.001), así mismo la composición de especies en los sitios cambia siendo mayor durante la temporada de CC.

Tabla 5.- Índices de diversidad Simpson (D) y Shannon (H') para los sitios muestreados en las diferentes temporadas; CC = Corriente de California; CEN = Corriente Ecuatorial del Norte.

Sitios	CC		CEN	
	D	H'	D	H'
Caleta de Chon	0.581±0.103	1.28±0.251	0.555±0.139	1.258±0.317
Las Gatas	0.68±0.076	1.533±0.187	0.51±0.098	1.047±0.221
Manzanillo	0.707±0.062	1.58±0.202	0.546±0.069	1.141±0.181
Zacatoso	0.626±0.145	1.481±0.371	0.473±0.115	1.044±0.265

El NMDS para evaluar las agrupaciones de las comunidades de peces en las distintas temporadas y entre sitios, mostró diferencias significativas en las dos temporadas, la temporada CC presentó diferencias en la composición de los sitios, ya que Zacatoso y Las Gatas no comparten especies. La temporada CEN en cambio muestra una mayor variación en Las Gatas y Zacatoso (Figura 6). El análisis de similitud (ANOSIM) nos muestra el comportamiento de las comunidades de peces (R=0.45 p=0.001), obteniendo una disimilitud en la riqueza de especies entre temporadas.

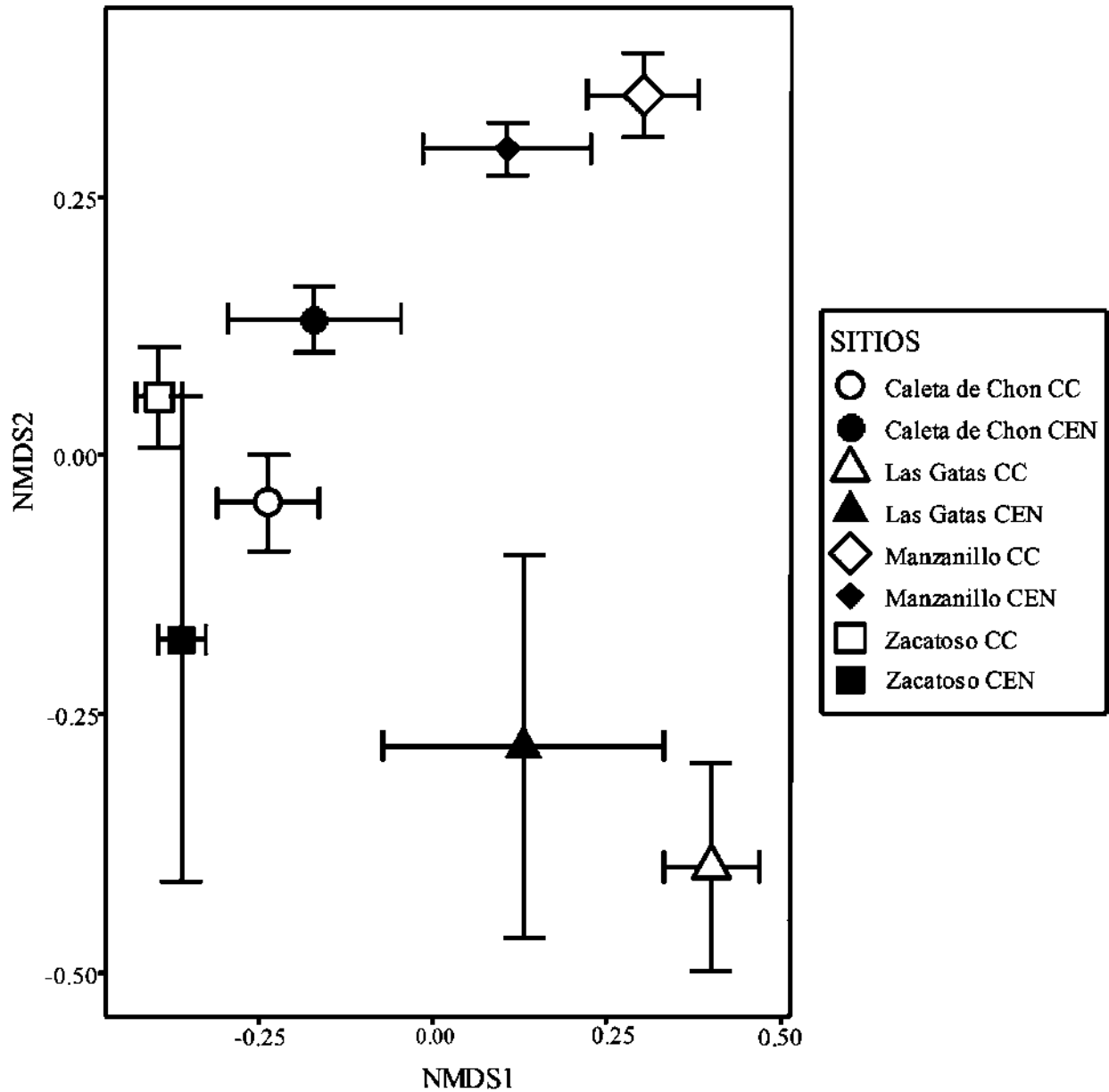


Figura 6.- Análisis multidimensional no métrico implementado en ambas temporadas (CC y CEN)

En cuanto a la relación del ambiente y la comunidad se tomaron en cuenta los valores de correlación mayores a 0.4, mostrando que el MSD1 presenta una correlación con la profundidad, el MDS 2 con la cobertura de roca y el MDS3 se encuentra relacionado con las variables químicas: temperatura, oxígeno disuelto y salinidad.(Tabla 6).

