



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**ICTIOFAUNA COMO INDICADOR DE RECUPERACIÓN DE LAS
FUNCIONES ECOLÓGICAS EN UNA ZONA DE MANGLAR EN LA
RESERVA DE LA BIOSFERA SIAN KA'AN, QUINTANA ROO.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**
(Biología marina)

**PRESENTA:
HERNÁNDEZ MENDOZA LESLI CECILIA**

**TUTOR PRINCIPAL:
DR. DANIEL ARCEO CARRANZA**
FACULTAD DE CIENCIAS UMDI-SISAL UNAM

**COMITÉ TUTOR:
DR. XAVIER CHIAPPA CARRARA**
FACULTAD DE CIENCIAS UMDI-SISAL, ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS
SUPERIORES MÉRIDA, UNAM

DR. JOSÉ ADÁN CABALLERO VÁZQUEZ
CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN A.C.

DR. ENRIQUE NÚÑEZ LARA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL CARMEN

DR. LUIS H. ESCALERA VÁZQUEZ
UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO

SISAL, YUCATÁN, ENERO 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**ICTIOFAUNA COMO INDICADOR DE RECUPERACIÓN DE LAS
FUNCIONES ECOLÓGICAS EN UNA ZONA DE MANGLAR EN LA
RESERVA DE LA BIOSFERA SIAN KA'AN, QUINTANA ROO.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(Biología marina)

PRESENTA:
HERNÁNDEZ MENDOZA LESLI CECILIA

TUTOR PRINCIPAL:
DR. DANIEL ARCEO CARRANZA
FACULTAD DE CIENCIAS UMDI-SISAL UNAM
COMITÉ TUTOR:
DR. XAVIER CHIAPPA CARRARA
FACULTAD DE CIENCIAS UMDI-SISAL, ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS
SUPERIORES UNIDAD MÉRIDA, UNAM
DR. JOSÉ ADÁN CABALLERO VÁZQUEZ
CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN A.C.
DR. ENRIQUE NÚÑEZ LARA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL CARMEN
DR. LUIS H. ESCALERA VÁZQUEZ
UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO

SISAL, YUCATÁN, ENERO, 2020.

La presente tesis se realizó bajo el marco del Proyecto "Restauración de servicios ambientales en manglares restaurados de la costa Norte de Yucatán" Financiado por el Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación tecnológica (PAPIIT-UNAM) número IN216219. El grupo de trabajo forma parte de la Red para el Conocimiento de los Recursos Costeros del Sureste (RECORECOS).

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por la contribución a mi crecimiento académico.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para la realización de mis estudios de posgrado.

A mi director de Tesis el Dr. Daniel Arceo Carranza por toda la paciencia, el tiempo dedicado y las enseñanzas.

A los miembros de mi comité tutor: Dr. Xavier Chiappa Carrara, Dr. José Adán Caballero Vázquez, Dr. Enrique Núñez Lara, Dr. Luis H. Escalera Vázquez a quienes agradezco enormemente la atención y comentarios para la elaboración de esta tesis.

Al M. en C. Johnny Omar Váldez Iuit por su apoyo logístico en la colecta de las muestras.

A la M. en C. Maribel Badillo Alemán por el apoyo logístico en laboratorio.

Al Biólogo Omar Ortíz Moreno, director de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an por las facilidades otorgadas para el trabajo de campo dentro de "El Playón", Sian Ka'an.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

A mi compañero, el Biólogo Marco Antonio Flores Rivero por su apoyo en la recolecta de muestras y procesamiento de estas.

A mi mamá Hermila y a hermanas Montse y Gaby, por todo el apoyo durante mi formación académica, por creer y confiar en mí, son mi mayor motivación, este logro es suyo.

A Dani, por estar a mi lado en cada paso de este camino, incluso en las largas noches de estudio, por no dejar que me rindiera cuando sentía que no podía e impulsarme para llegar al final, gracias por siempre.

A mis amigos Luis, Eloisa, Loe y Arturo, por todos los ratos agradables compartidos, consejos y palabras de aliento, haciendo el camino más llevadero.

