



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

**Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo
Integral Regional CIIDIR – Unidad Oaxaca**

**Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos
Naturales**

**“Biodiversidad de peces y paisaje acústico como indicadores del estado de
conservación de arrecifes coralinos de la costa de Oaxaca”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

ING. ARIEL ALEJANDRO HERNÁNDEZ RAFFAELLEE

DIRECTOR:

DR. GUSTAVO HINOJOSA ARANGO

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, enero de 2020.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca siendo las 12:45 horas del día 17 del mes de diciembre del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR OAXACA para examinar la tesis titulada: Biodiversidad de peces y paisaje acústico como indicadores del estado de conservación de arrecifes coralinos de la costa de Oaxaca.

Presentada por el alumno:

Hernández Raffaellee
Apellido paterno Apellido materno
Nombre(s): Ariel Alejandro

Con registro:

B	1	7	0	2	0	8
---	---	---	---	---	---	---

Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

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

LA COMISIÓN REVISORA

Director(a) de tesis


Dr. Gustavo Muñoz Arango



Dr. Emilio Martínez Ramírez



Dr. Marcelo Ulises García Guerrero



Dr. Aniceto Rodolfo Solano Gómez



Dr. José Roberto Sosa López

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez


CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL

OAXACA
CPR



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca el día 17 del mes de diciembre el año 2019, el (la) que suscribe Ariel Alejandro Hernández Raffaelle alumno(a) del Programa de Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales con número de registro B170208, adscrito a Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. Gustavo Hinojosa Arango y cede los derechos del trabajo titulado: Biodiversidad de peces y paisaje acústico como indicadores del estado de conservación de arrecifes coralinos de la costa de Oaxaca, 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. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección alex.1214@live.com.mx. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.




Ariel Alejandro Hernández Raffaelle
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD OAXACA
I.P.N.

Nombre y firma

Resumen

La costa central de Oaxaca cuenta con la presencia de arrecifes de coral que son uno de los ecosistemas más complejos, productivos y diversos del medio marino, siendo relevantes en aspectos biológicos, ecológicos y económicos. Sin embargo, se encuentran altamente amenazados debido al cambio climático y actividades antropogénicas no reguladas. En las últimas décadas, se han buscado formas innovadoras para monitorear el estado de salud de los arrecifes y diseñar estrategias de manejo efectivas para su protección. El presente trabajo propone el uso de la acústica marina para reducir costos y eficientizar los monitoreos; para ello se comparó dos métodos de monitoreo de la ictiofauna marina: 1) conteos visuales a lo largo de transectos lineales de 25 m y 2) el análisis del paisaje acústico asociado a los arrecifes de coral. Se obtuvieron grabaciones de video y acústicas de los peces marinos de seis arrecifes de coral, con diferente grado de perturbación: 1) conservado, 2) semi-perturbado y 3) perturbado, en la costa de Oaxaca, México. Se compararon cinco índices acústicos con tres medidas de diversidad de peces, mostrando que la Entropía Acústica (H) se correlacionó significativamente con uno de los números de la serie de Hill (q_0), obtenidos para los arrecifes conservados y perturbados. Sin embargo, se observó que los arrecifes en estado de conservación intermedio (semi-perturbado), presentan características de ambos extremos de conservación, por lo que no es posible diferenciarlos de manera precisa. En la actualidad la diversidad de la fauna de peces marinos se está perdiendo a gran velocidad y los índices acústicos proporcionan medidas eficientes y no invasivas para el estudio de la diversidad de la fauna marina.

Palabras clave:

Salud ambiental, monitoreo, peces, ruido, vocalización.

Abstract

The central coast of Oaxaca has count the presence of coral reefs that are one of the most complex, productive and diverse ecosystems of the marine environment, being relevant in biological, ecological and economic aspects. However, they are highly threatened due to climate change and unregulated anthropogenic activities. In recent decades, innovative ways have been sought to monitor the health of reefs and design effective management strategies for their protection. This paper proposes the use of marine acoustics to reduce costs and make monitoring more efficient by comparing two methods of monitoring marine ichthyofauna: 1) visual counts along 25 m line transects and 2) analysis of the acoustic landscape associated with coral reefs. Video and acoustic recordings were obtained of marine fishes from six coral reefs, with varying degrees of disturbance: 1) preserved, 2) semi-disturbed, and 3) disturbed, off the coast of Oaxaca, Mexico. Five acoustic indices were compared with three measures of fish diversity, showing that the Acoustic Entropy (H) correlated significantly with one of the Hill series numbers (q_0), obtained for both conserved and disturbed reefs. However, it was observed that reefs in intermediate conservation status (semi-disturbed), present characteristics of both conservation extremes, so it is not possible to differentiate them precisely. Currently, marine fish diversity is being lost at a high rate and acoustic indices provide efficient and non-invasive measures for the study of marine fauna diversity.

Keywords:

Environmental health, monitoring, fishes, noise, vocalization.

TABLA DE CONTENIDO

Introducción.....	4
Métodos.....	7
Sitio de estudio.....	7
Colecta de datos	8
Censos visuales de la ictiofauna marina por medio de video.....	8
Monitoreo acústico pasivo (MAP) de peces en arrecifes coralinos.....	9
Análisis estadísticos	10
Estimación de la diversidad de peces	10
Análisis del paisaje acústico	11
Comparación entre censo visuales y MAP	12
Resultados	12
Caracterización de la comunidad de peces	12
Distribución espacial de los índices acústicos	14
Discusión.....	17
Conclusiones.....	20
Referencias	21
Anexo I. Listado sistemático de especies de peces.....	26
Anexo II. Glosario	28

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de localización de los seis arrecifes analizados en la porción central del litoral del Estado de Oaxaca, México. Arrecifes conservados= triángulos, arrecifes semi-perturbados= cuadrados y arrecifes perturbados= círculos (Fuente: creado por Ramírez-Villanueva, R. para este trabajo)..... 8
- Figura 2.** Diseño de muestreo para el análisis de la relación de la biodiversidad de peces y el pasaje acústico con el estado de conservación de arrecifes coralinos en la costa central de Oaxaca. T=Transecto y ST=Subtransecto..... 9
- Figura 3.** Colocación de una grabadora Song Meter SM3M en uno punto de monitoreo (Fotógrafo: G. Hinojosa-Arango). 10
- Figura 4.** Estructura de la comunidad de peces dependiendo de su nivel trófico en seis arrecifes con diferente grado de conservación en la costa central de Oaxaca, México. 13
- Figura 5.** Gráficos de los resultados de la correlación por rangos de Spearman para la diversidad biológica en términos de número efectivo de especies (q_0) y la Entropía Acústica (H). En la gráfica a se presentan los puntos de monitoreo de 2 arrecifes coralinos considerados como conservados. La gráfica b muestra la misma comparación para arrecifes perturbados. 16

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Número de especies efectivas de peces por sitio y grado de conservación calculado mediante los números de Gill (Jost, 2006). Valores en negritas y *= sitios con valores más altos para cada indicador.	14
Tabla II. Prueba post-hoc de Tukey para comparar riqueza efectiva entre seis arrecifes de coral. Valores en negritas y *= con valor significativo.....	14
Tabla III. Índices acústicos del MAP en la porción central del litoral del Estado de Oaxaca, México. Se incluyen los géneros de peces reconocidos por sus vocalizaciones en arrecifes coralinos (Universidad de Rhode Island e Inner Space Center, 2019).	16
Tabla IV. Prueba post-hoc de Tukey entre H, ACI y AEI por arrecife. Valores en negritas y *= con valor significativo.....	17

DEDICATORIA

A **toda mi familia**; por su apoyo durante toda mi vida.

AGRADECIMIENTOS

Al **Instituto Politécnico Nacional (IPN)** por permitirme pertenecer a tan distinguida institución.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)**, por el apoyo económico brindado durante mis estudios.

Al **Proyecto Cátedras CONACyT; #1781**, “Caracterización y manejo de la diversidad biológica del Estado de Oaxaca”.

Al **Proyecto CONACyT Infraestructura; #251526**, por el equipamiento del laboratorio de Bioacústica y Ecología del Comportamiento para monitoreo acústico de animales terrestres y marinos.

Al **Dr. Gustavo Hinojosa Arango** por su apoyo, motivación, consejos y enseñanzas durante la realización de este trabajo y durante mi estadía en mis estudios de maestría.

A mi novia la **Biol. Ruth Itandehui Ramirez Villanueva** por todo su apoyo y paciencia para guiarme, sin ella esto no habría sido posible.

Al **M. en C. Fernando Gumeta Gómez** por apoyarme en los análisis estadísticos y correcciones al presente documento, que contribuyeron al mejoramiento de este trabajo.

A mis padres **Jaime Ariel Hernández Cruz** y **María del Refugio Raffaellee Sanchez** por todo el apoyo que siempre me han dado.

A mi hermana **Ilse Valeria Hernández Raffaellee** (Jambudis) por el apoyo a su manera.

A mis tíos **Julián Hernández Cruz** y **Herminia Girón Pablo** por brindarme su hogar y tratarme como uno más de sus hijos.

Al **Laboratorio de Gobernanza y Manejo de Recursos Marinos y Costeros** por el financiamiento y préstamo de material para censos visuales empleados durante los monitoreos.

Al **Laboratorio de Bioacústica y Ecología del Comportamiento** por el préstamo del material necesario para la realización de Monitoreo Acústico.

A mi **comité revisor** que contribuyeron con sus consejos al enriquecimiento del presente trabajo y formación profesional.

A **Erwin López Osorio** y **William Ku Peralta**, por su apoyo y disponibilidad de tiempo para el esclarecimiento de dudas.

