



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DE LA
COMUNIDAD ÍCTICA EN TRES SISTEMAS DE
MANGLAR ÁRIDOS DEL GOLFO DE
CALIFORNIA: 1980-81 *versus* 2009-10**

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación Biología Marina)

P r e s e n t a

Francisco Javier López Rasgado

La Paz, Baja California Sur, Abril de 2013

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 11 horas del día 08 del Mes de Ab. del 2013, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Cambios en la estructura de la comunidad íctica en tres sistemas de manglar áridos del Golfo de California: 1980-1981 versus 2009-2010"

Presentada por el alumno:

Francisco Javier López Rasgado


Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN Biología Marina

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

LA COMISION REVISORA


DR. SALVADOR E. LLUCH COTA
DIRECTOR DE TESIS


Dra. SHARON Z. HERZKA LLONA
CO-TUTOR


DR. EDUARDO F. BALART PÁEZ
CO-TUTOR


DR. PABLO DEL MONTE LUNA
CO-TUTOR


DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA
CO-TUTOR


DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

Comité tutorial

El presente trabajo fue dirigido por:

Dr. Salvador E. Lluch Cota CIBNOR

Comité Tutorial

Dr. Salvador E. Lluch Cota CIBNOR

Dra. Sharon Z. Herzka Llona CICESE

Dr. Eduardo F. Balart Páez CIBNOR

Dr. Pablo del Monte Luna CICIMAR

Dra. Elisa Serviere Zaragoza CIBNOR

Comité Revisor de Tesis

Dr. Salvador E. Lluch Cota CIBNOR

Dra. Sharon Z. Herzka Llona CICESE

Dr. Eduardo F. Balart Páez CIBNOR

Dr. Pablo del Monte Luna CICIMAR

Dra. Elisa Serviere Zaragoza CIBNOR

Jurado del Examen de Grado

Dr. Salvador E. Lluch Cota CIBNOR

Dra. Sharon Z. Herzka Llona CICESE

Dr. Eduardo F. Balart Páez CIBNOR

Dr. Pablo del Monte Luna CICIMAR

Dra. Elisa Serviere Zaragoza CIBNOR

Dr. Renato A. Mendoza Salgado (suplente) CIBNOR

Dr. Arturo F. E. Muhlia Melo (suplente) CIBNOR

Resumen

Los sistemas de manglar son de gran importancia a nivel mundial por su alta productividad primaria y secundaria, ya que sustentan una gran abundancia y diversidad de peces. El objetivo de este estudio fue comparar la composición y estructura actual (2009-2010) de la comunidad de peces de tres sistemas de manglar con diferente grado de influencia antrópica en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, con estimaciones realizadas en el pasado (1980-1981) y establecer para cada sistema una línea base de la estructura y función de la comunidad íctica. Se estimaron atributos ecológicos (densidad en número, densidad en peso, riqueza de especies, diversidad de Shannon-Wiener y equidad de Pielou) y la distinción taxonómica promedio (DTP) a partir de los datos colectados mensualmente durante cada período. Para caracterizar la función de los sistemas de manglar sólo se realizó el análisis isotópico en los peces capturados durante el muestreo de 2009-2010. Un total de 39,123 peces fueron registrados en 1980-81 y 16,740 peces en 2009-10. Durante ambos períodos, las especies que dominaron la densidad en número en los tres sistemas fueron *Eucinostomus dowii*, *Diapterus brevirostris*, y *Mugil curema*. Enfermería exhibió los cambios más drásticos en la estructura de la comunidad íctica entre periodos, donde la riqueza de especies, equidad y diversidad decrecieron significativamente, además algunos valores de DTP indicaron que las especies dominantes estaban estrechamente relacionadas; coincidiendo con el deterioro actual por el impacto antrópico intenso a la que está siendo sometida. El manglar de Zacatecas se encontró en un estado de impacto intermedio, con cambios en riqueza y densidad en peso, lo que probablemente se asocia a su geomorfología y activa hidrodinámica. Balandra es el manglar más sano, mantiene la diversidad más alta y una mayor riqueza de especies, coincidiendo con que es el sistema menos impactado por el humano. Los análisis MDS y ANOSIM revelaron diferencias en la estructura de la comunidad íctica entre periodos para Balandra y Enfermería, aunque dichas diferencias se debieron principalmente a la composición de las especies consideradas como raras. Con base en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los músculos de los peces, los tres bosques de manglar no aportan carbono en la cadena trófica de la comunidad íctica. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los músculos de los peces de Balandra y Zacatecas mostraron que la base de la cadena trófica posiblemente sea el fitoplancton marino, debido a la influencia oceánica en la que se encuentran sometidos. Mientras que el manglar de Enfermería, la principal fuente de alimento quizás provenga de la remineralización bentónica. La importancia de los manglares evaluados, basados en los atributos ecológicos, frecuencia de tallas y análisis de isotopos estables de los músculos de peces es la protección contra depredadores. Los estudios a largo plazo son importantes para la comprensión de los cambios en la estructura de la comunidad íctica en los sistemas de manglar que son causadas por la alteración del hábitat.

Palabras clave: diversidad, Bahía de La Paz, estructura íctica, manglar, isotopos estables.

Abstract

Mangrove systems are of great importance worldwide for their high primary and secondary productivity because they sustain fish abundance and diversity. The aim of this study was to compare the current structure and composition (2009-2010) of the fish community in three mangrove systems with different degrees of anthropogenic influence in the Bay of La Paz, Baja California Sur, with estimates made 30 year ago (1980-1981) for each system to establish a structure and function baseline of the fish community. Ecological attributes were estimated (number and weight density, species richness, Shannon-Wiener diversity, Pielou evenness), and average taxonomic distinctness (ATD) from data collected monthly during each period. To characterize the function of the mangrove systems an isotopic analysis was performed on the fish caught during sampling from 2009-2010. A total of 39,123 fish were recorded in 1980-1981 and 16,740 fish in 2009-2010. During both periods, the species that dominated the density in the three systems were *Eucinostomus dowii*, *Diapterus brevirostris*, and *Mugil curema*. Enfermería exhibited the most drastic changes in fish community structure between periods, where species richness, equity, and diversity decreased significantly; some DTP values indicated the dominant species were closely related, coinciding with the current deterioration of intense undergoing anthropogenic impact. Zacatecas showed light significant changes in richness and weight density between periods. Balandra showed only changes in weight density between periods. The MDS and ANOSIM analyses revealed differences in fish community structure between periods for Balandra and Enfermería, although these differences were mainly due to the composition of the species considered rare. Based on the isotopic values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of the fish muscles, the three mangrove forests do not provide carbon in the food chain of the fish community. The values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of the fish muscles in Balandra and Zacatecas showed that marine phytoplankton was possibly the basis of the food chain due to the ocean influence in which they are subjected to. While in the Enfermería mangrove, the main food source may come from benthic remineralization. Based on ecological attributes, size frequency, and the stable isotope analysis, the main function of the mangrove forests assessed is protection from predators. Long-term studies are important for understanding the changes in fish community structure that are caused by habitat alteration in the mangrove systems.

Keywords: diversity, Bay of La Paz, fish structure, mangrove, stable isotopes.

DEDICATORIA

Con cariño y por haber confiado en mí:

A mis padres:

Javier López Montaña
Alvis Rasgado López

Gracias por enseñarme que con el trabajo honesto, constante y tenaz se pueden lograr los objetivos que se plantean en la vida. Gracias por ayudarme en los momentos más apremiantes durante este proceso cuando más los necesitaba. Los amo y siempre los tengo presentes.

Con mucho cariño, para mi esposa, **Chiquis López Montero**. Eres y has sido parte fundamental de todo lo logrado. Gracias por acompañarme en este extenuante camino, por ir paso a paso conmigo, por los momentos felices, los no tanto, por las risas por los llantos. Te amo xhela!!.

Con especial cariño, a mi princesa **Paulina**. Con tu llegada cambiaste mi mundo. Contigo no hay días tristes ni malos, te levantas con una sonrisa y te duermes con muchas más. Ansiaba llegar a la casa para que me recibieras con un Papá!!! y dando saltos de alegría y felicidad. Te amo tanto mi princesita hermosa!!.

Al mar, que me ha dado tanto. A la vida, que le debo todo. A mi pueblo y mi raza que han forjado mi carácter. Por la nación Zapoteca.

AGRADECIMIENTOS

Muchas personas a lo largo de éste vorágine y tórrido trabajo, participaron directa e indirectamente en la formación de su servidor.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Becario 49251) por el apoyo económico recibido para la realización del doctorado.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. por la oportunidad brindada de formar parte del Programa de Estudios de Doctorado.

A SEP-CONACYT-2007-83339 por el financiamiento mediante el proyecto “Biodiversidad y vulnerabilidad en ecosistemas marinos costeros” del cual se generó todo este estudio.

Y a los permisos de SAGARPA: DGO PA06151.150609.1800 and DGO PA08976.041010.4817 para la colecta de organismos.

Al Departamento de Posgrado, a todos sin excepción, por los trámites realizados derivados de las actividades como estudiante mostrando siempre disposición y buen trato. Por el apoyo brindado para la gestión de la beca de movilidad estudiantil Santander. Gracias por las gestiones para que se me otorgara el apoyo económico de estos últimos dos meses, permitiéndome concluir satisfactoriamente mis estudios.

A mi Director de Tesis, Dr. Salvador E. Lluch Cota por adentrarme al mundo de los manglares, y enseñarme que no solo se requiere ser un buen investigador, sino también se requiere ser una persona con humildad, tenacidad, comprometida con la institución y de mucha calidad humana. Gracias.

A mis tutores Dra. Sharon Z. Herzka Llona, Dr. Eduardo F. Balart Páez, Dr. Pablo del Monte Luna, y Dra. Elisa Serviere Zaragoza, por aceptar ser parte de este proyecto, por todo el apoyo, la confianza y sobre todo la amistad. Gracias por sus sugerencias y comentarios que enriquecieron sustancialmente el manuscrito.

Asimismo doy las gracias a la Dra. Sharon Z. Herzka Llona, quien me motivo mucho y siempre confió en mí; por haberme atendido durante las estancias de investigación que realicé en CICESE. Le agradezco por haberme permitido ser parte de su equipo, por todas las enseñanzas, por lo comprometida que siempre estuvo con este trabajo y por su especial apoyo y su invaluable amistad.

Agradezco a la Dra. María Lourdes Lozano Vilano, curadora de la colección ictiológica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León por permitirnos el acceso a una colección anual realizada en 1980-1981.

A Enrique Calvillo Espinoza, Jorge Angulo Calvillo, Lucía campos-Dávila y Claudia J. Pérez Estrada por el apoyo brindado en campo y en el laboratorio.

A la maestra Diana Leticia Dorantes Salas, por las correcciones del resumen de inglés de esta tesis.

A todos los amigos y compañeros con los que compartí desayunos, risas, discusiones académicas y no académicas, a los cercanos y a los alejados, gracias: Kena, Noemí (Mimi), José Francisco (chepe), José Alberto (oso), Marina, Carina, Caro, Claudia, Ruth, Anita, Scarry y Laurita, Alfredo (Fredy), Cristina, David, Adrián, Emiliano.

A todos los amigos biólogos, masters, doctores y demás, muchas gracias por los breves, pero sustanciosos momentos para la eliminación del estrés.

Contenido

Comité tutorial	i
Resumen.....	ii
Abstract.....	iii
DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	v
Contenido.....	vii
Lista de Figuras.....	x
Lista de Tablas	xii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Sistemas de manglar.....	1
2. ANTECEDENTES	3
3. JUSTIFICACIÓN.....	6
4. OBJETIVOS.....	7
4.1 Objetivo general	7
4.2 Objetivos específicos	7
5. HIPÓTESIS	7
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
6.1 Área de estudio.....	8
6.1.1 Balandra	8
6.1.2 Zacatecas.....	8
6.1.3 Enfermería	9
6.2 Obtención de muestras	10
6.2.1 Muestras históricas (1980-1981)	10
6.2.2 Muestras actuales (2009-2010).....	11
6.3 Índices ecológicos de estructura de la comunidad	12

Riqueza específica	12
Diversidad de Shannon-Wiener.....	12
Equidad de Pielou.....	13
Densidad y biomasa.....	13
Índice de diversidad taxonómica	13
Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia.....	14
Frecuencia de tallas	14
6.4 Tratamiento de muestras para caracterización de la función (análisis isotópico)..	15
6.5 Análisis estadísticos	16
7. RESULTADOS	18
7.1 Estructura de la comunidad íctica de los periodos 1980 y 2010.....	18
Riqueza específica	23
Diversidad de Shannon-Wiener.....	25
Equidad de Pielou.....	25
Densidad numérica y en peso	26
Índice de diversidad taxonómica.....	28
Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia	34
Frecuencia de tallas	40
7.2 Estado actual de los tres sistemas de manglar mediante el uso de los isotopos estables	44
Análisis isotópico de la comunidad íctica del periodo de 2009-2010.....	44
Análisis bidimensional	51
8. DISCUSIÓN.....	52
8.1 Cambios en la estructura de la comunidad íctica	52
8.2 Estado actual de los sistemas de manglar mediante el usos de isotopos estables ..	58
9. CONCLUSIONES.....	62

10. BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	64
Anexo 1. Elenco sistemático de las especies observadas.	81
Anexo 2. Uso de la ecología isotópica.....	84
Anexo 3. Artículos.....	86

Lista de Figuras

- Figura 1. (A) Localización geográfica y fotos aéreas de los tres sistemas de manglar en Bahía de La Paz sujetos del presente estudio: (B) Balandra (C) Zacatecas y (D) Enfermería. Los círculos en blanco representan los sitios de muestreo realizados en los periodos 1980-1981 y 2009-2010. Fotos tomadas por CIBNOR.10
- Figura 2. Comparación de la riqueza, diversidad y equidad en tres sistemas de manglar en Bahía de La Paz. Símbolos negros = 1980-1981, símbolos blancos = 2009-2010. Los valores son promedios \pm EE de los datos mensuales para ambos periodos de estudio.26
- Figura 3. Comparación de la A) densidad (ind m^{-2}) y B) biomasa (g m^{-2}) de tres manglares de la Bahía de La Paz. Símbolos negros = 1980-1981, Símbolos blancos = 2009-2010.28
- Figura 4. Esquema de Funnel de A) diferenciación taxonómica promedio (DTP) y B) variación de la diferenciación taxonómica (VarDT) en tres manglares de la Bahía de La Paz. Símbolos cerrados son de 1980-1981 y símbolos abiertos son de 2009-2010. Triángulos = Balandra, cuadrados = Zacatecas y círculos = Enfermería.30
- Figura 5. Ordenación MDS bidimensional incluyendo todas las muestras de cada mes en A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería. Símbolos cerrados = 1980-1981 y símbolos abiertos = 2009-2010.31
- Figura 6. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Balandra, B. C. S., durante 1980-1981.....34
- Figura 7. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Zacatecas, B. C. S., durante 1980-198135
- Figura 8. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Enfermería, B. C. S., durante 1980-1981.36
- Figura 9. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Balandra, B. C. S., durante 2009-2010.....38
- Figura 10. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Zacatecas, B. C. S., durante 2009-201039
- Figura 11. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Enfermería, B. C. S., durante 2009-2010.39

Figura 12. Distribución de frecuencias de tallas de la comunidad íctica en tres sistemas de manglar en bahía de La Paz, BCS: A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería en 1980-1981 (líneas negras) y 2009-2010 (líneas grises).	43
Figura 13. Distribución de frecuencias de valores de A) $\delta^{13}\text{C}$ y B) $\delta^{15}\text{N}$ de musculo de todos los individuos de la comunidad íctica. BAL = Balandra (n = 184), ZAC = Zacatecas (n = 100) y ENF = Enfermería (n = 89).	45
Figura 14. Valores promedios \pm EE de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de musculo de la comunidad íctica en tres sistemas de manglar de Bahía de La Paz. BAL = Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería.	46
Figura 15. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de musculo por talla por especie íctica colectada en A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería, en la Bahía de La Paz.	47
Figura 16. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de músculo por especie íctica por talla colectada en A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería, en la Bahía de La Paz.	48
Figura 17. Diversidad bidimensional obtenida con los datos de la diversidad de Shannon-Wiener y de la diversidad isotópica de $\delta^{15}\text{N}$. BAL = Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería.	51

Lista de Tablas

Tabla I. Listado de las especies utilizadas para el análisis isotópico en los tres sistemas de manglar. BAL= Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería.	16
Tabla II. Valores promedio de la densidad numérica (D, ind m ⁻²), densidad en peso (B, g m ⁻²) y longitud estándar promedio (LE, mm) de los peces colectados en los tres sistemas de manglar en 1980-1981 y 2009-2010. Los números en negritas corresponden a las especies con mayor densidad o peso.	19
Tabla III. Valores mensuales de los atributos ecológicos de tres manglares de Bahía de La Paz durante 1980-81 y 2009-10. BAL = Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería. DTP = Distinción taxonómica promedio, VarDT = Variación de la distinción taxonómica. Nd = no datos.	24
Tabla IV. Análisis SIMPER de las especies que contribuyen a la definición del ensamblaje, definido por similitud de porcentajes, en tres manglares en la Bahía de La Paz.	32
Tabla V. Clasificación de la ictiofauna en Balandra de marzo de 1980 a febrero de 1981, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.	34
Tabla VI. Clasificación de la ictiofauna en Zacatecas de marzo de 1980 a febrero de 1981, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.	36
Tabla VII. Clasificación de la ictiofauna en Enfermería de marzo de 1980 a febrero de 1981, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.	36
Tabla VIII. Clasificación de la ictiofauna en Balandra de junio de 2009 a junio de 2010, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.	38
Tabla IX. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia en Zacatecas de junio de 2009 a junio de 2010.	39
Tabla X. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia en Enfermería de junio de 2009 a junio de 2010.	40
Tabla XI. Valores Promedios (\pm EE) de la longitud estándar (mm), $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las especies utilizadas para el análisis isotópico en tres sistemas de manglar de la Bahía de la Paz. n = Numero de muestras isotópicas.	49

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Sistemas de manglar

Las comunidades de mangle constituyen un ecotono entre el sistema terrestre y el marino, donde se reconoce una gran complejidad estructural y funcional. Este tipo de sistemas proporcionan diversos servicios ambientales, tales como defensa costera contra la erosión y huracanes, áreas de crianza para peces de interés comercial y fijación de carbono (Bouillon *et al.*, 2008a; Feller *et al.*, 2010) y en algunas regiones proporcionan incluso servicios de aprovisionamiento directo como madera, pulpas, astillas, leña, carbón, producción de miel, taninos y otros productos domésticos o medicinales (Alcocer, 1900; Tovilla, 1994; Jiménez, 1991; Suman, 1994).

En México, a pesar de que la legislación ambiental considera a las especies de mangle en estatus de protección especial (SEDESOL, 1994; SEMARNAP, 1999, 2000) se reconoce que existe sobreexplotación en algunas regiones para la obtención de madera y una acelerada degradación de estas comunidades por la conversión del uso de suelo para construcción de instalaciones urbanas, acuícolas y portuarias.. El impacto no sólo se ve reflejado en los niveles de deforestación, sino incluso en los cambios estructurales como los asociados a desecación por construcción de diques o azolvamiento de canales de flujo (Flores-Verdugo, 1990; Loa, 1994; Suman, 1994; Tovilla, 1994;).

La tendencia de desarrollar actividades productivas en las inmediaciones de éstos ecosistemas, junto con la insuficiencia de planes de manejo, han resultado en un uso y aprovechamiento desordenado de los mismos, con la consecuente pérdida de la riqueza específica, paisajística y económica (Yáñez-Arancibia, 1986; Carmona, 1995; Guzmán, 1998). Las estimaciones globales indican una disminución promedio en la cobertura de los manglares de 2% anual entre 1970 y 2000, que se ha atribuido al desarrollo costero, la explotación forestal y los cambios en los patrones de uso de la tierra (Duarte *et al.*, 2005; Donato *et al.*, 2011; Irving *et al.*, 2011).

En México, los sistemas de manglar cubren un área total de 770,057 ha (CONABIO, 2009). Su distribución extrema en el Pacífico llega hasta las costas de las zonas áridas de la latitud 29°19' N en el Golfo de California (GC, Rzedowski, 1983). El GC está situado en la costa occidental de México. Está separado del Océano Pacífico por la

Península de Baja California y mide aproximadamente 1100 km de largo y 50-250 km de ancho. Dentro del GC, los sistemas de manglar tienen una distribución discontinua y están separados por cientos de kilómetros (Whitmore *et al.*, 2005). Los sistemas de manglar se encuentran desde Los Cabos en la parte más meridional de la península hasta Bahía de Los Ángeles en la costa peninsular en el centro del Golfo y a lo largo de la costa noreste continental, así como en algunas islas (Ramírez-García y Lot, 1994), cubriendo una superficie total de 24, 327 ha en Baja California Sur (CONABIO, 2009).

Las tendencias históricas en la cobertura de manglar en el GC no son confiables. Hak *et al.* (2008) analizaron las imágenes por satélite y estimaron un aumento mayor de 30% en la cobertura de área de los bosques de manglares entre 1986 y 2001 en el suroeste de GC. En Bahía de La Paz, ubicado en el suroeste del GC, existen informes sobre los efectos negativos combinados de los huracanes y la deforestación (Lechuga-Devéze, 2009). Los sistemas de manglar de La Bahía de La Paz, Baja California Sur, presentan también una tendencia de degradación por cambios ambientales. Se presume que el desarrollo acelerado y desordenado de la ciudad de La Paz y de la zona conurbada ha producido efectos en la vegetación costera, particularmente sobre las comunidades de manglar, ha ocasionado su fragmentación y reducción (Mendoza *et al.*, 1984; Carmona, 1995; De la Cruz, 1996). A este respecto, Mendoza *et al.* (1984), reportaron una pérdida de 44 ha de manglar en la Ensenada de La Paz durante el período de 1973 a 1981, asumiendo que el impacto humano fue el principal factor de degradación.

Los sistemas de manglar son de gran importancia por su alta productividad primaria y secundaria, ya que sustentan una gran abundancia y diversidad de peces e invertebrados (Hobbie, 2000; Mann, 2000). La estructura de los manglares la constituyen los árboles o arbustos, estableciéndose en torno a ellos una biocenosis que comprende otros productores (pastos de marismas, pastos marinos, macroalgas, fitobentos, etc.), consumidores (crustáceos, peces, aves, etc.) y degradadores (bacterias y hongos), interrelacionados a través del flujo de materia y energía que constituye y regula el metabolismo de la comunidad (Yáñez-Arancibia, 1986, Day *et al.*, 1988; Flores-Verdugo, 1990; Jiménez, 1991). Se ha considerado que su aportación de materia orgánica es crucial desde el punto de vista ecológico, pues determina en gran medida, la productividad de los cuerpos costeros

adyacentes (Day y Yáñez-Arancibia, 1988; Jiménez, 1991) permitiendo el desarrollo de complejas tramas tróficas. Se ha calculado que hasta un 40 % de la biomasa producida por los manglares es exportada hacia otras áreas; de este porcentaje, se estima que hasta un 10% es transferido a peces, moluscos y crustáceos de importancia comercial (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994; Tovilla, 1994).

En particular para la comunidad de peces, estos sistemas constituyen áreas de reproducción, crianza, alimentación y crecimiento (Laegdsgaard y Johnson, 2001; Blaber, 2007; Sogard, 1992; Able y Fahay 1998). Algunas de las ventajas que han sido asociadas a estos sistemas como áreas de crianza de ictiofauna son las altas tasas de crecimiento, consecuencia de la temperatura favorable y gran abundancia de alimento, así como la protección que ofrecen las raíces contra depredadores (Toole, 1980; Able, 1999). En este sentido se reconoce que en ciertas regiones del mundo, la degradación de estos ecosistemas es una causa de la disminución de poblaciones de peces a nivel local y regional (Chambers, 1992). Por ejemplo, estudios realizados en Bahamas mostraron que los sistemas de manglar fragmentados por la construcción de carreteras exhibieron una disminución en la calidad del hábitat y mostraron cambios en la estructura de la comunidad íctica comparados con los sistemas de manglar cercanos no fragmentados (Layman *et al.*, 2004; Taylor *et al.*, 2007; Rypel y Layman, 2008). El presente trabajo se enfocó en la determinación del estatus actual de la comunidad íctica en tres manglares con diferente grado de influencia antrópica en la Bahía de La Paz, BCS., a través de su comparación con caracterizaciones realizadas en el pasado, y el establecimiento de una línea base para comparaciones futuras. La información generada es relevante para la toma de decisiones en materia de ordenamiento territorial y evaluación de salud ambiental.

2. ANTECEDENTES

Los trabajos existentes que evalúan cambios a largo plazo sobre la estructura íctica se basan en datos pesqueros y son en su mayoría, generados de la necesidad de evaluar los efectos de la pesquería sobre especies de interés comercial. Por ejemplo, Genner *et al.* (2004) examinaron cambios en la estructura de las comunidades de peces en sistemas marinos y estuarinos en el Reino Unido y observaron cambios drásticos en la composición

de la comunidad íctica. Sugieren que dentro de una región, las poblaciones pueden responder de forma diferente a las fluctuaciones climáticas regionales, así como a los factores ambientales locales y a las interacciones interespecíficas ecológicas. Stagicic *et al.* (2011) evaluaron cambios en la estructura de la comunidad de peces a lo largo del este del Mar Adriático durante un período de 16 años, y encontraron que la estructura de los peces litorales exhibió cambios temporales drásticos en la densidad, biomasa y diversidad, así como las diferencias espaciales en la equidad y en el índice de la distinción taxonómica. Atribuyen que el factor principal que afecta a las comunidades de peces litorales es de carácter regional y debe a la pesca. McHugh *et al.* (2011) analizaron cambios a largo plazo en la ictiofauna en el Canal Inglés occidental durante todo el siglo XX y encontraron diferencias significativas en la composición de las especies, pero notaron que los cambios en la abundancia y distribución de la frecuencia de tallas no fueron consistentes entre los grupos taxonómicos. Las especies más grandes con una maduración gonadal lenta mostraron los mayores cambios en la distribución, que atribuyeron a la influencia de la pesca comercial y al aumento de la temperatura a escala regional.