Tabla 6.- Correlaciones de las variables químicas, físicas, y de los respectivos componentes principales (CPx-Q = Físicoquímicos; CPx-F = Físicos) con los ejes obtenidos de los análisis no- métrico multidimensional.

	MSD1	MDS2	MDS3
Temperatura	-0.334	-0.119	-0.608
pH	0.024	-0.128	-0.073
Salinidad	0.291	0.101	0.593
Oxígeno disuelto	-0.342	-0.249	-0.523
CP1-Q	-0.343	-0.246	-0.529
CP2-Q	0.059	-0.169	0.257
CP3-Q	-0.334	-0.077	-0.553
Profundidad	-0.489	-0.038	0.055
Arena	0.170	0.194	0.007
Coral	0.099	0.265	0.033
Roca	0.047	-0.465	-0.040
Escombros	-0.129	0.182	-0.003
Rugosidad	-0.237	0.161	0.061
CP1-F	-0.091	0.383	0.024
CP2-F	-0.113	-0.286	-0.046
CP3-F	0.126	0.056	-0.012
Heterogeneidad (H')	-0.026	0.299	0.050

8. Discusión

El presente estudio aborda la relación y dinámica temporal de las comunidades de peces conspicuos con los factores ambientales (variables químicas y físicas), tomando como modelo de estudio los ecosistemas arrecifales de la costa de Ixtapa- Zihuatanejo. De manera general, los resultados muestran cambios en la composición y abundancia de las especies, relacionados principalmente con las características físicas de los diferentes sitios, y en menor medida con factores asociados a cambios fisicoquímicos producidos por la influencia de las diferentes corrientes marinas (e.g. CC y CEN).

Los sitios considerados en este estudio presentaron diferencias en las variables físicas y químicas en un periodo anual, el cual fueron delimitados con base en la estacionalidad asociada a las corrientes marinas. Las variables químicas presentaron una menor variación a lo esperado, pero con cambios estadísticamente significativos: en la temporada fría (CC) la temperatura presentó una media de $26.5^{\circ}\text{C} \pm 0.42$, mientras que en la temporada cálida (CEN) fue de $29.8^{\circ}\text{C} \pm 0.19$. Esta variación anual en temperatura es menor a la que se presenta en la parte norte del Pacífico Mexicano (e.g. costas de Baja California), en la que se reportan temperaturas de 21°C en temporada fría y de 26°C en temporada cálida (Alvarez-Filip, *et al.* 2006; Barjua, *et al.* 2012). Esta menor variación entre ambas temporadas se atribuye a que la costa del estado de Guerrero, geográficamente pertenece a la Piscina Cálida del Pacífico (PCP) y presenta un flujo constante de agua cálida (ca. 27°C) centrada a lo largo de la latitud 7°N , provocando una estacionalidad térmica en el suroeste del Pacífico mexicano y Guatemalense. También, en esta zona geográfica confluye una masa de agua fría que se desplaza por la influencia de los vientos alisios (CC) en dirección norte-sur en invierno y hasta primavera, lo que genera una disminución de la temperatura (Fiedler *et al.* 2006; Kessler 2006).

Aunado a lo anterior, la influencia de la CC en los sitios considerados en este estudio también produjo un aumento en la salinidad, ya que se reporta que las masas de agua de esta corriente presentan valores de salinidad de 34 ppt (Fiedler et al 2006; Kessler 2006). Estos cambios en la salinidad producidos por la CC en el Pacífico Mexicano están relacionados con la mezcla en la columna de agua principalmente con aguas profundas durante el verano y otoño (Portela, et al. 2016). Por otro lado, el pH presentó poca diferencia entre temporadas (CC 7.93 ± 0.06 ; CEN 7.94 ± 0.09), pero estas diferencias fueron significativas estadísticamente. Estos valores se encuentran en el rango reportado para la costa de Guerrero (7.88- 8.37), los cuales han sido relacionados inversamente con la cantidad de dióxido de carbono (CO_2), indicando que valores bajos de pH (< 7.0) podrían afectar a los organismos marinos (Pérez-Moreno, et al. 2016). Las diferencias significativas obtenidas para esta variable se pueden atribuir a la diferencia estadística que se obtuvo entre grupos, ya que la diferencia dentro de grupos es baja.

Al igual que las variables fisicoquímicas mencionadas anteriormente, los cambios en la concentración de oxígeno también están altamente relacionadas con las corrientes marinas, así como los movimientos producidos por los vientos alisios (Fiedler et al. 2006; Maske, et al. 2019). En el presente estudio los valores de oxígeno disuelto relacionado a la CC fueron menores (99.04 ± 7.43 mg/l) que la relacionada con la CEN (111.03 ± 3.58 mg/l). Esto se atribuye al incremento en la productividad primaria producido por las surgencias marinas y generadas por los vientos alisios a lo largo de la CC, lo que provoca una mayor variación diel en el consumo de oxígeno disuelto por los productores primarios, lo que reduce la concentración de oxígeno a nivel local (Chiappa-Carrara, et al. 2019).