A mis **compañero** y **amigos Josué, Miguel, Mariana, Elisa e Israel** del Laboratorio de Gobernanza y Manejo de Recursos Marinos y Costeros por su apoyo en salidas de campo y experiencias compartidas.

A mis amigos cercanos **Nelson, Leopoldo, Eugenio, Aurora, Ana Laura, Missael, Carlos, Isaías y Karla** por su amistad y apoyo.

A mis tíos **José Guadalupe, Toribio y Juan** por sus consejos y palabras de aliento que siempre me han brindado.

A mis tías **Virginia, María de los Ángeles, María Guadalupe, Anabel y Raquel** por todo el apoyo brindado a lo largo de toda mi vida.

A mis abuelos **Lucía y Tarsicio** que, aunque ya no están con vida siempre estarán presentes en mi vida.

A mi abuela **María Guadalupe** por todo su cariño, amor y cuidados que siempre me dio.

A la señora **Rosaura Romero[†]**, que siempre me trato como un hijo más, siempre la recordare con cariño.

A la familia **Girón** por todas sus atenciones y tratarme como un miembro más de su familia

Introducción

Los arrecifes de coral son considerados como uno de los ecosistemas más diversos y complejos del medio marino (Costanza et al.1997). Además de su importancia biológica y ecológica, son de gran importancia para el desarrollo de actividades económicas, como la pesca, la recreación, el turismo y el desarrollo de biotecnología (Aronson y William 1995; Carpenter et al. 2008; Paz-García 2015) y por los servicios ecosistémicos que proveen, como la protección de la costa contra la erosión y los huracanes (Ortiz 2005; Bertucci et al. 2016). Sin embargo, estos ecosistemas experimentan actualmente severos trastornos ecológicos debido a factores antropogénicos (Spalding 2004; Wilkinson y Souter 2008; Sale 2011). A nivel mundial, se registra una mortandad de 20% de los arrecifes de coral, mientras que el 25% está en una gran amenaza inmediata y el otro 25% se verá amenazado en 2050 debido a los efectos del desarrollo costero, la sobrepesca y los múltiples efectos asociados al cambio climático global (Chin et al. 2011).

En vista a las actuales amenazas que enfrentan los ecosistemas coralinos, se requieren programas de monitoreo, evaluación y de intervención a corto, mediano y largo plazo para lograr su conservación (Adjeroud et al. 2005). De estas actividades, el monitoreo constante resulta primordial para implementar acciones de restauración o para tomar acciones de respuesta rápida para enfrentar, contrarrestar o mitigar las amenazas y tener datos confiables para generar escenarios futuros que permitan un manejo más efectivo (Brodie et al. 2012; GBRMPA 2017; Imgraben et al. 2019). El método tradicional y más popular de monitoreo consiste en censos visuales subacuáticos (UVC por sus siglas en inglés) (Dickens et al. 2011). Sin embargo, este tipo de monitoreo ha sido criticado por la cantidad de tiempo y recursos tanto económicos como humanos que se requiere para su implementación; así mismo, se considera que es invasivo, limitado por la accesibilidad al medio marino (Dickens et al. 2011; Farina 2014; Farina y Gage 2017) y puede resultar demasiado costoso, limitando el mantener programas de monitoreo a largo plazo (Vianna et al. 2014).

Debido a todas las limitantes de método visual, se han propuesto algunas alternativas de monitoreo entre las que destaca el Monitoreo Acústico Pasivo (MAP), por ser no invasivo, confiable y económico para estudiar animales acústicamente activos, y disponer de

información sobre su distribución y actividades en un lugar y momento dado (Bradbury y Vehrencamp 1998; McCauley y Cato 2000; Luczkovich et al. 2008; Klinck et al. 2012). Por ejemplo, se ha usado para identificar las diferencias en la composición temporal, frecuencia y niveles de sonidos biológicos producidos por peces durante actividades de cortejo (Gerald 1971; Myrberg et al. 1986), desove (Lobel 1992), comportamiento agonista (Ladich 1990, 1997; Fine y Parmentier 2015), alimentación y disturbio (Fine y Parmentier, 2015); así mismo ha sido empleado para estudiar la comunicación entre peces (Myrberg 1981) e incluso el papel del sonido en los procesos de reclutamiento de coral y otros organismos marinos en estado larvario, juvenil o adulto (Moulton 1960; Simpson et al. 2008; Vermeij et al. 2010). Este grupo taxonómico es importante en los arrecifes coralinos y se reporta que más de 800 especies utilizan y producen sonido de un modo u otro (Bass y Ladich 2008; Slabbekoorn et al. 2010). Lindseth y Lobel (2018) reportan que muchas especies de peces arrecifales presentan un patrón circadiano para la producción de sonido, relacionado con el establecimiento y protección territorial durante la época reproductiva. Los autores enlistan ocho familias de peces que producen sonido en diferentes intensidades, las que produce sonidos fuertes son Pomacentridae, Holocentridae, Sciaenidae y Batrachoididae; mientras que las que producen sonidos débiles son las familias Characidae, Syngnathidae, Gobiidae y Scaridae.

Adicionalmente, el MAP puede utilizarse para monitorear el paisaje acústico, y detectar fuentes de contaminación acústica y el impacto de las actividades del hombre en diferentes ecosistemas, entre ellos los marinos (Rountree et al. 2006). El "paisaje sonoro" o "paisaje acústico" se define como la combinación física de sonidos que prevalecen en un lugar y momento en particular (Bertucci et al. 2016; Kaplan 2017), donde el sonido es considerado un indicador de los procesos ecológicos (Suer et al. 2008; Suer y Farina 2015; Bertucci et al. 2016; Kaplan 2017). Este paisaje se integra de tres componentes: la biofonía (sonidos bióticos), la geofonía (sonidos producidos por el viento, las olas y el movimiento del suelo) y la antropofonía (sonidos resultantes de las actividades humanas) (Pijanowski et al. 2011; Nedelec et al. 2015).

Las variaciones que presentan estos componentes han sido vinculadas a las características del hábitat y de las comunidades que lo integran, proporcionando información

valiosa sobre si estos cambian con el tiempo (Nedelec et al. 2015; Bertucci et al. 2016). Por ello, se han desarrollado diferentes métodos cuantitativos para su estudio, como el Índice de Complejidad Acústica (ACI) y la Entropía Acústica (H) que han sido correlacionados positivamente con la diversidad biológica, estimada mediante métodos visuales (Harris et al. 2015). Bertucci et al. (2016) relacionaron la raíz cuadrada media del nivel de presión sonora (SPL) y el ACI con el estado de salud de los arrecifes de coral en Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Sur. Su estudio demostró que ambos índices se correlacionan de manera positiva con las características del sustrato y la diversidad de peces. Es decir, mientras más coral cubre el sustrato, más ruidoso es el ambiente y más atractivo resulta para los peces. Sin embargo, la cobertura de coral no necesariamente representa el estado de salud de los arrecifes, por lo que no pudieron sustituir la información que pueden ofrecer los censos visuales para el estado de conservación de los arrecifes de coral, con lo obtenido mediante el MAP. Diferentes estudios han incluido otras métricas del paisaje acústico, por ejemplo, Nedelec et al. (2015), utilizaron cuatro parámetros acústicos, revelando que el SPL de ancho de banda completo y el SPL de rango medio se correlacionan positivamente con el estado del mar, la profundidad, la forma y cobertura del coral. Elise et al. (2019) calcularon seis índices acústicos: SPL, H, ACI, Índice Bioacústico (BI) y Entropía espectral (sh) y temporal (th); y mostraron correlaciones significativas entre estos índices y seis funciones claves del ecosistema, incluyendo características del hábitat y del ensamblaje de las especies. Sin embargo, ninguno de estos estudios ha logrado probar si el paisaje acústico se correlaciona con el estado de conservación de los ecosistemas arrecifales.

Por todo lo anterior, este trabajo analiza la biodiversidad de peces en seis arrecifes de coral con diferente grado de conservación (dos conservados, dos semi-perturbados y dos perturbados), a través de censos visuales y de monitoreo acústico pasivo. Se evalúa la correlación de ambos métodos de monitoreo con el estado de conservación de los arrecifes de coral para determinar si el MAP es una alternativa factible de monitoreo para estos ecosistemas marinos. Los objetivos particulares fueron: 1) caracterizar y comparar la diversidad de peces asociados a seis arrecifes de coral y 2) analizar la relación del paisaje acústico con el estado de conservación de dichos arrecifes.

Métodos

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo durante agosto de 2019 en la porción central del litoral del Estado de Oaxaca, México. Los muestreos se realizaron en arrecifes de seis bahías donde hay presencia de 16 especies de corales hermatípicos, pero que generalmente se encuentran dominados por el género *Pocillopora* spp. (Glynn y Leyte-Morales 1997; López-Pérez y Hernández-Ballesteros 2004) (Figura 1). Estos arrecifes y otros de la región presentan diferentes grados de deterioro derivados de fenómenos naturales y disturbios antropogénicos como arrastre de materiales y desechos provenientes de procesos de urbanización, contaminación por uso de cremas bronceadoras y protectores solares, así como por actividades pesqueras y turísticas relacionadas al elevado tránsito de embarcaciones y número de turistas.

Los arrecifes fueron clasificados en tres grupos dependiendo del grado de conservación que presentaban de acuerdo con lo propuesto en el Programa de Manejo del Parque Nacional Huatulco de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2003). Cada grupo está integrado por dos sitios: Estacahuite y Violín fueron considerados como conservados (arrecifes que tienen alta biodiversidad y baja presencia de especies indicadoras de disturbio), San Agustín y Tijera como semi-perturbados (arrecifes con presencia de especies indicadoras de disturbios), mientras que La Entrega y Jicaral fueron clasificados como perturbados (arrecifes con daño en la comunidad coralina y sobreexplotación de los recursos pesqueros) (Figura 1).