Los estudios sobre comunidades de peces asociadas a ecosistemas de manglar en el Pacífico mexicano son escasos y de ámbito espacial reducido. Sin embargo, el predominio de peces juveniles y subadultos en los muestreos asociados a dichos estudios sugieren que estos sistemas desempeñan un papel ecológico importante en el reclutamiento (Warburton, 1978; Álvarez-Rubio *et al.*, 1986; Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Ras-Guzmán y Huidobro, 2002). Aburto-Oropeza *et al.* (2008) reportaron una relación directa y positiva entre los desembarques de peces costeros y el tamaño de los sistemas de manglares cercanos a las oficinas de arribo en el Golfo de California. Sin embargo, no pudieron realizar ninguna inferencia sobre cambios en el tiempo debido a la falta de datos históricos.

Otros autores han mencionado que factores como la salinidad en los sistemas de manglar (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Mendoza *et al.*, 2009), la proximidad a las zonas urbanas (Balart *et al.*, 1997), la contaminación costera (Trejo y Mayoral, 1984) y la introducción de especies exóticas (Balart *et al.*, 2009; Palacios-Salgado *et al.*, 2011) pudieran estar relacionados con los cambios en la estructura de la comunidad íctica. Sin

embargo, por falta de datos históricos, en estos estudios tampoco se evaluó el efecto de la pérdida de hábitat de manglar sobre la estructura de la comunidad íctica.

Particularmente para la región de la Bahía y la Laguna de La Paz, se reconocen 522 especies de peces (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995) de los cuales el 31% utilizan los sistemas de manglar durante al menos una parte de su ciclo de vida (González-Acosta *et al.*, 1999; Whitmore *et al.*, 2005) para alimentación, crecimiento, reproducción, protección y crianza de juveniles (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980; Chávez, 1985a; Castro-Aguirre *et al.*, 1999). Se ha propuesto que este componente íctico participa activamente en el balance y regulación energética de la región, como importadores o exportadores de energía hacia ecosistemas vecinos (Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977; Castro-Aguirre *et al.*, 1994).

Acerca de la ictiofauna asociada a los manglares de la región, sólo se cuentan con los estudios realizados por Maeda-Martínez (1981), Astorga-Astorga (2001) y González-Acosta *et al.* (2005). Maeda-Martínez (1981), evaluó las especies de peces asociadas a tres manglares de la Bahía de La Paz, Balandra, Zacatecas y Enfermería, describiendo su composición, abundancia y diversidad, además de hacer una categorización trófica en la que destacaron los consumidores primarios. Astorga-Astorga (2001) evaluó la composición, abundancia y diversidad de la ictiofauna asociada manglar Zacatecas durante tres meses, encontrando que representantes de las familias Mugilidae y Gerreidae son las dominantes. González-Acosta *et al.* (2005) evaluaron los cambios estacionales en la estructura de las asociaciones de peces del manglar El Conchalito, encontrando una alternancia estacional en la abundancia y biomasa de las especies dominantes. De la Cruz-Sosa (2003) evaluó la estructura íctica en cuatro manglares cercanos a las Bahía de La Paz, encontró una alternancia en la abundancia y diversidad debido principalmente a la temperatura y las especies de las familias Mugilidae, Gerreidae y Lutjanidae fueron dominantes.

En general, existen diversos estudios sobre la fauna ictiológica en la Bahía de La Paz, los cuales abarcan desde compilaciones bibliográficas (Chávez, 1985b), listados sistemáticos (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995; Castro-Aguirre y Balart, 1997) y trabajos que analizan las variaciones en la abundancia de ciertas especies (Leija-

Tristán *et al.*, 1992; Malpica-Maury, 1999; Ramos-Lozano, 2010). A pesar de toda la información generada, se ha puesto poca atención en el conocimiento del papel que desempeñan los manglares de la Bahía de La Paz como zonas de protección y alimentación para la comunidad íctica.

3. JUSTIFICACIÓN

Los ecosistemas de manglar se reconocen como sistemas ecológicamente relevantes en términos del soporte que ofrecen al desarrollo de la comunidad de peces. Si estos ecotonos se encuentran sometidos a una fuerte presión antrópica por el desarrollo de actividades productivas en sus inmediaciones, es necesario contar con estimaciones de sus cambios en el tiempo.

En el caso de los sistemas de manglar de la zona de la Ensenada de La Paz, existen pocos estudios enfocados a evaluar los cambios en la composición de la estructura de la comunidad íctica, por lo que el presente trabajo se enfoca en (1) la determinación del estatus actual de estas comunidades en tres manglares con diferente grado de influencia antrópica en la región, a través de su comparación con caracterizaciones realizadas en el pasado, y (2) el establecimiento de una línea base para comparaciones futuras. La información generada es relevante para la toma de decisiones en materia de ordenamiento territorial y evaluación de salud ambiental.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Comparar la composición y estructura actual de la comunidad de peces de tres sistemas de manglar con diferente grado de influencia antrópica en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, con estimaciones realizadas en el pasado (1980-81) y establecer para cada sistema una línea base de la estructura y función de su comunidad íctica.

4.2 Objetivos específicos

- Estimar y comparar los atributos ecológicos (diversidad, equidad y riqueza de especies, estructura de tallas, densidad y composición de especies dominantes) en los tres sistemas de manglar para los periodos 1980-1981 y 2009-2010.
- Hacer un diagnóstico de la condición actual de la comunidad de peces de los tres sistemas seleccionados, tanto en la dimensión estructural (atributos ecológicos asociados a la composición de especies) como funcional (trófica), como referencia para comparaciones futuras del estado de salud de dichos sistemas.

5. HIPÓTESIS

- Debido a que el grado de presión antrópica es diferente desde hace 30 años entre los sistemas de manglar de Balandra, Zacatecas y Enfermería, en la Bahía de La Paz, B.C.S., hay diferencias en los atributos ecológicos y en la estructura de la comunidad íctica en cada sistema de manglar. Por lo que el sistema de manglar más impactado, tendrá una estructura comunitaria menos compleja.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

La Bahía de La Paz es el sistema costero protegido más grande de la parte oriental de la Península de Baja California, cubriendo 2,000 km² (Chávez, 1985b). La zona está considerada como árida y las precipitaciones se limitan a las tormentas esporádicas de invierno o a épocas de huracanes. En la Bahía se presentan cerca de 20 sistemas de manglar, distribuidos en parches y constituidos por las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco). Estos parches varían en tamaño desde 0.6 hasta 52 hectáreas (González-Zamorano, 2002). El presente estudio se centró en tres sistemas de manglar para los cuales existe información histórica sobre las comunidades de peces: Balandra, Zacatecas y Enfermería (Figura 1).

6.1.1 Balandra

El manglar de Balandra (24° 19' 5" N y 110° 19' 22" O; Figuras 1B) presenta una superficie total de 0.52 km² con un cuerpo lagunar de 0.30 km² y una comunidad de mangle que cubre 0.22 km². El eje mayor está orientado hacia al noroeste con una longitud de 990 m y un ancho promedio de 324 m. Comunica con el mar hacia el oeste a través de una boca de 180 m de ancho y consta de un canal de flujo y reflujo con profundidad promedio de 1 m. La temperatura promedio del cuerpo de agua es de 29 °C en verano y 20 °C en invierno (Mendoza, 1983). Presenta una tasa de renovación de agua de 1.5 días, con una productividad primaria de 40 mg C m⁻³h⁻¹, la cual es utilizada totalmente en la actividad heterotrófica (Moreno-Gómez, 2010). Este manglar puede ser considerado el menos impactado en la región, dado que no existen construcciones cercanas y la influencia estacional de visitantes no es en el manglar, sino en playas adyacentes.

6.1.2 Zacatecas

El manglar de Zacatecas (24° 10' 27" N y 110° 26' 6"O; Figura 1C) tiene una superficie total de 0.57 km², donde la vegetación de manglar cubre 0.22 km². Este es un manglar no-lagunar (es un canal de mareas), de curso largo y sinuoso, el cual tiene un área

de 0.06 km², quedando la laguna interior prácticamente cubierta por el mangle y formando tres zonas de inundación situadas hacia el oeste que cubren un área de 0.28 km². Tiene una boca de 36 m de ancho que se comunica con la Ensenada de La Paz y presenta una profundidad máxima de 2.5 m. El manglar tiene una adecuada tasa de recambio de agua (intercambia de 8,000 a 34,000 m³d⁻¹) y es capaz de absorber los desechos orgánicos sin una afectación visible de su cobertura y vigor. Su tasa de renovación de agua oscila de 1 a 6 días, con un promedio de 2.8 días y presenta una productividad primaria del orden de 500 mg C m⁻³h⁻¹ (Moreno-Gómez, 2010). El sistema está sujeto a un nivel de presión antrópica intermedia, dado que a pesar de que no existen alteraciones de uso de suelo importantes, se encuentra cercano a la mancha urbana.

6.1.3 Enfermería

El manglar de Enfermería (24° 13' 48" N y 110° 18' 23" O; Figuras 1D) es una microcuenca cuya superficie total es de 0.08 km², con un cuerpo lagunar de 0.05 km² y superficie de mangle de 0.03 km² (Padilla *et al.*, 1984). La temperatura del cuerpo de agua en verano es de 30 °C y en invierno de 20 °C (Mendoza, 1983). La profundidad máxima es de 2 m y el promedio de 0.8 m. La construcción de una carretera pavimentada, finalizada en 1964, contribuyó a obliterar a 6 m la comunicación de la boca del manglar con el mar, reduciendo el flujo y reflujos, lo que contribuyó a que el manglar se encuentre en deterioro (Mendoza, 1983). Además, en 2005 se construyó una carretera (Libramiento Sur de la carretera La Paz-Pichilingue) que bordea a la sección este del manglar, lo cual obstruye el curso de las aguas pluviales en las épocas de lluvia hacia el manglar. Estas modificaciones provocaron cambios en la dinámica de intercambio de agua, haciéndola más lenta y de baja energía, lo que ha favorecido el depósito de sedimentos y azolvamiento de la boca.

Un estudio realizado recientemente en el manglar de Enfermería, indica que el agua del manglar se renueva en un periodo de 17 días en promedio y con una productividad de 100 mg C m⁻³h⁻¹ (Moreno-Gómez, 2010) de la cual 50 % es utilizada para procesos heterotróficos, destacando la respiración (Lechuga y Mendoza, datos no publicados). La renovación del agua sucede únicamente en mareas vivas, lo que no permite el asentamiento

de germinaciones nuevas al no mostrarse el sedimento, y esto conlleva a un decaimiento a largo plazo del manglar viejo (Mendoza-Salgado *et al.*, 2011).

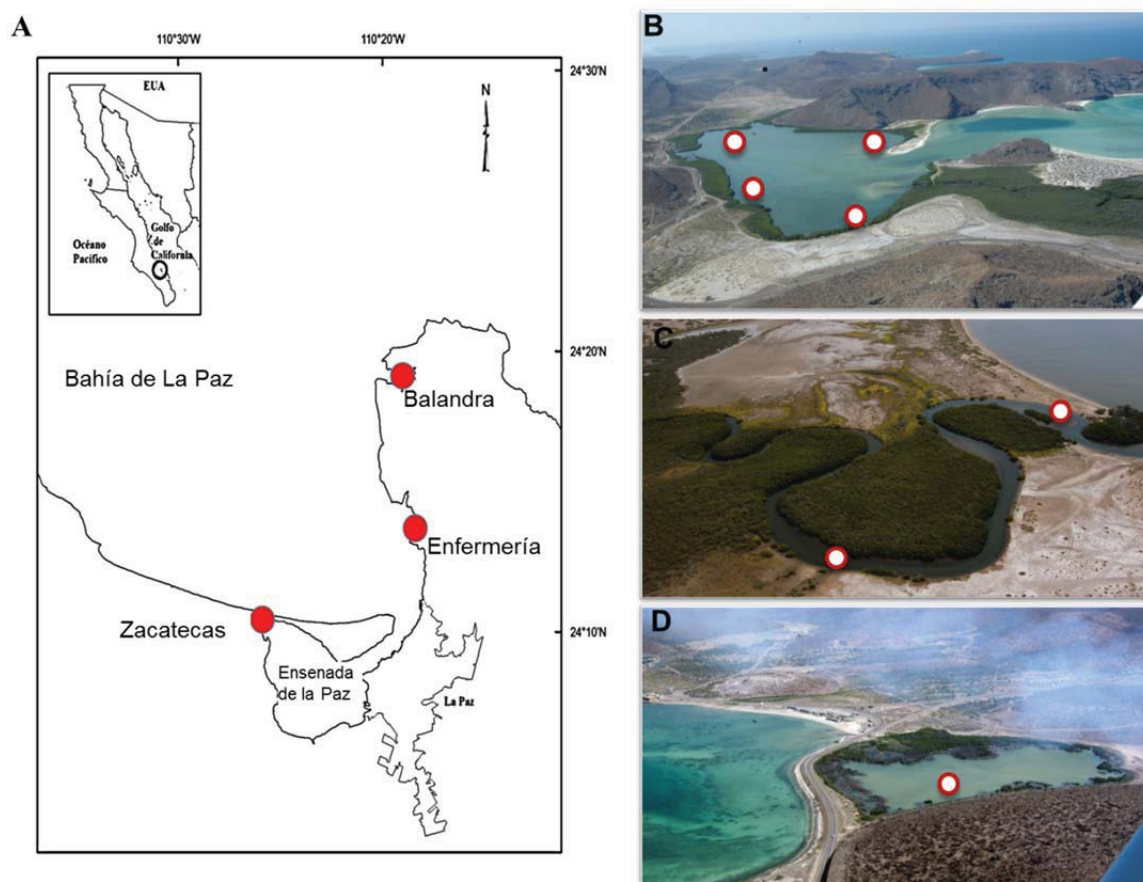


Figura 1. (A) Localización geográfica y fotos aéreas de los tres sistemas de manglar en Bahía de La Paz sujetos del presente estudio: (B) Balandra (C) Zacatecas y (D) Enfermería. Los círculos en blanco representan los sitios de muestreo realizados en los periodos 1980-1981 y 2009-2010. Fotos tomadas por CIBNOR.

6.2 Obtención de muestras

6.2.1 Muestras históricas (1980-1981)

Maeda-Martínez (1981) realizó un muestreo en los tres sistemas de manglar antes mencionados para describir la comunidad íctica. Los muestreos se hicieron de manera mensual durante el periodo entre marzo de 1980 y febrero de 1981. Se utilizó un chinchorro playero de 35 m de largo, 2.15 m de altura y 1 cm de luz de malla en el cuerpo. Los muestreos consistieron en arrastres únicos realizados en sitios específicos dentro de cada

sistema, a lo largo del borde de las raíces adventicias (cuatro en Balandra, dos en Zacatecas y uno en Enfermería, Figura 1).

Las muestras de peces colectadas por Maeda-Martínez (1981) fueron almacenadas en frascos con formaldehído al 10% y almacenadas en el laboratorio de Ictiología del Departamento de Biología de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Dra. María de Lourdes Lozano Vilano, curadora).

Para hacer la comparación entre periodos, se revisó la colección íctica en noviembre y diciembre de 2009, examinando cada uno de los ejemplares preservados para verificar que la identificación realizada en 1980-1981 fuera correcta y el estatus taxonómico de cada especie estuviera a la par con el presente trabajo, para lo cual se utilizaron claves ictiológicas recientes (Allen y Robertson, 1994; Fischer *et al.*, 1995; Thomson *et al.*, 2000, Nelson *et al.*, 2004). Se contabilizaron los individuos de cada muestra y se registró la longitud estándar (LE, mm) y el peso (g) de cada individuo. Al periodo de estudio de 1980-1981, se le llamará de aquí en adelante como 1980.

6.2.2 Muestras actuales (2009-2010)

Para comparar la estructura de la comunidad íctica entre periodos, se repitió la estrategia de muestreo utilizada por Maeda-Martínez (1981) durante un año (junio de 2009 hasta junio de 2010). El arte de pesca que se utilizó para capturar a los individuos en 2009-2010 fue similar al usado por Maeda-Martínez (1981) aunque más corto: chinchorro playero de 20 m de longitud, 2 m de altura y 1 cm de luz de malla en el cuerpo. El muestreo se llevó a cabo con la misma frecuencia y en las mismas localidades reportadas por dicho autor (Figura 1). Los individuos capturados se guardaron en bolsas plásticas rotuladas y etiquetadas que se conservaron en hielo para su transporte al laboratorio. En el laboratorio los peces se lavaron con agua destilada para eliminar el bicarbonato del agua y materiales adheridos. Cada individuo fue identificado, pesado (g) y medido (LE, mm). Las muestras fueron incorporadas a la Colección Ictiológica del CIBNOR. Al periodo de estudio de 2009-2010, se le llamará de aquí en adelante como 2010.

Para el análisis isotópico se seleccionaron las especies de peces que representaron el 90% de la densidad total en cada sistema de manglar. La metodología de esta técnica se describe en el apartado 6.4.

6.3 Índices ecológicos de estructura de la comunidad

La comparación de la estructura de la comunidad de peces en 1980 y 2010 fue realizada con los datos colectados mensualmente en cada uno de los tres sistemas de manglar a lo largo de todo el año. En ambos periodos de estudio, cuatro localidades fueron muestreadas en Balandra, dos en Zacatecas y una en Enfermería. Debido a que en Balandra y Zacatecas se realizaron dos o más arrastres, se calculó el valor promedio de cada indicador para cada mes, de forma que la comparación cuenta con un dato único mensual para cada sistema de manglar. De tal manera que el presente estudio está enfocado a la evaluación de los cambios a largo plazo en las condiciones promedio de cada sistema de manglar a lo largo de un ciclo anual. Los atributos ecológicos de la comunidad íctica utilizados se describen a continuación:

Riqueza específica

Se evaluó acumulando el número total de especies capturadas en cada sistema de manglar a lo largo de todo el año.

Diversidad de Shannon-Wiener

La diversidad (Pielou, 1975) se determinó a través del índice de (H') Shannon-Wiener (1963) el cual toma en cuenta la proporción del número de individuos con respecto al total de especies y cuya expresión matemática es:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i) \quad (1)$$

donde H' es la diversidad en bits/individuo y $p_i = n_i/N_t$ representa la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (n_i/N_t). Esta medición es comúnmente asociada a la estabilidad, condiciones ambientales y tipo de hábitat a la que están expuestos los individuos.

Equidad de Pielou

Se evaluó el índice de equidad (J) de Pielou (1975), que indica el grado de uniformidad de las especies en la abundancia, cuya expresión es:

$$J = H'/H'_{\max} \quad (2)$$

donde $H_{\max} = \log_2 S$, que es la diversidad bajo condiciones de máxima equidad. Este índice toma valores de 0 a 1, a mayor equidad se obtendrá un valor más cercano a 1.

Densidad y biomasa

Debido a las diferencias entre el muestreo histórico y actual en cuanto al área de barrido, asociado a la longitud del chinchorro playero ($\sim 97 \text{ m}^2$ en 1980 y $\sim 65 \text{ m}^2$ en 2010) la abundancia y la biomasa fueron expresadas para cada especie y sistema de manglar como densidades. La densidad numérica fue expresada en número de individuos por m^2 de superficie, y la densidad en peso como unidad de masa (g) por m^2 .

Índice de diversidad taxonómica

En años recientes se han propuesto índices de diversidad que consideran las diferencias taxonómicas entre especies, bajo el supuesto de que la estructura taxonómica representa una faceta importante de la biodiversidad no reflejada en los índices clásicos (Warwick y Clarke, 1998; Shimatani, 2001). Estos índices de diversidad taxonómica no dependen del tamaño de la muestra y la distribución de los datos puede ser diferente a una distribución normal.

En este trabajo se utilizó el índice de distinción taxonómica promedio, Δ^+ (DTP; Clarke y Warwick, 1998), el cual evalúa la riqueza junto con la distancia taxonómica entre cada par de especies, definida a través de un árbol de clasificación Linneana. Cada nivel jerárquico taxonómico recibe un valor discreto y proporcional dentro de una escala de 100 unidades, dependiendo del número de niveles empleados. Adicionalmente se utilizó el índice de la variación de la distinción taxonómica Λ^+ (VarDT; Clarke y Warwick, 2001) el cual es la variación de las distancias entre cada par de especies y refleja el desnivel del árbol taxonómico. El cálculo de la diversidad taxonómica se realizó con el programa PRIMER 6.0. Estos índices son:

$$\Delta^+ = 2 \frac{\sum \sum_{i<j} W_{ij} n_i n_j}{S(S-1)} \quad (3)$$

$$\Lambda^+ = 2 \frac{[\sum \sum_{i<j} [W_{ij} n_i n_j - \Delta^+]^2]}{S(S-1)} \quad (4)$$

donde Δ^+ es la distinción taxonómica promedio, Λ^+ es la variación de la distinción taxonómica, n_i es la abundancia de las especies, S es la riqueza de especies, W_{ij} es la diferencia de peso resultante de la longitud de la rama entre las especies a través de un árbol taxonómico.

Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia

Para categorizar a las especies se aplicó la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1997) a cada ensamblaje íctico analizado. Esta prueba clasifica a las especies de cada ensamblaje, por sitio y periodo, de acuerdo a su abundancia (densidad en este caso) y la frecuencia de ocurrencia. Esto permite separar a las especies en 4 categorías:

- A) Especies dominantes: aquellas cuyos valores, tanto de abundancia relativa como de frecuencia de ocurrencia, son mayores a la media aritmética.
- B) Especies frecuentes: aquellas cuya abundancia relativa no sobrepasa la media aritmética, pero si en relación a la media de la frecuencia de ocurrencia.
- C) Especies ocasionales: aquellas cuya abundancia relativa es mayor a la media aritmética, pero con valores de frecuencia de ocurrencia inferiores al promedio.
- D) Especies raras: caracterizadas por que sus valores de abundancias y frecuencia relativa están por debajo de las respectivas medias aritméticas.

Frecuencia de tallas

Finalmente, se generó una distribución de la frecuencia de tallas de toda la comunidad de peces para cada sitio y cada periodo, para evaluar si la estructura de tallas de la comunidad íctica ha cambiado en el tiempo. Las distribuciones de frecuencia se generaron considerando intervalos de talla de 5 mm.

6.4 Tratamiento de muestras para caracterización de la función (análisis isotópico)

Debido a que los ejemplares colectados en 1980 se encuentran fijados en formol, sólo fue posible realizar el análisis isotópico en los peces capturados durante el muestreo de 2010. Los peces capturados en los manglares de Balandra, Zacatecas y Enfermería fueron transportados al laboratorio y enjuagados con agua destilada para eliminar el bicarbonato del agua y materiales adheridos. Sólo se seleccionaron las especies que aportaron el 90% de la densidad total para cada sistema de manglar: 24 especies de peces en Balandra (184 individuos), 17 especies en Enfermería (89 individuos) y 18 especies en Zacatecas (100 individuos, Tabla I). A cada ejemplar se le extrajo una pequeña sección de músculo blanco del área dorsal, al cual se le retiró la piel. Este tejido contiene cantidades relativamente pequeñas de lípidos y carbonatos orgánicos por lo que su composición isotópica es menos variable que la de otros tejidos (Pinnegar y Polunin, 1999).

Todas las muestras fueron secadas a 60 °C por 48 h en cápsulas de aluminio. Las muestras se molieron usando un mortero de Agatha y colocadas en viales de tubo Eppendorf. Para el análisis de la composición isotópica, se pesaron de 500 a 1000 µg de material seco en una balanza analítica con una precisión de 0.01 mg. Cada muestra fue depositada en cápsulas de estaño de 5 mm x 9 mm y colocadas de forma ordenada en cajas de 96 posiciones marcadas con letra y número. Las muestras fueron enviadas a la Universidad de California, Davis, en donde la determinación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se realizó en un espectrómetro de masas de flujo continuo (Europa Hydra 20/20) conectado a un analizador de elementos en el Stable Isotope Facility. Las razones de $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$ y $\text{N}^{15}/\text{N}^{14}$ se expresan en partes por mil:

$$\delta (\text{‰}) = \frac{R_{\text{muestra}} - R_{\text{estándar}}}{R_{\text{estándar}}} \times 1000 \quad (5)$$

donde R es la razón isotópica entre el isótopo pesado y el liviano.

Los estándares primarios (promedios \pm DE) fueron Nylon ($\delta^{13}\text{C} = -27.81\text{‰} \pm 0.04$, $\delta^{15}\text{N} = -9.77\text{‰} \pm 0.14$), hígado de bovino ($\delta^{13}\text{C} = -21.69\text{‰} \pm 0.07$, $\delta^{15}\text{N} = 7.72\text{‰} \pm 0.14$),

ácido glutámico USGS-41 ($\delta^{13}\text{C} = 37.63\text{‰} \pm 0.18$, $\delta^{15}\text{N} = 47.60\text{‰} \pm 0.18$) y ácido glutámico ($\delta^{13}\text{C} = -28.85\text{‰} \pm 0.06$, $\delta^{15}\text{N} = -4.26\text{‰} \pm 0.19$).

Tabla I. Listado de las especies utilizadas para el análisis isotópico en los tres sistemas de manglar. BAL= Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería.

Especies	BAL	ZAC	ENF	Especies	BAL	ZAC	ENF
<i>Ctenogobius sagittula</i>	X	X	X	<i>Haemulon flaviguttatum</i>	X		
<i>Diapterus brevirostris</i>	X	X	X	<i>Haemulon scudderi</i>	X		
<i>Eucinostomus currani</i>	X	X	X	<i>Haemulon steindachneri</i>	X		
<i>Eucinostomus dowii</i>	X	X	X	<i>Mugil cephalus</i>	X		
<i>Lutjanus argentiventris</i>	X	X	X	<i>Opisthonema medirastre</i>	X		
<i>Mugil curema</i>	X	X	X	<i>Umbrina wintersteeni</i>	X		
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	X	X		<i>Chanos chanos</i>		X	
<i>Hyporhamphus naos</i>	X	X		<i>Haemulopsis leuciscus</i>		X	
<i>Centropomus viridis</i>	X		X	<i>Haemulon sexfasciatum</i>		X	
<i>Gerres simillimus</i>	X		X	<i>Oligoplites altus</i>		X	
<i>Lile stolifera</i>	X		X	<i>Oligoplites saurus</i>		X	
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	X		X	<i>Orthopristis chalceus</i>		X	
<i>Haemulopsis axillaris</i>		X	X	<i>Pomadasys branickii</i>		X	
<i>Pomadasys macracanthus</i>		X	X	<i>Synodus scituliceps</i>		X	
<i>Anchoa ischana</i>	X			<i>Cynoscion xanthulus</i>			X
<i>Anchoa nasus</i>	X			<i>Elattarchus archidium</i>			X
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	X			<i>Eugerres axillaris</i>			X
<i>Erotelis armiger</i>	X			<i>Poecilia butleri</i>			X
<i>Exerpes asper</i>	X			<i>Lutjanus colorado</i>			X
<i>Gobiosoma chiquita</i>	X						

6.5 Análisis estadísticos

Los valores de los diferentes descriptores de la comunidad íctica se analizaron mediante pruebas de t de student (Zar, 1999) con la finalidad de detectar diferencias entre periodos y sistemas.