En ambientes marinos y dulceacuícolas, se ha comprobado la importancia y relación de las variables químicas del agua con la estructura de las comunidades ícticas (*e.g.* Brind'Amour et al., 2005; Escalera-Vázquez et al., 2010; Dos santos et al., 2017). Sin embargo, recientemente la evidencia sugiere que la estructura física del hábitat puede determinar de manera significativa la estructura de las

comunidades de peces principalmente en ecosistemas marinos (Hixon y Beets, 1993; Ault y Johnson, 1998; Jones y Syms, 1998), así como es parte fundamental de los mecanismos que promueven interacciones bióticas implicadas en procesos denso-dependientes (Caley et al., 1996; Robertson, 1996; Hixon y Carr, 1997). En el presente estudio se obtuvo que una mayor diversidad de sustrato (destacando la equidad en la distribución), en profundidades entre 8 y 10 m, y sitios con mayor complejidad topográfica (*e.g.* rugosidad) sugieren una relación positiva con la riqueza y abundancia de las especies. Particularmente, los sitios CH y ZC, fueron más diversos en tipo de sustrato, mientras que MZ y LG presentaron mayor profundidad y rugosidad, resaltando que éste último es el sitio que presentó una menor heterogeneidad de hábitat con relación a las variables consideradas (*e.g.* arena, escombros, profundidad).

Las variables mencionadas anteriormente están relacionadas no solamente con la presencia y abundancia de diferentes especies de peces marinos, sino también con procesos y mecanismos ecofisiológicos (*e.g.* actividad muscular, crecimiento, reproducción), y con cambios en el comportamiento relacionados a su historia de vida (Perry, et al. 2005). Los resultados del presente estudio muestran que la dominancia en términos de abundancia la presentaron las especies *Thalassoma lucasanum* y *Stegastes acapulcoensis*. Ambas especies se consideran componentes bióticos importantes, ya que contribuyen con más del 60% de la biomasa total de peces en los sitios costeros del Pacífico Oriental Tropical (Arias- Godínez; 2019). También, se observó una mayor riqueza y abundancia de especies relacionada a la CC (49 spp) en comparación con la temporada relacionada a la CEN (36 spp). Por otro lado, al considerar el gremio trófico al que pertenece cada especie, se encontró que las especies omnívoras, herbívoras y plactívoras varían de una a cuatro especies entre ambas temporadas, mientras que las especies carnívoras muestran una mayor abundancia durante la temporada CC. El cambio en la riqueza relacionado al aumento de especies carnívoras sugiere una relación con las surgencias marinas,

ya que en esta época del año generan un aporte significativo de nutrientes, por lo que aumenta la productividad primaria y la abundancia de presas, ya sean peces de la misma comunidad u otras especies de invertebrados como crustáceos o esponjas (Fulton y Bellwood, 2005; Dornelas, et al., 2006; Tian et al., 2014; Ramos-Santiago, 2017).

Con base en la técnica de muestreo, los censos mediante el uso de videotransectos han sido utilizados para monitorear y obtener datos de riqueza y abundancia de diferentes grupos biológicos relacionados a arrecifes (e.g. bentos: Ramos et al., 2009; peces: Wartenberg y Booth, 2014). De manera general, esta técnica se considera con un alto nivel de precisión, resaltando que siempre se debe cubrir la misma área de muestreo y considerar la experiencia del buzo (u operador de drones subacuáticos) para seguir de manera homogénea el trazado del transecto con la cámara de video (Dance et al., 2011). Lo anterior, permite relacionar la riqueza y abundancia de peces con variables y cambios ambientales, ya que disminuye el muestreo asociado al error humano (Ramos et al., 2009; Rogers et al., 2001; Hill y Wilkinson, 2004). Por otro lado, la identificación de peces arrecifales conspicuos hasta nivel de especie por medio de videos es aceptable, destacando que el personal asignado a la identificación de los mismos debe tener experiencia, para esto se sugiere realizar monitoreos previos a la obtención de los datos finales (Peters, 1991; Wartenberg y Booth, 2014). En el presente estudio se consideraron en el muestreo todos los parámetros mencionados anteriormente, lo sugiere certeza en la obtención la riqueza y abundancia de los peces conspicuos en la costa de Guerrero. Con base en lo anterior, los resultados mostraron una riqueza total de 54 especies, las cuales se consideran como especies residentes de los arrecifes del Pacífico Oriental Tropical (Allen y Robertson, 2015).