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	4
2. ANTECEDENTES	6
3. JUSTIFICACIÓN	8
4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	9
5. OBJETIVOS	9
GENERAL.....	9
ESPECÍFICOS.....	9
6. MATERIALES Y MÉTODO	10
6.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	10
6.2 TRABAJO DE CAMPO.....	12
6.2.1 Muestras	12
6.2.2 Captura de organismos	13
6.2.3 Variables hidrológicas	15
6.3 TRABAJO DE LABORATORIO.....	15
6.3.1 Procesamiento de muestras.....	15
6.3.2 Análisis de contenido estomacal	15
6.4 TRABAJO DE GABINETE.....	16
6.4.1 Variables hidrológicas	16
6.4.2 Parámetros comunitarios.....	17
6.4.3 Relación especies-variables hidrológicas	20
6.4.4 Relaciones talla- peso.....	20
6.4.5 Factor de condición.....	21
6.4.5 Análisis de dietas.....	21
6.4.6 Comparación de las funciones entre zonas.....	22
7. RESULTADOS	24
7.1 VARIACIÓN PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS.....	24
7.1.1 Temperatura	24

7.1.2 <i>Oxígeno Disuelto</i>	24
7.1.3 <i>pH</i>	24
7.1.4 <i>STD</i>	24
7.1.5 <i>Profundidad</i>	26
7.1.6 <i>Salinidad</i>	26
7.2 ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD ÍCTICA.	29
7.2.1 <i>Análisis Presencia/ausencia</i>	29
7.3 CATEGORÍAS ECOLÓGICAS Y ESTADIO DE VIDA DE LAS ESPECIES ÍCTICAS	34
7.4 VARIACIÓN TEMPORAL DE LA COMUNIDAD ÍCTICA.	36
7.5 RELACIÓN VARIABLES HIDROLÓGICAS – COMUNIDAD ÍCTICA.....	38
.....	40
7.6 RELACIÓN TALLA- PESO Y FACTOR DE CONDICIÓN.....	41
7.8 ALIMENTACIÓN	45
7.8.1 <i>Gremios tróficos</i>	47
7.8.2 <i>Estrategia alimenticia</i>	47
7.9 COMPARACIÓN DE LAS FUNCIONES DE CRIANZA Y ALIMENTACIÓN.	51
8. DISCUSIÓN.....	54
8.2 EVALUACIÓN DE LA FUNCIÓN DE REFUGIO.	55
8.2.1 <i>Estructura de la comunidad</i>	55
8.2.2 <i>Categorías ecológicas y estadio de especies</i>	57
8.2.3 <i>Variación temporal</i>	58
8.2.4 <i>Relación variables hidrológicas – comunidad íctica</i>	59
8.3 EVALUACIÓN DE LA FUNCIÓN DE ALIMENTACIÓN.	60
8.3.1 <i>Factor de condición</i>	60
8.3.2 <i>Hábitos alimenticios</i>	60
8.4 COMPARACIÓN DE LAS FUNCIONES.....	62
9. CONCLUSIONES.....	63
10. BIBLIOGRAFÍA.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

- FIGURA 1.** UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA DE SIAN KA'AN, QUINTANA ROO. 11
- FIGURA 2.** ESTRUCTURA VEGETAL DE LA ZONA A) CONSERVADA Y B) RESTAURADA (AGOSTO DE 2017). 12
- FIGURA 3.** SITIOS DE MUESTREO. LAS MARCAS VERDES ES EL PUNTO DE MUESTREO EN LA ZONA DE REFERENCIA MIENTRAS, QUE LAS MARCAS ROJAS SON LOS SITIOS DENTRO DE LA ZONA RESTAURADA, SIENDO EL PRIMER PUNTO DE AMBOS SITIOS EL MÁS CERCANO AL MAR. 13
- FIGURA 4.** TRABAJO DE CAMPO. **A)** COLECTA DE ORGANISMOS **B)** MEDICIÓN DE LAS VARIABLES HIDROLÓGICAS **C)** CAPTURA DE PANTALLA DE UNO DE LOS VIDEOS CORRESPONDIENTE AL SITIO TRES DE LA ZONA CONSERVADA. 14
- FIGURA 5.** EXTRACCIÓN DEL ESTÓMAGO DE UN EJEMPLAR DE *MAYAHEROS UROPTHALMUS*. 16
- FIGURA 6.** MÉTODO GRÁFICO DE COSTELLO (1990) MODIFICADO POR AMUNDSEN *ET AL.*, 1996. CDF ES LA CONTRIBUCIÓN INTER-FENOTÍPICA A LA AMPLITUD DEL NICHOS (POCOS INDIVIDUOS CONSUMIENDO ALTAS PROPORCIONES DE UNA PRESA ESPECÍFICA) MIENTRAS QUE CEF ES LA CONTRIBUCIÓN INTRA - FENOTÍPICA A LA AMPLITUD DEL NICHOS (MUCHOS INDIVIDUOS CONSUMIENDO DIFERENTES PRESAS) 23
- FIGURA 7.** BOX PLOT DE LA VARIACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS A TRAVÉS DE LAS TEMPORADAS CLIMÁTICAS EN LA ZONA CONSERVADA. SE MUESTRA PRESENTA EL RESULTADO DE LA PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS Y SU VALOR DE SIGNIFICANCIA (P)..... 25
- FIGURA 8.** BOX PLOT DE LA VARIACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS A TRAVÉS DE LAS TEMPORADAS CLIMÁTICAS EN LA ZONA RESTAURADA. SE MUESTRA EL RESULTADO DE LA PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS Y SU VALOR DE SIGNIFICANCIA (P)..... 27
- FIGURA 9. A)** IMAGEN SATELITAL CON LA UBICACIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO DE LADO IZQUIERDO LOS SITIOS TRES Y CUATRO, LADO DERECHO SITIOS UNO Y DOS, LOS CUALES SE ENCUENTRAN CERCANOS A LA LAGUNA XAMACH. **B)** IMAGEN DEL PUNTO 3 (IZQUIERDA) Y DEL PUNTO 2 (DERECHA) EN LA ZONA CONSERVADA. **C)** IMAGEN DEL PUNTO 3 (IZQUIERDA) Y DEL PUNTO 2 (DERECHA) DE LA ZONA RESTAURADA..... 28
- FIGURA 10.** VARIACIÓN EN LA SALINIDAD EN LOS DIFERENTES SITIOS DE MUESTREO PARA AMBAS ZONAS DE ESTUDIO. LOS PUNTOS MUESTRAN LOS VALORES PROMEDIO, Y LAS LÍNEAS MARCAN LOS VALORES MÁXIMOS Y MÍNIMOS. 29