Los datos de las densidades de las especies fueron transformados a raíz cuadrada para minimizar el peso de las especies dominantes. Con estos datos se calculó la similitud entre las muestras utilizando el coeficiente de Bray-Curtis. Se utilizó el método de escalamiento multi-dimensional no métrico (Multi-Dimensional Scaling; MDS) para detectar patrones de similitud en la composición de la comunidad íctica entre los manglares, para cada uno de los periodos de estudio. En el análisis de MDS, las posiciones de los puntos en la gráfica pueden ser arbitrariamente ubicadas, rotadas o invertidas, ya que lo único que se interpreta es la distancia relativa entre ellos. Esto implica que, al contrario

de otras técnicas, los ejes no tienen unidades y tampoco indican el efecto de un factor en particular. La medida de esta distancia se denomina estrés, y se considera que los valores de hasta el 20% muestran una bondad de ajuste adecuada (Clarke y Warwick, 2001). Además, el MDS no se limita a la descripción de patrones dentro la comunidad, ya que también puede ser utilizado para relacionar una variable ambiental a la distribución de los sitios de muestreo en el espacio bidimensional y para estimar la severidad de distintos disturbios (Clarke y Warwick, 2001).

Se realizó un análisis de similitudes (ANOSIM) en cada manglar con el fin de identificar las diferencias en la estructura de la comunidad entre los períodos. El valor estadístico de R se basa en la diferencias de los rangos promedio entre los grupos y dentro de los grupos. Se considera que con valores de $R > 0.75$ existe una separación definida; $R > 0.50$ hay clara diferenciación; $R > 0.25$ hay una separación reducida; $R \sim 0$ implica una separación pequeña o nula (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001). El último paso fue la aplicación de un porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar las especies que más contribuyeron a definir el conjunto de la comunidad. Se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para detectar diferencias significativas en la distribución de frecuencias de tallas (Zar 1999). Estas pruebas se realizaron con la versión PRIMER software ver 6.0 y con Statistica 7.0.

7. RESULTADOS

7.1 Estructura de la comunidad íctica de los periodos 1980 y 2010

Se registraron un total de 39,123 individuos para la colección histórica de 1980 y 16,740 individuos para el periodo de estudio de 2010.

En la tabla II se reportan los valores de densidad y densidad en peso de los peces colectados en ambos periodos y para cada sistema de manglar. En la colección histórica de Balandra (1980) las especies con mayores densidades promedio fueron la mojarra manchita *Eucinostomus dowii*, la anchoa chicotera *Anchoa ischana* y la lisa blanca *Mugil curema*; el roncacho arenoso *Pomadasys branickii* y las mojarras *E. dowii* y *Diapterus brevirostris* para Zacatecas y las mojarras *D. brevirostris*, *Gerres simillimus* y *E. dowii* para Enfermería. En el caso de las muestras de 2010, las especies con mayores densidades promedio fueron las mojarras *E. dowii*, *G. simillimus* y *Eucinostomus* sp., para Balandra; las mojarras *E. dowii*, *D. brevirostris* y *E. currani* para Zacatecas y la mojarra de aletas amarillas *D. brevirostris*, la lisa blanca *M. curema* y la sardinita rayada *Lile stolifera* para Enfermería.

Con respecto a la densidad en peso, las especies que contribuyeron más en 1980 fueron el pajarito blanco del Pacífico *Hyporhamphus naos*, la lisa blanca *M. curema* y la mojarra manchita *E. dowii* para Balandra, el roncacho arenoso *Pomadasys branickii*, la lisa blanca *M. curema* y la mojarra manchita *E. dowii* para Zacatecas y las mojarras *D. brevirostris*, *G. simillimus* y *E. dowii* para Enfermería. Las especies que tuvieron mayores densidades en peso promedios en 2010 fueron la lisa blanca *M. curema* y las mojarras *D. brevirostris* y *E. dowii* para Balandra, el pez erizo pecoso *Diodon hystrix* y las mojarras *E. dowii* y *D. brevirostris* para Zacatecas y la mojarra *D. brevirostris*, el robalo plateado *Centropomus viridis* y la lisa blanca *M. curema* para Enfermería. En general las especies con las mayores densidades y biomásas pertenecieron a las familias Gerreidae y Mugilidae.

Tabla III. Continuación

Familia/especie	1980-1981						2009-2010											
	Balandra			Zacatecas			Balandra			Zacatecas								
	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE			
Engraulidae																		
<i>Anchoa nasus</i>			0.03															
<i>Anchoa</i> sp.																		
Fistulariidae																		
<i>Fistularia corneta</i>																		
Gerreidae																		
<i>Diapterus brevirostris</i>	0.18	0.24	34	0.33	0.47	36	1.88	4.60	40	0.30	0.54	35	0.33	0.39	35	4.42	17.35	43
<i>Eucinostomus currani</i>	0.11	0.13	32	0.33	0.31	28	0.33	0.42	33	0.37	0.31	27	0.13	0.06	26	0.04	0.17	46
<i>Eucinostomus dowii</i>	2.35	1.51	27	0.72	1.53	41	0.89	1.51	39	0.61	0.52	25	0.67	1.15	33	0.05	0.04	30
<i>Eucinostomus entomelas</i>										0.02	0.25	78	0.03	0.39	77			
<i>Eucinostomus gracilis</i>										<0.01	<0.01	28	<0.01	<0.01	17			
<i>Eucinostomus</i> sp.										0.55	0.08	19						
<i>Eugerres axillaris</i>	<0.01	<0.01	56	0.01	0.08	62	0.02	0.21	77	<0.01	0.03	60				0.03	0.23	63
<i>Eugerres lineatus</i>	0.03	0.05	30	<0.01	0.02	68	1.67	2.45	30	0.55	0.19	25	0.01	0.01	44	0.16	0.19	32
<i>Gerres simillimus</i>																		
Gobiidae																		
<i>Bathygobius ramosus</i>										<0.01	0.01	60						
<i>Ctenogobius sagittula</i>	0.03	0.04	43	0.07	0.16	57	0.03	0.09	56	0.05	0.05	38	0.01	0.01	58	0.03	0.10	61
<i>Gobiosoma chiquita</i>	0.02	0.01	27				0.01	0.00	24	0.01	0.01	28						
<i>Quietula y-cauda</i>	0.42	0.13	27	<0.01	<0.01	26	0.23	0.07	28									
Haemulidae																		
<i>Conodon serrifer</i>	<0.01	0.01	91	<0.01	0.01	77				<0.01	0.01	60						
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	0.03	0.45	80															
<i>Haemulon maculicauda</i>	<0.01	0.01	100							<0.01	0.07	56						
<i>Haemulon scudder</i>										<0.01	<0.01	43	<0.01	0.01	42			
<i>Haemulon sexfasciatum</i>										<0.01	0.08	87						
<i>Haemulon steindachneri</i>										0.02	0.11	62	<0.01	0.02	100	0.02	0.03	46
<i>Haemulopsis axillaris</i>										<0.01	<0.01	39	<0.01	<0.01				
<i>Haemulopsis leuciscus</i>																		
<i>Microlepidotus inornatus</i>	<0.01	0.03	113															
<i>Orthopristis chalceus</i>	0.01	0.01	29															
<i>Orthopristis reddingi</i>	<0.01	<0.01	47							<0.01	0.01	85						
<i>Pomadoury branickii</i>	<0.01	<0.01	44	1.23	2.75	44				<0.01	<0.01	54	0.02	0.25	84			

Tabla III. Continuación

Familia/especie	1980-1981						2009-2010												
	Balandra			Zacatecas			Enfermería			Balandra			Zacatecas			Enfermería			
	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	
Haemulidae																			
<i>Pomadasyus macracanthus</i>				0.02	0.05	40													
<i>Pomadasyus panamensis</i>				<0.01	<0.01	70													
<i>Xenichthys xanti</i>																			
Hemiramphidae																			
<i>Hyporhamphus naos</i>	0.23	2.67	117	0.03	1.05	169	0.08	1.03	109	0.01	0.21	117	<0.01	0.18	185				
<i>Hyporhamphus rosae</i>										<0.01	<0.01	120							
Kyphosidae																			
<i>Kyphosus analogus</i>	<0.01	0.02	104																
Labrisomidae																			
<i>Exerpes asper</i>	<0.01	<0.01	30				<0.01	<0.01	29	<0.01	<0.01	34							
<i>Paraclinus mexicanus</i>										<0.01	<0.01	34							
Lutjanidae																			
<i>Hoplopogrus guentherii</i>	<0.01	0.01	67																
<i>Lutjanus aratus</i>	<0.01	0.02	94	<0.01	0.10	108				<0.01	0.06	125							
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.01	0.02	36	0.02	0.27	67	0.03	0.31	62	0.02	0.09	52	<0.01	0.03	76	<0.01	0.07	115	
<i>Lutjanus colorado</i>	<0.01	0.02	82	<0.01	0.00	28	0.01	0.25	74							<0.01	0.06	112	
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	<0.01	0.22	81	0.01	1.04	65	0.01	0.83	89	0.01	0.11	57	<0.01	<0.01	69	<0.01	0.03	92	
Mugilidae																			
<i>Mugil cephalus</i>	<0.01	<0.01	79	0.25	0.44	28	0.11	0.02	28	0.01	0.06	40	<0.01	0.02	75	0.02	0.08	51	
<i>Mugil curema</i>	0.47	1.77	50	0.27	2.71	63	0.16	0.95	46	0.26	1.27	42	0.13	0.29	37	0.61	0.60	35	
Mullidae																			
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>										<0.01	<0.01	38							
Opichthidae																			
<i>Myrichthys tigrinus</i>																			
Paralichthyidae																			
<i>Citharichthys gilberti</i>										<0.01	0.04	186	<0.01	<0.01	55				
<i>Etopus crossotus</i>	<0.01	0.01	66	<0.01	<0.01	92				0.01	0.04	58	<0.01	0.01	81				
Poeciliidae																			
<i>Poecilia butleri</i>										<0.01	<0.01	19	<0.01	<0.01	26	0.08	0.08	28	
Polynemidae																			
<i>Polydactylus approximans</i>										<0.01	<0.01	42							

Tabla III. Continuación

Familia/especie	1980-1981						2009-2010						
	Balandra		Zacatecas		Enfermería		Balandra		Zacatecas		Enfermería		
	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	D	B	LE	
Scaridae													
<i>Scarus ghobban</i>	<0.01	0.04	66				<0.01	<0.01	34				
Sciaenidae													
<i>Bairdiella icistia</i>	<0.01		139				<0.01	<0.01	43				
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>													
<i>Cynoscion xanthulus</i>	<0.01	<0.01	63	<0.01	0.05	159	<0.01	0.01	58				
<i>Elattarchus archidium</i>													
<i>Umbrina wintersteeni</i>							<0.01	0.02	156				
Serranidae													
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.08	0.72	68	<0.01	0.07	107	0.01	0.06	56	0.02	0.14	67	
Syngnathidae													
<i>Hippocampus ingens</i>													
<i>Syngnathus auliscus</i>	<0.01	<0.01	88		<0.01	0.00	93			<0.01	<0.01	113	
Synodontidae													
<i>Synodus scituliceps</i>													
<i>Synodus sechurae</i>										<0.01	0.03	183	
Tetraodontidae													
<i>Sphoeroides annulatus</i>	0.01	0.28	65	<0.01	0.07	71				<0.01	0.01	35	
<i>Sphoeroides lobatus</i>										<0.01	<0.01	41	
Urolophidae													
<i>Urobatis halleri</i>										<0.01	0.13	198	

Riqueza específica

En la tabla III se presentan los valores mensuales de los atributos ecológicos clásicos y de la diversidad taxonómica estimados para ambos periodos de estudio.

En el periodo de 1980, en Balandra, la mayor riqueza ocurrió en abr-80 y la menor en feb-81, con un promedio (\pm EE) de 15.3 ± 1.3 especies. En Zacatecas, la mayor riqueza fue en oct-80 y nov-80 y la menor riqueza ocurrió en jul-80, con un promedio de 10.2 ± 0.8 especie. En Enfermería, la mayor riqueza fue en jul-80 y la menor ocurrió en dic-80 y feb-81, con un promedio de 9.8 ± 0.8 especie.

En 2010, la riqueza en Balandra fue más alta en sep-09 y nov-09 y más baja en jun-09, con un promedio de 15.5 ± 1.2 especies. En Zacatecas, la riqueza fue mayor en feb-10 y fue menor en sep-09 y abr-10, con un promedio de 7.0 ± 0.6 especies. En Enfermería, la riqueza más alta fue en nov-09 y la más baja en jun-09 y jul-09, con un promedio de 6.7 ± 0.8 especies.

No hubo diferencias estadísticas significativas entre periodos en la riqueza de especies en Balandra ($t = 0.61$, $p = 0.54$), pero sí en Zacatecas ($t = 2.81$, $p = 0.01$) y Enfermería ($t = 3.12$, $p < 0.01$), siendo en este último, donde se encontraron los cambios más drásticos en la riqueza de especies entre periodos (Figura 2).

De manera general, se observó que la riqueza de especies fue más alta en Balandra en ambos periodos. Zacatecas y Enfermería, exhibieron valores más bajos de riquezas de especies en 2010 que en 1980. La riqueza total fue más baja en 1980, con un total de 44 especies, distribuidas en 26 familias y 36 géneros mientras que durante el estudio de 2010, se colectaron un total de 69 especies, distribuidas en 29 familias y 45 géneros.

Tabla III. Valores mensuales de los atributos ecológicos de tres manglares de Bahía de La Paz durante 1980-81 y 2009-10. BAL = Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería. DTP = Distinción taxonómica promedio, VarDT = Variación de la distinción taxonómica. Nd = no datos.

Periodo	Riqueza			Shannon-Wiener			Equidad Pielou			DTP			VarDT			Densidad			Biomasa		
	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF
1980-81																					
mar-80	14	10	13	2.89	2.65	2.70	0.76	0.80	0.73	58.79	57.41	55.98	124.18	130.32	177.88	2.48	0.28	2.13	8.98	4.94	10.46
abr-80	23	6	11	2.91	1.10	2.40	0.64	0.42	0.69	58.70	55.56	53.33	104.45	246.91	135.35	3.07	0.70	6.90	10.88	3.44	18.86
may-80	13	9	12	2.95	1.60	2.58	0.80	0.51	0.72	57.26	53.70	52.78	132.41	171.47	139.59	0.40	0.91	2.72	3.02	6.96	6.23
jun-80	20	11	12	1.42	1.90	2.84	0.33	0.55	0.79	57.37	60.30	49.24	118.22	136.27	113.06	10.88	1.27	2.74	16.03	5.81	9.23
jul-80	17	5	14	0.71	0.96	1.77	0.17	0.42	0.46	58.82	61.67	48.72	105.97	225.00	123.51	15.48	0.73	12.34	14.55	2.51	29.77
ago-80	18	9	10	2.48	1.81	1.74	0.59	0.57	0.52	54.79	57.87	58.15	133.16	146.39	168.18	9.58	3.66	2.89	15.55	10.78	18.38
sep-80	16	11	8	2.27	2.20	1.73	0.57	0.64	0.58	59.17	53.03	47.62	105.79	162.53	192.74	3.86	3.34	26.06	13.38	8.57	32.85
oct-80	18	14	8	2.23	2.46	1.07	0.53	0.65	0.36	55.01	52.20	52.38	120.13	129.48	252.27	2.84	2.33	2.43	9.17	18.23	10.08
nov-80	14	14	8	2.48	2.52	1.74	0.65	0.66	0.58	58.61	53.66	53.57	124.31	169.73	205.50	2.04	1.47	0.78	19.43	21.36	5.86
dic-80	10	13	6	2.35	1.70	1.67	0.71	0.46	0.65	58.89	53.21	40.00	143.21	206.96	140.74	1.23	22.86	4.56	1.19	37.84	7.08
ene-81	13	10	9	0.75	2.19	2.35	0.20	0.66	0.74	61.11	50.37	43.98	90.22	117.15	125.81	11.61	0.51	0.98	7.55	3.36	3.86
feb-81	7	10	6	2.05	1.34	1.32	0.73	0.40	0.51	61.90	53.70	55.56	136.05	159.12	246.91	0.13	2.20	1.70	3.02	12.63	2.31
2009-10																					
jun-09	10	5	4	2.35	1.37	0.74	0.71	0.68	0.32	60.37	47.22	45.00	361.59	408.95	58.33	0.55	0.30	2.23	13.09	4.93	28.54
jul-09	12	Nd	4	1.90	1.34	Nd	0.53	0.67	Nd	55.81	55.56	Nd	223.00	154.32	Nd	0.32	0.17	Nd	12.79	2.78	Nd
ago-09	18	5	5	1.89	0.83	0.83	0.45	0.36	0.36	57.84	55.00	60.00	138.19	113.89	122.22	6.85	0.91	1.92	4.99	0.80	12.89
sep-09	23	4	8	2.57	1.24	0.74	0.57	0.41	0.37	58.70	55.95	63.89	102.25	123.30	38.58	7.38	4.02	9.11	8.43	7.60	6.70
oct-09	21	6	7	2.39	1.49	0.23	0.54	0.53	0.09	59.60	47.62	51.11	144.55	272.11	202.47	9.50	3.08	4.74	7.03	1.33	20.57
nov-09	23	9	13	3.12	1.83	1.29	0.69	0.49	0.41	60.28	59.19	63.43	103.00	125.69	58.94	1.21	5.15	4.89	3.23	7.58	33.44
dic-09	13	5	8	1.09	1.86	1.48	0.29	0.62	0.64	54.06	54.76	51.67	172.26	175.74	191.67	1.98	0.51	14.60	2.55	0.52	9.23
ene-10	12	9	Nd	2.59	Nd	1.94	0.72	Nd	0.61	55.05	Nd	48.61	159.68	Nd	160.11	0.56	Nd	2.58	0.80	Nd	7.30
feb-10	13	10	6	1.35	1.07	0.89	0.36	0.41	0.27	57.48	62.22	58.52	125.69	91.36	168.18	2.80	0.41	6.75	1.21	9.92	27.81
mar-10	15	7	5	2.26	1.27	0.85	0.58	0.55	0.30	53.17	61.67	56.35	164.53	58.33	144.87	1.99	0.68	3.03	1.72	1.51	9.95
abr-10	17	4	7	2.56	1.01	0.06	0.63	0.36	0.03	58.21	51.59	55.56	126.62	156.21	154.32	2.56	0.48	12.18	6.58	9.73	64.41
may-10	14	7	6	1.27	1.52	1.28	0.33	0.59	0.46	55.31	52.22	53.17	188.52	180.25	254.47	2.63	0.50	2.35	1.75	4.88	11.34
jun-10	11	9	11	1.19	2.82	0.99	0.34	0.82	0.31	60.30	58.18	51.85	126.17	150.23	212.62	0.67	0.21	3.75	1.67	2.11	16.15

Diversidad de Shannon-Wiener

En el periodo de 1980, en Balandra la mayor diversidad fue en may-80 y la menor diversidad fue en jul-80, mientras que en Zacatecas el mayor valor de diversidad fue en mar-80 y la menor diversidad fue en jul-80, en Enfermería la mayor diversidad fue en jun-80 y la menor diversidad fue en oct-80. Durante el periodo de estudio de 1980-81, Balandra presentó la mayor diversidad promedio (2.1 ± 0.2 bits ind^{-1}), seguido de Enfermería (2.0 ± 0.2 bits ind^{-1}). Zacatecas tuvo la diversidad promedio más baja (1.9 ± 0.2 bits ind^{-1}).

Durante el periodo de 2010, Balandra presentó la mayor diversidad en nov-09 y la menor diversidad en dic-09, con el mayor promedio de diversidad, 2.0 ± 0.2 bits ind^{-1} . En Zacatecas el mayor valor fue en ene-10 y el menor valor de diversidad fue en ago-10, con el segundo valor promedio más alto de diversidad, 1.5 ± 0.2 bits ind^{-1} . En Enfermería, la mayor diversidad fue en ene-10 y la menor diversidad fue en abr-10, con un promedio de 0.9 ± 0.1 bits ind^{-1} .

El índice de diversidad de Shannon-Wiener no mostró diferencias estadísticas significativas en Balandra en ambos periodos ($t = 0.29$, $p = 0.77$), y aunque en Zacatecas la diversidad fue más baja en 2010 que en 1980 tampoco hubo diferencias significativas ($t = 1.81$, $p = 0.08$). En contraste, Enfermería mostró valores significativamente más bajos en el periodo 2010 que en la colección histórica en la diversidad ($t = 4.16$, $p < 0.01$, Figura 2).

Equidad de Pielou

En el periodo de 1980 Balandra presentó el mayor valor en may-80 y la menor equidad en jul-80, con un promedio de 0.6 ± 0.1 . Los valores de equidad en Zacatecas fue mayor en mar-80 y menor en feb-81, con una promedio de 0.6 ± 0.1 . Enfermería mostró el mayor valor de en jun-80 y el menor valor de equidad fue en oct-80, con un valor promedio de equidad de (0.6 ± 0.1).

Para el periodo de 2010 Balandra, tuvo la mayor la equidad en ene-10 y la menor equidad en dic-09, con un promedio de 0.5 ± 0.1 . En Zacatecas, la mayor equidad ocurrió en jun-10 y la menor equidad fue en ago-09 y abr-10, con un promedio de 0.5 ± 0.1 . En Enfermería, el mayor valor de equidad fue en dic-09 y el menor en abr-10, con el menor valor promedio de equidad, 0.3 ± 0.1 .

Los valores de equidad de Pielou fueron similares entre todos los manglares y periodos de estudio, ya que no hubo diferencias significativas en Balandra ($t = 0.59$, $p = 0.56$) ni en Zacatecas ($t = 0.36$, $p = 0.72$, Figura 2) excepto Enfermería que mostró los cambios más drásticos entre periodos en la equidad, con una reducción significativa en el periodo 2010 ($t = 4.77$, $p < 0.01$).

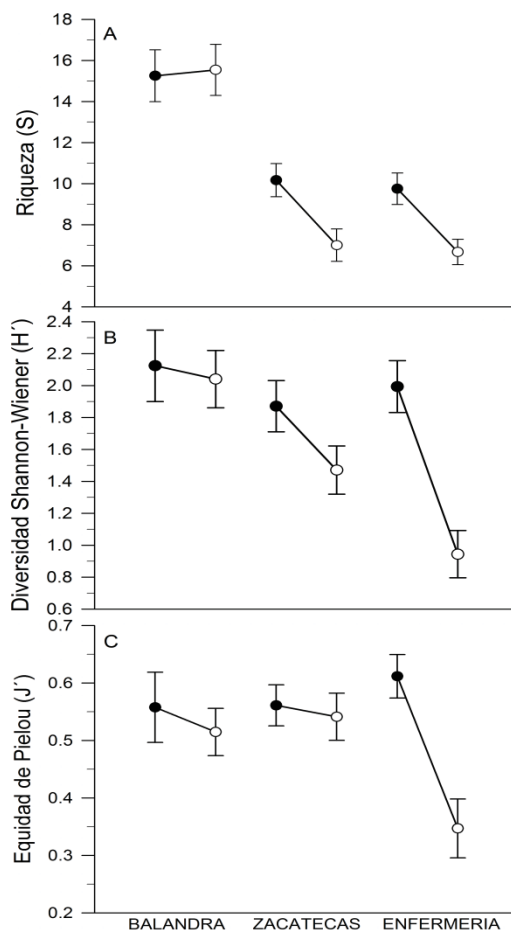


Figura 2. Comparación de la riqueza, diversidad y equidad en tres sistemas de manglar en Bahía de La Paz. Símbolos negros = 1980-1981, símbolos blancos = 2009-2010. Los valores son promedios \pm EE de los datos mensuales para ambos periodos de estudio.

Densidad numérica y en peso

En el periodo de 1980 la densidad en Balandra fue más alta en jul-80 y más baja en feb-81. Zacatecas presentó la mayor densidad en dic-80 y la menor densidad en mar-80. Por último, Enfermería tuvo la mayor densidad en jun-80 y la menor densidad en nov-80. Las

mayores densidades promedio se encontraron en Enfermería y Balandra, con valores de $5.5 \pm 2.1 \text{ ind m}^{-2}$ y $5.3 \pm 1.5 \text{ ind m}^{-2}$, respectivamente. Mientras que en Zacatecas la densidad promedio fue de $3.4 \pm 1.8 \text{ ind m}^{-2}$. En el periodo de 2010, la densidad en Balandra fue mayor en oct-09 y la menor densidad fue en jul-09, con un promedio de $3.0 \pm 0.8 \text{ ind m}^{-2}$. En Zacatecas la mayor densidad ocurrió en nov-09 y la menor densidad fue en jul-09, con un promedio de $1.4 \pm 0.5 \text{ ind m}^{-2}$. Por último, Enfermería tuvo la mayor densidad en dic-09 y la menor densidad en ago-09, con un promedio de $5.7 \pm 1.2 \text{ ind m}^{-2}$, siendo ésta la densidad promedio más alta durante el periodo de estudio. La densidad no tuvo diferencias significativas entre periodos para cada sistema de manglar ($t = 1.38$, $p = 0.18$, $t = 1.06$, $p = 0.29$ y $t = -0.06$, $p = 0.94$, para Balandra, Zacatecas y Enfermería, respectivamente; Figura 3A).

Por otra parte, la densidad en peso promedio en 1980 fue mayor en Enfermería ($12.9 \pm 2.9 \text{ g m}^{-2}$) en comparación con los otros dos sistemas de manglar. En Enfermería el valor máximo de la densidad en peso fue en sep-80 y el valor mínimo de la densidad en peso fue feb-81. En Balandra la mayor densidad en peso fue en nov-80 y la menor densidad en peso fue en dic-80, con un valor promedio de $10.2 \pm 1.7 \text{ g m}^{-2}$. En Zacatecas, la mayor densidad en peso fue en dic-80 y la menor densidad en peso fue en jul-80, con un promedio de $11.4 \pm 3.0 \text{ g m}^{-2}$. En 2010, la densidad en peso en Balandra fue mayor en jun-09 y la menor densidad en peso fue en ene-10, con un promedio de $5.1 \pm 1.2 \text{ g m}^{-2}$. En Zacatecas, la mayor densidad en peso fue en feb-10 y la menor densidad en peso fue en dic-09, con un promedio de $4.5 \pm 1.0 \text{ g m}^{-2}$. En Enfermería, la menor densidad en peso tuvo el valor máximo en abr-10 y el valor mínimo de la densidad en peso fue en sep-09, con el mayor promedio de la densidad en peso ($20.7 \pm 4.7 \text{ g m}^{-2}$). La densidad promedio en pesos cambió significativamente entre periodos para Balandra ($t = 2.55$, $p = 0.02$) y Zacatecas ($t = 2.21$, $p = 0.04$), pero no en Enfermería ($t = -1.40$, $p = 0.18$, Figura 3B).