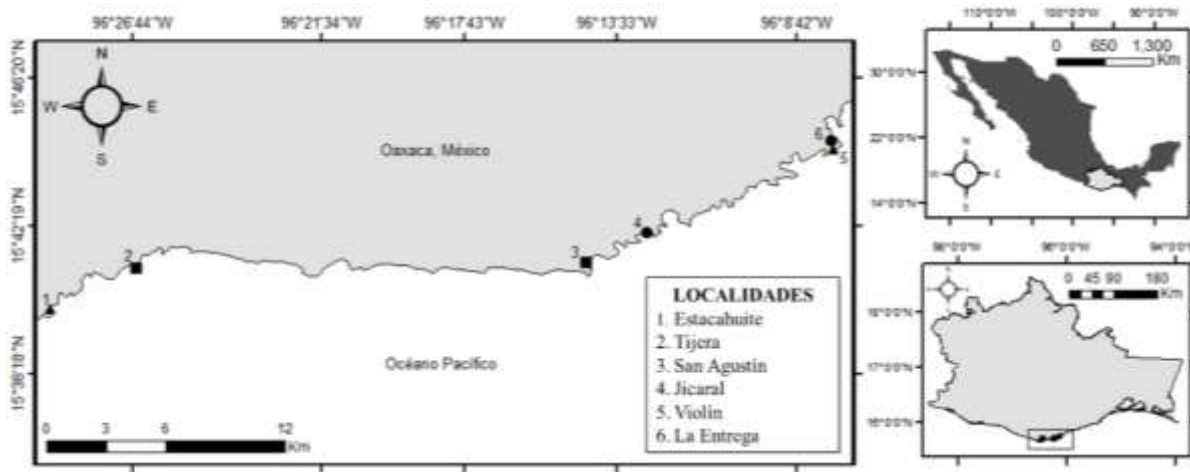


Figura 1. Mapa de localización de los seis arrecifes analizados en la porción central del litoral del Estado de Oaxaca, México. Arrecifes conservados= triángulos, arrecifes semi-perturbados= cuadrados y arrecifes perturbados= círculos (Fuente: creado por Ramírez-Villanueva, R. para este trabajo).

Colecta de datos

Censos visuales de la ictiofauna marina por medio de video

En cada arrecife se establecieron tres puntos de muestreo donde se colocó una grabadora autónoma con hidrófono Song Meter SM3M de Wildlife Acoustics y se realizaron censos visuales para evaluar la diversidad peces mediante transectos subacuáticos grabados en video. Cada punto de muestreo es considerado una réplica para cada arrecife y en cada uno de ellos se repitió la metodología que se describe a continuación para la colecta de datos.

Los censos visuales submarinos se realizaron siguiendo la metodología propuesta por Sánchez-Rodríguez et al. (2014), y modificada con base en el Protocolo de monitoreo estandarizado de arrecifes de coral y manejo de datos para las Áreas Naturales Protegidas del Pacífico Mexicano (WildCoast, *en prensa*). El censo consistió en tres subtransectos de 25 m en cada punto de muestreo que fueron orientados en diferentes ángulos: 0°, 120° y 240°, a partir del lugar donde se colocó la grabadora SM3M. Esto resultó en nueve subtransectos por sitio sobre los que se hicieron grabaciones de video de ida y de regreso mediante cámaras sumergibles GoPro Hero 4 y buceo autónomo SCUBA (Figura 2). Se utilizaron como guía cintas métricas de 25 m de largo, mismas que corresponden a la longitud del subtransecto. Durante el recorrido de ida la cámara se enfocó hacia el frente del buzo para grabar las especies demersales, es decir, aquellas que se encuentran nadando en la columna de agua.

Posteriormente se grabó el recorrido de regreso con la cámara enfocando al fondo marino para registrar las especies epibénticas (especies que viven asociadas al fondo marino, próximas o temporalmente en contacto con él).



Figura 2. Diseño de muestreo para el análisis de la relación de la biodiversidad de peces y el pasaje acústico con el estado de conservación de arrecifes coralinos en la costa central de Oaxaca. T=Transecto y ST=Subtransecto.

Las especies presentes en cada video fueron identificadas hasta especie y asignadas a una de las cuatro categorías siguientes dependiendo de su nivel trófico: 1) herbívoros, 2) omnívoros con preferencia de materia vegetal, 3) omnívoros con preferencia de materia animal y 4) carnívoros (Anexo 2). Esto permitió la caracterización trófica de las especies de peces con base a lo reportado en literatura y sirve como indicador para corroborar el grado de conservación de los arrecifes coralinos (Allen y Robertson 1994; Stergiou y Karpouzi 2002; FishBase 2019).

Monitoreo acústico pasivo (MAP) de peces en arrecifes coralinos

Las grabaciones acústicas se realizaron colocando una grabadora Song Meter SM3M en cada punto de muestreo (3 puntos por arrecife) (Figura 3). Este instrumento se configuró para grabar dentro de las frecuencias de 0 a 48 000 Hz mediante el software SM3 Configurator 1.3.1 (Wildlife Acoustics 2015) ya que es en estas frecuencias donde se reporta la actividad vocal de las especies de peces arrecifales (Parsons et al. 2016), a la par se realizaron los censos visuales. Las grabaciones fueron archivadas en formato WAV y fueron recortadas para su estandarización con el programa Audacity 2.3.0 (Crook 2018), lo que resultó en un tiempo de grabación de 14 min por punto de monitoreo.



Figura 3. Colocación de una grabadora Song Meter SM3M en uno punto de monitoreo (Fotógrafo: G. Hinojosa-Arango).

Análisis estadísticos

Estimación de la diversidad de peces

El análisis de diversidad de peces se realizó en el programa PAST 2.17 (Hammer et al. 2001). Se utilizó el método propuesto por Jost (2006), mediante el uso del número de especies efectivas o “diversidad verdadera”, que se basa en los tres primeros números de la serie de Hill: la diversidad de orden 0 conocida como riqueza efectiva (q_0); la diversidad de orden 1, que es el exponencial de la entropía del índice de Shannon (q_1); y la diversidad de orden 2, que es el inverso del índice de Simpson (q_2) (Anexo 2). El número efectivo de especies se postula como la mejor manera de describir la diversidad de una comunidad ecológica y compararla con otras comunidades (Jost 2006; Moreno et al. 2011). Para determinar

diferencias entre los grupos con grado diferente de conservación y entre los sitios, se compararon los valores medios de los números de Hill mediante análisis de varianza unidireccionales (ANOVA), validando que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (prueba de Levene). Las diferencias significativas ($p < 0.05$), fueron analizadas mediante pruebas de comparación múltiple (Tukey), con el afán de identificar entre que sitios existía diferencia (Portilla et al. 2006). El análisis estadístico se realizó con el software IBM SPSS Statistics 22 (2013).

Análisis del paisaje acústico

Se seleccionaron cinco índices bioacústicos para el análisis de las grabaciones obtenidas: Entropía Acústica (H), Índice de Complejidad Acústica (ACI), Índice de Diversidad Acústica (ADI), Índice de Uniformidad Acústica (AEI) y el Índice Bioacústico (BIO), debido a la información que proporcionan sobre la composición de las comunidades vivas de los arrecifes de coral (Nedelec et al. 2015; Anexo 2). El AEI y el ADI se calculan dividiendo el espectrograma en bins (por defecto 10) y tomando la proporción de las señales en cada bin por encima de un umbral (por defecto -50 dBFS). El AEI es el resultado del índice de Gini y ACI del índice de Shannon aplicado a los bins (Soundecology 2018; Anexo 2). El BIO es calculado como el área debajo de cada curva incluyendo todas las bandas de frecuencia asociadas con el valor de decibelio (dB) que es mayor que el valor mínimo de dB para cada curva (Anexo 2). Los valores del área son una función tanto del sonido nivel y el número de bandas de frecuencia utilizadas por organismos sonoros (Boelman et al. 2007). El índice H estima la entropía total de una onda de tiempo. La entropía de una señal ruidosa tenderá hacia uno, mientras que la entropía de una señal de tono puro tenderá hacia cero (Sueur et al. 2008). Se calculó ACI, debido a que se sabe que mide la variación en la intensidad de una grabación dada sobre frecuencias cambiantes (Pieretti et al. 2011) y contempla el ruido antropogénico (Harris et al. 2015).

Los cálculos de los índices bioacústicos se realizaron con scripts personalizados en el paquete Seewave y SoundEcology, desarrollado para el entorno informático R (Versión 1.1.456) por Sueur et al. (2008) y Soundecology (2018). Cada grabación de 14 min se dividió en submuestras de 120 s. Los índices se calcularon en cada uno de los 7 fragmentos de 120 s

de cada grabación, con una transformada rápida de Fourier (FFT, convierte la señal de audio del dominio del tiempo a una representación en el dominio de la frecuencia) de 512 puntos. Los valores de ACI y BI se calcularon utilizando una frecuencia de 50 Hz a 24 kHz y 50 Hz a 5 kHz, respectivamente. Estas bandas fueron elegidas con base a lo propuesto por Pearson et al. (2016) y Tricas y Boyle (2014) para la frecuencia de los sonidos de peces. Las diferencias entre los grupos de arrecifes con diferentes grados de conservación fueron analizadas mediante un ANOVA de una vía y la prueba post-hoc de Tukey fue aplicada cuando se encontraron diferencias significativas para identificar aquellos grupos diferentes (Portilla et al. 2006).