FIGURA 11. ÍNDICE DE DISTINCIÓN TAXONÓMICA DELTA+ (Δ^+) Y SU VARIACIÓN LAMBDA+ (Λ) EN LAS ZONAS DE ESTUDIO C =CONSERVADO Y R =RESTAURADO POR TEMPORADA S =SECAS, LL =LLUVIAS, N =NORTES. LAS LÍNEAS CONTINUAS INDICAN LOS LÍMITES INFERIOR Y SUPERIOR A UN 95% DE CONFIANZA MIENTRAS QUE LA LÍNEA DISCONTINUA REPRESENTA EL VALOR PROMEDIO.	31
FIGURA 12. ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES MÁS ABUNDANTES EN LA ZONA CONSERVADA.	33
FIGURA 13. ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES MÁS ABUNDANTES EN LA ZONA RESTAURADA.....	33
FIGURA 14. ABUNDANCIA RELATIVA DE ESPECIES POR CATEGORÍA ECOLÓGICA EN LAS ZONAS DE ESTUDIO. A) CONSERVADA Y B) RESTAURADA.	34
FIGURA 15. ABUNDANCIA RELATIVA DE ORGANISMOS JUVENILES EN LAS ZONAS CONSERVADO Y RESTAURADO.	36
FIGURA 16. VARIACIÓN DE LA ABUNDANCIA RELATIVA POR TEMPORADA CLIMÁTICA DE LA ICTIOFAUNA POR ZONAS DE ESTUDIO Y CATEGORÍAS ECOLÓGICAS.	38
FIGURA 17. ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA CANÓNICA (CCA) PARCIAL, LOS VECTORES REPRESENTAN LAS VARIABLES AMBIENTALES, MIENTRAS QUE LOS TRIÁNGULOS REPRESENTAN A LAS ESPECIES EN AMBAS ZONAS DE ESTUDIO, EL NOMBRE DE LAS ESPECIES SE ENCUENTRA ESCRITA EN CLAVE DONDE LA PRIMERA LETRA CORRESPONDE AL GÉNERO Y LAS SIGUIENTES TRES A LA ESPECIE EJ. SNOT= <i>STRONGYLURA NOTATA</i>	39
FIGURA 18. nMDS COMPARANDO LA COMUNIDAD ÍCTICA ENTRE LOS SITIOS DE MUESTREO EN LAS ZONAS DE ESTUDIO, SE UTILIZÓ LA MATRIZ DE SIMILITUD BASADO EN BRAY-CURTIS EN LOS DATOS DE ABUNDANCIA. C = ZONA CONSERVADA R = ZONA RESTAURADA.	40
FIGURA 19. RELACIÓN TALLA PESO DE LAS ESPECIES <i>A. STIPES</i> Y <i>E. GULA</i> . LADO IZQUIERDO ORGANISMOS ZONA CONSERVADA, LADO DERECHO ORGANISMOS DE LA ZONA RESTAURADA.....	42
FIGURA 20. RELACIÓN TALLA-PESO DE LAS ESPECIES <i>F. POLYOMMUS</i> , <i>G. YUCATANA</i> Y <i>G. CINEREUS</i> EN LA ZONA CONSERVADA (LADO IZQUIERDO) Y LA ZONA RESTAURADA (LADO DERECHO).	43
FIGURA 21. RELACIÓN TALLA-PESO DE LAS ESPECIES <i>L. GRISEUS</i> , <i>M. UROPTHALMUS</i> Y <i>P. MEXICANA</i> EN LA ZONA CONSERVADA (LADO IZQUIERDO) Y LA ZONA RESTAURADA (LADO DERECHO).	44
FIGURA 22. RELACIÓN TALLA-PESO DE LA ESPECIE <i>S. TESTUDINEUS</i> EN LA ZONA CONSERVADA (LADO IZQUIERDO) Y LA ZONA RESTAURADA (LADO DERECHO).....	45