Las densidades promedio más altas se presentaron en Enfermería en el periodo 2010 mientras que Balandra y Zacatecas mostraron valores promedio de densidad numérica y densidad en peso más bajos en el periodo 2010 comparados con la colección histórica. Las densidades en peso calculadas a partir de la colección histórica fueron similares entre los tres sistemas de manglar (aprox. $10\text{-}12 \text{ g m}^{-2}$).

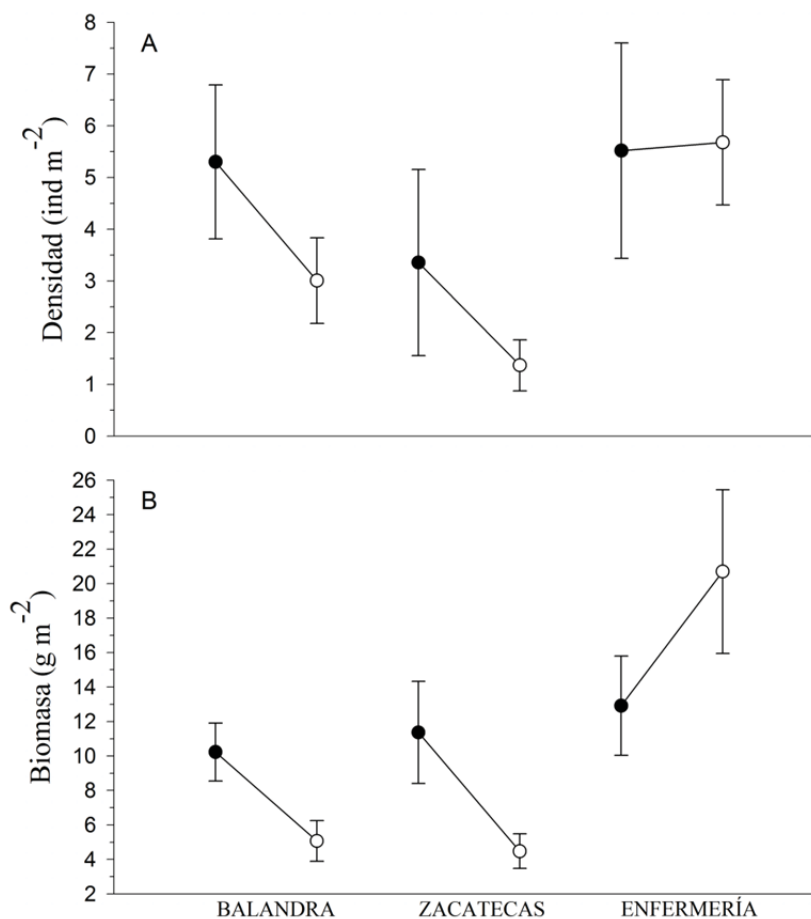


Figura 3. Comparación de la A) densidad (ind m^{-2}) y B) biomasa (g m^{-2}) de tres manglares de la Bahía de La Paz. Símbolos negros = 1980-1981, Símbolos blancos = 2009-2010.

Índice de diversidad taxonómica

El valor de la DTP estimado en el periodo de estudio de 1980 fue cercano a 57. El valor de DTP en Balandra fue mayor en feb-81 y el menor valor de DTP fue en ago-80, presentando el promedio más alto, 58.4 ± 0.6 . En Zacatecas el mayor valor de DTP fue en jul-80 y el menor valor de DTP fue en ene-81, con un promedio de 55.2 ± 1.0 , mientras que el manglar de Enfermería el valor de DTP tuvo su máximo en ago-80 y su valor mínimo fue en dic-80, presentando el menor promedio, 50.9 ± 1.5 . En cuanto a los valores de VarDT durante los meses de mar-80 y oct-80 en Enfermería y abr-80, jul-80 y dic-80 para Zacatecas, estuvieron por encima del 95% del límite de confianza. En Balandra el valor de VarDT tuvo su máximo en dic-80 y su valor mínimo fue en ene-81, presentando el promedio más bajo (119.8 ± 4.5). El valor de VarDT en Zacatecas fue mayor en abr-80 y el

menor valor de VarDT fue en ene-81. Enfermería tuvo el mayor valor de VarDT en oct-80 y el menor valor de VarDT en jun-80. Zacatecas (166.8 ± 11.7) y Enfermería (168.5 ± 13.7) tuvieron valores promedio similares.

El valor promedio esperado de la DTP durante el 2010 fue cercano a 60. El valor de DTP en Balandra tuvo su máximo en jun-09 y su menor mínimo en mar-10, con el promedio más alto en este periodo de estudio, 57.4 ± 0.7 . En Zacatecas el valor de DTP fue mayor en feb-10 y el menor valor de DTP fue en jun-09, con un promedio de 55.1 ± 1.4 . Por último, en Enfermería el valor de DTP fue mayor en sep-09 y el valor mínimo ocurrió en jun-09, presentando el menor promedio, 54.9 ± 1.7 . En cuanto a la VarDT, en Balandra el mayor valor de VarDT fue en jun-09 y el menor valor ocurrió en sep-09, con un promedio de 164.3 ± 19.0 . En Zacatecas, la VarDT tuvo su mayor valor en jun-09 y su menor valor en mar-10, con el mayor promedio, 167.5 ± 26.7 . Enfermería tuvo su máximo valor de VarDT en may-10 y su mínimo en sep-09, con un promedio de 147.2 ± 19.4 .

El valor esperado de DTP estimado de la lista maestra en la cual se incluyen todos los meses de muestreo de ambos periodos de los tres manglares, fue cercano a 60 (Figura 4A). Los valores de DTP que se encuentran fuera de los límites de probabilidad del 95% son más diferentes en un nivel taxonómico. Los valores promedios obtenidos de la DTP, fueron menores en el muestreo de 2010 respecto al muestreo de 1980. La mayoría de las muestras estuvieron dentro del 95% de los límites de confianza, excepto por algunas muestras de la colección histórica en Enfermería (junio, julio, septiembre, diciembre y enero) y Zacatecas (enero), y muy pocas en el periodo 2010, para Enfermería (junio y enero) y para Zacatecas (octubre). En contraste con el análisis de DTP, los valores de VarDT son mayores al valor medio esperado y están más cercanos al límite del 95% para ambos periodos (Figura 4B).

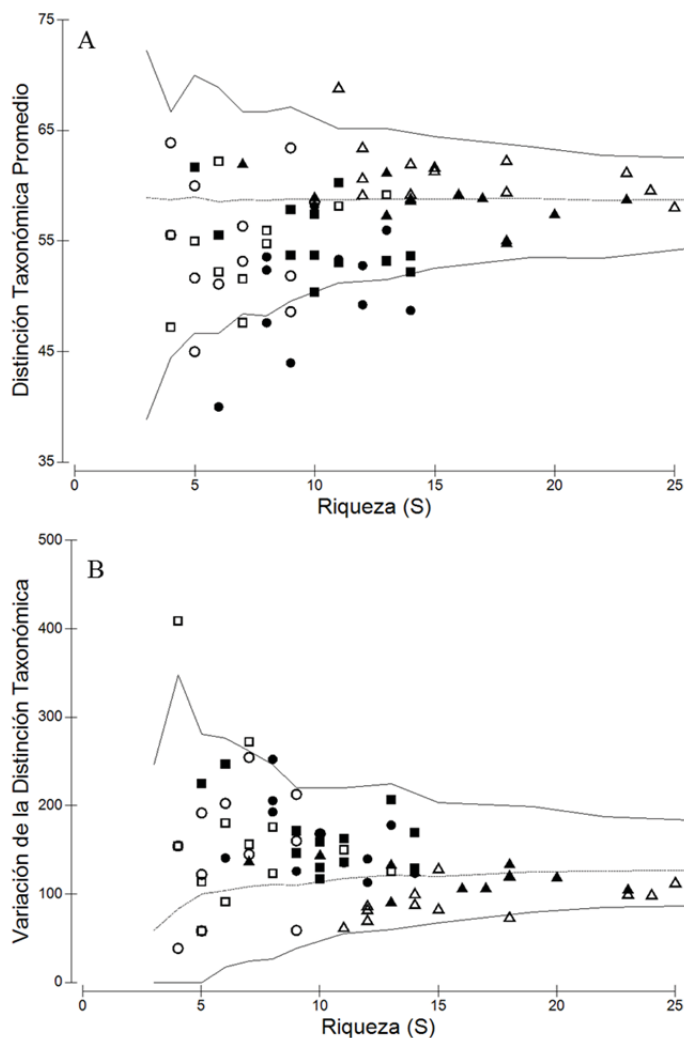


Figura 4. Esquema de Funnel de A) diferenciación taxonómica promedio (DTP) y B) variación de la diferenciación taxonómica (VarDT) en tres manglares de la Bahía de La Paz. Símbolos cerrados son de 1980-1981 y símbolos abiertos son de 2009-2010. Triángulos = Balandra, cuadrados = Zacatecas y círculos = Enfermería.

Análisis MDS. El análisis MDS arrojó un valor de estrés de menor de 0.20 en los tres sistemas de manglar, lo que indica una bondad de ajuste adecuada y mostró diferencias en la estructura de la comunidad íctica entre los manglares de Balandra y Enfermería en ambos periodos de estudio (Figura 5). Esto fue corroborado por el análisis de similitud, el cual indicó que hubo diferencia estadísticamente significativa en la estructura de la comunidad íctica entre períodos en Balandra ($G = 0.41$, $p < 0.01$) y Enfermería ($G = 0.47$, $p < 0.01$), pero no en Zacatecas ($G = 0.10$, $p = 0.03$).

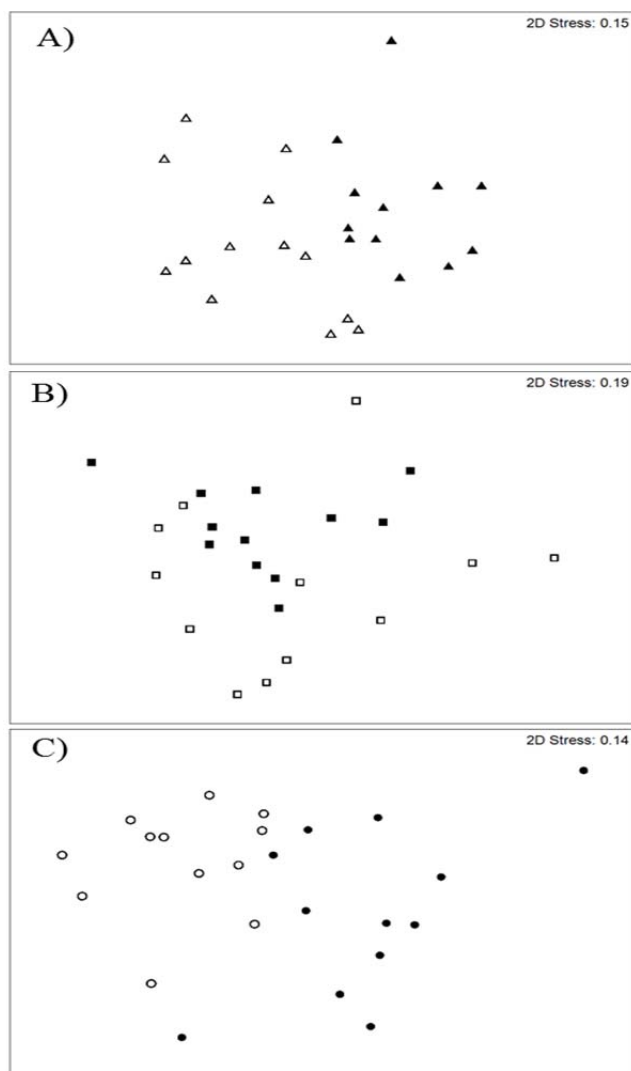


Figura 5. Ordenación MDS bidimensional incluyendo todas las muestras de cada mes en A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería. Símbolos cerrados = 1980-1981 y símbolos abiertos = 2009-2010.

El análisis SIMPER mostró que en Balandra diez especies definieron la estructura de la comunidad íctica en ambos periodos, con el porcentaje de similitud más bajo entre periodos (29%). Tanto en Zacatecas como Enfermería se registraron siete especies claves en 1980 y cinco especies claves en 2010, con los mayores porcentajes de similitud entre periodos para Enfermería (38%) seguido de Zacatecas (33%, Tabla IV).

Tabla IV. Análisis SIMPER de las especies que contribuyen a la definición del ensamblaje, definido por similitud de porcentajes, en tres manglares en la Bahía de La Paz.

Especies	Abundancia Promedio	Similitud Promedio	Similitud (DE)	Contribución (%)	Acumulativo (%)
Balandra 1980-1981, similitud promedio: 42.38					
<i>Eucinostomus dowii</i>	1.05	8.3	1.26	19.58	19.58
<i>Quietula y-cauda</i>	0.55	6.53	1.9	15.42	35.00
<i>Mugil curema</i>	0.54	6.15	1.73	14.52	49.52
<i>Hyporhamphus naos</i>	0.42	5.84	2.04	13.79	63.31
<i>Anchoa ischana</i>	0.62	3.14	0.66	7.41	70.72
<i>Eucinostomus currani</i>	0.27	3.11	0.91	7.33	78.05
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.21	1.85	1.07	4.36	82.41
<i>Ctenogobius sagittula</i>	0.13	1.72	1.43	4.06	86.47
<i>Gobiosoma chiquita</i>	0.11	1.05	1.06	2.47	88.94
<i>Sphoeroides annulatus</i>	0.09	1.03	0.83	2.42	91.36
Balandra 2009-2010, similitud promedio: 36.55					
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.61	7.71	1.27	21.08	21.08
<i>Mugil curema</i>	0.41	6.66	2.32	18.21	39.30
<i>Eucinostomus currani</i>	0.44	5.03	2.21	13.75	53.05
<i>Diapterus brevirostris</i>	0.34	4.14	1.17	11.32	64.37
<i>Eucinostomus</i> sp.	0.44	3.03	0.33	8.29	72.65
<i>Ctenogobius sagittula</i>	0.18	2.59	1.07	7.09	79.74
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.10	1.27	0.99	3.48	83.23
<i>Gerres simillimus</i>	0.39	1.17	0.36	3.20	86.42
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0.09	1.16	0.92	3.18	89.61
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.07	0.74	0.65	2.02	91.63
Balandra 1980-1981 vs 2009-2010, similitud promedio: 29.17					
Zacatecas 1980-1981, similitud promedio: 42.68					
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.74	14.95	1.71	35.04	35.04
<i>Mugil curema</i>	0.45	10.48	2.30	24.56	59.60
<i>Eucinostomus currani</i>	0.39	4.66	1.11	10.93	70.52
<i>Diapterus brevirostris</i>	0.39	3.46	0.72	8.11	78.64
<i>Pomadasyss branickii</i>	0.43	1.95	0.87	4.57	83.21
<i>Ctenogobius sagittula</i>	0.18	1.82	0.82	4.26	87.47
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.11	1.64	0.88	3.84	91.31
Zacatecas 2009-2010, similitud promedio: 30.08					
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.65	16.2	1.27	53.85	53.85

Tabla IV. Continuación

Especies	Abundancia Promedio	Similitud Promedio	Similitud (DE)	Contribución n (%)	Acumulativo (%)
<i>Diapterus brevirostris</i>	0.36	5.61	0.89	18.66	72.51
<i>Mugil curema</i>	0.22	3.51	0.66	11.68	84.19
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.08	1.15	0.37	3.82	88.01
<i>Ctenogobius sagittula</i>	0.05	0.81	0.38	2.7	90.71
Zacatecas 1980-1981 vs 2009-2010, similitud promedio: 33.49					
Enfermería 1980-1981, similitud promedio: 46.44					
<i>Diapterus brevirostris</i>	1.13	14.87	1.64	32.01	32.01
<i>Gerres simillimus</i>	0.95	8.87	1.51	19.10	51.11
<i>Eucinostomus currani</i>	0.50	8.27	1.73	17.82	68.93
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.59	4.82	1.27	10.37	79.30
<i>Quietula y-cauda</i>	0.31	2.05	0.63	4.40	83.7
<i>Luijanus argentiventris</i>	0.15	1.89	0.98	4.08	87.78
<i>Mugil curema</i>	0.25	1.75	0.72	3.77	91.56
Enfermería 2009-2010, similitud promedio: 54.19					
<i>Diapterus brevirostris</i>	1.99	42.15	4.68	77.78	77.78
<i>Gerres simillimus</i>	0.26	2.86	0.89	5.28	83.06
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.16	1.74	0.63	3.21	86.27
<i>Mugil curema</i>	0.36	1.30	0.39	2.40	88.68
<i>Eucinostomus currani</i>	0.13	1.25	0.48	2.31	90.98
Enfermería 1980-1981 vs 2009-2010, similitud promedio: 38.06					

Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia

De las 38 especies colectadas en Balandra durante 1980, seis fueron clasificadas como dominantes (16%) destacándose la lisa blanca *Mugil curema*, el gobio sombreado *Quietula y-cauda*, el pajarito blanco del Pacífico *Hyporhamphus naos*, la mojarra aletas amarillas *Diapterus brevirostris* y la anchoa chicotera *Anchoa ischana*. Las especies categorizadas como frecuentes fueron once (29%), sobresaliendo el gobio aguzado *Ctenogobius sagittula*, la cabrilla de roca *Paralabrax maculatofasciatus* y el pargo amarillo *Lutjanus argentiventris*. Las especies raras se contabilizaron en 21 (55%), sobresaliendo el loro barbazu *Scarus ghobban*, el trambollo sargacero *Exerpes asper* y la chopera rayada *Kyphosus analogus* (Figura 6, Tabla V).

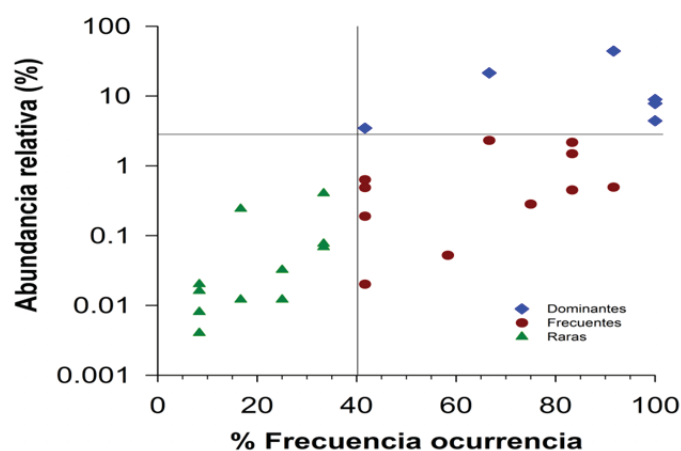


Figura 6. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Balandra, B. C. S., durante 1980-1981.

Tabla V. Clasificación de la ictiofauna en Balandra de marzo de 1980 a febrero de 1981, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.

Abundantes	Frecuentes	Raras	
<i>Mugil curema</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Albula esuncula</i>	<i>Bairdiella icistia</i>
<i>Quietula y-cauda</i>	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Scarus ghobban</i>	<i>Conodon serrifer</i>
<i>Hyporhamphus naos</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Diodon holocanthus</i>	<i>Cynoscion xanthulus</i>
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Gobiosoma chiquita</i>	<i>Etropus crossotus</i>	<i>Eugerres axillaris</i>
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>	<i>Hoplopagrus guentherii</i>	<i>Haemulon maculicauda</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Opisthonema libertate</i>	<i>Lutjanus aratus</i>	<i>Kyphosus analogus</i>
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	<i>Orthopristis chalceus</i>	<i>Mugil cephalus</i>
	<i>Haemulon flaviguttatum</i>	<i>Lutjanus colorado</i>	<i>Orthopristis reddingi</i>
	<i>Gerres simillimus</i>	<i>Microlepidotus inornatus</i>	<i>Dormitator latifrons</i>
	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Exerpes asper</i>	<i>Syngnathus auliscus</i>
	<i>Pomadasys branickii</i>	<i>Oligoplites saurus</i>	

En Zacatecas en 1980, de las 28 especies colectadas, cinco fueron categorizadas como dominantes (18%), y éstas son las mojarras *Eucinostomus dowii*, *E. currani* y *Diapterus brevirostris*, la lisa blanca *Mugil curema* y el roncacho arenero *Pomadasys branickii*. Las especies catalogadas como frecuentes fueron cinco (18%), sobresaliendo el gobio aguzado *Ctenogobius sagittula*, el pajarito blanco del Pacífico *Hyporhamphus naos* y los pargos *Lutjanus argentiventris* y *L. novemfasciatus*. Una especie fue clasificada como ocasional (4%), la lisa cabezona *Mugil cephalus*, mientras que diecisiete especies fueron clasificadas como raras (60%), sobresaliendo el gobio sombreado *Quietula y-cauda*, el macabí del Pacífico Oriental *Albula esuncula*, y la cabrilla de roca *Paralabrax maculatofasciatus* (Figura 7, Tabla VI).

Para Enfermería, durante el periodo de 1980, de las 23 especies colectadas cuatro fueron categorizadas como dominantes (17%). Estas especies pertenecen a la familia Gerreidae: *Diapterus brevirostris*, *Gerres simillimus*, *Eucinostomus dowii* y *E. currani*. Las especies clasificadas como frecuentes fueron cinco (22%), el góbido sombreado *Quietula y-cauda*, la lisa blanca *Mugil curema*, los pargos, *Lutjanus argentiventris* y *L. novemfasciatus* y el pajarito blanco del Pacífico *Hyporhamphus naos*, mientras que catorce especies fueron clasificadas como raras (61%), sobresaliendo el trambollo sargacero *Exesper asper*, el gobio aguzado *Ctenogobius sagittula* y el pez pipa anillado *Syngnathus auliscus* (Figura 8, Tabla VII).

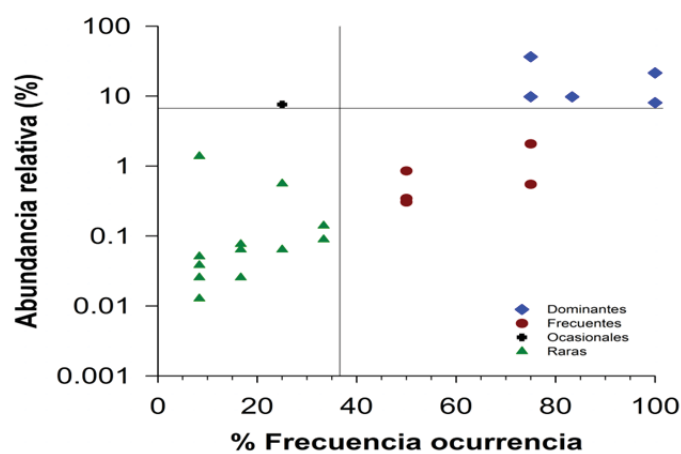


Figura 7. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Zacatecas, B. C. S., durante 1980-1981

Tabla VI. Clasificación de la ictiofauna en Zacatecas de marzo de 1980 a febrero de 1981, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.

Dominantes	Frecuentes	Ocasionales	Raras
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>
<i>Mugil curema</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>		<i>Quietula y-cauda</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Hyporhamphus naos</i>		<i>Pomadasys panamensis</i>
<i>Pomadasys branickii</i>	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>		<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Eugerres axillaris</i>		<i>Lutjanus aratus</i>
			<i>Lutjanus colorado</i>
			<i>Albula esuncula</i>
			<i>Conodon serrifer</i>
			<i>Anchoa ischana</i>
			<i>Opisthonema libertate</i>
			<i>Caranx sexfasciatus</i>
			<i>Gerres simillimus</i>
			<i>Cynoscion xanthulus</i>
			<i>Elops affinis</i>
			<i>Etropus crossotus</i>
			<i>Oligoplites saurus</i>
			<i>Xenichthys xanti</i>

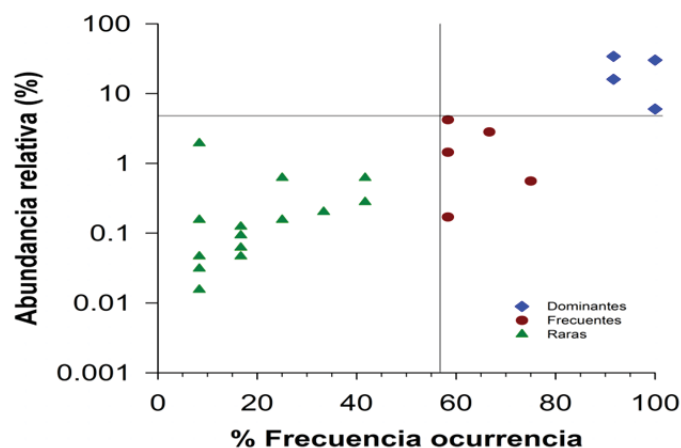


Figura 8. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Enfermería, B. C. S., durante 1980-1981.

Tabla VII. Clasificación de la ictiofauna en Enfermería de marzo de 1980 a febrero de 1981, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.

Dominantes	Frecuentes	Raras	
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Quietula y-cauda</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Gobiosoma chiquita</i>
<i>Gerres simillimus</i>	<i>Mugil curema</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Lile nigrofasciata</i>
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Hyporhamphus naos</i>	<i>Dormitator latifrons</i>	<i>Cynoscion xanthulus</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Eugerres axillaris</i>	<i>Exerpes asper</i>
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	<i>Lutjanus colorado</i>	<i>Anchoa ischana</i>
		<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Oligoplites saurus</i>
		<i>Lile stolifera</i>	<i>Syngnathus auliscus</i>

En Balandra, durante el periodo de 2010, de las 56 especies colectadas siete fueron categorizadas como dominantes (13%) de las que destacan cuatro especies de la familia Gerreidae: *Eucinostomus dowii*, *Gerres simillimus*, *E. currani* y *Diapterus brevirostris*, además de la lisa blanca *Mugil curema* y la anchoa chicotera *Anchoa ischana*. Como especies frecuentes se catalogaron diez (18%), entre las que sobresalen dos góbidos, *Ctenogobius sagittula* y *Gobiosoma chiquita*, la lisa cabezona *Mugil cephalus* y varias especies consideradas como carnívoras: los pargos *Lutjanus argentiventris* y *L. novemfasciatus*, el burro blanco *Haemulopsis axillaris*, la cabrilla de roca *Paralabrax maculatofasciatus* y el jurel toro *Caranx caninus*. Tanto las especies dominantes como las frecuentes son consideradas como especies de importancia comercial en estado adulto. Dentro de las especies raras se contabilizaron 39 (69%), destacando el trambollo sargacero *Exesper asper*, el topote del Pacífico *Poecilia butleri* y el loro barbazul *Scarus ghobban* (Figura 9, Tabla VIII).