La curva de rarefacción mostró una asíntota para todos los sitios muestreados, lo que sugiere una buena representación de las especies presentes en un periodo anual. La riqueza reportada para diferentes sitios del Pacífico mexicano varía con base en el tiempo y extensión geográfica muestreada, así como la

clasificación taxonómica y técnicas de muestreo. Para la bahía de Ixtapa-Zihuatanejo se reportan cerca de 50 especies conspicuas y 108 como crípticas, pelágicas y de fondos blandos, y en otros sitios de las costas del estado de Guerrero (e.g. bahía de Acapulco), se reportan 114 especies, de las cuales no se mencionan si son crípticas, conspicuas o ambas (Palacios Salgado et al., 2005; Valencia-Méndez et al., 2021). Por otro lado, en las costas del Pacífico mexicano con una mayor variación estacional (e.g. Golfo de California), se reportan 85 especies de peces conspicuos en una zona que abarca ca. de 500 km de línea de costa (Fernández-Rivera et al., 2018). La diferencia en términos de abundancia en comparación con los diferentes trabajos realizados, sugiere que las técnicas y tiempo de muestreo influyen significativamente en la obtención de la riqueza de especies (García D. 2006). Cabe resaltar que para el Pacífico mexicano se han reportado condiciones anómalas cada 4 o 5 años por la presencia del El Niño/Southern Oscillation (ENSO) (Fiedler and Talley 2006), caracterizado por la modificación hacia el fondo en la termoclina y la nutriclina, lo que ocasiona efectos negativos en la producción primaria (Valencia-Méndez et al., 2021). Con base en lo anterior, la riqueza de especies en la temporada de muestreo del presente estudio también puede estar relacionado al efecto ENSO (NOA, 2020).

De las 54 especies registradas en el presente estudio, 32 de ellas se encontraron durante todo el periodo de muestreo. Considerando ambas temporadas, los índices de diversidad alfa (entre sitios) y beta muestran valores más altos en CC. Estos cambios están relacionados a la presencia de 17 especies diferentes solo en este periodo, mientras que, para CEN, la diferencia es de solo cinco especies (Tabla 5). Cabe resaltar, que las abundancias de las especies *Thalassoma lucasanum*, *Stegastes acapulcoensis*, *Chromis atrilobata*, *Abudefduf troschelii*, cambian entre temporadas lo que influye en los cambios en la diversidad tanto alfa como beta (Figura 5).

De manera general, el sitio que presentó una mayor variación en la abundancia relativa fue CH, destacando que también fue uno de los sitios con una mayor heterogeneidad considerando la

composición del sustrato y el índice H'. Por otro lado, LG presentó una menor riqueza y abundancia a lo largo del año, lo cual está relacionado con una menor variación y heterogeneidad con base en la composición del sustrato, ya que su estructura se conforma principalmente de roca. El ACP mostró que las variables de mayor importancia dentro de la estructura de los sitios es la presencia de roca y coral. Esto sustenta lo que menciona Galván-Villa et al., (2010) y Galván-Villa (2015), la presencia de roca y coral están altamente relacionadas con la dominancia de los peces, y a su vez generan microhábitats y promueven la disponibilidad de espacios para refugio, lo que permite albergar una mayor abundancia y riqueza de especies (Lorenzo-Álvarez et al., 2006; Valencia-Méndez et al., 2021). También es importante mencionar que esta variación se podría atribuir a otros procesos que no fueron evaluados como lo es la depredación, competencia, reclutamiento y conducta.

Finalmente, nuestros resultados muestran una relación entre las variables abióticas (físicas y químicas) y las comunidades ícticas, en las que resaltan variables como la composición y rugosidad del sustrato de cada sitio. Esto sugiere que la estructura de la comunidad está altamente relacionada con procesos y mecanismos deterministas (teoría del ensamblaje por diferenciación de nicho), ya que los rasgos de las especies y la similitud del nicho juegan un papel de importe (Tilman, 2004; Chase, 2005; Morin, 2011; Córdoba-Tapia y Zambrano, 2015). Cabe resaltar que, considerando la escala temporal de este estudio, no podemos descartar que la estructuración de la comunidad esté relacionada por mecanismos neutrales, en donde el supuesto de que todos los individuos son demográficamente idénticos, independientemente de la especie (Hubbell, 2001; Dornelas et al. 2006). Esto cobra importancia en ambientes marinos con peces conspicuos, ya que la dinámica temporal y los cambios en las condiciones del agua asociados a esto promueven mecanismos de estructuración de nicho de manera temporal, lo que sugiere que en la época del año en donde convergen muchas especies en tiempos reproductivos y/o búsqueda de alimento y refugio, los mecanismos como competencia son más fuertes

en dicha ventana de tiempo. Por otro lado, al cambiar las condiciones ambientales en la misma área, mecanismos de dispersión (e.g. migración) estarán más asociados a la estructura de la comunidad.

Lo anterior sugiere que la diversidad y los mecanismos de estructuración están altamente asociados a la combinación de procesos de nicho y neutrales en ambientes marinos (Vergnon et al., 2009). Esto es consistente en ambientes altamente diversos como el estudiado en el presente trabajo (e.g. arrecifes), en los cuales se sugiere de manera empírica que existen mecanismos neutrales y de nicho actuando en la misma área geográfica, pero a diferentes tiempos en un área determinada.