FIGURA 23. ANÁLISIS DE ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL (nMDS) DE LA DIETA DE LAS ESPECIES <i>F. POLYOMMUS</i> Y <i>S. TESTUDINEUS</i> EN LAS ZONAS DE ESTUDIO (CONSERVADA Y RESTAURADA).....	46
FIGURA 24. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE COSTELLO DE LA ESTRATEGIA ALIMENTICIA DE LA ESPECIE <i>A. STIPES</i> EN LAS ZONAS DE ESTUDIO. CONSERVADA (IZQUIERDO) RESTAURADA (DERECHO).	47
FIGURA 25. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA ESTRATEGIA ALIMENTICIA DE LAS ESPECIES, <i>E. GULA</i> Y <i>G. YUCATANA</i> , LADO IZQUIERDO EN LA ZONA RESTAURADA, DERECHO CONSERVADA.	48
FIGURA 26. ESTRATEGIA ALIMENTICIA DE LAS ESPECIES <i>G. CINEREUS</i> , <i>L. GRISEUS</i> Y <i>M. UROPTHALMUS</i> EN LAS ZONAS RESTAURADA(IZQUIERDO) Y CONSERVADA (DERECHO).	50
FIGURA 27. ESTRATEGIA ALIMENTICIA DE LAS ESPECIES <i>S. TESTUDINEUS</i> Y <i>F. POLYOMMUS</i> EN LAS ZONAS DE ESTUDIO. LADO IZQUIERDO ZONA RESTAURADA Y LADO DERECHO ZONA CONSERVADA.	51
FIGURA 28. COMPARACIÓN DE LA RIQUEZA ENTRE LAS ZONAS DE ESTUDIO CON RESPECTO A LA COBERTURA DE LA MUESTRA (CHAO-JOST, 2012) Y NÚMERO DE MUESTRAS. SE MUESTRAN LOS LÍMITES DE CONFIANZA INFERIOR Y SUPERIOR PARA AMBAS ZONAS A UN 95% LOS NÚMEROS ENTRE PARÉNTESIS INDICAN LA INTERCEPCIÓN DE LOS EJES DONDE LA RIQUEZA FUE COMPARADA.	52
FIGURA 29. COMPARACIÓN DE LA DIVERSIDAD ÍCTICA DE LAS ESPECIES DULCEACUÍCOLAS Y MARINO-TRANSITORIAS DE LAS ZONAS CONSERVADA Y RESTAURADA CON RESPECTO A LA COBERTURA DE LA MUESTRA Y NÚMERO DE MUESTRAS. SE MUESTRAN LOS LÍMITES INFERIORES Y SUPERIORES PARA AMBAS COMUNIDADES Y LA INTERCEPCIÓN A LA CUAL LA DIVERSIDAD FUE COMPARADA.	53

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA I. FECHAS DE MUESTREO POR TEMPORADA CLIMÁTICA	12
TABLA II. NÚMERO DE ORGANISMOS ANALIZADOS POR SITIO Y POR ESPECIE.....	15
TABLA III. LISTADO DE ESPECIES Y CLASIFICACIÓN POR CATEGORÍA ECOLÓGICA. SE MUESTRA LA REFERENCIA UTILIZADA PARA CLASIFICAR A CADA ESPECIE.....	19