En Zacatecas en el periodo de 2010, de las 33 especies colectadas cuatro fueron consideradas como dominantes (12%) tres especies pertenecen a la familia Gerreidae: *Eucinostomus dowii*, *Diapterus brevirostris* y *E. currani*, y la lisa blanca *Mugil Curema*. De las seis especies que fueron catalogadas como frecuentes (18%) sobresalen la cabrilla de roca *Paralabrax maculatofasciatus*, el roncacho arenero *Pomadasys branickii*, el gobio aguzado *Ctenogobius sagittula* y el pargo amarillo *Lutjanus argentiventris*. Como especies raras se catalogaron a 23 (70%), entre las que sobresalen el topote del Pacífico *Poecilia butleri*, el caballito del Pacífico *Hippocampus ingens* y el tieso tigre *Myrichthys tigrinus* (Figura 10, Tabla IX).

Para el periodo de 2010 en Enfermería, de las 21 especies colectadas, dos especies fueron categorizadas como dominantes (10%), la mojarra aletas amarillas *Diapterus brevirostris* y la lisa blanca *Mugil curema*. De las siete especies que fueron catalogadas como frecuentes (33%), sobresalen las mojarras *Gerres simillimus* y *Eucinostomus dowii*, el topote del Pacífico *Poecilia butleri*, el gobio aguzado *Ctenogobius sagittula* y el robalo plateado *Centropomus viridis*. Las especies clasificadas como raras fueron doce (57%), las cuales pertenecen principalmente a las familias Haemulidae, Sciaenidae y Lutjanidae, las cuales son consideradas como carnívoras: roncachos *Haemulopsis axillaris* y *Pomadasys*

macracanthus, las corvinas *Cynoscion xanthulus* y *Elattarchus archidium*, y los pargos *Lutjanus argentiventris*, *L. colorado* y *L. novemfasciatus* (Figura 11, Tabla X).

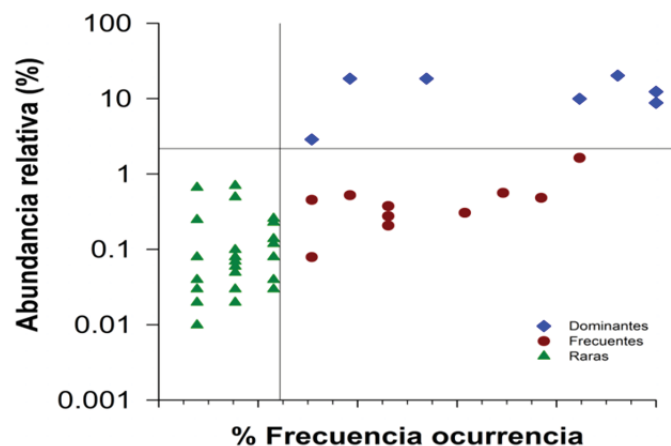


Figura 9. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Balandra, B. C. S., durante 2009-2010.

Tabla VIII. Clasificación de la ictiofauna en Balandra de junio de 2009 a junio de 2010, de acuerdo a su frecuencia y abundancia.

Dominantes	Frecuentes	Raras	
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Anchoa</i> sp.	<i>Lutjanus aratus</i>
<i>Gerres simillimus</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Paraclinus mexicanus</i>
<i>Eucinostomus</i> sp.	<i>Haemulopsis axillaris</i>	<i>Opisthonema medirastre</i>	<i>Diodon holocanthus</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Gobiosoma chiquita</i>	<i>Lile stolifera</i>	<i>Elops affinis</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Hyporhamphus naos</i>	<i>Anchoa nasus</i>	<i>Fistularia corneta</i>
<i>Mugil curema</i>	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	<i>Etropus crossotus</i>	<i>Haemulon scudleri</i>
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Chanos chanos</i>	<i>Poecilia butleri</i>
	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Oligoplites refulgens</i>	<i>Scarus ghobban</i>
	<i>Albula esuncula</i>	<i>Erotelis armiger</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>
	<i>Caranx caninus</i>	<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Synodus sechurae</i>
		<i>Exerpes asper</i>	<i>Centropomus nigrescens</i>
		<i>Haemulon flaviguttatum</i>	<i>Citharichthys gilberti</i>
		<i>Haemulon steindachneri</i>	<i>Etrumeus teres</i>
		<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	<i>Eugerres lineatus</i>
		<i>Haemulon sexfasciatum</i>	<i>Polydactylus approximans</i>
		<i>Centropomus viridis</i>	<i>Pomadasys branickii</i>
		<i>Sphoeroides lobatus</i>	<i>Umbrina wintersteeni</i>
		<i>Bathygobius ramosus</i>	<i>Urobatis halleri</i>
		<i>Hyporhamphus rosae</i>	<i>P. grandisquamis</i> *
		<i>Harengula thrissina</i>	

*Pseudupeneus grandisquamis**

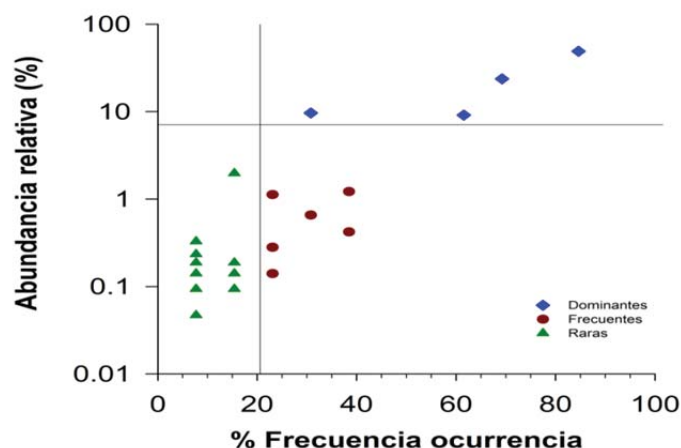


Figura 10. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Zacatecas, B. C. S., durante 2009-2010

Tabla IX. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia en Zacatecas de junio de 2009 a junio de 2010.

Dominantes	Frecuentes	Raras	
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Centropomus viridis</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Pomadasys branickii</i>	<i>Poecilia butleri</i>	<i>Citharichthys gilberti</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Gerres simillimus</i>	<i>Chanos chanos</i>	<i>Etropus crossotus</i>
<i>Mugil curema</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Haemulopsis axillaris</i>
	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	<i>Oligoplites altus</i>	<i>Hippocampus ingens</i>
	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Oligoplites saurus</i>	<i>Hyporhamphus naos</i>
		<i>Anchoa sp.</i>	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
		<i>Diodon hystrix</i>	<i>Myrichthys tigrinus</i>
		<i>Haemulopsis leuciscus</i>	<i>Orthopristis chalceus</i>
		<i>Sphoeroides annulatus</i>	<i>Sphoeroides lobatus</i>
		<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Synodus scituliceps</i>
		<i>Pomadasys macracanthus</i>	

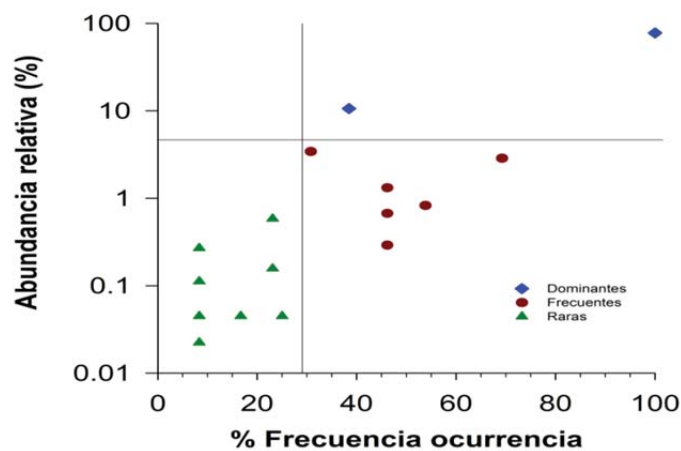


Figura 11. Clasificación de las especies de peces de acuerdo a su frecuencia y abundancia en el sistema de manglar de Enfermería, B. C. S., durante 2009-2010.

Tabla X. Clasificación de las especies de acuerdo a su frecuencia y abundancia en Enfermería de junio de 2009 a junio de 2010.

Dominantes	Frecuentes	Raras	
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Lile stolifera</i>	<i>Eugerres axillaris</i>	<i>Cynoscion xanthulus</i>
<i>Mugil curema</i>	<i>Gerres simillimus</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Elattarchus archidium</i>
	<i>Poecilia butleri</i>	<i>Haemulopsis axillaris</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>
	<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Chanos chanos</i>	<i>Lutjanus colorado</i>
	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Elops affinis</i>	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Anchoa ischana</i>	
	<i>Centropomus viridis</i>	<i>Pomadasys macracanthus</i>	

En ambos periodos hay una gran proporción de especies raras (55-70%), seguido de una menor proporción de especies frecuentes para ambos periodos de estudio (20-30%). Sólo una especie fue clasificada como ocasional, la lisa cabezona *Mugil cephalus* (Zacatecas 2010).

En Balandra, cuatro especies mantuvieron su concordancia de dominantes en ambos periodos, y éstas son: las mojarra *Eucinostomus dowii* y *Diapterus brevirostris*, la lisa blanca *M. curema* y la anchoa chicotera *Anchoa ischana*. En Zacatecas se mantuvo la concordancia de cuatro especies dominantes para ambos periodos de estudio: las mojarra *E. dowii*, *D. brevirostris* y *E. currani* y la lisa blanca *M. curema*. En Enfermería, sólo una especie, la mojarra aletas amarillas *D. brevirostris*, fue concordante en ambos periodos y aunque se observó un menor número de especies dominantes en 2010, éstas tuvieron una mayor densidad y frecuencia de ocurrencia que en la colección histórica.

Las especies consideradas como frecuentes en Balandra para ambos periodos de estudio fueron cinco: los gobios *Ctenogobius sagittula*, y *Gobiosoma chiquita*, los pargos *Lutjanus argentiventris* y *L. novemfasciatus* y la cabrilla de roca *Paralabrax maculatofasciatus*. En Zacatecas, dos especies mantuvieron su categorización en ambos periodos, el gubio aguzado *C. sagittula* y el pargo amarillo *L. argentiventris*. En Enfermería, no se encontraron coincidencias entre las clasificaciones para ambos periodos.

Frecuencia de tallas

Durante el periodo de 1980, la comunidad íctica de Balandra presentó amplios intervalos de tallas, desde 12 mm (*Anchoa ischana*) a más de 100 mm; el individuo más

grande capturado fue de 277 mm (*Hyporhamphus naos*). Balandra mostró mayor abundancias de tallas pequeñas. La moda fue entre los 20 mm a 35 mm (56%) y el pico correspondió a los 25 mm (17%). En Zacatecas, el intervalo de tallas fue de 12 mm (*Eucinostomus currani*) a 275 mm (*Lutjanus novemfasciatus*). La distribución de frecuencias de tallas en Zacatecas mostró una moda entre los 20 mm a 50 mm (76%), con un pico a los 45 mm (31%). En Enfermería, el intervalo de tallas fue de 14 mm (*E. currani*) a 200 mm (*Mugil curema*). La distribución de frecuencias de tallas fue bimodal, con una mayor abundancia de individuos de tallas de 20 mm a 40 mm (73%), con picos a los 25 mm (19%) y 35 mm (18%, Figura 12).

En el periodo de 2010, la distribución de tallas de la comunidad íctica de Balandra presentó amplios intervalos, de 9 mm (*Eucinostomus* sp.) a 306 mm (*Fistularia corneta*). Balandra mostró una distribución asimétrica con mayores abundancias de tallas pequeñas. La moda ocurrió entre los 20 mm y 35 mm (72%), y el pico correspondió a los 20-25 mm (47%). En Zacatecas, el intervalo de tallas fue de 10 mm (*Eucinostomus dowii*) a 603 mm (*Myrichthys tigrinus*). La distribución de frecuencias de tallas correspondiente a todo el periodo de estudio mostró una distribución bimodal, con la moda entre los 20 mm a 40 mm (76%), y con un pico a los 25 mm (18%) y otro a los 35 mm (19%). En Enfermería, el intervalo de tallas fue de 12 mm (*D. brevirostris*) a 211 mm (*Centropomus viridis*). La distribución de frecuencias de tallas fue bimodal, con una mayor abundancia de individuos de tallas de 35 mm a 60 mm (60%), con picos a los 25 mm y 35 mm (29%, Figura 12).

Hubo una diferencia significativa en la distribución de la frecuencia de tallas para cada manglar entre periodos ($p < 0.001$, en todos los manglares). En Balandra, la proporción de peces pequeños capturados en el periodo de 2010 es más alta que en el periodo de 1980, principalmente por el incremento en número de individuos de 16 mm a 25 mm (Figura 12A). Dicha proporción fue de 78% en el periodo de estudio de 2010, en comparación con el periodo de estudio de 1980 (64%). Se observa para el periodo de estudio de 1980 un pequeño pico entre las tallas de 50 mm a 75 mm que corresponden a una proporción de 16%.

Los ejemplares muestreados en Zacatecas también presentaron una tendencia hacia el predominio de peces pequeños en el periodo de 2010, debido principalmente en la

disminución en la frecuencia relativa de tallas de 40 mm a 45 mm (Figura 12B). En el periodo de 2010, la mayor proporción de tallas fue en el intervalo de 20 mm a 40 mm (76%), mientras que para el periodo de 1980 la mayor proporción ocurrió en el intervalo de tallas de 40 mm a 50 mm (51%). El intervalo de tallas de 45 mm aportó la mayor proporción (31%).

Enfermería, fue el único manglar que presentó una tendencia en la disminución de la proporción de individuos con tallas menores de 40 mm y un aumento de la de tallas mayores de 45 mm en el 2010 respecto a la colección histórica (Figura 12C). En el estudio realizado en 2010 hay un pico en la proporción de la frecuencia de tallas de 35 mm (15%) y un segundo pico con tallas de 45 mm - 50 mm (29%). Los individuos mayores de 100 mm sólo representan el 1%. En contraste, en el estudio realizado en 1980, hay una mayor proporción de individuos de tallas de 35 mm - 50 mm (40%). Esto indica que hace 30 años la proporción de juveniles de tallas pequeñas era mayor. En el estudio de 2010 la proporción de peces de tallas de 60 mm - 90 mm fue de 21%, mientras que para el estudio de 1980 fue de 13%.

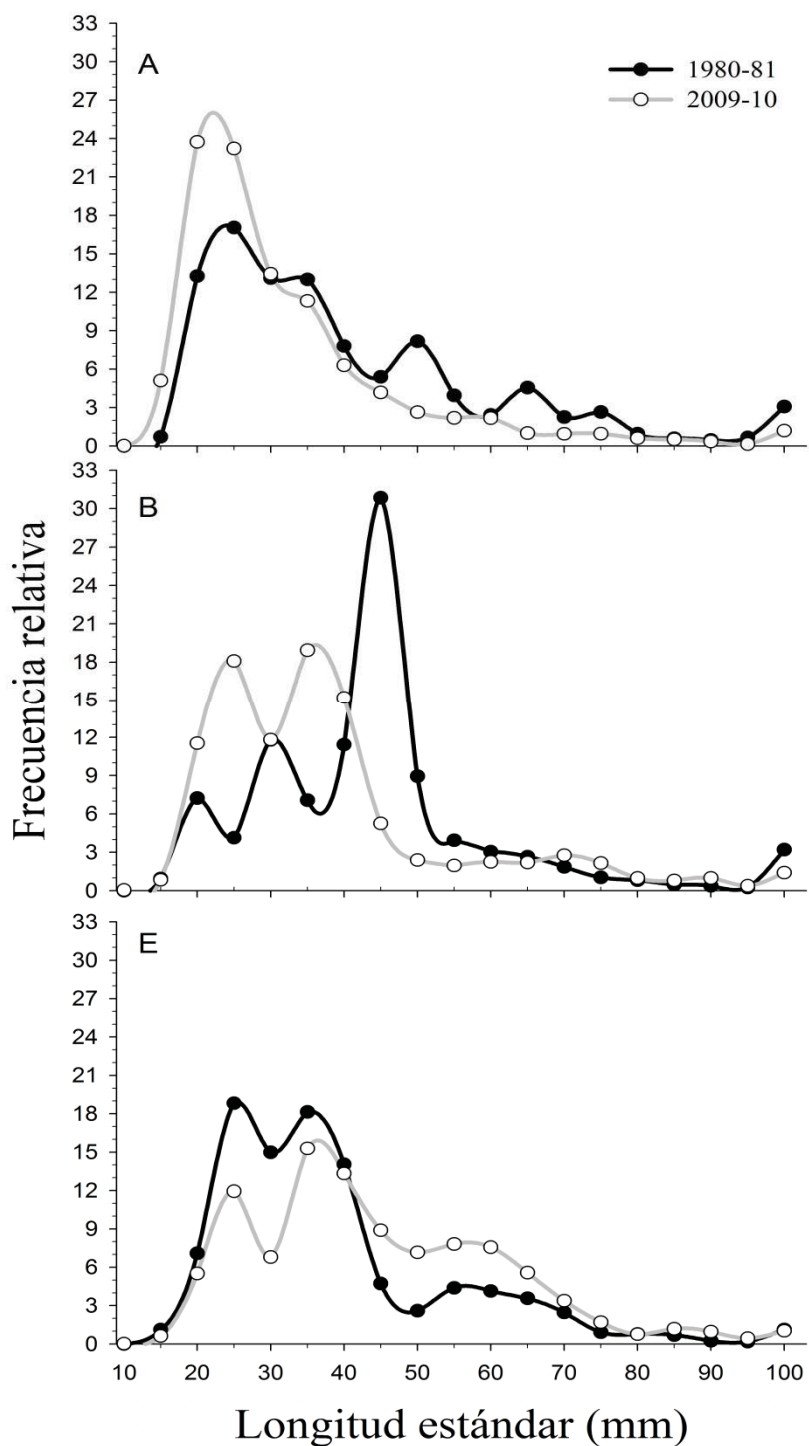


Figura 12. Distribución de frecuencias de tallas de la comunidad íctica en tres sistemas de manglar en bahía de La Paz, BCS: A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería en 1980-1981 (líneas negras) y 2009-2010 (líneas grises).

7.2 Estado actual de los tres sistemas de manglar mediante el uso de los isotopos estables

Análisis isotópico de la comunidad íctica del periodo de 2009-2010

En Balandra, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fluctuaron entre -20.2‰ (*Mugil Curema*) y -8.3‰ (*Lutjanus novemfasciatus*), con la mayor proporción de individuos entre -11‰ y -18‰ (94%). En las muestras provenientes del manglar de Zacatecas, los valores isotópicos de carbono variaron de -19‰ (*M. curema*) a -7‰ (*Diapterus brevirostris*), aunque la mayor proporción de individuos se centró entre -12‰ y -17‰ (74%). En el caso del manglar de Enfermería, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaron de -17.5‰ (*Lile stolifera*) a -6.3‰ (*D. brevirostris*), y la mayor proporción de individuos presentaron valores isotópicos de entre -7‰ a -14‰ (74%, Fig. 13A).

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en las muestras de Balandra se ubicaron entre 7‰ (*Ctenogobius sagittula*) y 18.1‰ (*Lutjanus novemfasciatus*), con la mayor proporción de individuos con valores isotópicos entre 12‰ y 17‰ (85%). En las muestras del manglar de Zacatecas, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaron de 4‰ (*Chanos chanos*) a 17‰ (*Mugil curema*), con la mayor proporción de individuos con valores isotópicos entre 10‰ y 15‰ (76%). En las muestras de Enfermería, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 3‰ (*C. sagittula*) a 17‰ (*Haemulopsis axillaris*) y la mayor proporción de individuos tuvieron valores entre 3‰ y 10‰ (87%, Fig. 13B).

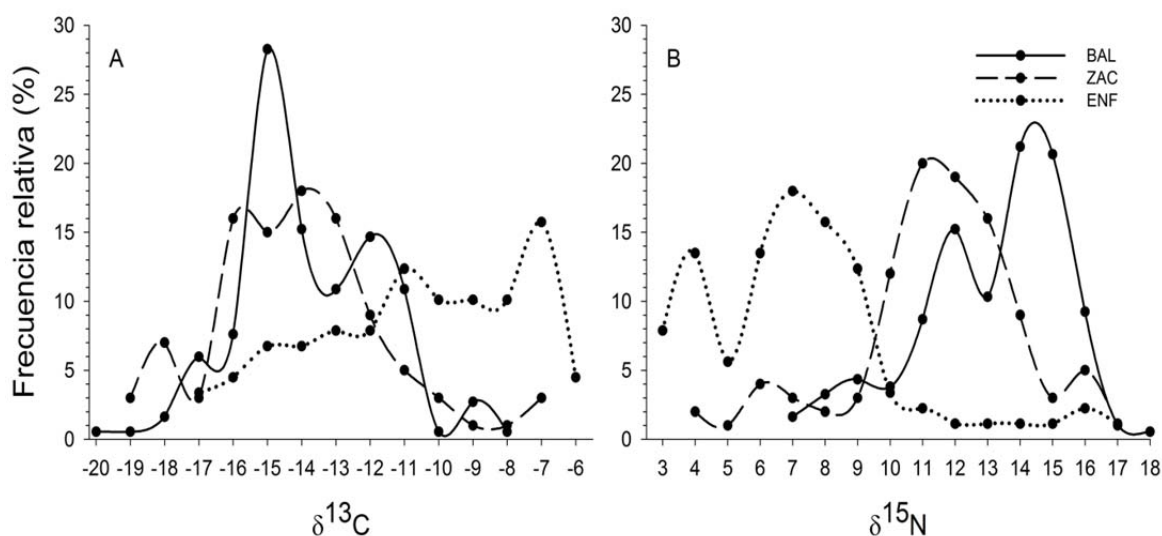


Figura 13. Distribución de frecuencias de valores de A) $\delta^{13}\text{C}$ y B) $\delta^{15}\text{N}$ de músculo de todos los individuos de la comunidad íctica. BAL = Balandra (n = 184), ZAC = Zacatecas (n = 100) y ENF = Enfermería (n = 89).

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ mostraron diferencias significativas en Enfermería respecto a Balandra y Zacatecas ($F_{2,370} = 58$, $p < 0.001$), con el valor promedio de $\delta^{13}\text{C}$ en el músculo de los peces de Enfermería más enriquecido ($-11 \pm 0.3\text{‰}$) que Balandra ($-14 \pm 0.2\text{‰}$) y Zacatecas ($-15 \pm 0.3\text{‰}$). Por otro lado, los tres manglares mostraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($F_{2,370} = 159$, $p < 0.01$), con el valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ en el músculo de los peces más enriquecido en Balandra ($14 \pm 0.2\text{‰}$) que Zacatecas ($12 \pm 0.3\text{‰}$) y Enfermería ($8 \pm 0.3\text{‰}$, Figura 14).

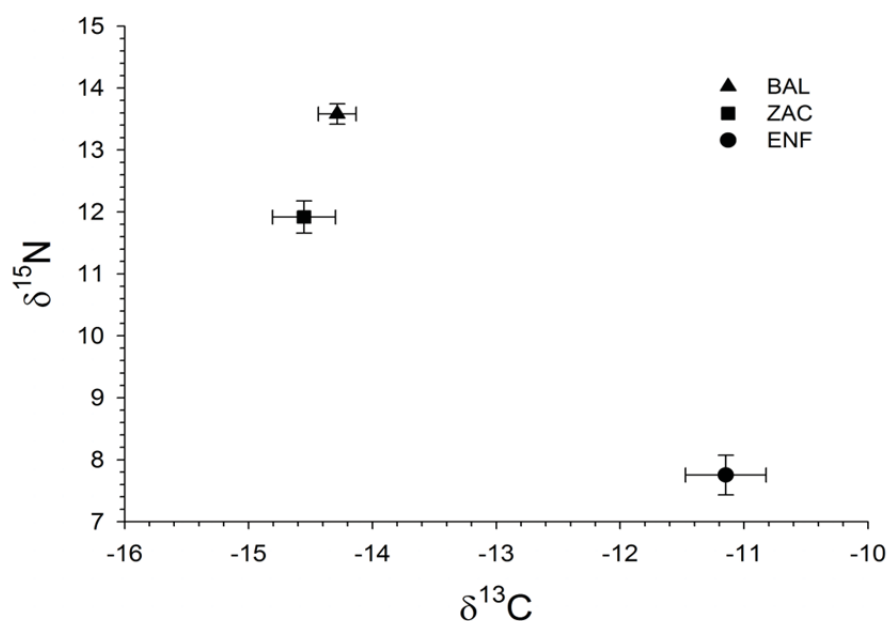


Figura 14. Valores promedios \pm EE de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de musculo de la comunidad íctica en tres sistemas de manglar de Bahía de La Paz. BAL = Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería.

En general, aunque los valores isotópicos de carbono estuvieron más enriquecidos en Enfermería, hubo un amplio intervalo en los valores isotópicos de carbono en los tres manglares considerando las tallas de las especies presentes (Figura 15). Con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en los tres manglares sólo se encontró un enriquecimiento en ^{15}N en función de la talla en Balandra ($p = 0.001$, $r = 0.45$, Figura 16).

Los valores isotópicos promedio de carbono del músculo de los peces capturados dentro y entre los manglares fueron variables. Por ejemplo, el gobio aguzado *Ctenogobius sagittula*, y la lisa blanca *Mugil curema* tienen un valor promedio más enriquecido en Enfermería (-8‰ y -9‰, respectivamente) que en Zacatecas (-18 y -16‰, para el gobio y la lisa respectivamente), y Balandra ubicándose en un valor promedio entre esos dos (-14‰ para ambas especies, Tabla XI).