9. Referencias

- Abeyasinghe, W., and Punchi-Manage, R. (2020). Beyond neutrality: adding habitat filtering to neutral models. *Ecological Processes*, 9, 1-9. doi:10.1186/s13717-020-00228-7
- Allen, G. and D. Ross-Robertson (1994). *Fishes of Tropical Eastern Pacific*. Honolulu: University of Hawaii Press.
- Alvarez-Filip, L., Reyes-Bonilla, H., and Calderon-Aguilera, L. E. (2006). Community structure of fishes in Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Marine ecology*, 27(3), 253-262. doi:10.1111/j.1439-0485.2006.00108.x
- Arias-Godínez, G., Jiménez, C., Gamboa, C., Cortés J., Espinosa, M., Alvarado, J. J. (2019). Spatial and temporal changes in reef fish assemblages on disturbed coral reefs, north Pacific coast of Costa Rica. *Marine ecology*, 1-13. doi:10.1111/maec.12532.
- Barjau, E., Rodríguez-Romero, J., Galván, F., Gutiérrez, F., and López, J. (2012). Estructura temporal y espacial de la comunidad de peces arrecifales de la Isla San José, Golfo de California, México.

Revista de Biología Tropical, 60(2), 649-667. Recuperado de:
https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442012000200012

Bell, G. (2005). The co-distribution of species in relation to the neutral theory of community ecology. *Ecology*, 86(7), 1757-1770. doi 10.1890/04-1028:

Bellwood, D. R., y Wainwright, P. C. (2002). The history and biogeography of fishes on coral reefs.en Lieske, E. y Myers, R. (Eds), *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*, (pp. 5, 32). Recuperado de [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=LMyCjBlAj5MC&oi=fnd&pg=PA33&dq=Bellwood,+D.+R.,+y+Wainwright,+P.+C.+\(2002\).+The+history+and+biogeography+of+fishes+on+coral+reefs.en++Coral+reef+fishes:+dynamics+and+diversity+in+a+complex+ecosystem,+5,+32&ots=tQZOxJpLXC&sig=oD9Vk5cV7sMgIHrzeI_CJfOQHLA#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=LMyCjBlAj5MC&oi=fnd&pg=PA33&dq=Bellwood,+D.+R.,+y+Wainwright,+P.+C.+(2002).+The+history+and+biogeography+of+fishes+on+coral+reefs.en++Coral+reef+fishes:+dynamics+and+diversity+in+a+complex+ecosystem,+5,+32&ots=tQZOxJpLXC&sig=oD9Vk5cV7sMgIHrzeI_CJfOQHLA#v=onepage&q&f=false)

Bowen, B. W., Rocha, L. A., Toonen, R. J., & Karl, S. A. (2013). The origins of tropical marine biodiversity. *Trends in ecology & evolution*, 28(6), 359-366. doi: 10.1016/j.tree.2013.01.018

Brian G. Peterson and Peter Carl (2020). PerformanceAnalytics: Econometric Tools for Performance and Risk Analysis. R package version 2.0.4. <https://CRAN.R-project.org/package=PerformanceAnalytics>

Brind'Amour, A., Boisclair, D., Legendre, P., and Borcard, D. (2005). Multiscale spatial distribution of a littoral fish community in relation to environmental variables. *Limnology and Oceanography*, 50(2), 465-479 doi: 10.4319/lo.2005.50.2.0465

Brown, B. E., Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2002). Serial patterns of biodiversity change in corals across shallow reef flats in KO Phuket, Thailand, due to the effects of local (sedimentation) and regional (climatic) perturbations. *Marine Biology*, 141, doi:10.1007/s00227-002-0810-0

- Buschke, F. (2021). Neutral theory exposes the challenge of bending the curve of biodiversity loss for the post-2020 Global Biodiversity Framework. Authorea Preprints. doi:0.22541/au.161605601.11680229/v1
- Calderón Aguilera. E., Reyes Bonilla. H., Norzagaray López C., López Pérez R. (2017). Los arrecifes coralinos de México: servicios ambientales y secuestro de carbono. Elementos para políticas públicas, 1, 53. Recuperado de: <http://www.lead.colmex.mx/pdfs/elementos-politicas-publicas-ene-abr-2017.pdf#page=55>
- Carranza-Edwards, A., M. Gutiérrez-Estrada andy R. Rodríguez-Torres. (1975). Unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del instituto de ciencias del mar y limnología.*, 2: 81-88. Recuperado de: <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1975-1/articulo13.html>
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, 265-270. Recuperado de: <https://www.jstor.org/stable/4615964?seq=1>
- Chase, J. M. (2005). Towards a really unified theory for metacommunities. *Functional Ecology* 19: 182–186. doi:10.1111/j.0269-8463.2005.00937.x
- Chase, J. M. (2007). Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(44), 17430-17434. doi: 10.1073/pnas.0704350104.
- Chave, J. (2004). Neutral theory and community ecology. *Ecology letters*, 7(3), 241-253. doi:10.1111/j.1461-0248.2003.00566.x