TABLA IV. LISTA DE ESPECIES REGISTRADAS EN LAS DOS ZONAS DE MUESTREO (CONSERVADO/RESTAURADO) AGRUPADAS POR FAMILIAS, SE INCLUYEN LAS ESPECIES REGISTRADAS CON AMBOS TIPOS DE MUESTREO (CAPTURA Y VISUAL).	30
TABLA V. ÍNDICES DE DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES ÍCTICAS EN LAS ZONAS CONSERVADA Y RESTAURADA.....	32
TABLA VI. NÚMERO DE ORGANISMOS POR ESPECIE, RANGO DE TALLAS (LONGITUD ESTÁNDAR) EN CM, CATEGORÍA ECOLÓGICA, TALLA DE PRIMERA MADUREZ Y TOTAL DE ORGANISMOS JUVENILES EN LAS ZONAS DE ESTUDIO.	35
TABLA VII. VALORES DE LA PRUEBA ANOSIM PARA LA COMUNIDAD ÍCTICA EN LAS ZONAS DE ESTUDIO.	37
TABLA VIII. VALORES DE LA PRUEBA ANOSIM APLICADO A LA SIMILITUD DE LA COMUNIDAD ÍCTICA ENTRE SITIOS DE MUESTREO, SE TOMARON EN CUENTA LOS SITIOS INDISTINTAMENTE DE LA ZONA A LA QUE PERTENECEN. LOS VALORES SIGNIFICATIVOS EN NEGRITAS.	40
TABLA IX. TIPO DE CRECIMIENTO POR ESPECIE EN LAS ZONAS DE ESTUDIO, SE MUESTRA EL VALOR CALCULADO DE LA RELACIÓN TALLA- PESO (B) EL ERROR ESTÁNDAR ASOCIADO (SE) LOS GRADOS DE LIBERTAD Y EL VALOR DE P. TAMBIÉN SE MUESTRA EL VALOR PROMEDIO DEL ÍNDICE DE FULTON RELATIVO (K) Y EL ERROR ESTÁNDAR ASOCIADO AL MISMO, LOS VALORES EN NEGRITAS PRESENTAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS ZONAS DE ESTUDIO.....	41
TABLA X. ÍNDICE DE IMPORTANCIA RELATIVA (%IIR) DE LAS PRESAS Y GREMIO TRÓFICO EN LAS ESPECIES ANALIZADAS.	49

Resumen

La pérdida de funciones ecológicas debido a perturbaciones antropogénicas en los ecosistemas de manglar ha llevado a nuevos esfuerzos de restauración ecológica, los cuales, raramente incluyen monitoreos biológicos posteriores a la restauración, aun cuando son importantes para establecer el éxito de los mismos. Debido a la alta producción primaria y a la complejidad estructural de sus raíces, los manglares sirven como zonas de refugio y alimentación para peces juveniles. El objetivo de esta tesis fue evaluar los parámetros comunitarios de la ictiofauna en dos zonas de manglar (Conservada/Restaurada) para comparar sus funciones ecológicas de alimentación y refugio. El estudio se llevó a cabo dentro de la Reserva de la Biosfera en Sian Ka'an, Quintana Roo en la zona conocida como "El Playón", donde la construcción de un camino fragmentó un bosque de manglar compuesto por *Rhizophora mangle* interrumpiendo el flujo hídrico hacia la zona sur, desde el año 2012 se han realizado esfuerzos para la restauración hidrológica y vegetal. Los peces se capturaron de manera bimestral, de agosto del 2017 a julio del 2018 en cuatro sitios encada área de estudio. Se implementó un método de colecta utilizando una atarraya y un método visual a través de videos de 15 minutos utilizando una cámara Go pro-Hero 3, además se midieron variables hidrológicas con un YSI modelo 556. Las especies se clasificaron en categorías ecológicas (Marino-transitorias, estuarinas y dulceacuícolas) y se identificó el estadio de los organismos a partir de la talla de primera madurez (juveniles o adultos) para evaluar la función de refugio. Para evaluar la función de alimentación, se calculó el factor de condición relativo de Fultón (k) además del análisis de contenido estomacal de las especies en común *Atherinomorus stipes*, *Eucinostomus gula*, *Floridichthys polyommus*, *Gambusia yucatanana*, *Gerres cinereus*, *Lutjanus griseus*, *Mayaheros urophthalmus* y *Sphoeroides testudineus* y a partir del índice de importancia relativa, se identificaron los gremios tróficos y estrategia alimenticia. Se identificaron 27 especies de 13 familias siendo Gerreidae la mejor representada con cinco especies y Poeciliidae la más abundante, la comunidad de la zona restaurada está mayormente compuesta por peces estuarinos representando el 75% de la abundancia mientras que el principal componente de la zona conservada son las especies marino-transitorias (50%), la ictiofauna se encuentra fuertemente influenciada por un gradiente salino en ambas zonas; se encontraron diferencias significativas en la dieta de una especie estuarina (*F. polyommus*) y una marina (*S. testudineus*) siendo más diversa y de mayor nivel trófico en la zona conservada, los resultados sugieren que la zona restaurada provee alimentación y refugio