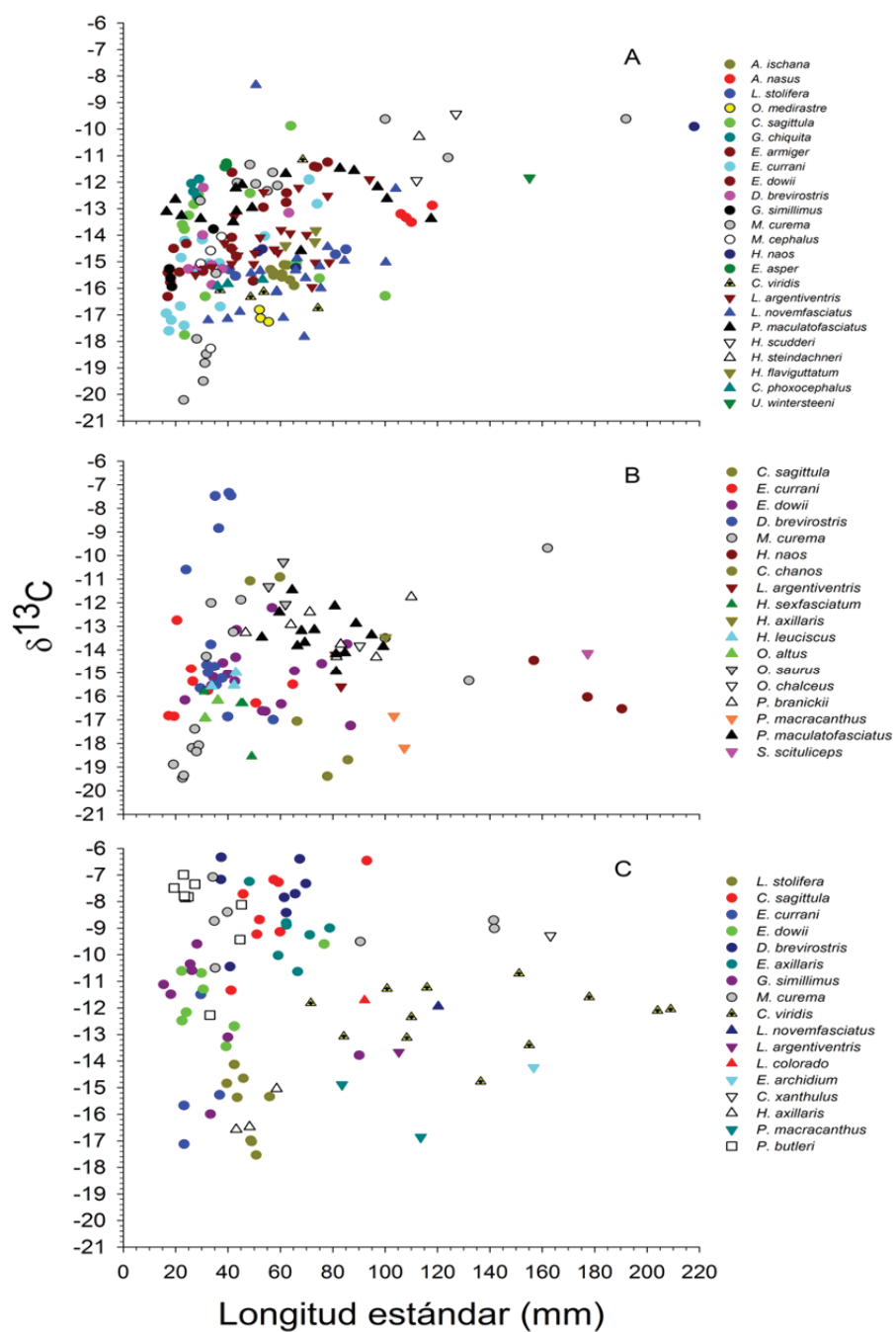


Figura 15. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de musculo por talla por especie íctica colectada en A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería, en la Bahía de La Paz.

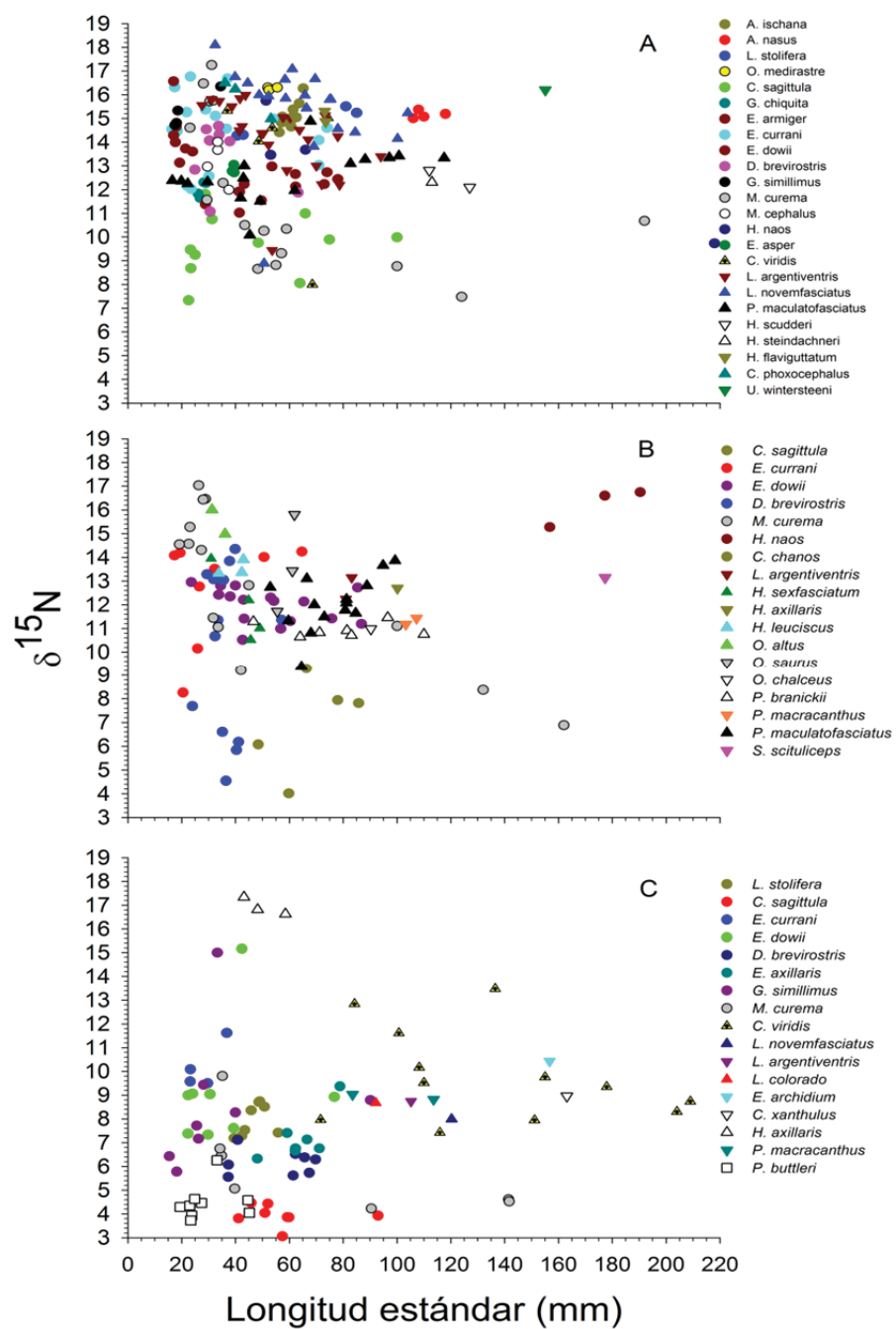


Figura 16. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de músculo por especie íctica por talla colectada en A) Balandra, B) Zacatecas y C) Enfermería, en la Bahía de La Paz.

Tabla XI. Continuación.

Especies	Longitud estándar (EE)			$\delta^{13}\text{C}$ (EE)			$\delta^{15}\text{N}$ (EE)					
	n	BAL	n	ZAC	n	ENF	BAL	ZAC	ENF	BAL	ZAC	ENF
<i>Pomadasys branickii</i>	7		79	(8)								
<i>Synodus scintilleps</i>	1		177									
<i>Cynoscion xanthulus</i>					1	163						9.0
<i>Elattarchus archidium</i>					1	157						10.4
<i>Engerres axillaris</i>					7	64	(4)					7.2 (0.4)
<i>Lutjanus colorado</i>					1	105						8.7
<i>Poecilia butleri</i>					9	29	(3)					4.5 (0.2)

Análisis bidimensional

Con la finalidad de probar una forma nueva de comparación entre los tres sistemas de manglar, a través de la diversidad bidimensional (estructura y funcionamiento de la comunidad), se realizó una integración de la estimación de la diversidad estructural (diversidad de Shannon-Wiener) y de la diversidad de los valores isotópicos de nitrógeno (diversidad isotópica).

Los datos correspondientes al sistema de Balandra presentaron un valor promedio más alto tanto en diversidad estructural (2.0 ± 0.2) como en la isotópica (2.3 ± 0.1), en comparación con Zacatecas y Enfermería. Sin embargo, aunque Zacatecas tuvo un el promedio más alto en la diversidad estructural que Enfermería (1.5 ± 0.2 y 0.9 ± 0.1 , respectivamente), el promedio de la diversidad isotópica en Zacatecas (2.0 ± 0.2) fueron similares (2.1 ± 0.2 ; Figura 17).

No se observaron diferencias significativas en la diversidad isotópica entre los manglares ($F_{2,31} = 1.26$, $p = 0.29$). Pero si hubo diferencias significativas en la diversidad estructural en Balandra respecto a Zacatecas y Enfermería ($F_{2,31} = 11.67$, $p > 0.01$).

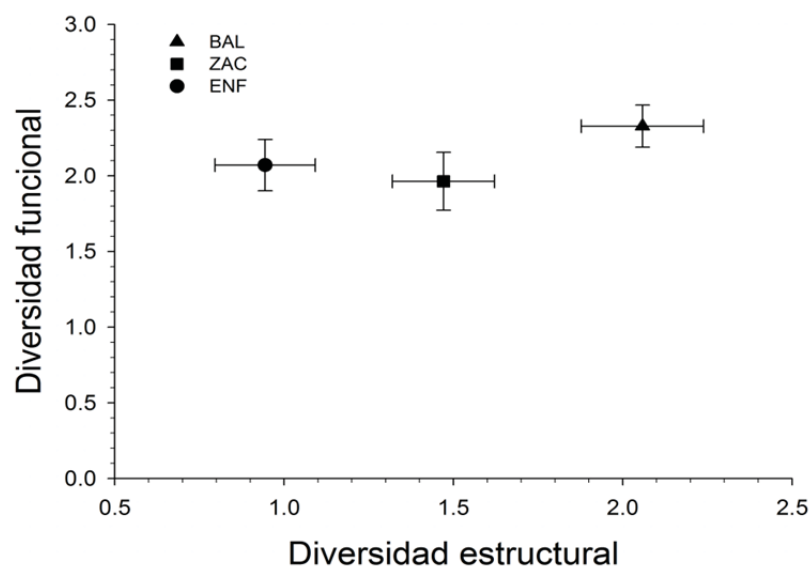


Figura 17. Diversidad bidimensional obtenida con los datos de la diversidad de Shannon-Wiener y de la diversidad isotópica de $\delta^{15}\text{N}$. BAL = Balandra, ZAC = Zacatecas y ENF = Enfermería.

8. DISCUSIÓN

8.1 Cambios en la estructura de la comunidad íctica

El trabajo realizado por Maeda (1981) y la disponibilidad de una colección íctica completa a cargo de la Universidad Autónoma de Nuevo León, permitió comparar la estructura de hace 30 años de la comunidad de peces en tres sistemas de manglar (Balandra, Zacatecas y Enfermería) con las condiciones actuales. Esto resalta la importancia de contar con un buen estado de conservación y manejo de colecciones biológicas para analizar la evolución de cambios en los ecosistemas a través del tiempo. Esta posibilidad es relevante hoy día, dado que están sucediendo cambios rápidos en muchos ecosistemas costeros del mundo y la administración del uso de suelo y los recursos naturales están exigiendo la detección de esos cambios y su evaluación en relación con los factores naturales y antrópicos.

Este trabajo es el primero en evaluar y comparar la estructura y composición íctica de manglares en Bahía de La Paz en dos periodos, y además complementa los estudios existentes de descripciones de la ictiofauna (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995; Castro-Aguirre y Balart, 1997) y aspectos sobre la ecología y biología de algunas especies de la región (Leija-Tristán *et al.*, 1992; Balart *et al.*, 1997).

El manglar de Balandra, presumiblemente es el menos impactado de los tres sistemas estudiados, debido a que es el más alejado a un centro urbano, y no se han presentado cambios en circulación a lo largo de la costa ni en su conexión con el océano. La densidad en peso de la comunidad de peces cambió notablemente entre periodos, y hubo diferencias significativas en cuanto a la estructura y composición de la comunidad íctica. Esta condición probablemente se debe en parte a su dinámica que incluye un amplio intercambio de agua con el mar abierto.

La similitud entre los dos períodos fue de 29% y es la más baja en comparación con los manglares de Zacatecas y Enfermería (análisis SIMPER), esto debido que aunque las especies dominantes se mantuvieron constantes entre los períodos (*Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii*, *E. currani* y *Mugil curema*), las diferencias significativas se presentaron en las especies consideradas como raras. La presencia de pocos individuos de

un grupo variable de especies entre periodos podría estar relacionado con los procesos físico-biológicos (como la temperatura, salinidad, mareas, etc.) asociados con el reclutamiento de los peces hacia los manglares (Young *et al.*, 1997; Griffiths y West, 1999; Poizat *et al.*, 2004) y debe ser objeto de estudios futuros.

El manglar de Zacatecas presentó ligeros cambios pero significativos en la riqueza y en la densidad en peso entre periodos, además no se encontraron diferencias significativas en la estructura de la comunidad íctica, lo que implicaría un nivel relativamente bajo de impacto antrópico o natural en la modificación del hábitat. Esto podría explicarse por la poca afluencia de visitantes (está alejado de la mancha urbana) y porque es considerado como hábitat crítico de anidación del gallito marino menor (*Sterna antillarum*), especie considerada en peligro de extinción (NOM-059-2001, SEMARNAT, 2002). Adicionalmente presenta una conexión permanente con la Laguna de La Paz, con niveles considerables de recambio de agua.

Sin embargo, el manglar de Zacatecas es un canal de marea que permanece semivacío durante la marea baja, y esta condición se ha asociado con una menor riqueza de especies en otros sistemas similares (Faunce y Serafy, 2006; Nagelkerken *et al.*, 2008). En este manglar, la disminución de la riqueza y la densidad en peso en 2010, en comparación con la colección histórica, podría estar relacionada con el constante dragado en la Ensenada de La Paz, lo que presumiblemente ha alterado los patrones de circulación interna. De los tres sistemas de manglar, Zacatecas es el único ubicado dentro de esta laguna protegida (Figura 1). Infortunadamente, no existen datos para evaluar la relación entre la actividad de dragado o posibles cambios naturales en la geomorfología del manglar y la estructura de la comunidad íctica, y por lo tanto, la interpretación que aquí se presenta es tentativa.

En el caso del manglar de Enfermería, se observaron cambios significativos en la riqueza, la equidad y la diversidad de la comunidad íctica entre periodos, además de la estructura íctica. Este sistema ha sufrido el mayor cambio entre periodos en función de las características del bosque de manglar (Mendoza-Salgado *et al.*, 2011; Santamaría-Gallegos *et al.*, 2011). Ha experimentado cambios de forma recurrente, iniciando por la construcción de una autopista entre 1960 y 1964. A principios de 1980, el manglar sufrió modificaciones adicionales. Posteriormente, un proyecto de cultivo de camarón se desarrolló en el interior

del manglar entre 1994-2000, y una sección adicional de la autopista fue construida en 2005 bordeando el costado oriental, la cual obstruye el curso de las aguas pluviales en las épocas de lluvia hacia el manglar (Mendoza-Salgado *et al.*, 2011).

En ese sentido, el manglar de Enfermería presenta los signos de mayor deterioro, no sólo en términos de la comunidad íctica sino también por la falta de reclutamiento de manglar nuevo (Mendoza-Salgado *et al.*, 2011), ambos efectos atribuibles a la obliteración de disminución de la boca que comunica al manglar con el mar. Además, se ha detectado azolvamiento de algunas zonas. Esta condición en Enfermería se traduce en un ambiente poco propicio para algunos peces, lo que se podría reflejar en ausencia de especies piscívoras y dominancia de detritívoras.

Aunque la estructura íctica mostró cambios significativos, la base de la estructura de la comunidad se mantuvo constante. Sólo unas pocas especies, en especial *Diapterus brevirostris* y *Mugil curema*, fueron dominantes y exhibieron altas densidades en 1980 y en 2010. En los sistemas de manglar a nivel mundial, son pocas las especies de peces que tienden a ser dominantes (Paperno y Brodie 2004; Jones y West 2005). James *et al.* (2008) encontraron que la alteración del hábitat en los manglares tienden a impactar a las especies cuya resiliencia es baja, como los pargos, ocasionando una reducción en los niveles de abundancia. Esto podría explicar por qué la comunidad de peces en el sistema de Enfermería fue dominada por pocas especies.

La composición específica en el manglar de Enfermería estuvo dominada por las especies *Eucinostomus* spp. y *Mugil* spp., las cuales están relacionadas taxonómicamente entre sí. Esto podría explicar que algunos valores mensuales de DTP (cinco en 1980-1981 y dos en 2009-2010) cayeran fuera de los intervalos de confianza del 95%. Estos dos géneros son conocidos por ser tolerantes a las condiciones ambientales extremas, tales como altos niveles de salinidad y bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Nagelkerken *et al.*, 2001, 2002, 2008).

Los índices taxonómicos, aparentemente son menos influenciados por la variabilidad ambiental, debido a que las variaciones naturales inducen principalmente la sustitución de especies, mientras que en comunidades perturbadas tienden a mostrar un cambio también en los pares taxonómicos superiores, conformando un rango de taxones

más estrechamente relacionados que los no perturbados, esto es, incrementan la homogeneidad taxonómica. Los resultados de DTP para el manglar de Enfermería podrían indicar que la estructura de la comunidad no se encuentra en equilibrio a pesar de haber sido sujeto a una perturbación a largo plazo. Se ha demostrado que la respuesta de los índices taxonómicos a las perturbaciones antrópicas podrían reducir la amplitud taxonómica, seleccionando a las especies estrechamente relacionadas, lo que supondría una homogeneidad taxonómica alta (Bevilacqua *et al.*, 2011). Por otra parte, Bates *et al.* (2005) mencionan que los impactos antrópicos generan valores muy bajos de DTP (tal como se observó para Enfermería), ya que remueven o eliminan depredadores superiores y permanecen las especies tolerantes, las cuales están estrechamente relacionadas entre sí.

El aumento en el número de individuos de tallas grandes, principalmente de la familia Gerreidae y Mugilidae en el manglar de Enfermería, puede indicar un crecimiento y permanencia de especies que ingresan al manglar en etapas tempranas de su ciclo de vida y que utilizan el manglar como área de crianza. Su permanencia sin embargo, es prácticamente forzada por el reducido tamaño de la boca del manglar. Estas especies residentes son considerantes como dominantes en sistemas de manglar (Nagelkerken *et al.*, 2002).

La mayoría de los estudios de cambios de largo plazo de la estructura de la comunidad de peces se limitan generalmente al uso de datos pesqueros (i.e. Greenstreet y Hall, 1996; Potter *et al.*, 2001; Bradshaw *et al.*, 2002; O'Connell *et al.*, 2004; Tian *et al.*, 2006). Por el contrario, pocos estudios han examinado los cambios en la estructura comunitaria de los sistemas de manglares costeros en la escala de tiempo de décadas, utilizando un diseño de muestreo específico y consistente. Sin embargo, no se detectaron grandes cambios en los 30 años entre ambas evaluaciones, lo que puede considerarse positivo en términos de conservación.

Diversos autores mencionan que las características del paisaje que rodea a un bosque de manglar, incluyendo su posición con respecto al océano, su batimetría, las dimensiones de su conexión con la costa y su complejidad estructural (cobertura del dosel, las ramificaciones de las raíces, los períodos de inundación) han demostrado influir en la estructura de las comunidades ícticas que en ellos habitan (Cocheret de la Morinière *et al.*,

2004; Giarrizo y Krumme, 2007; Bosire *et al.*, 2008). En virtud de que han habido diversas modificaciones antrópicas en los sistemas de manglares como la disminución en la profundidad promedio y cambios espaciales y temporales en los parámetros físico-químicos, el hábitat acuático ha tendido a reducirse, generando un ambiente estresante para muchas especies de peces (Granek y Ruttenberg, 2008).

Así mismo, la reducción del intercambio de las mareas modifica la calidad del hábitat, lo que a su vez puede reducir la afluencia y permanencia de larvas planctónicas y juveniles de especies que dependen de los manglares (Layman *et al.*, 2004). Además, la pérdida de cobertura del dosel y la defoliación, aumenta la penetración de la luz, que, junto con la pérdida de la complejidad estructural del sistema de raíces del mangle, provoca una disminución en el refugio disponible contra depredadores y la pérdida en la diversidad y densidad de las especies (Laegdsgaard y Johnson, 2001; Manson *et al.*, 2005, Nagelkerken *et al.*, 2008).

En la isla de Andros, Bahamas, se describieron ensambles de peces entre estuarios con diferentes grados de fragmentación debido a la construcción de carreteras (Layman *et al.*, 2004). Estos autores concluyeron que las restricciones hidrológicas entre los sistemas de manglar y el océano tienen una influencia negativa sobre la abundancia de peces y de invertebrados. Otros estudios realizados en Bahamas han demostrado que los bosques de manglares fragmentados por la construcción de carreteras también han reducido la calidad del hábitat y con ello se ha alterado el ensamble de peces (Taylor *et al.*, 2007; Rypel y Layman, 2008). Así, la baja diversidad estimada en el sistema de manglar de Enfermería, en comparación con los otros sitios, es consistente con la extensiva modificación del hábitat que ha sufrido a través del tiempo.

Los índices clásicos que describen la estructura de la comunidad de peces (riqueza, diversidad y equidad) reflejan mejor las diferencias entre los sistemas y periodos en comparación con el enfoque de la diversidad taxonómica (distinción taxonómica promedio). La distinción taxonómica promedio es un índice de las relaciones filogenéticas entre los organismos dentro de un conjunto biológico, y se utilizó como una medida de los niveles taxonómicos entre las especies capturadas en cada sistema de manglar.

Se ha reportado que el DTP es más sensible a los impactos antrópicos que los índices clásicos, dado que estos índices incorporan más información y en particular, más información acerca de relación taxonómica entre las especies (Clarke y Warwick, 1998). Por ejemplo, los valores de la riqueza de especies en el manglar de Enfermería fueron más bajas en 2010 que en 1980. En contraste, la distinción taxonómica promedio en 2010 fue mayor en 1980, lo que podría indicar que estas diferencias no estén ligadas con la riqueza de especies. Así que es razonable que la información relevante proporcionada por los índices taxonómicos, tome en cuenta las diferencias taxonómicas entre las especies y sea independiente del tamaño de la muestra.

Sin embargo, aún no se conoce en qué medida los rasgos estructurales y funcionales que identifican a las unidades taxonómicas están relacionados con los cambios ambientales naturales o antrópicos; y es menos claro aún cómo la diversidad taxonómica se conecta con la diversidad funcional (Hooper *et al.*, 2005). En virtud de lo anterior, se vuelve cuestionable utilizar sólo los índices taxonómicos como una medida de impacto ambiental. Los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con la propuesta de utilizar tanto los índices clásicos como los taxonómicos para una interpretación más robusta.

De acuerdo con la clasificación obtenida con la prueba Olmstead-Tukey, las especies dominantes en los tres sistemas de manglar durante los dos periodos son de la familia Gerreidae (*Eucinostomus dowii* y *Diapterus brevirostris*) y la familia Mugilidae (*Mugil curema*). Su condición de dominancia posiblemente esté relacionada a que utilizan preferencialmente el sustrato fangoso como hábitat (Nagelkerken *et al.*, 2001, 2008), lo que les permitiría sostener mayores densidades poblacionales y persistir en tiempo y espacio más que otras especies con menor flexibilidad ecológica. De hecho se consideran residentes habituales en estos sistemas de manglar (González-Acosta *et al.*, 2005).

Las especies clasificadas como frecuentes, miembros de la Familia Gobidae y Lutjanidae (Warburton, 1978), se caracterizan por ser eurihalinas y por utilizar éste tipo de ambiente como hábitat primario de crianza, debido a que las raíces del manglar los provee de protección contra los depredadores (Aburto-Oropeza *et al.*, 2009) lo que los hace dependientes de los manglares durante la etapa temprana de su ciclo de vida. Por otra parte, la mayoría de las especies muestreadas se clasificaron como raras, como por ejemplo los

miembros de la Familia Kiphosidae y Eleotridae, que están más asociados a otro tipo de hábitat. Estas especies ingresan esporádicamente al manglar y en función de su bionomía suelen ser transeúntes o no dependientes de los manglares y sólo utilizan al sistema de manglar para alimentarse o reproducirse (González-Acosta *et al.*, 2005). En los tres sistemas, la presencia de peces relativamente pequeños es coherente con la función de hábitat de crianza de los manglares, y su uso por especies pequeñas (Laegdsgaard y Johnson, 2001; Faunce y Serafy, 2006; Nagelkerken *et al.*, 2008).

8.2 Estado actual de los sistemas de manglar mediante el usos de isotopos estables

Los sistemas de manglar son reconocidos como fuente importante de la productividad pesquera costera (Manson *et al.*, 2005; Nagelkerken, 2007), aunque hay evidencias que apuntan a que no representan un aporte de carbono local a la red alimenticia (Lugendo *et al.*, 2007; Bouillon *et al.*, 2008a,b). En los tres sistemas de manglar evaluados en este estudio, el amplio intervalo de valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-6 ‰ a -20‰) indica que los peces aprovechan fuentes de carbono orgánicos de diversa naturaleza isotópica. Sin embargo, no hay aporte de carbono local proveniente del bosque de manglar. A este respecto existen trabajos que reportan que las hojas de los manglares tienen valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ de entre -27 ‰ a -32 ‰ (Rodelli *et al.*, 1984; Sheaves y Mollony, 2000; Lee, 2000; Nagelkerken y van der Velde, 2004a,b; Nagelkerken *et al.*, 2006; Bouillon *et al.*, 2008b). Esto implicaría que el aporte de carbono del bosque de manglar a la cadena trófica de los peces sea insignificante o nulo.