Comparación entre censo visuales y MAP

Se exploró la correlación entre los resultados de biodiversidad de peces obtenidos mediante censos visual (números de Hill q_0 , q_1 y q_2) con los índices bioacústicos (H, ACI, ADI, AEI y BIO) mediante correlaciones de Spearman en SPSS. Esta correlación es recomendable y se utiliza cuando los datos presentan valores extremos. Sus valores están comprendidos entre -1 y 1 (Martínez-Ortega et al. 2009).

Resultados

Caracterización de la comunidad de peces

Se obtuvieron 7,400 registros de peces, pertenecientes a 22 familias, 36 géneros y 45 especies (Anexo I). La familia Pomacentridae fue la mejor representada con 5 géneros y 8 especies. El género mejor representado fue *Halichoeres* con cuatro especies: *H. chierchiae*, *H. dispilus*, *H. nicholsi* y *H. notospilus*. Las especies más abundantes fueron *Caranx caballus* (2,775 individuos), *Thalassoma lucasanum* (1,662) y *Stegastes acapulcoensis* (1,009), que componen el 73.6 % del total de las especies observadas. De los géneros registrados durante los censos visuales, *Stegastes* y *Caranx* fueron los más abundantes, este último en el arrecife de Estacahuite.

La clasificación general de los peces, de acuerdo con sus hábitos alimenticios, ubicó en orden de abundancia primero a los carnívoros (42%), seguidos por omnívoros con preferencia a materia animal (33%), herbívoros puros (24%) y omnívoros con preferencia a materia vegetal (1%) en los arrecifes coralinos de la costa central de Oaxaca. El número de organismos pertenecientes a cada gremio trófico mostró una variación entre los 6 arrecifes de coral analizados, sobresale Estacahuite con el 70% de sus organismos carnívoros y solo el 8% de omnívoros, contrario a La Entrega y Jicaral donde dominó la ictiofauna omnívora con el 83% y 80% respectivamente (Figura 4).

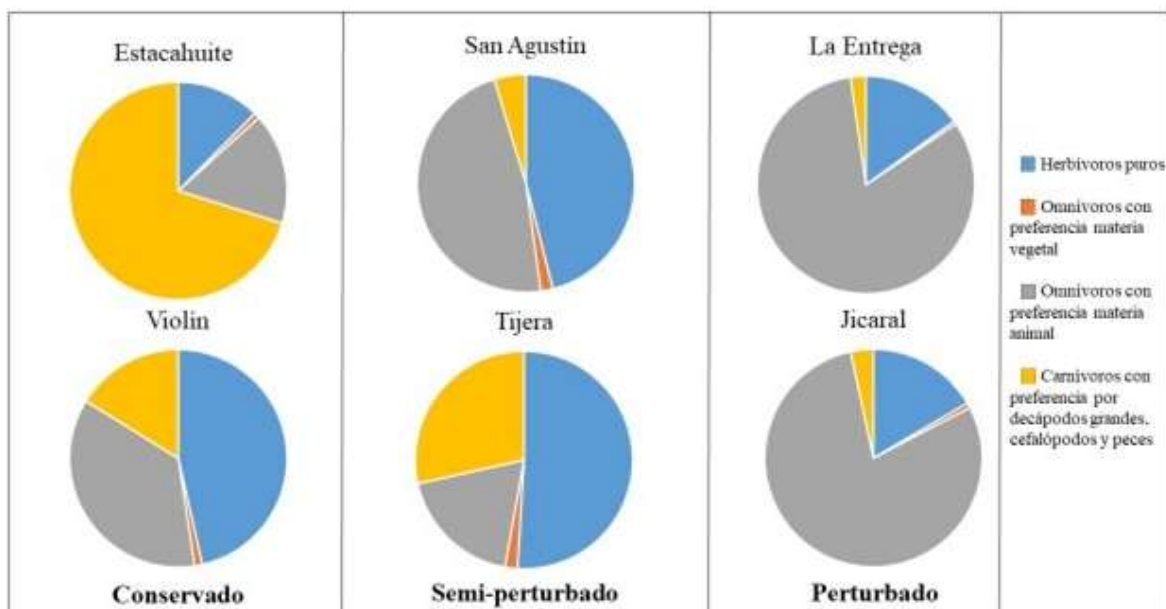


Figura 4. Estructura de la comunidad de peces dependiendo de su nivel trófico en seis arrecifes con diferente grado de conservación en la costa central de Oaxaca, México.

Al analizar el número de especies efectivas entre arrecifes con diferente grado de conservación, se encontró que el sitio de mayor riqueza (q_0) fue Estacahuite con un valor promedio de 20.3 especies para este sitio clasificado como conservado. La diversidad del orden 1 y 2 mostraron los valores promedios más altos para San Agustín ($q_1=6.5$ y $q_2=4.3$) y Violín ($q_1=6.3$ y $q_2=4.2$), que corresponden a un sitio semi-perturbado y a uno conservado respectivamente (Tabla I). Los análisis *a priori* mostraron que los datos son normales ($p > 0.05$, rango: 0.029-0.148) y presentan homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$, rango: 0.077-0.217) por lo que se procedió a utilizar estadísticos paramétricos. El ANOVA de una vía

mostró que existen diferencias significativas (g.l.= 5, $p=0.011$) entre los valores de las medias de la riqueza efectiva entre sitio (q_0). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas para q_1 (g.l.= 5, $p=0.078$) y q_2 (g.l.= 5, $p=0.146$). La prueba post-hoc de Tukey para q_0 indicó diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$), al realizarse las pruebas pareadas se identificó que Estacahuite fue diferente a Jicaral y San Agustín con Jicaral (Tabla II).

Tabla I. Número de especies efectivas de peces por sitio y grado de conservación calculado mediante los números de Gill (Jost, 2006). Valores en negritas y *= sitios con valores más altos para cada indicador.

Grado de conservación	Localidad	Punto	q_0	q_1	q_2
Conservado	Estacahuite	1	22*	3.4216	2.0506
		2	19*	2.8673	1.7079
		3	20*	6.2282	4.4875
	Violín	1	15	6.2387	3.8956*
		2	11	6.0026	4.1758*
		3	16	6.6880	4.4453*
Semi-perturbado	San Agustín	1	22	7.2399*	4.6110
		2	19	7.6710*	5.1363
		3	17	4.4526*	3.0971
	Tijera	1	16	6.5661	4.0299
		2	18	5.0630	2.9392
		3	20	4.9032	2.9550
Perturbado	La Entrega	1	16	5.0028	3.6021
		2	18	7.7670	5.7934
		3	8	3.1708	2.2741
	Jicaral	1	10	3.5372	2.5222
		2	7	2.2414	1.6544
		3	13	2.6922	1.7202

Tabla II. Prueba post-hoc de Tukey para comparar riqueza efectiva entre seis arrecifes de coral. Valores en negritas y *= con valor significativo.

q_0	Estacahuite	Violín	San Agustín	Tijera	La Entrega	Jicaral
Estacahuite						
Violín	.191					
San Agustín	.998	.337				
Tijera	.931	.617	.994			
La Entrega	.191	1.000	.337	.617		
Jicaral	.014*	.617	.027*	.066	.617	

Distribución espacial de los índices acústicos

Todos los índices acústicos mostraron variación entre los sitios de muestro, lo que puede deberse en parte, a la presencia de algunos valores extremos. Los índices H, AEI y ACI

mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios y grados de conservación. No se encontraron diferencias significativas para ADI ($p=0.061$) y BIO ($p=0.129$). El rango de valores para H fue de 0.833 a 0.915, los valores medios visuales de H no señalan un patrón claro en comparación con lo obtenido para AEI y ACI. El valor más alto de ACI se registró para un sitio conservado (Estacahuite) mientras que los valores más bajos se encontraron en un ambiente perturbado (La Entrega). Los valores del Índice de Uniformidad Acústica (AEI) mostraron un patrón marcado dependiendo del nivel de conservación, los valores más altos se encuentran en sitios conservados y disminuyen a medida que el grado de perturbación aumenta.

Para llevar a cabo la correlación de Spearman, se eliminaron 3 valores extremos: el punto 1 de Estacahuite, cuyo valor estuvo influenciado por la presencia de un cardumen de *Caranx caballus* (abundancia promedio= 493 individuos); el punto 1 de Violín, que presentó uno de los 3 valores de q_2 más altos reportados y el punto 3 de la Entrega, que mostró el valor más bajo de q_0 , q_1 y q_2 para el sitio (Charras-Garrido y Lezaud 2013; Anexo I; Tabla I). El análisis de correlación de Spearman entre los valores de q_0 y H para arrecifes considerados como conservados: Estacahuite y Violín, fue alto ($\rho=0.90$ $p=.019$) (Tabla III; Figura 5a). La estimación del modelo de riqueza de especies (q_0) y H en sitios conservados, señala que a medida que aumento la riqueza de especies, también lo hizo la H (Tabla III; Figura 5a). Los sitios perturbados presentaron valores menores de q_0 , en comparación con los sitios conservados (Figura 5a y 5b). La correlación de Spearman entre los valores de q_0 y H de sitios perturbados: La Entrega y Jicaral fue alto ($\rho=0.90$, $p=.037$) (Tabla III; Figura 5a). Se observa que a medida que aumentan los valores de diversidad lo hace el índice H, sin embargo, dicha variación no solamente la vinculamos con la biofonía de los arrecifes de coral, sino con las características propias de estos arrecifes; por ejemplo, su dinámica oceánica, estructura, así como las actividades pesqueras y turísticas. Los arrecifes de coral perturbados mostraron un mayor ruido subacuático, derivado del tránsito de embarcaciones (La Entrega), viento y mayor oleaje (Jicaral) (Tabla III; Figura 5b).