para especies marinas migratorias, estuarinas y dulceacuícolas indicando que se encuentra en recuperación de sus funciones ecosistémicas.

Palabras clave: *Peces manglar, funciones ecológicas, restauración de manglar, ecología trófica.*

Abstract

The loss of ecological functions caused by anthropogenic disturbances has led to restoration efforts aimed to recovery the ecosystem's functions, these programs rarely include biological monitoring although they are important to stablish the success of restoration programs. Mangroves play an important role as nurseries for several fish species, mainly related to high levels of primary production and the spatial heterogeneity owing to the root complexity. The objective of the present study was to evaluate the structure and function of fish communities within two mangrove areas (restored/conserved) to compare their refuge and feeding functions for juvenile fishes. The study area, called "El Playón" located in the Biosfere Reserve of Sian Ka'an, Quintana Roo, was fragmented for a road construction changing water fluxes causing the dead of *Rhizophora mangle* trees and hypersalinization of soil and water, therefore, in order to recover the ecological functions, the area is in hydrological and forestry restoration process since 2012. Fish were collected bimonthly from August 2017 to July 2018 in four sites within each area using a cast net, due to heterogeneity structure of mangrove roots we also use underwater videocameras. Hydrological variables (*e.g.* water pH, salinity, dissolved oxygen concentrate and temperature) were also measured. To asses refuge function, fish species were grouped into three ecological categories (estuarine, marine and freshwater) and classified in adults or juveniles according to the first maturity length size , regarding feeding function the stomach content of common species were analyzed (*Atherinomorus stipes*, *Eucinostomus gula*, *Floridichthys polyommus*, *Gambusia yucatanana*, *Gerres cinereus*, *Lutjanus griseus*, *Mayaheros urophthalmus* y *Sphoeroides testudineus*) and through relative importance index were clasified by their feeding strategyand trophic guilds. A total of 1055 individuals of 15 species were obtained in the mangrove restored area, and 785 fishes belonging to 23 species were captured in the conserved mangrove site, estuarine fish species are the main component of the restored area (75%) while marine species were abundant in the

conserved area (50%). Analysis of stomach contents showed significant differences in the diet composition of the estuarine specie *Floridichthys polyommus* and the marine specie *Sphoeroides testudineus*. *F. polyommus* showed more prey species and a higher trophic level in conserved area; we also observed a salinity gradient that affects fish species distribution in both study areas. These findings suggest that shelter and feeding functions in the restored area are recovering for fish species.

Key words: *Mangrove fishes, ecological functions, Mangrove restoration, trophic ecology.*

1. Introducción

Los manglares son ecosistemas que proveen una gran cantidad de servicios ambientales, son sitios de refugio y anidación para diversas especies tanto terrestres como marinas, funcionan como almacenes de carbono y son sitios de transferencia de energía entre sistemas adyacentes, además proveen servicios a la sociedad, por ejemplo; mantienen la línea de costa, sirven de criadero de especies de peces y crustáceos de importancia comercial y amortiguan la entrada de viento y mareas (Odum *et al.*, 1982). A pesar de su importancia ecológica, la tala o remoción de manglares es común para la generación de actividades de tipo agrícolas, ganaderas, acuícolas y turísticas lo que resulta en la degradación de estos ecosistemas, se estima que se han perdido más de 3 millones de hectáreas de cobertura de manglar a nivel mundial, y específicamente en México se redujeron de 856,308 ha en 1981 hasta 775,555 ha en 2015 (CONABIO, 2017).

Con el fin de mitigar este daño en México, se han desarrollado diferentes programas de restauración por parte de instituciones federales y estatales, específicamente en la Península de Yucatán, la mayoría de estos programas se basan en la compensación ambiental y no en la recuperación del ecosistema vía pago por servicios ecosistémicos (Zaldívar *et al.*, 2010), en consecuencia, los indicadores de éxito de la restauración se relacionan principalmente con la respuesta de la cobertura y/o estructura vegetal, sin incluir a los indicadores del funcionamiento como medida del éxito de la restauración (Arceo-Carranza *et al.*, 2016).