Se encontraron valores más empobrecidos de $\delta^{13}\text{C}$ en los músculos de peces de los manglares de Balandra y Zacatecas en relación a los de Enfermería. Balandra tiene una conexión permanente con el océano mientras que el sistema Zacatecas mantiene una conexión permanente con la Ensenada de La Paz. Se encontró que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en peces son más parecidos a los reportados en ambientes costeros, cuya base de la cadena trófica es el fitoplancton marino. Esto posiblemente se deba a la influencia oceánica, facilitada por su conexión permanente con el mar. No obstante, el haber encontrado algunos valores mayores a -15 ‰ sugiere también una entrada de carbono

proveniente de microalgas bentónicas, macroalgas o pastos marinos (France, 1995; Bouillon *et al.*, 2002, 2008b).

Los valores enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}$ en el manglar de Enfermería quizás puedan explicarse por la activa remineralización de materia orgánica que ocurre en el sistema de manglar. La restricción que existe en la conexión entre el manglar y la bahía, han causado una gran acumulación de sedimentos y una alta mortandad de árboles de manglar (Mendoza-Salgado *et al.*, 2011) y ha proliferado una alta biomasa de cianobacterias. En este sentido, lo anterior podría implicar que una parte significativa de la remineralización bentónica en el sistema está soportada por carbono autóctono atrapado. Bouillon *et al.* (2004) menciona que la importancia relativa de las fuentes autóctonas de carbono a la mineralización es en gran medida proporcional a su disponibilidad en el pool del carbono orgánico total.

Las fuentes de carbono bentónico como los pastos marinos, microalgas, macroalgas y plantas de marismas C-4 tienden a ser enriquecidos en ^{13}C en comparación con el fitoplancton marino o estuarino, mientras que los árboles de manglar suelen ser más empobrecidos (Bouillon *et al.*, 2008b). Por ello, cuando una especie cambia de hábitat o éste se modifica, se alteran las fuentes de alimento y con ello cambia la concentración isotópica en sus tejidos; las diferencias radican en el cambio de las fuentes de producción primaria (Fry, 1999; Layman, 2007; Lamb *et al.*, 2012) en las variaciones en la composición, el nivel trófico y la abundancia relativa de las presas (Layman, 2007; Lugendo *et al.*, 2007).

Una característica particularmente interesante de algunos manglares es que el intercambio de nutrientes y de individuos con la zonas adyacentes, pueden vincular los ambientes de manglar con el marino-costero. La diversidad que esta unión propicia, puede influenciar de manera simultánea la función de ambos ecosistemas a través de cambios en el uso complementario de los recursos entre las especies (Petchey *et al.*, 2004).

De manera complementaria, el patrón espacial y temporal en la utilización de hábitats dentro de los sistemas de manglar y las áreas costeras adyacentes varían en función de la estrategia del ciclo de vida de las especies (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980). La selección de un hábitat en particular puede estar relacionado con la disponibilidad y la

complejidad estructural, la presencia de presas y depredadores, así como de los procesos físicos de transporte y las condiciones ambientales locales. En suma, una especie que transita entre la costa y el manglar utiliza diferentes hábitats a lo largo de su ciclo de vida; el uso de dichos hábitats es determinado por sus requerimientos energéticos momentáneos, mismos que están en función de características individuales como la talla o la edad (Able y Fahay, 1998).

En este estudio se detectaron diferencias en la composición isotópica entre individuos de la misma especie dentro del mismo manglar, entre manglares y en relación a la zona costera adyacente. Los resultados indican que la contribución más importante de los sistemas de manglar no es como fuente de alimento sino como protección contra los depredadores. Por tanto, la función del sistema de manglar es la de un hábitat único que provee un ambiente estructurado y complejo a la comunidad íctica, lo cual tiende a reducir la presión por depredación (Laegdsgaard y Johnson, 2001) y favorece indirectamente el forrajeo de otras fuentes de alimento (Sheridan y Hays, 2003; Nagelkerken y van der Velde, 2004a).

Otra forma de analizar a la comunidad íctica, es evaluar su estructura trófica, no sobre la base de su riqueza específica, sino en términos de su funcionamiento, esto es de la circulación de energía. En este trabajo se analizó la estructura funcional de tres sistemas de manglar a través de índices de diversidad similares a los utilizados para la diversidad taxonómica, pero donde se clasifica y contabiliza a los individuos de acuerdo a su nivel trófico. Una de las ventajas de este enfoque es que permite combinar dos tipos de diversidad (taxonómica o estructural y trófica o funcional) en una sola, denominada diversidad bidimensional.

Para definir la estructura trófica de las especies se puede recurrir a bases de datos públicas (i.e. FishBase), sin embargo, en el presente trabajo se consideró que esta información puede estar fuertemente sesgada porque en los sistemas de manglar se tienden a encontrar tallas menores de individuos a las utilizadas en los estudios en los que se basa FishBase. Por este motivo, se incorporó al presente trabajo un método que permitió definir el nivel trófico y por lo tanto describir la estructura trófica de los sistemas: isótopos

estables. Los análisis de isótopos estables de tejidos del consumidor permiten conocer el origen del alimento asimilado y es una técnica que se utiliza cada vez más como una eficaz herramienta ecológica para evaluar relaciones tróficas en una amplia variedad de ecosistemas (Peterson y Fry, 1987; Layman, 2007).

El análisis bidimensional mostró que la diversidad estructural cambió considerablemente en el manglar de Enfermería, lo cual concuerda con el grado de impacto al que ha sido sometido en las últimas décadas (López-Rasgado *et al.*, 2012); sin embargo, la diversidad isotópica se mantuvo igual en términos estadísticos. La implicación de esto es que a pesar de los impactos antrópicos, la base de la cadena alimentaria no ha cambiado desde hace 30 años y permite a una amplia gama de individuos explotar los recursos alimentarios existentes de manera diferente.

Se ha reportado que aquellos individuos con un amplio nicho trófico, pueden ser más resilientes a los impactos negativos antrópicos asociados a la fragmentación (Layman *et al.*, 2007;), o bien permite que ciertas especies se vuelvan especialistas en un determinado manglar, dependiendo de las condiciones o de los impactos negativos en el sistema. Por ejemplo, *Diapterus brevirostris* y *Mugil curema* en Enfermería, se alimentan principalmente de detritus, mientras que en Balandra y Zacatecas son especies omnívoras (Tabla XI, Moreno-Sánchez, datos no publicados) lo cual coincide con lo encontrado para otras especies por Bolnick *et al.* (2002, 2003), Bearhop *et al.* (2004) y Matthews y Mazunder (2004).

La biodiversidad caracterizada en dos ejes, el de estructura y el de función del ecosistema, permiten identificar cuándo la adición de una o varias especies de un nivel trófico diferente provoca un cambio en la diversidad en los niveles adyacentes. En ese sentido, las interacciones multitróficas podrían generar una variedad más rica en las relaciones de la diversidad funcional que los cambios predichos por los niveles tróficos individuales (Duffy, 2002; Duffy *et al.*, 2007). Sin embargo, las características estructurales y funcionales de los manglares, también afectan el grado de consumo, el equilibrio entre la capacidad de competencia y la resistencia a la depredación, la depredación intra e interespecíficas y la apertura a la migración de la comunidad íctica (Manson *et al.*, 2005; Blaber, 2012).

Por tal, es necesario poder evaluar no solo a las especies más susceptibles a los efectos derivados de los impactos antrópicos en los sistemas de manglar, sino también entender la ecología trófica de las especies resilientes capaces de persistir en hábitat alterados y las consecuencias en la función y estabilidad del ecosistema (Petchey *et al.*, 2004; Duffy *et al.*, 2007; Layman *et al.*, 2007). La comprensión de cómo la biodiversidad afecta el funcionamiento de los ecosistemas beneficiará a una mejor integración de la teoría y los experimentos con simulaciones y a los enfoques basados en la redes tróficas.

9. CONCLUSIONES

- El manglar más modificado por las actividades humanas, Enfermería, mostró los cambios más notables en la diversidad, equidad y riqueza de especies. Balandra no mostró cambios en ninguno de los atributos ecológicos. Mantiene la diversidad más alta y una mayor riqueza de especies, coincidiendo con que es el sistema menos impactado por el humano. El manglar de Zacatecas se encontró en un estado de impacto intermedio, con ligeros cambios en riqueza, lo que probablemente se asocia a su geomorfología y activa hidrodinámica.
- Balandra y Enfermería mostraron cambios significativos en el ensamblaje de la estructura de la comunidad íctica entre periodos, sin embargo las especies dominantes y frecuentes que caracterizaron la estructura de la comunidad se mantuvieron constantes, y la baja similitud entre periodos se debió a las diferencias en la composición de las especies raras.
- Las especies dominantes en la comunidad íctica en 1980 y 2010 corresponden a las familias Gerreidae (mojarras) y Mugilidae (lisas). La mayoría de las especies del manglar en ambos estudios corresponden a especies raras, representando el 40% en el periodo de 1980 y 61% en el periodo de estudio de 2010.
- Los tres manglares presentan una mayor proporción de juveniles, lo cual indica que funcionan principalmente como áreas de crianza de especies de importancia comercial (mojarras, lisas, pargos y cabrillas).
- A pesar del gradiente de las modificaciones antrópicas en los tres manglares, el análisis bidimensional no mostró diferencias en la diversidad isotópica entre los

manglares. Por lo tanto, la estructura trófica es similar entre los sistemas de manglar.

- Con base en los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los músculos de los peces, los tres bosques de manglar no aportan carbono en la cadena trófica de la comunidad íctica. Se concluye que la principal función de los bosques de manglar es la protección contra depredadores, en lugar de ser una fuente local de alimento.
- Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los músculos de los peces de los manglares de Balandra y Zacatecas mostraron que base de la cadena trófica es el fitoplancton marino, debido a la influencia oceánica en la que se encuentran sometidos. Mientras que en el manglar de Enfermería, la principal fuente de alimento quizás provenga de la remineralización bentónica.

10. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abitia-Cárdenas L. A., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña, J. De la Cruz-Agüero y H. Chávez-Ramos. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.* 20(2):159–181.
- Able, K. W. 1999. Measures of juvenile fish habitat quality: examples from a national research reserve. En: Benaka, L. R. (Ed). *Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation*. Am. Fish. Soc. Symp. 22. Bethesda, Maryland. 134-147 p.
- Able, K. W. y M. P. Fahay. 1998. *The first year in the life of estuarine fishes in the Middle Atlantic Bight*. Rutgers University Press. New Brunswick, New Jersey. 342 p.
- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray y E. Sala. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105(30):10456–10459.
- Allen, G. R. y D. R. Robertson. 1994. *Fishes of the tropical eastern pacific*. University of Hawaii Press. E. U. A. 332 p.
- Álvarez-Rubio, M., F. Amezcua-Linares y A. Yáñez-Arancibia. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *An. Cent. Cienc. Mar Limnol.* 13(1):185–242.
- Balart, E. F., J. C. Pérez-Urbiola, L. Campos-Dávila, M. Monteforte y A. Ortega-Rubio. 2009. On the first record of a potentially harmful fish, *Sparus aurata* in the Gulf of California. *Biol. Invasions.* 11:547–550
- Balart, E. F., J. L. Castro-Aguirre y F. De la Chica-Bonilla. 1997. Análisis comparativo de las comunidades ícticas de fondos blandos y someros de la Bahía de la Paz. En: Urbán, J. y M. Ramírez (eds.) *La Bahía de La Paz, investigación y conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPS, La Paz, Baja California Sur, México. 163-176 p.
- Balart, E. F., J. L. Castro-Aguirre, D. Aurióles-Gamboa, F. García-Rodríguez y C. Villavicencio-Garayzar. 1995. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica.* 5(1-2):79–85.
- Bates, C. R., G. W. Saunders y T. Chopin. 2005. An assessment of two taxonomic distinctness indices for detecting seaweed assemblage responses to environmental stress. *Bot. Mar.* 48: 231–243.

- Bearhop, S., C. Adams, S. Waldron, R. A. Fuller and H. Macleod. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Animal. Ecol.* 73:1007–1012.
- Bevilacqua, S., S. Frascetti, L. Musco, G. Guarnieri y A. Terlizzi. 2011. Low sensitiveness of taxonomic distinctness indices to human impacts: Evidences across marine benthic organisms and habitat types. *Ecol. Indicators.* 11:448–455.
- Blaber, S. J. M. 2007. Mangroves and fishes: Issues of diversity, dependence and dogma. *Bull. Mar. Sci.* 80(3):457–472.
- Blaber, S. J. M. 2012. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. *Est. Coastal Shelf Sci.* En prensa.
- Bolnick, D. I., L. H. Yang, J. A. Fordyce, J. M. Davi y R. Svanbäck. 2002. Measuring individual-level resource specialization. *Ecology.* 83(10):2936–2941.
- Bolnick, D. I., R. Svanbäck, J. A. Fordyce, L. H. Yang, J. M. Davis, C. D. Hulsey y M. L. Forister. 2003. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. *Am. Nat.* 161(1):1–28.
- Bosire, J. O., F. Dahdouh-Guebas, M. Walton, B. I. Crona, R. R. Lewis III, C. Field, J. G. Kairo y N. Koedam. 2008. Functionality of restored mangroves: A review. *Aquat. Bot.* 89:251–259.
- Bouillon, S., A. V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N. C. Duke, E. Kristensen, S. Y. Lee, C. Marchand, J. J. Middelburg, V. H. Rivera-Monroy, T. J. Smith III y R. R. Twilley. 2008a. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochem Cycles.* 22:GB2013.
- Bouillon, S., A. V. Raman, P. Dauby y F. Dehairs. 2002. Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratios of Subtidal Benthic Invertebrates in an Estuarine Mangrove Ecosystem (Andhra Pradesh, India). *Est. Coastal Shelf Sci.* 54:901–913.
- Bouillon, S., R. M. Connolly y S. Y. Lee. 2008b. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. *J. Sea Res.* 59:44–58.

- Bouillon, S., T. Moens y F. Dehairs. 2004. Carbon sources supporting benthic mineralization in mangrove and adjacent seagrass sediments (Gazi Bay, Kenya). *Biogeosciences*. 1:71–78.
- Bradshaw, C., L. O. Veale y A. R. Brand. 2002. The role of scallop-dredge disturbance in long-term changes in Irish Sea benthic communities: a re-analysis of an historical dataset. *J. Sea Res.* 47:161–184.
- Brower, J. E. y J. H. Zar. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. W. C. Brown and Co., Iowa. 237 p.
- Carmona, R. 1995. Distribución temporal de aves acuáticas en la playa “El Conchalito”, Ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv. Mar. CICIMAR-IPN*. 10(1-2):1-21.
- Castro-Aguirre, J. L., E. F. Balart y J. Arvizu-Martínez. 1994. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*. 5(1–2):57–78.
- Castro-Aguirre, J. L., H. Espinosa-Pérez, J. J. Schmitter-Soto. 1999. *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. Limusa-Noriega, México. 711 p.
- Castro-Aguirre, J. L., y E. F. Balart. 1997. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de fondos blandos y someros de la Ensenada y Bahía de la Paz, B.C.S. En: Urbán, J. y M. Ramírez (eds.) *La Bahía de La Paz, investigación y conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPS, La Paz, Baja California Sur, México. 139-149 p.
- Cervantes del Río, H. 1967. Informe de labores del 1o. de diciembre al 30 de abril de 1967. Gobierno de Baja California Sur. La Paz, México. 112 p.
- Chambers, J. R. 1992. Coastal degradation and fish population losses. *Marine recreational fisheries 14. Stemming the tide of coastal fish habitat loss*. National Coalition for Marine Conservation. 45-51.
- Chávez, R. H. 1985a. Aspectos biológicos de las lisas (*Mugil spp.*) de Bahía de La Paz, B. C. S., México, con referencia especial a juveniles. *Investigaciones Marinas. CICIMAR*. 2(2):1–22.
- Chávez, R. H. 1985b. Bibliografía de los peces de La Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Inv. Mar. CICIMAR*. 2 (No. esp. 2):1-75.

- Clarke, K. 1993. Non-parametric multivariate analysis of change in community structure. *Australian J. Ecol.* 18:117–143.
- Clarke K. R. y R. M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J. Appl. Ecol* 35:523–531.
- Clarke K. R. y R. M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216:265-278.
- Cocheret de la Morinière, E., I. Nagelkerken, H. van der Meij y G. van der Velde. 2004. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Mar. Biol.* 144:139–145.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.
- Dahdouh-Guebas, F. y N. Koedam. 2008. Long-term retrospection on mangrove development using transdisciplinary approaches: A review. *Aquatic Botany*.89: 80–92.
- Day, J. W. y A. Yáñez-Arancibia. 1988. Consideraciones ambientales y fundamentos ecológicos para el manejo de la región de la Laguna de Términos, sus hábitats y recursos pesqueros. En: Yáñez-Arancibia, A. y J. W. Day. (Eds.). *Ecología de los sistemas costeros en el Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos*. Inst. Cienc. Mar y Limnol. UNAM, Coast. Ecol. Inst. LSU, Editorial Universitaria. México. 453-482 p.
- Day, J. W., W. Conner, R. H. Day, F. Ley-Lou y A. Machado. 1988. Productivity and Composition of Mangrove Forest at Boca Chica and Estero Pargo. En: Yáñez-Arancibia, A. y J. W. Day. (Eds.). *Ecología de los Sistemas Costeros en el Sur del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos*. Inst. Cienc. Mar y Limnol. UNAM, Coast Ecol. Inst. LSU, Editorial Universitaria. México. 237-257 p.
- De la Cruz, G. 1996. Iniciativa para erigir al Estero El Conchalito, La Paz, B.C.S. como zona sujeta a conservación ecológica. Proyecto presentado al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C.

- De la Cruz-Sosa, J. A. 2004. Caracterización íctica de la composición, diversidad y abundancia en cuatro esteros de La Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S., 57 p.
- DeNiro, M. J. y S. Epstein. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochim. et Cosmochim. Acta.* 46:541-351.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham y M. Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon rich forests in the tropics. *Nature Geoscience.* 4:293–297.
- Dowdall, J. T., A. Farmer y E. H. Bucher. 2006. Uso de isótopos estables para determinar conectividad migratoria en aves: alcances y limitaciones. *Hornero.* 21 (2):73-84.
- Duarte, C. M., J. J. Middelburg y N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences.* 2:1–8.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99:201–219.
- Duffy, J. E., B. J. Cardinale, K. E. France, P. B. McIntyre, E. Thébault y M. Loreau. 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecol. Letters.* 10:522–38.
- Faunce, C. H. y J. E. Serafy. 2006. Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318:1–18.
- Feller, I. C., C. E. Lovelock, U. Berger, K. L. McKee, S. B. Joye y M. C. Ball. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 2:395–417.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca, Pacífico Centro-Oriental. Vol. II, Vertebrados-Parte 1, 647–1200 p, y Vol. III, Vertebrados-Parte 2, 1201–1813 p. FAO, Rome.
- Flores-Verdugo, F. 1990. Algunos aspectos sobre la Ecología, uso e importancia de los ecosistemas de Manglar. En: Rosa-Vélez J. y F. González-Farías (Eds.) *Temas de Oceanografía Biológica en México.* Ensenada, B. C. 22-51 p.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, A. Amezcua-Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio y J. W. Jr. Day. 1990. Mangrove ecology,

- aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries*. 13:219–230.
- Fry, B. 1999. Using stable isotopes to monitor watershed influences on aquatic trophodynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:2167-2171.
- Fry, B. 2006. *Stable Isotope Ecology*. Estados Unidos. Springer. 308 p.
- Fry, B. y Arnold, C. 1982. Rapid $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). *Oecologia (Berl)* 54: 200-204.
- Gallo, J. P. 1981. Clasificación de las lagunas costeras del litoral sureste de la península de Baja California. CIBNOR.
- Genner, M. J., D. W. Sims, V. J. Wearmouth, E. J. Southall, A. J. Southward, P. A. Henderson y S. J. Hawkins. 2004. Regional climatic warming drives long-term community change of British marine fish. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 271:655–661.
- Giarrizzo, T. y U. Krumme. 2007. Spatial differences and seasonal cyclicality in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuca estuary, North Brazil. *Bull. Mar. Sci.* 80(3):739–754.
- González-Acosta, A. F. 1998. Ecología de la comunidad de peces asociada al manglar del estero el Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México, tesis de maestría. CICIMAR-IPN. 126 p.
- González-Acosta, A. F., G. De la Cruz-Agüero, J. De la Cruz-Agüero y G. Ruiz-Campos. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiológica*. 15(2 Especial): 205–214.
- González-Acosta, A.F., G. De La Cruz-Agüero, J. De La Cruz-Agüero y G. Ruiz-Campos. 1999 Ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S., México. *Oceánides*, 14(2):121–131.
- González-Zamorano, P. 2002. Estructura y Análisis Espacial de la cobertura del manglar “El Conchalito”, Baja California Sur. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN, México. 88 p.
- Granek, E. y B. I. Ruttenberg. 2008. Changes in biotic and abiotic processes following mangrove clearing. *Est. Coastal. Shelf Sci.* 80:555–562.

- Greenstreet, S. P. R. y S. J. Hall. 1996. Fishing and the Ground-Fish Assemblage Structure in the North-Western North Sea: An Analysis of Long-Term and Spatial Trends. *J. Animal Ecol.* 65(5):577–598.
- Griffiths, S. P. y R. J. West. 1999. Preliminary assessment of shallow water fish in three small intermittently open estuaries in south-eastern Australia. *Fish. Manag. Ecol.* 6:311–321.
- Hak, J., X. López-Medellín, J. M. Beltrán, C. Josse, B. Stein y R. White. 2008. Mapping and Analysis of Mangrove habitat Extent Change in Baja California Sur from 1986 to 2001. Executive summary. 8 p.
- Heino, J., J. Soininen, J. Lappalainen y R. Virtanen. 2005. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. *Limnol. Oceanogr.* 50:978–986.
- Herzka, S. Z. 2005. Assessing connectivity of estuarine fishes based on stable isotope ratio analysis. *Est. Coastal Shelf Sci.* 64:58-69.
- Herzka, S. Z., G. Holt y S. A. Holt. 2002. Stable isotope ratios as tracers of migration during the early life stages of marine fishes. *Fish. Sci.* 68(Suppl. 1):182-185.
- Herzka, S., S. A. Holt y G. J. Holt. 2001. Documenting the settlement history of individual fish larvae using stable isotope ratios: model development and validation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 265:49-74.
- Hesslein, R. H., K. A. Hallard y P. Ramlal. 1993. Replacement of sulphur, carbon and nitrogen in tissue of growing Broad Whitefish (*Corogonus nasus*) in response to a change in diet traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:2071-2076.
- Hobbie, J. E. 2000. Estuarine science. A synthetic approach to research and practice. Ed. Island Press. Washington, D. C. 539 p.
- Hobson, K. A. 1993. Trophic relationships among high Arctic seabirds: insights from tissue-dependent stable-isotope models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 95:7-18.
- Hobson, K. A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecología.* 120:314-326.

- Hooper, D. U., F. S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector., P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecol. Monographs*. 75(1):3-35.
- Irving, A. D., S. D. Connell y B. D. Russell. 2011. Restoring coastal plants to improve global carbon storage: Reaping what we sow. *PLoS ONE*. 6(3):e18311.
- James, N. C., A. K. Whitfield y P. D. Cowley. 2008. Long-term stability of the fish assemblages in a warm-temperate South African estuary. *Est. Coastal Shelf Sci.* 76:723–738.
- Jiménez, M. C. 1991. Contribución al conocimiento de los productores primarios de la Ensenada de La Paz. Análisis de la comunidad de manglar. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. México. 223 p.
- Jones, M. V. y R. J. West. 2005. Spatial and temporal variability of seagrass fishes in intermittently closed and open coastal lakes in southeastern Australia. *Est. Coastal Shelf Sci.* 64:277-288.
- Krygier, E. E. y W. G. Pearcy. 1986. The role of estuarine and offshore nursery areas for young English sole, *Parophrys vetulus* Girard of Oregon. *Fish. Bull.* 84(1):119-132.
- Laegdsgaard, P. y C. Johnson. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecology.* 257:229–253.
- Lamb, K., P. K. Swart y M. A. Altabet. 2012. Nitrogen and carbon isotopic systematics of the Florida Reef tract. *Bull. Mar. Sci.* 88(1):119–146.
- Layman, C A. 2007. What can stable isotope ratios reveal about man groves as fish habitat? *Bull. Mar. Sci.* 80(3):513-527.
- Layman, C. A., D. A. Arrington, C. G. Montaña y D. M. Post. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology.* 88(1):42–48.
- Layman, C. A., D. A. Arrington, R. B. Langerhans y B. R. Silliman. 2004. Degree of Fragmentation Affects Fish Assemblage Structure in Andros Island (Bahamas) Estuaries. *Caribbean J. Sci.* 40(2):232–244.

- Lechuga-Debéze, C. 2009. Definición de prioridades de conservación y restauración de humedales en la región noroeste. Informe final Instituto Nacional de Ecología. La Paz, Baja California Sur. México. 130 p.
- Leija-Tristán, A., J. A. de León-González y H. Rodríguez-Garza. 1992. Variación diurna de la ictiofauna intermareal de otoño en la Laguna de La Paz, Baja California Sur. Publicaciones Biológicas, Fac. Cienc. Biol. Univ. Auton. Nuevo León, México. 6(2):149-154.
- León de la Luz J.L., E. F. Félix-Pico, R. Riosmena-Rodríguez, y E. Serviere-Zaragoza. 2011. Introducción. En: Félix-Pico, E. F., E. Serviere-Zaragoza, R. Riosmena-Rodríguez y J. L. León de La Luz (Eds.) Los manglares de la Península de Baja California. CICIMAR-CIBNOR-UABCS, La Paz, Baja California Sur, México. 1–5 p.
- Lluch-Cota, D. B., D. Lluch-Belda, S. E. Lluch-Cota, J. López-Martínez, M. O. Nevárez-Martínez, G. Ponce-Díaz, C. A. Salinas-Zavala, A. Vega-Velázquez, R. Lara-Lara, M. G. Hammann y J. Morales. 1999. Las Pesquerías y El Niño. En: Magaña R, VO (Ed.) Los Impactos de El Niño en México. DGPC/SG/UNAM/IAI/ SEP-CONACYT. México. 137–178 p.
- Loa, L. E. 1994. Los manglares de México: Sinopsis general de su manejo. En: Suman, D. (Editor). El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: Su manejo y conservación. Florida. 144-151 p.
- López-Rasgado, F. J., S. Z. Herzka, E. F. Balart, P. Del-Monte-Luna, E. Serviere-Zaragoza, y S. E. Lluch-Cota. Bidimensional diversity of three mangrove fish communities from the Gulf of California, Mexico based on stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$). Sometido
- López-Rasgado, F. J., S. Z. Herzka, P. Del-Monte-Luna, E. Serviere-Zaragoza, E. F. Balart y S. E. Lluch-Cota. 2012. Fish assemblages in three arid mangrove systems of the Gulf of California: comparing observations from 1980 and 2010. Bull. Mar. Sci. 88(4):919-945.
- Ludwing, J. A. y J. F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. John Wiley & Sons, New York. 337 p.