- Chave, J., Muller-Landau, H. C., and Levin, S. A. (2002). Comparing classical community models: theoretical consequences for patterns of diversity. *The American Naturalist*, 159(1), 1-23. doi:10.1086/324112
- Chiappa-Carrara, X., Enríquez, C., Papiol, V., Mariño-Tapia, I., and Reyes-Hernández, C. (2019). Pacific Coast of Mexico. *In World Seas: and Environmental Evaluation* (pp. 655-671). doi 10.1016/B978-0-12-805068-2.00045-0:
- (CONAGUA). 2015. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Bahía de Zihuatanejo (1216), Estado de Guerrero. Diario Oficial de la Federación. Recuperado de: https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/guerrero/DR_1216.pdf
- Córdova-Tapia, F., y Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78-87. doi:10.7818/ECOS.1077
- Dominici-Arosemena, A. and Wolff, M Wolff. (2006). Reef fish community structure in the Tropical Eastern Pacific (Panamá): living on a relatively stable rocky reef environment. *Helgoland Marine Research*. 60(4): 287-305. doi:10.1007/s10152-006-0045-4
- Dornelas, M., Connolly, S. R., and Hughes, T. P. (2006). Coral reef diversity refutes the neutral theory of biodiversity. *Nature*, 440(7080), 80-82. doi: 10.1038/nature04534
- Dos Santos, N. C. L., de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Araújo, I. M., y Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802(1), 245-253. doi:10.1007/s10750-017-3274-4

- Duffy, J. E. (2003). Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology letters*, 6(8), 680-687. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00494.x
- Fiedler, P. C., & Talley, L. D. (2006). Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 143-180. doi: 10.1016/j.pocean.2006.03.008
- Floeter, S. R., Krohling, W., Gasparini, J. L., Ferreira, C. E. L., Zalmon, I. R. (2007) Reef fish community structure on coastal islands of southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environ Biol Fish* 78(2), 147–160. doi: 10.1007/s10641-006-9084-6
- Fox RJ, Bellwood DR (2007) Quantifying herbivory across a coral reef depth gradient. *Mar Ecol Prog Ser* 339:49–59. doi:10.3354/meps339049
- Fulton, C. J., Bellwood, D. R., & Wainwright, P. C. (2005). Wave energy and swimming performance shape coral reef fish assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1565), 827-832. doi:10.1098/rspb.2004.3029
- García, D. (2006). La escala y su importancia en el análisis espacial. *Revista Ecosistemas*, 15(3). Recuperado de: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/158>
- García, A. y E. Lozano. (1980). Alimentación del bagre marino *Netuma platypogon* y su importancia como indicador de reclutamiento de postlarvas de langosta (Decapoda: Palinuridae), Guerrero, México. *Anales del centro de ciencias del mar.y limnologia*,7(2). Recuperado de: <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1980-2/articulo100.html>
- Galván-Villa, C. M., Arreola-Robles, J. L., Ríos-Jara, E., & Rodríguez-Zaragoza, F. A. (2010). Ensamblajes de peces arrecifales y su relación con el hábitat bentónico de la Isla Isabel, Nayarit,

México. *Revista de biología marina y oceanografía*, 45(2), 311-324. doi: 10.4067/S0718-19572010000200013

Galván-Villa, C. M. (2015). Estructura de los ensamblajes de peces arrecifales de tres áreas marinas protegidas del pacífico mexicano. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 2(4), 69-86.

Glynn, P. W., Alvarado, J. J., Banks, S., Cortés, J., Feingold, J. S., Jiménez, C., .and Zapata, F. A. (2017). Eastern Pacific coral reef provinces, coral community structure and composition: an overview. *Coral reefs of the eastern tropical Pacific*, 107-176. doi: 10.1007/978-94-017-7499-4_5

Glynn, P. W., and Morales, G. E. L. (1997). Coral reefs of Huatulco, West Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical*, 1033-1047. Recuperado de: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/21114/21241>

Bonilla, H. R., and Pérez, A. L. (1998). Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas*, 24(2), 211-224. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/pdf/480/48024206.pdf>

Gotelli, N. J., and Graves, G. R. (1996). Null models in ecology.

Hill, J., and Wilkinson, C. L. I. V. E. (2004). Methods for ecological monitoring of coral reefs. *Australian Institute of Marine Science*, Townsville, 117. Recuperado de: <https://www.dcbd.nl/sites/default/files/documents/IUCN%202004-023.pdf>

Holt, R. D. (2006). Emergent neutrality. *Trends in ecology & evolution*, 21(10), 531-533. doi:10.1016/j.tree.2006.08.003

- Hooper, D. U., Chapin Iii, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., andy Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35. doi:10.1890/04-0922
- Hsieh T. C. Hsieh, Ma K. H. Ma and Anne Chao. 2020 iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20 URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.
- Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press..
- Hubbell, S. P. (2006). Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87(6), 1387-1398. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1387:NTATEO]2.0.CO;2
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B., and Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82-90. doi:10.1038/nature22901
- Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., and Warner, R. R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *science*, 293(5530), 629-637. doi:10.1126/science.1059199
- Jari Oksanen, F., Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Kessler, W. S. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 181-217. doi:10.1016/j.pocean.2006.03.009
- Li, L., and Ma, Z. S. (2020). Species sorting and neutral theory analyses reveal archaeal and bacterial communities are assembled differently in hot springs. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*, 8, 464. doi: 10.3389/fbioe.2020.00464
- López-Pérez, R. A., Calderón-Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., Carriquiry, J. D., Medina-Rosas, P., Cupul-Magaña, A. L., and Luna-Salguero, B. M. (2012). Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Marine Ecology*, 33(4), 407-416. doi:10.1111/j.1439-0485.2011.00505.x
- Lowe, J. R., Williamson, D. H., Ceccarelli, D. M., Evans, R. D., and Russ, G. R. (2019). Responses of coral reef wrasse assemblages to disturbance and marine reserve protection on the Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 166(9), 1-21. doi:10.1007/s00227-019-3566-5
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). The theory of island biogeography (Vol. 1). *Princeton university press*.
- MacArthur, R., & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The american naturalist*, 101(921), 377-385. doi:10.1086/282505
- Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton university press.
- Maske, H., Escovar, E., Sanchez, L., Almeida-Jauregi, C., Chapa-Balcorta, C., Sosa-Avalos, R., and Hernández-Ayón, J. M. (2019). Zona del mínimo de oxígeno en el Pacífico Mexicano. In Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono Texcoco, Estado de México, México. Recuperado de: [https://www.researchgate.net/profile/Cecilia-Chapa-](https://www.researchgate.net/profile/Cecilia-Chapa)