Los indicadores ambientales deben de incluir características tanto estructurales (parámetros comunitarios) como funcionales (productividad, ciclo de nutrientes, metabolismo) que midan las actividades del ecosistema (productividad, ciclo de nutrientes, metabolismo) (Rombouts *et al.*, 2013). Por lo que se han propuesto diferentes grupos taxonómicos como indicadores ambientales en hábitats acuáticos, pero las comunidades de peces, macroinvertebrados, aves y plantas han sido mejor aceptados (Whitfield y Elliott, 2002).

En este sentido, las comunidades ícticas presentan ventajas sobre otros grupos de organismos indicadores, entre las que destacan: 1) están presentes en la mayoría de los sistemas acuáticos; 2) existe extensa información sobre la historia de vida de numerosas especies; 3) son relativamente fáciles de identificar; 4) abarcan diferentes niveles tróficos y su alimento incluye presas tanto acuáticas como terrestres (Whitfield y Elliott, 2002; Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas, 2004).

Según Amundsen y colaboradores (1996) el análisis de la dieta es importante en esta clase de estudios y es una de las formas más directas disponible para obtener información acerca de las relaciones alimenticias y por lo tanto de los niveles tróficos de las comunidades de peces, por otra parte, la biometría de los organismos permite establecer diferencias intra e interpoblacionales, detectando así los efectos ocasionados por variables ecológicas (Granado, 1996).

Las comunidades de peces han sido recomendadas por diferentes autores para la realización de monitoreos biológicos, Whitfield y Elliott (2002) realizaron un estudio sobre la ictiofauna como indicador ambiental en sistemas estuarinos, resaltando la importancia de los peces para el monitoreo de estos ecosistemas, Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas (2004) también recomiendan el uso de la fauna íctica cómo indicadora en sistemas acuáticos, tomando en cuenta parámetros comunitarios como la riqueza y abundancia de especies, así como la estructura trófica de la comunidad. Recientemente, los peces han sido utilizados como indicador del éxito de la restauración en zonas de manglar en la Península de Yucatán por Arceo-Carranza y colaboradores (2016), quienes determinaron que las funciones del ecosistema se están reestableciendo después del proceso de restauración.

Para evaluar las funciones ecosistémicas de un manglar en proceso de restauración, se debe comparar con un estado previo al proceso de restauración o bien, con un sitio conservado o de referencia. Por ello el objetivo general de la presente investigación es comparar la estructura de las comunidades ícticas entre un sitio en proceso de restauración y un sitio conservado para determinar a partir de los parámetros comunitarios y estructura trófica de la ictiofauna si el ecosistema cumple con sus funciones ecológicas de refugio y alimentación.

2. Antecedentes

La degradación de los manglares acompañada de un creciente conocimiento sobre su importancia ecológica ha resultado en nuevas estrategias de restauración las cuales se realizan principalmente mediante métodos de reforestación, restauración hidrológica o alguna combinación de ambos (Flores-Verdugo *et al.*, 2007), Sin embargo, pocas veces se contempla la evaluación de la recuperación del ecosistema a largo plazo (Bosire *et al.*, 2008).

Respecto a las investigaciones de restauración de zonas de manglar en el mundo, Ellison (2000) realizó una revisión bibliográfica para determinar si incluían tanto a la diversidad biológica como a los procesos ecológicos e identificó que uno de los objetivos principales de la restauración de manglares es la restauración de la comunidad vegetal sin considerar a la comunidad faunística, aun cuando es de gran importancia en la función de los ecosistemas de manglar (Nagelkerken *et al.*, 2008) y por lo tanto puede ser un indicador útil del estado de recuperación de las funciones ecosistémicas.

De acuerdo con Bosire y colaboradores (2008), algunos de los grupos faunísticos utilizados como indicadores del éxito de la restauración de los manglares son: los organismos epibiontes, epibénticos, infauna de sedimentos, peces y diferentes especies de camarones. Dentro de los trabajos que utilizan macrofauna para evaluar la restauración se puede citar a Al-Khayat y Jones (1999) quienes utilizaron a la familia sesarimidae para comparar una zona restaurada con una conservada, determinaron la abundancia y riqueza de estos organismos y concluyeron que estos atributos tenían valores mayores en la zona conservada.