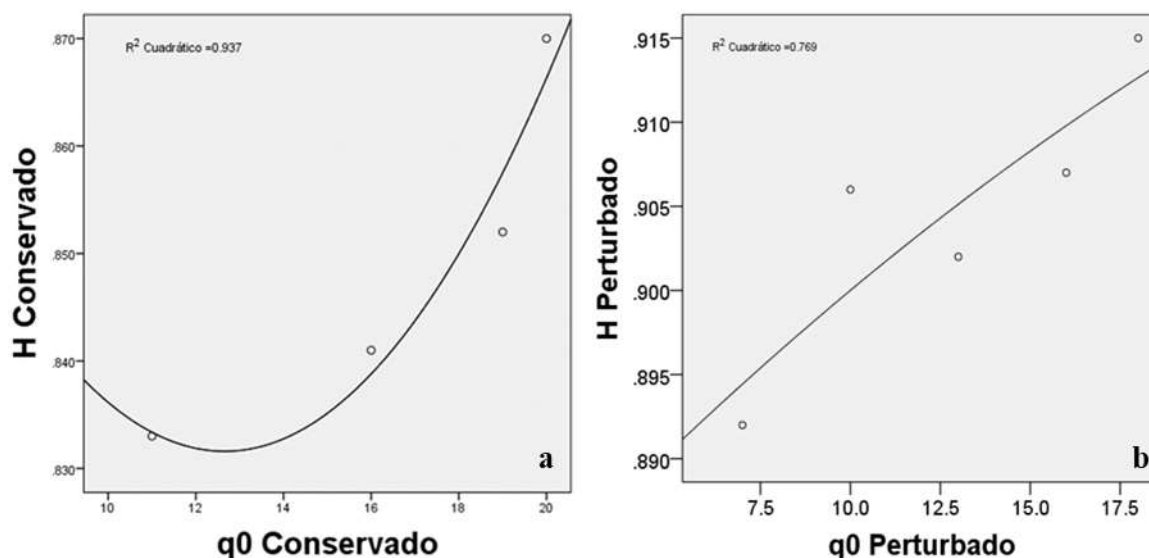


Figura 5. Gráficos de los resultados de la correlación por rangos de Spearman para la diversidad biológica en términos de número efectivo de especies (q0) y la Entropía Acústica (H). En la gráfica a se presentan los puntos de monitoreo de 2 arrecifes coralinos considerados como conservados. La gráfica b muestra la misma comparación para arrecifes perturbados.

Tabla III. Índices acústicos del MAP en la porción central del litoral del Estado de Oaxaca, México. Se incluyen los géneros de peces reconocidos por sus vocalizaciones en arrecifes coralinos (Universidad de Rhode Island e Inner Space Center, 2019).

		Conservado		Semi-perturbado		Perturbado	
		ES	VI	SA	TI	LE	JI
H	M	0.852	0.851	0.900	0.886	0.914	0.900
	(SE)	(0.018)	(0.025)	(0.007)	(0.012)	(0.006)	(0.007)
ACI	M	11541.67	10531.58	10651.68	10671.57	9930.23	11870.04
	(SE)	(923.17)	(316.57)	(299.36)	(111.44)	(242.06)	(456.13)
ADI	M	2.309	2.041	3.428	2.831	3.046	3.455
	(SE)	(0.61)	(1.03)	(0.33)	(0.16)	(0.18)	(0.26)
AEI	M	0.886	0.897	0.682	0.822	0.705	0.702
	(SE)	(0.06)	(0.12)	(0.05)	(0.03)	(0.04)	(0.04)
BIO	M	0.853	1.033	1.005	0.795	0.885	0.992
	(SE)	(0.11)	(0.20)	(0.08)	(0.03)	(0.09)	(0.10)
Géneros vocales		<i>Stegastes, Caranx, Haemulon</i>	<i>Stegastes, Caranx</i>	<i>Stegastes</i>	<i>Stegastes, Caranx, Haemulon</i>	<i>Stegastes</i>	<i>Stegastes, Caranx</i>

Tres de los índices calculados, H, ACI y AEI, presentaron diferencias significativas entre los arrecifes monitoreados. La comparación múltiple de los valores de estos índices mediante la prueba de pos-hoc de Tukey mostró diferencias significativas entre los sitios con diferente grado de conservación. Los índices H y AEI mostraron diferencias entre los sitios conservados, Estacahuite y Violín con arrecifes perturbados, La Entrega y Jicaral. El Índice

AEI también presento diferencias entre los arrecifes conservados y San Agustín, sitio semi-perturbado. Por otro lado, el Índice ACI mostro diferencias entre los arrecifes conservados y al menos uno de los arrecifes perturbado (Estacahuite vs. La Entrega, Violín vs. Jicaral) e incluso entre los dos sitios perturbados (Tabla IV).

Tabla IV. Prueba post-hoc de Tukey entre H, ACI y AEI por arrecife. Valores en negritas y *= con valor significativo.

	Estacahuite			Violín			San Agustín			Tijera			La Entrega			Jicaral		
	H	ACI	AEI	H	ACI	AEI	H	ACI	AEI	H	ACI	AEI	H	ACI	AEI	H	ACI	AEI
Estacahuite																		
Violín	10	.161	10															
San Agustín	.013	257	.018*	.011	.999	.013*												
Tijera	107	276	.804	.089	.999	.694	.807	10	.142									
La Entrega	.002*	.012*	.038*	.002*	.631	.027*	.835	.455	.997	220	428	279						
Jicaral	.013*	950	.035*	.011*	.040*	.025*	10	.067	.998	.807	.073	257	835	.003*	10			

Discusión

Ante la disminución acelerada de la cobertura de coral a nivel mundial, por ejemplo, la pérdida de más de 50% de la cobertura de coral vivo en Australia desde 2016 (GBRMPA 2017; Hughes et al. 2018), la comunidad científica ha buscado métodos eficientes para mejorar el monitoreo de estos ecosistemas. Se ha planteado que dichas metodologías deben de ser bajo costo, además de eficientes y rápidas para la detección de cambios negativos en las comunidades arrecifales (Dickens et al. 2011; Farina 2014; Vianna et al. 2014; Farina y Gage 2017). El presente estudio demuestra que el número de especies efectivas de peces y el paisaje acústico, calculado mediante el Índice H, están significativamente relacionados con el estado de conservación de los arrecifes coralinos de la costa central de Oaxaca; por lo que los dos métodos de monitoreo comparados, censos visuales y monitoreo acústico pasivo, son adecuados para el monitoreo de estas comunidades marinas. A diferencia de estudios previos donde solo se compara un máximo de dos (Bertucci et al. 2016) o cuatro Índices Acústicos (Nedelec et al. 2015; Kaplan 2017), aquí se comparan 5 índices para determinar cuáles son los más eficientes. Así mismo, el estado de conservación considerado, especificado en el programa de manejo del Parque Nacional Huatulco (2003), incluye la cobertura de coral y otros indicadores como blanqueamiento, daño de la comunidad coralina (fracturas y enfermedades) y sobreexplotación de recursos pesqueros; por lo que, este estudio es el

primero en relacionar el paisaje acústico con una representación más precisa del estado de conservación de los arrecifes coralinos en México y, a pesar de haber sido realizado en solo 6 arrecifes coralinos, indica que el MAP es una alternativa confiable para realizar los monitoreos.

La diversidad y estructura trófica de la comunidad de peces asociada a los arrecifes coralinos estudiados también reflejaron su estado de conservación. Se identificaron un total de 45 especies, correspondientes al 9.2% del inventario ictiológico para el estado de Oaxaca, México (Del Moral-Flores et al. 2016), siendo el arrecife conservado de Estacahuite el que presentó la mayor riqueza efectiva q_0 (20.3 especies en promedio). Los sitios perturbados (La Entrega y Jicaral) presentaron menores valores de q_0 y fueron dominados por organismos omnívoros, mientras que los sitios conservados y semi-perturbados muestran porcentajes heterogéneos para cada nivel, pero con dominancia de los niveles tróficos superiores. Según Karr (1981; 1999), un mayor número de especies carnívoras indican una comunidad saludable y diversa; mientras que, un indicador del deterioro de un arrecife es el incremento de la proporción de peces omnívoros. Esto se debe principalmente a que los hábitos oportunistas de los omnívoros los hacen más exitosos en ambientes perturbados, mientras que los carnívoros son más sensibles a alteraciones ambientales (Karr et al. 1986).

De las especies de peces registradas, los géneros *Stegastes* y *Caranx* presentaron mayores abundancias en sitios conservados y semi-perturbados, este último formaba un cardumen en uno de los sitios conservados, siendo conocido el uso del sonido para sincronizar el nado de todos los miembros del cardumen y cuya intensidad aumenta cuando los peces están virando (Moulton 1960; Stocker 2002). Demski et al. (1973) señalan dos tipos de sonidos del género *Caranx* durante el nado: (1) los hidrodinámicos, que se producen cuando el agua se mueve sobre el cuerpo del pez y (2) los sonidos producto de la estridulación de los dientes faríngeos. Tanto *Stegastes* y *Caranx*, junto con *Haemulon* que presentó bajas abundancias, son reconocidas como especies arrecifales altamente vocales (GBRMPA 2017), siendo muy probablemente los principales responsables de las diferencias del componente biológico observadas en los indicadores acústicos calculados.