Balcorta/publication/335310110_Capitulo_5_ZONA_DEL_MINIMO_DE_OXIGENO_EN_EL_PACIFICO_MEXICANO/links/5d5d567192851c376370e8c4/Capitulo-5-ZONA-DEL-MINIMO-DE-OXIGENO-EN-EL-PACIFICO-MEXICANO.pdf

- Mason, N. W., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Wilson, J. B., and Argillier, C. (2008). Does niche overlap control relative abundance in French lacustrine fish communities? A new method incorporating functional traits. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 661-669. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01379.x
- McCune, B., Grace, J. B., and Urban, D. L. (2002). Analysis of ecological communities (Vol. 28). Glendeden Beach, OR: MjM software design.
- Melo, F. J. F. R., Reyes-Bonilla, H., Ramírez-Ortiz, G., and Alvarez-Filip, L. (2018). Latitudinal variation in structure and function of conspicuous reef fish assemblages along the western Gulf of California. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(4), 1154-1166. doi:10.22201/ib.20078706e.2018.4.2231.
- Moberg, F., and Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological economics*, 29(2), 215-233. doi: 10.1016/S0921-8009(99)00009-9
- Morin, P. J. (2011). Community ecology. Wiley Blackwell, Estados Unidos.
- Mouillot, D., Dumay, O., and Tomasini, J. A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4), 443-456. doi:10.1016/j.ecss.2006.08.022

- Nava, H., and Ramírez-Herrera, M. T. (2012). Land use changes and impact on coral communities along the central Pacific coast of Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 65(4), 1095-1104. doi:10.1007/s12665-011-1359-3
- Nava, H., Ramírez-Herrera, M. T., Figueroa Camacho, A. G., Villegas-Sanchez, B. M., (2014) Habitat characteristics and environmental factors related to boring sponge assemblages on coral reefs near populated coastal areas on the Mexican Eastern Pacific coast. *Marine Biodiversity*. 44, 45-54. doi:10.1007/s12526-013-0182-3.
- Osorio García, M., Villalon Arias, A. V., Serrano Barquín, R. D. C., Mendoza Ontiveros, M., Ortega, S., y Adair, O. (2018). La percepción de los impactos del turismo en la comunidad de Ixtapa-Zihuatanejo, México, desde el modelo de mapas causales. Recuperado de: <http://ucs.br/etc/revistas/index.php/rosadosventos/article/view/5426>
- Palacios-Salgado, D. S., Ramírez-Valdez, A., Rojas-Herrera, A. A., Amores, J. G., and Melo-García, M. A. (2014). Marine fishes of Acapulco, Mexico (Eastern Pacific Ocean). *Marine Biodiversity*, 44(4), 471-490. doi:10.1007/s12526-014-0209-4
- Patrón Soberano, K. (2008). Apreciación del valor de la conservación de la biodiversidad: el caso de los arrecifes coralinos de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero. (Tesis de licenciatura). El colegio de la frontera. Recuperada de: https://www.colef.mx/posgrado/wp-content/uploads/files/Tesis%20MAIA_Kristofer%20Patr%F3n%20Soberano.pdf
- Paulay, G. (1997). Diversity and distribution of reef organisms. *Life and death of coral reefs*, 198-229.
- Pérez-Moreno, V., Ramos-López, M. Á., Zavala-Gómez, C. E., and Rodríguez, M. Á. R. (2016). Heavy metals in seawater along the Mexican Pacific coast. *Interciencia*, 41(6), 419-423. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/pdf/339/33945816008.pdf>

- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., and Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308(5730), 1912-1915. doi: 10.1126 / science.1111322
- Peters, R. H. (1991). A critical for ecology. Cambridge: *Cambridge University Press*. (p. 366).
- Portela, E., Beier, E., Barton, E. D., Castro, R., Godínez, V., Palacios-Hernández, E., and Trasviña, A. (2016). Water masses and circulation in the tropical Pacific of central Mexico and surrounding areas. *Journal of Physical Oceanography*, 46(10), 3069-3081. doi:10.1175/JPO-D-16-0068.1
- Portner, H. O., and Knust, R. (2007). Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *science*, 315(5808), 95-97. doi:10.1126/science.1135471
- Ramos, C. A. C., Amaral, F. D., de Kikuchi, R. K. P., Chaves, E. M., and de Melo, G. R. (2010). Quantification of reef benthos communities and variability inherent to the monitoring using video transect method. *Environmental monitoring and assessment*, 162(1), 95-101. doi:10.1007/s10661-009-0778-z
- Rogers, A., Blanchard, J. L., and Mumby, P. J. (2014). Vulnerability of coral reef fisheries to a loss of structural complexity. *Current Biology*, 24, 1000–1005. doi:10.1016/j.cub.2014.03.026
- Rossi, J. P. (2011) rich: an R package to analyse species richness. *Diversity*. 3(1): 112-120.
- Ross-RobertsonD. Ross-Robertson y Allen, G. 2015. Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea. Versión 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Safuan, M., Boo, W. H., Siang, H. Y., Chark, L. H., and Bachok, Z. (2015). Optimization of coral video transect technique for coral reef survey: Comparison with intercept transect technique. *Open Journal of Marine Science*, 5(04), 379. doi: 10.4236/ojms.2015.54031

- Salas, E., Sánchez-Godínez, C., y Montero-Cordero, A. (2015). Peces marinos de la Reserva Biológica Isla del Caño: Estructura de las comunidades de peces de arrecife y lista taxonómica actualizada de los peces costeros. *Revista De Biología Tropical*, 63, 97–116. doi: 10.15517/rbt.v63i1.23098
- Saldivar-Lucio, R., y Reyes-Bonilla, H. (2011). Monitoreo de la ictiofauna usando grupos taxonómicos superiores en el Parque Nacional Cabo Pulmo, México. *Revista De Biología Tropical*, 59, 871–885. doi:10.15517/rbt.v0i0.3146
- Zobel, M. 1997.
- Saldivar-Lucio, R., y Reyes-Bonilla, H. (2011). Monitoreo de la ictiofauna usando grupos taxonómicos superiores en el Parque Nacional Cabo Pulmo, México. *Revista De Biología Tropical*, 59, 871–885. doi:/10.15517/rbt.v0i0.3146
- Zobel, M. 1997.
- Saleh, A. (1993). Soil roughness measurement: chain method. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48(6), 527-529. Recuperado de: <https://www.jswnonline.org/content/48/6/527.short>
- Scherer-Lorenzen, M., and Schulze, E. D. (2005). *Forest diversity and function: temperate and boreal systems*. Springer Science y Business Media.
- Simberloff, D., and Connor, E. F. (1981). Missing species combinations. *The American Naturalist*, 118(2), 215-239.
- Spalding, M. D., Ravilious, C., Green, E. P. (2001) *World atlas of coral reefs*. University of California Press, Berkeley
- Spalding, M. D., and Brown, B. E. (2015). Warm-water coral reefs and climate change. *Science*, 350, 769–771. doi:10.1126/science. aad0349
- Stubbs, W. J., Wilson, J. B. (2004). Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology* 92: 557–567. doi:10.1111/j.0022-0477.2004.00898.x

- Stubbs, W.J., Wilson, J.B. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology*. 92: 557–567. doi: 10.1111/j.0022-0477.2004.00898.x
- Thomson, D. A., L. T. Findley and A. N. Kerstitch (1979). *Reef Fishes of the Sea of Cortez*. University of Arizona Press, Boulder. 302 pp.
- Tian, Y., Uchikawa, K., Ueda, Y., and Cheng, J. (2014). Comparison of fluctuations in fish communities and trophic structures of ecosystems from three currents around Japan: synchronies and differences. *ICES Journal of Marine Science*, 71(1), 19-34. doi:10.1093/icesjms/fst169
- Tilman, D. (1982). Resource competition and community structure. Princeton university press.
- Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 10854–10861. doi:10.1073/pnas.0403458101
- Vergnon, R., Dulvy, N. K., and Freckleton, R. P. (2009). Niches versus neutrality: uncovering the drivers of diversity in a species-rich community. *Ecology letters*, 12(10), 1079-1090. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01364.x
- Wang, C., and Enfield, D. B. (2001). The tropical Western Hemisphere warm pool. *Geophysical research letters*, 28(8), 1635-1638. doi:10.1007/s12526-014-0262-z
- Wang, Z. (2021). Emergent Ecology: Neutral Theory of Ecosystems
- Wartenberg, R., and Booth, A. J. (2015). Video transects are the most appropriate underwater visual census method for surveying high-latitude coral reef fishes in the southwestern Indian Ocean. *Marine Biodiversity*, 45(4), 633-646. doi:10.1007/s12526-014-0262-z

- Wellborn, G. A., Skelly, D. K. and Werner, E. E. (1996). Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review Ecology and Systematics* 27: 337-363. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.27.1.337
- Wilson, E. O., & MacArthur, R. H. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Young, R. L., Haselkorn, T. S., and Badyaev, A. V. (2007). Functional equivalence of morphologies enables morphological and ecological diversity. *Evolution: International Journal of Organic Evolution*, 61(11), 2480-2492. doi:10.1111/j.1558-5646.2007.00210.x
- Zobel, M. (1997) The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence?. *Trends in Ecology and Evolution*. 12:266-269. doi: 10.1016/S0169-5347(97)01096-3