- Lugendo, B. R., I. Nagelkerken, G. Kruitwagen, G. van der Velde y Y. D. Mgaya. 2007. Relative importance of mangroves as feeding habitats for fishes: a comparison between mangrove habitats with different settings. *Bull. Mar. Sci.* 80(3):497–512.
- Maeda-Martínez, A. N. 1981. Composición, abundancia, diversidad y alimentación de la ictiofauna en tres lagunas costeras del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, México. 140 p.
- Malpica-Maury, O. M. 1999. Ictiofauna de la Ensenada de La Paz. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN, México. 77 p.
- Mann, K. H. 2000. Ecology of coastal waters with implications for management. Ed. Blackwell Science. 2da. Ed. 406 p.
- Manson, F.J., N. R. Loneragan, G. A. Skilleter y S. R. Phinn. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Ocean. Mar. Biol. Ann Rev.* 43:485–515.
- Matthews, B. y A. Mazumder. 2004. A critical evaluation of intrapopulation variation of $\delta^{13}\text{C}$ and isotopic evidence of individual specialization. *Oecologia.* 140(2):361–371
- McHugh, M., D. W. Sims, J. C. Partridge y M. J. Genner. 2011. A century later: Long-term change of an inshore temperate marine fish assemblage. *J. Sea Res.* 65:187–194.
- Mendoza, E., M. Castillo-Rivera, R. Zárate-Hernández y S. Ortiz-Burgos. 2009. Seasonal variations in the diversity, abundance, and composition of species in an estuarine fish community in the Tropical Eastern Pacific, Mexico. *Ichthyological Res.* 56(4):330–339.
- Mendoza, R., E. Amador, J. Llinas y J. Bustillos. 1984. Inventario de las áreas de manglar en la Ensenada de Aripes, B. C. S. En: Memorias de la primera reunión sobre ciencia y sociedad: Presente y futuro de la Ensenada de La Paz. UABCS-Gobierno del Estado de Baja California Sur, La Paz, México. 43–52 p.
- Mendoza, S. R., Fuentes, H. y Espinosa, M. 1984. Avances del estudio de avifauna marina de los manglares: Balandra, Enfermería y Zacatecas, de la Bahía de la Paz, B. C. S., México. Informe General de Labores CIB. La Paz, B.C.S. 40-51 p
- Mendoza-Salgado, R. A. 1983. Identificación, distribución y densidad de la avifauna marina en los manglares: Puerto Balandra, Enfermería y Zacatecas en la Bahía de

- La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura, UABCS., La Paz, Baja California Sur, México. 55 p.
- Mendoza-Salgado, R. A., C. H. Lechuga-Devéze, E. Amador y S. Pedrín-Avilés. 2011. La calidad ambiental de manglares de Baja California Sur. En: Félix-Pico, E. F., E. Serviere-Zaragoza, R. Riosmena-Rodríguez y J. L. León de La Luz JL (Eds.) Los manglares de la Península de Baja California. CICIMAR-CIBNOR-UABCS, La Paz, Baja California Sur, México. 9–26 p.
- Miller, J. M., L. B. Crowder y M. L. Moser. 1986. Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: an evolutionary perspective. En: Rankin, M. A. (Ed). Migration: mechanisms and adaptive significance. Univ. Texas contribution in Marine Sci. supp. 27:338-352.
- Moreno-Sánchez, X. G., S. E. Lluch-Cota, L. Hernández-Olalde, F. J. López Rasgado y L. A. Abitia-Cárdenas. 2012. Weight-length relationships of mangrove fishes from Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico. *J. Appl. Ichthyol.* 28(4):671-672.
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton y R. M. Woodfin. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature.* 368:734–737.
- Nagelkerken, I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? *Bull. Mar. Sci.* 80(3):595–60.
- Nagelkerken, I. y G. van der Velde. 2004a. Are Caribbean mangroves important feeding grounds for juvenile reef fish from adjacent seagrass beds? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 274:143–151.
- Nagelkerken, I. y G. van der Velde. 2004b. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean island. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 274:153–159.
- Nagelkerken, I., C. M. Roberts, G. van der Velde, M. Dorenbosch, M. C. van Riel, E. Cocheret de la Morinière y P. H. Nienhuis. 2002. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 244: 299–305.

- Nagelkerken, I., G. van der Velde, W. C. E. P. Verberk y M. Dorenbosch. 2006. Segregation along multiple resource axes in a tropical seagrass fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 308:79-89.
- Nagelkerken, I., S. J. M. Blaber, S. Bouillon, P. Green, M. Haywood, L. G. Kirton, J. O. Meynecke, J. Pawlik, H. M. Penrose, A. Sasekumar y P. J. Somerfield. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aqua. Bot.* 89:155–185.
- Nagelkerken, I., S. Kleijnen, T. Klop, R. A. C. J. van den Brand, E. Cocheret de la Morinière y G. van der Velde. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214:225–235.
- Naylor, R. L., R. J. Goldberg, J. H. Primavera, N. Kautsky, M. C. M. Beveridge J. Clay, C. Folke, J. Lubchenco, H. Moony y M. Troell. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature.* 405:1017–1024.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdés, C. De Young, L. Fonseca y G. Grimsditch. 2009. Blue Carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme, 78 p. GRID-Arendal, www.grida.no.
- Nelson, J. S., E. J. Crossman, H. Espinoza-Pérez, L. T. Findley, C. R. Gilbert, R. N. Lea, y J. D. Williams. 2004. Common and scientific names of fishes from the United States, Canada, and Mexico. American Fisheries Society, Special Publication 29, Bethesda, Maryland. 386 p.
- O’Connell, M. T., R. C. Cashner y C. S. Schieble. 2004. Fish assemblage stability over fifty years in the Lake Pontchartrain estuary; comparisons among habitats using canonical correspondence analysis. *Estuaries.* 27(5):807–817.
- Padilla-Arredondo, G., E. Díaz-Rivera y P. Pedrín-Avilés. 1984. Transgresión holocénica en la laguna costera Enfermería de la Bahía de la Paz, B.C.S., México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limn. Un. Aut. Nal. Mex.* 12(1):47–58.

- Palacios-Salgado, D. S., A. Ramírez-Valdez, y G. Ruiz-Campos. 2011. First record and establishment of an exotic molly (*Poecilia butleri*) in the Baja California Peninsula, Mexico. *California Fish and Game*. 97(2):98-103.
- Paperno, R. y R. B. Brodie. 2004. Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian River Lagoon, Florida. *Est. Coastal Shelf Sci*. 61:229–241.
- Petchey, O. L., A. Hector y K. J. Gaston. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology*. 85(3):847-857
- Peterson y Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst*. 8:293-320.
- Pielou E. C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley interscience. Nueva York, 165 p.
- Pinnegar, J. K. y N. V. C. Polinin. 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for study of trophic interactions. *Functional Ecology* 13: 225-231.
- Poizat, G., E. Rosecchi, P. Chauvelon, P. Contournet y A. J. Crivelli. 2004. Long-term fish and macro-crustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Est. Coastal Shelf Sci*. 59:615–624.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods and, assumptions. *Ecology*. 83(3):703-718.
- Potter, I. C., D. J. Bird, P. N. Claridge, K. R. Clarke, G. A. Hyndes y L. C. Newton. 2001. Fish fauna of the Severn Estuary. Are there long-term changes in abundance and species composition and are the recruitment patterns of the main marine species correlated? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 258:15–37.
- Ramírez-García, P. y A. Lot. 1994. La distribución del manglar y “los pastos marinos” en el Golfo de California, México. *Anales Inst. Bio., Ser. Bot*. 65:63-72.
- Ramos-Lozano, L. J. 2010. Aspectos ecológicos y biológicos de la familia Gerreidae (Teleostei: Percoide) en el estero El Conchalito, La Paz, B. C. S., México. Tesis maestría. CICIMAR-IPN, México, 114 p.
- Ras-Guzmán, A. y L. Huidobro. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of Mexico. *J. Fish Biol*. 61 (Suppl A):182–195.

- Rodelli, M. R., J. N. Gearing, P. J. Gearing, N. Marshall y A. Sasekumar. 1984. Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia* 61:326–333.
- Rypel, A. L. y C. A. Layman. 2008. Degree of aquatic ecosystem fragmentation predicts population characteristics of gray snapper (*Lutjanus griseus*) in Caribbean tidal creeks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65:335–339.
- Rzedowski J. 1983. *Vegetación de México*. Limusa. México. 504 p.
- Santamaría-Gallegos, N. A., G. D. Danemann y E. Ezcurra. 2011. Conservación y manejo de los manglares de la península de Baja California. En: Félix-Pico, E. F., E. Serviere-Zaragoza, R. Riosmena-Rodríguez y J. L. León de La Luz (Eds.) *Los manglares de la Península de Baja California*. CICIMAR-CIBNOR-UABCS, La Paz, Baja California Sur, México. 9–26 p.
- SEDESOL. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994. Que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial y que establece especificaciones para su protección. *Diario Oficial de la Federación* (16 de mayo de 1994).
- SEMARNAP. 1999. Norma Oficial de Emergencia NOM-EM-001-RECNAT-1999. Que establece las especificaciones para la preservación, conservación y restauración del manglar. *Diario Oficial de la Federación* (16 de agosto de 1999).
- SEMARNAP. 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994. Que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial y que establece especificaciones para su protección. *Diario Oficial de la Federación* (22 de marzo del 2000).
- SEMARNAT. 2002. NOM-059-SEMARNAT-2001. Norma oficial mexicana que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial y que establece especificaciones para su protección. *Diario Oficial de la Federación*, miércoles 6 de marzo de 2002, segunda sección: 1–78 p.

- Sheaves, M. y B. Molony. 2000. Short-circuit in the mangrove food chain. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 199:97-109
- Sheridan, P. y C. Hays. 2003. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods. *Wetlands.* 23(2):449–458.
- Shimatani, K. 2001. On the measurement of species diversity incorporating species differences. *Oikos.* 93:135–147.
- Shoeninger, M. J. y M. J. DeNiro. 1984. Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. *Geochim. et Cosmochim. Acta.* 48: 625-639.
- Sogard, S. M. 1992. Variability in growth rates of juvenile fishes in different estuarine habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 85:35-53.
- Sokal, R. R., y F. J. Rohlf. 1997. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* W. H. Freeman Press, San Francisco, EUA. 776 p.
- Staglicic, N., S. Matic-Skoko, A. Pallaoro, R. Grgicevic, M. Kraljevic, P. Tutman, B. Dragicevic y J. Dulci. 2011. Long-term trends in the structure of eastern Adriatic littoral fish assemblages: Consequences for fisheries management. *Est. Coastal Shelf Sci.* 94:263–271.
- Taylor, D. S., E. A. Reyier, W. P. Davis y C. C. McIvor. 2007. Mangrove removal in the Belize cays: effects on mangrove-associated fish assemblages in the intertidal and subtidal. *Bull. Mar. Sci.* 80(3):879–890.
- Thomson, D. A., L. T. Findley y A. N. Kerstitch. 2000. *Reef fishes of the Sea of Cortez.* University of Texas Press., 353 p.
- Tian, Y., H. Kidokoro y T. Watanabe. 2006. Long-term changes in the fish community structure from the Tsushima warm current region of the Japan/East Sea with an emphasis on the impacts of fishing and climate regime shift over the last four decades. *Prog. Oceanogr.* 68:217–237.
- Toole, C. L. 1980. Intertidal recruitment and feeding in relation to optimal utilization of nursery areas by juvenile English sole (*Parophrys vetulus*: Pleuronectidae). *Environ. Biol. Fish.* 5:383-390.

- Tovilla, C. H. 1994. Mangles. En: De la Lanza, G. y Cáceres M. (Eds.) *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. U. A. B. C. S. México. 371-423 p.
- Trejo, D.S. y E. Mayoral. 1984. Estudio de calidad físico-química y bacteriológica del agua y almeja Catarina *Argopecten circularis* en la Ensenada de la Paz, B. C. S. En: *Memoria de la I reunión sobre ciencia y sociedad: Presente y futuro de la Ensenada de la Paz*. UABCS-Gobierno del Estado de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, pp 31–42.
- Valentine-Rose L., A. L. Rypel y C. A. Layman. 2011. Community secondary production as a measure of ecosystem function: A case study with aquatic ecosystem fragmentation. *Bull. Mar. Sci.* 87(4):913–937.
- Valentine-Rose, L., C. A. Layman, D. A. Arrington y A. L. Rypel. 2007. Habitat fragmentation decreases fish secondary production in Bahamian tidal creeks. *Bull. Mar. Sci.* 80:863–877.
- Varanasi, U. 1992. Chemical contaminants and their effects on living marine resources. *Marine recreational fisheries 14. Stemming the tide of coastal fish habitat loss*. National Coalition for Marine Conservation. 59-70 p.
- Varnell. L. M. y K. J. Havens. 1995. A comparison of dimension-adjusted catch data methods for assessment of fish and crab abundance in intertidal salt marshes. *Estuaries*. 18(2):319–325.
- Warburton K. 1978. Community structure, abundance and diversity of fish in a mexican coastal lagoon system. *Est. Coastal Mar. Sci.* 7:497–519.
- Warwick, R. M. y K. R. Clark. 1998. Taxonomic Distinctness and Environmental Assessment. *J. Appl. Ecol.* 35(4):532–543.
- Whitmore, R.C., R.C. Brusca, J.L. León de la Luz, P. González-Zamorano, R. Mendoza-Salgado, E.S. Amador-Silva, G. Holguin, F. Galván-Magaña, P.A. Hastings, J.E. Cartron, R.S. Felger, J.A. Seminoff y C.C. Mdivor. 2005. The ecological importance of mangroves in Baja California Sur: conservation implications for an endangered ecosystem. En: Cartron, J.E., G. Ceballos y R.S. Felger (Eds.) *Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern México*. Oxford University Press, Inc. 298–333 p.

- Yáñez-Arancibia, A. 1986. Ecología de la zona costera. Análisis de siete tópicos. AGT Editor. México. 189 p.
- Yáñez-Arancibia, A. y Nugent, R. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. An. Centro Cien. Mar Limnol. Univ. Nal. Auton. México. 4:107–117.
- Yáñez-Arancibia, A., L. D. Zarate, J. L. Rojas-Galaviz, y Z. G. Villalobos. 1994. Estudio de declaratoria como Área Ecológica de Protección de Flora y Fauna Silvestre de la Laguna de Términos, Campeche, Mex. En: Suman D. (Editor) El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: Su manejo y conservación. Miami, Florida. 152–159 p.
- Young, G. C., I. C. Potter, G. A. Hyndes y S. de Lestang. 1997. The ichthyofauna of an intermittently open estuary: implications of bar breaching and low salinities on faunal composition. Est. Coastal Shelf Sci. 45:53–68.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey. 663 p.

Anexo 1. Elenco sistemático de las especies observadas.

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
Chordata	Chondrichthyes	Myliobatiformes	Urolophidae	<i>Urobatis</i>	<i>Urobatis halleri</i> (Cooper, 1863)
	Actinopterygii	Albuliformes	Albulidae	<i>Albula</i>	<i>Albula esuncula</i> Garma, 1889
		Anguilliformes	Opichthidae	<i>Myrichthys</i>	<i>Myrichthys tigrinus</i> Girard, 1859
		Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus</i>	<i>Synodus scituliceps</i> Jordan y Gilbert, 1882
					<i>Synodus sechurae</i> Hildebrand, 1946
		Beloniformes	Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus</i>	<i>Hyporhamphus naos</i> Banford y Collette, 2001
					<i>Hyporhamphus rosae</i> (Jordan y Gilbert, 1880)
		Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoa</i>	<i>Anchoa ischana</i> (Jordan y Gilbert, 1882)
					<i>Anchoa nasus</i> (Kner y Steindachner, 1867)
					<i>Anchoa</i> sp.
			Clupeidae	<i>Etrumeus</i>	<i>Etrumeus teres</i> (DeKay, 1842)
				<i>Harengula</i>	<i>Harengula thrissina</i> (Jordan y Gilbert, 1882)
				<i>Lile</i>	<i>Lile nigrofasciata</i> Castro-Aguirre, Ruiz-Campos y Balart 2002
					<i>Lile stoliifera</i> (Jordan y Gilbert, 1882)
				<i>Opisthonema</i>	<i>Opisthonema libertate</i> Günther, 1867
					<i>Opisthonema medirastre</i> Berry y Barrett, 1963
		Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia</i>	<i>Poecilia butleri</i> Jordan, 1889
		Elopiiformes	Elopidae	<i>Elops</i>	<i>Elops affinis</i> Regan, 1909
		Gasterosteiformes	Fistularidae	<i>Fistularia</i>	<i>Fistularia corneta</i> Gilbert y Starks, 1904
			Syngathidae	<i>Hippocampus</i>	<i>Hippocampus ingens</i> Girard, 1858
			Syngnathidae	<i>Syngnathus</i>	<i>Syngnathus auliscus</i> (Swain, 1882)
		Gonorynchiformes	Chanidae	<i>Chanos</i>	<i>Chanos chanos</i> (Forsskål, 1775)
		Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758
					<i>Mugil curema</i> Valenciennes en Valenciennes y Cuvier, 1836
		Perciformes	Carangidae	<i>Caranx</i>	<i>Caranx caninus</i> Günther, 1867
					<i>Caranx sexfasciatus</i> Quoy y Gaimard, 1825
				<i>Oligoplites</i>	<i>Oligoplites altus</i> (Günther, 1868)
					<i>Oligoplites refulgens</i> Gilbert y Starks, 1904
					<i>Oligoplites saurus</i> Bloch y Schneider, 1801
			Centropomidae	<i>Centropomus</i>	<i>Centropomus nigrescens</i> Günther, 1864
					<i>Centropomus viridis</i> Lockington, 1877
			Eleotridae	<i>Erotelis</i>	<i>Dormitator latifrons</i> Richardson, 1844
				<i>Dormitator</i>	<i>Erotelis armiger</i> Jordan y Richardson, 1895
			Gerreidae	<i>Diapterus</i>	<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage, 1879)
				<i>Eucinostomus</i>	<i>Eucinostomus currani</i> Zahuranec en Yáñez-Arancibia, 1980

Anexo I.

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
					<i>Eucinostomus dowii</i> (Gill, 1863)
					<i>Eucinostomus entomelas</i> Zahuranc en Yáñez-Arancibia, 1980
					<i>Eucinostomus gracilis</i> (Gill, 1862)
					<i>Eucinostomus</i> sp.
				<i>Eugerres</i>	<i>Eugerres axillaris</i> (Günther, 1864)
					<i>Eugerres lineatus</i> (Humboldt, 1821)
				<i>Gerres</i>	<i>Gerres simillimus</i> Reagan, 1907
			Gobiidae	<i>Bathygobius</i>	<i>Bathygobius ramosus</i> Ginsburg, 1947
				<i>Ctenogobius</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i> (Günther, 1861)
				<i>Gobiosoma</i>	<i>Gobiosoma chiquita</i> (Jenkins y Evermann, 1889)
				<i>Quietula</i>	<i>Quietula y-cauda</i> (Jenkins y Evermann, 1889)
				<i>Conodon</i>	<i>Conodon serrifer</i> Jordan y Gilbert, 1882
			Haemulidae	<i>Haemulon</i>	<i>Haemulon flaviguttatum</i> Gill, 1862
					<i>Haemulon maculicauda</i> (Gill, 1862)
					<i>Haemulon scudderii</i> Gill, 1862
					<i>Haemulon sexfasciatum</i> Gill, 1862
					<i>Haemulon steindachneri</i> Jordan y Gilbert, 1882
				<i>Haemulopsis</i>	<i>Haemulopsis axillaris</i> (Steindachner, 1869)
					<i>Haemulopsis leuciscus</i> (Günther, 1864)
				<i>Microlepidotus</i>	<i>Microlepidotus inornatus</i> Gill, 1862
				<i>Orthopristis</i>	<i>Orthopristis chalcus</i> (Günther, 1864)
					<i>Orthopristis reddingi</i> Jordan y Richardson en Jordan, 1895
				<i>Pomadasy</i>	<i>Pomadasy branickii</i> (Steindachner, 1879)
					<i>Pomadasy macracanthus</i> (Günther, 1864)
					<i>Pomadasy panamensis</i> (Steindachner, 1876)
				<i>Xenichthys</i>	<i>Xenichthys xanti</i> (Gill, 1863)
	Kyphosidae			<i>Kyphosus</i>	<i>Kyphosus analogus</i> (Gill, 1862)
	Labrisomidae			<i>Exerpes</i>	<i>Exerpes asper</i> (Jenkins y Evermann, 1889)
				<i>Paraclinus</i>	<i>Paraclinus mexicanus</i> (Gilbert, 1904)
	Lutjanidae			<i>Hoplopagrus</i>	<i>Hoplopagrus guentherii</i> Gill, 1862
				<i>Lutjanus</i>	<i>Lutjanus aratus</i> (Günther, 1864)
					<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869)
					<i>Lutjanus colorado</i> Jordan Gilbert, 1882
					<i>Lutjanus novemfasciatus</i> Gill, 1862
					<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> (Gill, 1863)
			Mullidae	<i>Pseudupeneus</i>	

Anexo I.

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
			Paralichthyidae	<i>Citharichthys</i>	<i>Citharichthys gilberti</i> Jenkins y Evermann, 1889
				<i>Etropus</i>	<i>Etropus crossotus</i> Jordan y Gilbert, 1882
			Polynemidae	<i>Polydactylus</i>	<i>Polydactylus approximans</i> (Lay y Bennett, 1839)
			Scaridae	<i>Scarus</i>	<i>Scarus ghobban</i> Forsskål, 1775
			Sciaenidae	<i>Bairdiella</i>	<i>Bairdiella icistia</i> (Jordan y Gilbert, 1882)
				<i>Cynoscion</i>	<i>Cynoscion phoxocephalus</i> Jordan y Gilbert, 1882
					<i>Cynoscion xanthulus</i> Jordan y Gilbert, 1882
				<i>Elattarchus</i>	<i>Elattarchus archidium</i> Jordan y Gilbert, 1882
				<i>Umbrina</i>	<i>Umbrina wintersteeni</i> Walker y Radford, 1992
			Serranidae	<i>Paralabrax</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> Steindachner, 1868
			Diodontidae	<i>Diodon</i>	<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758
					<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758
			Tetraodontidae	<i>Sphoeroides</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i> Jenyns, 1842
					<i>Sphoeroides lobatus</i> Steindachner, 1870

Anexo 2. Uso de la ecología isotópica

Los isótopos son átomos de un mismo elemento que en lugar de tener el mismo número de protones y neutrones en el núcleo, tiene un número distinto de neutrones (Fry, 2006). Cuando un individuo consume recursos del ambiente, los isótopos estables son asimilados en sus tejidos de acuerdo a la proporción en que se hallan en el mismo, aunque con cierta diferencia debida a distintos procesos metabólicos. Esta diferencia se conoce como fraccionamiento isotópico y puede variar entre especies, tejidos y en distintas condiciones ambientales (Hobson, 1993).

Mientras que los isótopos ligeros adquiridos vía alimentación son eliminados rápidamente de los tejidos vía respiración y excreción, los isótopos pesados son retenidos en los tejidos del consumidor, lo que causa una acumulación de éstos en los tejidos de los consumidores. De esta forma, todos los individuos de una especie que comparten un ambiente con características isotópicas comunes, presentarán en sus tejidos una composición isotópica similar (Dowdall *et al.*, 2006). Al proceso de acumulación de isótopos pesados a través de los distintos niveles tróficos se le denomina enriquecimiento. Este fenómeno le confiere a ciertos isótopos la propiedad de servir como marcadores naturales que pueden ser usados para conocer el origen y destino de ciertos elementos conforme circulan en los ciclos biogeoquímicos. Como marcadores, también se pueden utilizar para elucidar las relaciones entre los individuos de una red trófica determinada.

Para entender la dinámica de la estructura de las redes alimenticias y de los ecosistemas, es esencial elucidar las relaciones tróficas. En el pasado, el nivel trófico se estudiaba con base en observaciones en campo o mediante el análisis del contenido estomacal en el laboratorio. Sin embargo, estos métodos tienen algunas desventajas, por ejemplo no proporcionan evidencias de lo que se observa es lo que se ha digerido o asimilado, y en algunos casos hay fallas en la identificación definitiva del material orgánico particulado.

Una herramienta utilizada para analizar el uso de hábitat y el nivel trófico se basa en el análisis de la abundancia relativa de los isótopos estables de carbono y nitrógeno en los tejidos de los peces. Ya que, los análisis de isótopos estables en tejidos del consumidor permiten conocer el origen del alimento asimilado y es una técnica que se utiliza cada vez

más como una eficaz herramienta ecológica para evaluar relaciones tróficas en una amplia variedad de ecosistemas (Peterson y Fry, 1987; Hobson, 1999).

Esta estrategia se basa en la premisa de que los peces que habitan zonas costeras y que forman parte de la cadena alimentaria cuya base es el fitoplancton, difieren en composición isotópica de aquellos cuya fuente de carbono son principalmente las plantas asociadas al sistema de manglar. Al reclutar a un hábitat diferente y al cambiar las fuentes de carbono predominantes y de nivel trófico al cual se alimenta, la composición isotópica de los tejidos cambiará gradualmente hasta llegar a un equilibrio con las nuevas fuentes de alimento (Fry y Arnold, 1982; Hesslein *et al.*, 1993). Diversos estudios indican que el equilibrio de los valores isotópicos pueden variar entre años, aún en el mismo año (Herzka *et al.*, 2001), por lo tanto, es posible que la composición isotópica de los tejidos suaves puedan servir como un trazador de la utilización de hábitat y caracterización del nivel trófico.

La fracción de isótopos de carbono de la fuente al consumidor es relativamente conservativa (0.5 a 1 ‰), de tal manera que la firma $\delta^{13}\text{C}$ de un individuo refleja la composición isotópica de la dieta y provee información de la fuente de carbono de la red alimenticia. El fraccionamiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de un consumidor con respecto a su alimento es aproximadamente 3-4‰, por lo cual el análisis de la composición isotópica de nitrógeno es útil en la estimación del nivel trófico de un consumidor (DeNiro y Epstein, 1981; Shoeninger y DeNiro, 1984; Post, 2002).

Anexo 3. Artículos