Los análisis mostraron que el Índice Bioacústico (BIO) y el Índice de Diversidad Acústica (ADI) no variaron entre las comunidades arrecifales con tres estados de

conservación. Sin embargo, los índices acústicos de Entropía (H), Complejidad (AEI) y Uniformidad (ACI) si fueron significativamente diferentes entre arrecifes conservados, semi-perturbados y perturbados. Bertucci et al. (2016), reportan que el ACI puede ser utilizado para evaluar la biofonía y riqueza de especies de áreas protegidas y no protegidas. Estos autores reportan que las 2 Áreas Marinas Protegidas (AMPs) en Filipinas presentaron mayor complejidad acústica que 2 sitios adyacentes no protegidos. Estos resultados concuerdan con las diferencias en los valores del ACI calculados para los arrecifes conservados y perturbados del presente estudio. El índice H fue el que permitió diferenciar claramente los arrecifes conservados de los perturbados en la costa de Oaxaca. Esto difiere de lo observado para arrecifes dentro y fuera de las AMPs mencionadas, ya que a pesar de que el índice H pudo ser relacionado con la complejidad acústica, no se encontraron diferencias significativas entre los arrecifes presentes en ambos tipos de sitios coralinos (Bertucci et al. 2016). Esto puede deberse a que un decreto de AMP no necesariamente se traduce en ecosistemas coralinos mejor conservados (IUCN 1992) ni en protección contra la contaminación acústica (Harris et al. 2015), especialmente cuando estas estrategias de manejo solo son implementadas en “papel”. Los arrecifes analizados en el presente estudio definen claramente el estado de conservación de los sistemas coralinos mediante varios indicadores adicionales a la cobertura de coral, mismo que se refleja en la riqueza efectiva de peces calculada y, consecuentemente, en valores mayores de H para arrecifes conservados.

Los índices acústicos permitieron diferenciar claramente los estados de conservación extremos, pero no mostraron patrones claros entre sitios semi-perturbados. Algunos índices los ubican con mayor similitud a los conservados, mientras que otros los consideran más similares a los sitios perturbados, por ejemplo: el índice H y ACI mostraron diferencias significativas entre los dos sitios conservados y los dos sitios perturbados, mientras que AEI corrobora el mismo patrón, pero muestra únicamente diferencia entre los sitios conservados y un sitio semiperturbado (San Agustín) (Tabla IV). Esto pudiera deberse a que los arrecifes semi-perturbados presentan características acústicas y de diversidad (métodos visuales) de ambos tipos de arrecifes (CONANP 2003), por lo que al encontrarse en transición no permite que estadísticamente existan diferencias entre ellos. Harris et al. (2015) en sus estudios comparó seis sitios ubicados en reservas marinas y tres sitios con actividades pesqueras e identificaron a ACI y H como índices acústicos exitosos como indicadores de las métricas de

diversidad tradicionales. Los resultados de los autores y en el presente proyecto revelarían que los índices acústicos presentan algunas limitaciones para identificar diferencias significativas en arrecifes de transición (semi-perturbados).

Conclusiones

El presente estudio compara las medidas tradicionales de diversidad de ensamblaje de especies (q_0 , q_1 y q_2) y los índices acústicos. Se comprueba que el monitoreo acústico pasivo sirve para diferenciar arrecifes conservados de aquellos en estado perturbado mediante el uso de los Índices acústicos: H, ACI y AEI. Lo cual se corroboró mediante la riqueza efectiva (q_0) y la estructura trófica de la comunidad de peces asociados determinada mediante censos visuales. El índice H se correlaciono positivamente con el número efectivo de especies (q_0), sin embargo, la antropofonía y geofonía influyeron en los valores de H en ambientes perturbados. Los índices acústicos pueden ser utilizados como medidas eficientes, a bajo costo y no invasivas a la diversidad marina. Sin embargo, los arrecifes en estado de conservación intermedio (semi-perturbado), presentan características de ambos extremos de conservación, por lo que no es posible diferenciarlos de manera precisa.

Los resultados del presente trabajo permiten considerar al monitoreo acústico pasivo como una alternativa a los censos visuales, debido a que proporcionan información valiosa de la ecología de los arrecifes y menor escala de la actividad antropogénica y los efectos de un medio ambiente en constante cambio. No obstante, siguen siendo necesarias investigaciones futuras que afinen el uso de este método e incrementen el acervo de grabaciones acústicas de más especie para hacer mediciones de la biodiversidad y los paisajes sonoros para conocer el estatus de diferentes poblaciones y comunidades de organismos marinos para entender cómo van cambiando en el espacio y en el tiempo.

Referencias

- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2003. Programa de Manejo Parque Nacional Huatulco [Management Program Huatulco National Park]. Distrito Federal (DF): Dirección General de Manejo para la Conservación, CONANP. Spanish.
- [GBRMPA] Great Barrier Reef Marine Park Authority. 2017. Final report: 2016 coral bleaching event on the Great Barrier Reef. Townsville (QLD): Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- [GBRMPA] Great Barrier Reef Marine Park Authority. 2017. Managing for a resilient Great Barrier Reef Marine Park supporting information paper and workbook. Townsville (QLD): Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- [IUCN] International Union for Conservation of Nature. 1992. Protected Areas of the World: A review of national systems. Volume 1: Indomalaya, Oceania, Australia and Antarctic. Cambridge (UK): IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Adjeroud M, Chancerelle Y, Schrimm M, Perez T, Lecchini D, Galzin R, Salvat B. 2005. Detecting the effects of natural disturbances on coral assemblages in French Polynesia: a decade survey at multiple scales. *Aquatic Living Resources*. 18: 111-123.
- Allen GR, Robertson DR. 1994. Fishes of the tropical eastern Pacific. Honolulu (HI): University of Hawaii Press.
- Aronson R, William P. 1995. Landscape patterns of reef coral diversity: a test of the intermediate disturbance hypothesis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 192: 1-14.
- Bass AH, Ladich F. 2008. Fish bioacoustics. Nueva York (NY): Springer. Chapter 8, Vocal-acoustic communication: From neurons to behavior; p. 253-278.
- Bertucci F, Parmentier E, Lecellier G, Hawkins AD, Lecchini D. 2016. Acoustic indices provide information on the status of coral reefs: an example from Moorea Island in the South Pacific. *Sci Rep*. [accessed 2019 Dec 20]: [9 p.]. <https://doi.org/10.1038/srep33326>.
- Boelman NT, Asner GP, Hart PJ, Martin RE. 2007. Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications*. 17: 2137-2144.
- Bradbury JW, Vehrencamp SL. 1998. Principles of animal communication. 2nd ed. Sunderland (MA): Sinauer Associates Inc.
- Brodie J, Wolanski E, Lewis S, Bainbridge Z. 2012. An assessment of residence times of land-sourced contaminants in the Great Barrier Reef lagoon and the implications for management and reef recovery. *Marine Pollution Bulletin*. 65: 267-279.
- Carpenter KE, Abrar M, Aeby G, Aronson RB, Banks S, Bruckner A, Wood E. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*. 321: 560-563.
- Charras-Garrido M, Lezaud P. 2013. Extreme value analysis: an introduction. *Journal de la Société Française de Statistique*. 154: 66-97.
- Chin A, Lison de Loma T, Reytar K, Planes S, Gerhardt K, Clua E, Burke L, Wilkinson C. 2011. Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011. Global Coral Reef Monitoring Network.

- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Faber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253-260.
- Crook, J. (2018). Audacity® 2.3.0. Audacity Team. <https://www.audacityteam.org/>.
- De'ath G, Fabricius KE, Sweatman H, Puotinen M. 2012. The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 109: 17995-17999.
- Del Moral-Flores LF, Anislado-Tolentino V, Martínez-Ramírez E, Pérez Ponce de León G, Ramírez-Antonio E, González-Medina G. 2017. Ictiofauna marina de Oaxaca, México: listado sistemático y afinidades zoogeográficas [Marine ichthyofauna of Oaxaca, Mexico: systematic listing and zoogeographic affinities]. *Acta universitaria*. 27: 3-25. Spanish.
- Demski LS, Gerald JW, Popper AN. 1973. Central and peripheral mechanisms of teleost sound production. *American Zoologist*. 13: 1141-1167.
- Dickens LC, Goatley CHR, Tanner JK, Bellwood DR. 2011. Quantifying relative diver effects in underwater visual censuses. *PLOS ONE*. [accessed 2019 Dec 20]: [8 p.]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018965>
- Elise S, Urbina-Barreto I, Pinel R, Mahamadaly V, Bureau S, Penin L, Adjeroud M, Kulbicki M, Bruggemann JH. 2019. Assessing key ecosystem functions through soundscapes: A new perspective from coral reefs. *Ecological Indicators*. [accessed 2019 Dec 20]: [11 p.]. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105623>.
- Farina A, Gage SH. 2017. *Ecoacoustics: The Ecological Role of Sounds*. Hoboken (NJ): John Wiley & Sons, Inc.
- Farina A, Pieretti N, Piccioli L. 2011. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case study. *Ecological Informatics*. 6: 354-363.
- Farina A. 2014. *Soundscape Ecology: Principles, Patterns, Methods and Applications*. Dordrecht (NL): Springer.
- Fine ML, Parmentier E. 2015. *Sound communication in fishes*. Vienna (VA): Springer, Vienna. Chapter 4, Mechanisms of fish sound production; p. 77-126.
- FishBase. 2019. [accessed 2019 Sep 22]. <https://www.fishbase.de/>.
- Gerald JW. 1971. Sound production during courtship in six species of sunfish (Centrarchidae). *Evolution*. 25: 75-87.
- Glynn PW, Leyte-Morales GE. 1997. Coral reefs of Huatulco, West Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical*. 45: 1033-1047.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electron*. 4:9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Harris SA, Shears NT, Radford CA. 2015. Ecoacoustic indices as proxies for biodiversity on temperate reefs. *Methods in Ecology and Evolution*. 7: 713-724.
- Hayes RL, Goreau NI. 1998. The significance of emerging diseases in the tropical coral reef ecosystem. *Revista de Biología Tropical*. 46: 173-185.
- Hughes TP, Kerry JT, Baird AH, Connolly SR, Dietzel A, Eakin CM, Heron SF, Hoey AS, Hoogenboom MO, Liu G, et al. 2018. Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*. 556: 492-496.
- IBM SPSS. 2013. *IBM SPSS Statistics 22*. Armonk (NY): IBM Corp.

- Imgraben S, Peters K, Brock D. 2019. Conceptual models of nearshore reefs in the Adelaide and Mount Lofty Ranges region. Adelaide (SA): Department for Environment and Water.
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113: 363-375.
- Kaplan MB. 2017. Coral reef soundscapes: spatiotemporal variability and links to species assemblages [dissertation]. Massachusetts (MA): Massachusetts Institute of Technology.
- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey. Special Publication. 23 p.
- Karr JR. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*. 41: 221-234.
- Karr RJ. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6: 21-27.
- Klinck H, Mellinger DK, Klinck K, Bogue NM, Luby JC, Jump W, Shilling GB, Litchendorf T, Wood AS, Schorr GS, et al. 2012. Near-Real-Time Acoustic Monitoring of Beaked Whales and Other Cetaceans Using a Seaglider™. *PLOS One*. [accessed 2019 Dec 20]: [8 p.]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036128>.
- Ladich F. 1990. Vocalization during agonistic behaviour in *Cottus gobio* L. (Cottidae): an acoustic threat display. *Ethology*. 84: 193-201.
- Ladich F. 1997. Agonistic behaviour and significance of sounds in vocalizing fish. *Marine & Freshwater Behaviour & Physiology*. 29: 87-108.
- Lindseth AV, Lobel PS. 2018. Underwater Soundscape Monitoring and Fish Bioacoustics: A Review. *Fishes*. [accessed 2019 Dec 20]: [15 p.]. <https://doi.org/10.3390/fishes3030036>.
- Lobel PS. 1992. Sounds produced by spawning fishes. *Environmental Biology of Fishes*. 33: 351-358.
- López-Pérez RA, Hernández-Ballesteros LM. 2004. Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western México. *Bulletin of Marine Science*. 75: 453-472.
- Luczkovich JJ, Mann DA, Rountree RA. 2008. Passive Acoustics as a Tool in Fisheries Science. *Transactions of the American Fisheries Society*. 137: 533-541.
- Martínez-Ortega RM, Tuya-Pendás LC, Martínez Ortega M, Pérez-Abreu A, Cánovas AM. 2009. El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman, caracterización [The correlation coefficient of the Spearman ranges, characterization]. *RHCM*. [accessed 2019 Dec 20]: [19 p.]. <http://www.revhabanera.sld.cu/index.php/rhab/article/view/1531>.
- McCauley RD, Cato DH. 2000. Patterns of fish calling in a nearshore environment in the Great Barrier Reef. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 355: 1289-1293.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011. Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas [Reanalyzing alpha diversity: alternatives to understand and compare information about ecological communities]. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1249-1261.
- Moulton JM. 1960. Swimming sounds and the schooling of fishes. *The Biological Bulletin*. 119: 210-223.
- Myrberg AA. 1981. Hearing and sound communication in fishes. New York (NY). Springer. Chapter 21, Sound communication and interception in fishes; p. 395-426.

- Myrberg AA, Mohler M, Catala JD. 1986. Sound production by males of a coral reef fish (*Pomacentrus partitus*): its significance to females. *Animal Behaviour*. 34: 913-923.
- Nedelec SL, Simpson SD, Holderied M, Radford AN, Lecellier G, Radford C, Lecchini D. 2015. Soundscapes and living communities in coral reefs: temporal and spatial variation. *Marine Ecology Progress Series*. 524: 125-135.
- Ortiz A. 2005. *Los Arrecifes de Coral [The Coral Reefs]*. Mayagüez: Universidad de Puerto. Spanish.
- Parsons MJ, Salgado CP, Recalde-Salas A, McCauley R. 2016. Fish choruses off Port Hedland, Western Australia. *Bioacoustics*. 26: 135-152.
- Paz-García DA. 2015. Variación Genética y morfológica de los corales *Pocillopora* (Anthozoa: Scleractinia) en el Pacífico Oriental. [dissertation]. Baja California Sur (BCS): Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste.
- Piercy JJB, Codling EA, Hill AJ, Smith DJ, Simpson SD. 2014. Habitat quality affects sound production and likely distance of detection on coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*. 516: 35-47.
- Pieretti N, Farina A, Morri D. 2011. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*. 11: 868-873.
- Pijanowski BC, Villanueva-Rivera LJ, Dumyahn SL, Farina A, Krause BL, Napoletano, BM, Cage SH, Pieretti N. 2011. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience*. 61: 203-216.
- Portilla M, Eraso S, Galé C, García I, Moler JA, Blanca MB. 2006. Manual práctico del paquete estadístico SPSS para Windows [Practical manual of the statistical package SPSS for Windows]. 3rd ed. Navarra: Universidad Pública de Navarra. Spanish.
- Rountree RA, Gilmore RG, Goudey CA, Hawkins AD, Luczkovich J, Mann D. 2006. Listening to Fish: Applications of passive acoustics to fisheries science. *Fisheries*. 31: 433-446.
- Sale P. 2011. *Our dying planet: An ecologist's view of the crisis we face*. Berkeley (CA): University of California Press.
- Sánchez-Rodríguez A, Moreno-Báez M, Aburto-Oropeza O, Hinojosa-Arango G, Mascareñas-Osorio I, Erisman B. 2014. Protocolo de Monitoreo para los Ambientes Marinos y Costeros. La Paz (BCS): Centro para la Biodiversidad Marina y la Conservación, A.C.
- Simpson SD, Meekan MG, Jeffs A, Montgomery JC, McCauley RD. 2008. Settlement-stage coral reef fish prefer the higher-frequency invertebrate-generated audible component of reef noise. *Animal Behaviour*. 75: 1861-1868.
- Slabbekoorn H, Bouton N, van Opzeeland I, Coers A, ten Cate C, Popper AN. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in ecology & evolution*. 25: 419-427.
- Soundecology. 2018. [accessed 2019 Dec 20]. <http://ljevillanueva.github.io/soundecology/>.
- Spalding MD. 2004. *A guide to the coral reefs of the Caribbean*. Berkeley (CA): University of California Press.
- Stergiou KI, Karpouzi VS. 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in fish biology and fisheries*. 11: 217-254.
- Stocker M. 2002. Fish, mollusks and other sea animals' use of sound, and the impact of anthropogenic noise in the marine acoustic environment. *JASA*. [accessed 2019 Dec 20]: [26 p.]. <https://doi.org/10.1121/1.4779979>.

- Sueur J, Aubin T, Simonis C. 2008. Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*. 18: 213-226.
- Sueur J, Farina A. 2015. Ecoacoustics: the ecological investigation and interpretation of environmental sound. *Biosemiotics*. 8: 493-502.
- Tricas TC, Boyle KS. 2014. Acoustic behaviors in Hawaiian coral reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*. 511: 1-16.
- Vermeij MJ, Marhaver KL, Huijbers CM, Nagelkerken I, Simpson SD. 2010. Coral larvae move toward reef sounds. *PLOS ONE*. [accessed 2019 Dec 20]: [4 p.]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010660>.
- Vianna GMS, Meekan MG, Bornovski TH, Meeuwig JJ. 2014. Acoustic telemetry validates a citizen science approach for monitoring sharks on coral reefs. *PLOS ONE*. [accessed 2019 Dec 20]: [12 p.]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095565>.
- Wildlife Acoustics. 2013. SM3 Configurator. Maynard (MA): Wildlife Acoustics Inc.
- Wilkinson C, Souter D. 2008. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Townsville (QLD): Global Coral Reef Monitoring Network.

Anexo I. Listado sistemático de especies de peces registrados en seis arrecifes coralinos con diferente grado de conservación. Se presenta la abundancia promedio y desviación estándar para cada arrecife; así como el nivel trófico (NT) para cada una de las especies.

Familia	Especie	NT	Conservado				Semi-perturbado				Perturbado			
			ES		VI		SA		TI		LE		JI	
			M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)
Acanthuridae	<i>Prionurus laticlavus</i>	2.7	2	(1.73)	0.33	(0.58)	2.33	(3.21)	-		-		1.00	(1.73)
	<i>Prionurus punctatus</i>	2	49	(49)	0.33	(0.58)	59.33	(58.50)	1	(1.73)	0.67	(1.15)	1.33	(0.58)
Balistidae	<i>Melichthys niger</i>	2.4	-		-		-		0.33	(0.58)	-		-	
	<i>Sufflamen verres</i>	3.3	-		-		3.33	(2.31)	0.67	(1.15)	3.00	(1.00)	-	
Blenniidae	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	2.7	3.67	(4.04)	0.33	(0.58)	1	(1.73)	3.67	(5.51)	0.67	(1.15)	-	
Carangidae	<i>Caranx caballus</i>	4.1	843	(762.82)	0.33	(0.58)	-		81.33	(140.87)	-		0.33	(0.58)
Chaetodontidae	<i>Chaetodon humeralis</i>	2.7	2.33	(1.15)	1	(1)	1.33	(1.15)	-		-		0.67	(1.15)
	<i>Johrnanallia nigrirostris</i>	3	4	(4.36)	1.33	(2.31)	-		1.33	(0.58)	-		0.33	(0.58)
Cirrhitidae	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	4	-		-		-		-		1.33	(1.53)	-	
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i>	3.3	-		-		1.67	(2.08)	-		1.33	(2.31)	-	
	<i>Diodon hystrix</i>	3.3	-		-		-		0.33	(0.58)	0.67	(0.58)	-	
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>	4.3	1.33	(1.15)	-		0.33	(0.58)	-		1.00	(0)	-	
Haemulidae	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	4.2	-		-		-		0.33	(0.58)	-		-	
	<i>Haemulon steindachneri</i>	3.5	0.33	(0.58)	-		-		-		-		-	
Holocentridae	<i>Sargocentron suborbitalis</i>	3.5	-		1.33	(2.31)	0.67	(1.15)	1	(1)	-		-	
Labridae	<i>Bodianus diplotaenia</i>	3.4	3	(2)	3.33	(2.31)	1.33	(0.58)	3	(1)	1	(1)	1	(1)
	<i>Halichoeres chierchiae</i>	3.5	3.67	(3.06)	1.33	(1.53)	0.67	(0.58)	1	(1)	-		-	
	<i>Halichoeres dispilus</i>	3.9	32.67	(20.21)	16.33	(14.29)	7	(8.66)	13	(5.29)	0.67	(1.15)	0.67	(0.58)
	<i>Halichoeres nicholsi</i>	4	0.67	(0.58)	5.67	(7.23)	4.33	(3.06)	2.67	(0.58)	0.67	(1.15)	0.67	(0.58)
	<i>Halichoeres notospilus</i>	3.5	10	(12.17)	1.33	(1.53)	2.33	(1.15)	8.67	(1.15)	6.33	(8.50)	0.67	(1.15)
	<i>Novaculichthys taeniourus</i>	3.3	-		-		-		-		0.33	(0.58)	-	
	<i>Thalassoma lucasanum</i>	3.5	134.33	(116.83)	43.67	(57.29)	120	(62.48)	31.67	(22.03)	86	(42.51)	138.33	(88.08)
Labrisomidae	<i>Malacoctenus zonifer</i>	3.5	-		-		-		-		0.33	(0.58)	-	
Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>	4	3	(5.20)	0.33	(0.58)	1	(0)	0.33	(0.58)	-		5.67	(3.06)
Monacanthidae	<i>Cantherhines dumerilii</i>	3.1	0.33	(0.58)	-		-		-		-		-	
	<i>Ostracion meleagris</i>	2.9	0.33	(0.58)	-		-		-		-		-	
Mullidae	<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3.7	3.33	(4.16)	0.67	(0.58)	6	(9.54)	2.33	(3.21)	0.33	(0.58)	2.67	(4.62)
Muraeninae	<i>Gymnomuraena zebra</i>	3.4	-		-		-		0.33	(0.58)	-		-	
	<i>Muraena lentiginosa</i>	3.9	0.33	(0.58)	0.33	(0.58)	-		-		-		-	
Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>	3.2	-		-		0.33	(0.58)	1.00	(1.00)	-		-	
Ophichthidae	<i>Myrichthys tigrinus</i>	3.5	0.33	(0.58)	-		-		-		-		-	

Continua...

Familia	Especie	NT	Conservado				Semi-perturbado				Perturbado			
			ES		VI		SA		TI		LE		JI	
			M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)	M	(SE)
Pomacentridae	<i>Abudefduf troschelii</i>	3	5.67	(9.81)	-	-	1	(1)	0.67	(1.15)	2.33	(3.21)	-	-
	<i>Chromis atrilobata</i>	3.4	43	(74.48)	-	-	-	-	9.33	(16.17)	52.33	(27.47)	29.33	(50.81)
	<i>Holacanthus passer</i>	2.6	0.33	(0.58)	-	-	0.33	(0.58)	-	-	0.33	(0.58)	-	-
	<i>Microspathodon bairdii</i>	2.5	-	-	-	-	0.33	(0.58)	2.67	(3.79)	-	-	-	-
	<i>Microspathodon dorsalis</i>	2.1	7.33	(8.50)	7.67	(3.79)	6.33	(10.97)	15.67	(15.95)	1.67	(2.89)	1.67	(1.53)
	<i>Stegastes acapulcoensis</i>	2	78.00	(45.13)	36.67	(30.09)	46.00	(20.78)	125.67	(28.59)	26.67	(11.24)	23.33	(19.40)
	<i>Stegastes flavilatus</i>	2	18.33	(10.07)	17.00	(1.73)	16.00	(7.00)	25.67	(12.10)	0.67	(1.15)	9.67	(1.53)
	<i>Stegastes rectifraenum</i>	2	3.67	(4.62)	6.33	(5.86)	9.00	(3.00)	6.33	(8.50)	1.33	(1.53)	-	-
Serranidae	<i>Cephalopholis panamensis</i>	4.1	1.67	(1.53)	0.67	(0.58)	1.00	(1.00)	-	-	1.00	(1.73)	-	-
	<i>Epinephelus labriformis</i>	4	-	-	-	-	0.33	(0.58)	-	-	-	-	-	-
	<i>Serranus psittacinus</i>	3.6	0.33	(0.58)	-	-	-	-	2.33	(3.21)	-	-	-	-
Tetraodontidae	<i>Arothron meleagris</i>	3.4	-	-	-	-	3.33	(3.51)	0.33	(0.58)	14.67	(17.47)	-	-
	<i>Canthigaster punctatissima</i>	3	-	-	-	-	0.33	(0.58)	-	-	0.33	(0.58)	-	-
Zanclidae	<i>Zanclus cornutus</i>	2.9	1.67	(2.89)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*Nivel trófico obtenido de Allen and Robertson (1994), Stergiou & Karpouzi (2002) y FishBase (2019).

Anexo II. Glosario

Amplitud: la desviación máxima entre la presión del sonido y la presión ambiental.

Bin: cada una de las frecuencias discretas en las que una transformada discreta de Fourier (DFT), descompone una porción de audio.

Carnívoros: animales que basan su dieta principalmente en el consumo de carne.

Coral hermatípico: reconocidos por formar estructuras arrecifales y, secundariamente, por su simbiosis con algas llamadas zooxantelas.

Decibel (dB): escala habitual más utilizada (de varias maneras) para informar niveles de sonido. Ej. una diferencia de 10 dB corresponde a un factor de 10 en potencia de sonido.

Espectrograma: imagen que muestra la evolución temporal del espectro de una señal, resulta una gráfica tridimensional que representa la energía del contenido frecuencial de la misma.

Herbívoros puros: animal que se alimenta principalmente de plantas, en la cadena trófica los herbívoros son los consumidores primarios.

Hertz: las unidades de frecuencia donde 1 Hertz =1 ciclo por s. La abreviatura de Hertz es "Hz".

Índice acústico ACI: mide la variación en la intensidad de una grabación sobre frecuencias cambiantes y contempla el ruido antropogénico.

Índice acústico ADI: determina la proporción de valores de decibeles (dB) sobre un umbral de amplitud en cada banda de frecuencia.

Índice acústico AEI: mide la cantidad de energía acústica en bins de frecuencia y el índice es el resultado de aplicar el índice de diversidad de Shannon a estos bins.

Índice acústico BIO: mide la relación entre el ruido de fondo y las vocalizaciones de las especies.

Índice acústico H: estimación de la entropía total de una onda de tiempo. Tenderá a un valor de 1 en una señal ruidosa y a 0 en una señal de tono puro.

Índice de Gini: medida de la desigualdad de una distribución que puede derivarse de las Curvas de Lorenz, utilizado para comparar más de una comunidad y como el índice de Simpson evalúa dominancia. El índice de Gini se aplicó a un espectro de frecuencias agrupadas en un umbral por encima de una amplitud especificada (predeterminado -50 dBFS) que conduce al Índice de uniformidad acústica (AEI).

Índice de Shannon: se usa para cuantificar la biodiversidad específica. Se usa el símbolo H' para representarlo, y sus valores oscilan entre número positivos, generalmente entre 2, 3

y 4, se interpreta que valores menores a 2 son ecosistemas con una diversidad de especies relativamente baja, mientras que los mayores a 3 son altos.

Monitoreo Acústico Pasivo: consiste en colocar una determinada cantidad de grabadores en una extensión de territorio con el fin de registrar todos los ruidos que existen en ese espacio, sin ser invasivo para las especies que habitan ahí.

Nivel de presión sonora (SPL): el nivel de presión sonora o SPL es una expresión de la presión sonora utilizando la escala de decibelios (dB).

Números de la serie de Hill: serie de números que permite calcular el número efectivo de especies de una muestra, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa.

Omnívoros con preferencia de materia animal: animales que comen todo tipo de sustancias orgánicas, basando su dieta principalmente en carne.

Omnívoros con preferencia de materia vegetal: animales que pueden nutrirse de alimentos tanto de origen animal como vegetal, pero basando su dieta principalmente en plantas.

Paisaje acústico: confluencia de la biofonía, geofonía y antropofonía en comunidades bióticas generando lo que se conoce como paisaje sonoro.

Peces demersales: especies que tienen gran movilidad en la columna de agua pero que mantienen un grado medio de fidelidad al sitio donde se distribuyen.

Peces epibénticos: especies que se asocian estrechamente al fondo del mar, que viven cerca o en contacto constante con él. Viven en huecos o entre rocas, asociadas a arrecifes de coral o entre las masas de algas y pastos marinos.

Presión acústica: la fuerza por unidad de área ejercida por una onda de sonido por encima y por debajo de la presión de equilibrio ambiental o estática se denomina presión acústica o presión de sonido.

Transformada de Fourier. Conversión de una señal del dominio de tiempo al dominio de frecuencia, obteniendo el espectro de la misma, se calcula con un algoritmo de FFT (512 puntos, en este estudio) para acelerar su cálculo.