Los peces también han sido utilizados para dicho fin. La relación entre este grupo faunístico y los manglares se encuentra bien documentada, desde los trabajos de Odum (1970) quién estudió la distribución y alimentación de los peces en etapas juveniles dentro de los manglares, hasta los trabajos de Laegdsgaard y Johnson (2001) quienes establecieron las dos hipótesis principales del porqué y como los peces juveniles usan estos hábitats. Lewis y Gilmore (2007) señalan que, si las acciones de rehabilitación del manglar fueron correctas, la estructura y diversidad de la comunidad íctica del manglar será comparable con los sitios de referencia en sólo cinco años.

Algunos trabajos que han comparado la comunidad de peces entre sitios restaurados y naturales incluyen al trabajo de Huxman y colaboradores (2004) en la Bahía Gazi, Kenya. En México, el uso

de peces como indicadores de restauración es poco valorado; sin embargo, recientemente Arceo-Carranza y colaboradores (2016) realizaron una comparación de la comunidad íctica en zonas de manglar con diferente tiempo de restauración dentro de la Península de Yucatán, Díaz-Álvarez (2017) utilizó a la comunidad de macroinvertebrados y a la comunidad íctica para determinar el grado de restauración de un manglar en Isla del Carmen, Campeche.

Aun cuando la restauración ecológica es un tema de importancia biológica, ecológica y social, actualmente no se cuenta con un índice o metodología estandarizada para definir el grado de restauración (Ruíz-Jaen y Aide, 2005). Uno de los trabajos con mayor aproximación para determinar el grado de restauración en un humedal, es el trabajo de Trexler y Goss (2009), quienes relacionaron la hidrología con la abundancia de las poblaciones de crustáceos y pequeños peces en los Everglades, estableciendo un sistema de “report cards” para informar si los objetivos propuestos de la restauración se estaban logrando.

En el caso del programa de restauración de manglar en “El playón” dentro de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an, Quintana Roo, se ha establecido un monitoreo basado principalmente en el crecimiento de la vegetación y en los parámetros hidrológicos; sin embargo, el equipo de trabajo recomienda el monitoreo de la comunidad de peces para establecer el éxito de la restauración ecológica (Herrera-Silveira *et al.*, 2014).

3. Justificación

Los manglares representan la zona de transición entre el ambiente terrestre y marino, por lo que están sujetos a perturbaciones tanto antropogénicas como naturales lo que ha llevado a una reducción de las áreas de distribución. La cobertura de manglar se ha reducido debido a la modificación modificando del uso del suelo para abrir paso a actividades turísticas, asentamientos humanos, pesquerías o construcción de carreteras; esto se debe en gran medida a la falta de información y poco entendimiento sobre su importancia tanto ecológica como antropogénica.

En años recientes, se han llevado a cabo alrededor del mundo programas de recuperación de estos ecosistemas, basándose principalmente en la reforestación; sin tomar en cuenta factores de importancia como su hidrología, microtopografía y composición de sedimentos. Por ello, algunos de los programas no han tenido un resultado positivo.

Además de los problemas en la metodología empleada, los programas de restauración raramente incluyen monitoreos biológicos que determinen el éxito en la restauración, debido entre otros factores, a los escasos recursos y al poco tiempo empleados en los programas de restauración. Es de suma importancia contar con un indicador de restauración del ecosistema que (1) sea fácil de medir (2) requiera poco tiempo para su determinación (3) informe de manera puntual el estado actual del sistema.

Los peces son considerados como buenos indicadores del estado de los ecosistemas acuáticos, debido a que poseen características morfológicas bien documentadas, interacciones con el ambiente tanto terrestre como costero y además ocupan a los ecosistemas de manglar de acuerdo a sus ciclos de vida; es decir, migran de ambientes marinos o dulceacuícolas para realizar funciones de desove, desarrollo y alimentación lo que hace a este grupo faunístico ideal para determinar si las funciones ecosistémicas del manglar se han restablecido exitosamente. Para poder determinar el grado de restauración, es necesario conocer los valores de referencia los cuales pueden obtenerse de manera histórica (valores previos a la perturbación) o utilizando un sitio con condiciones similares a las que presentaba el sistema antes de sufrir la perturbación. Es por esto, que el presente trabajo se basará en la comparación de la comunidad íctica entre una zona sometida a un proceso de restauración y una de referencia, conformando así una primera aproximación para determinar si las funciones ecosistémicas del manglar se encuentran en recuperación.

4. Preguntas de investigación

¿Es la comunidad íctica de una zona de manglar sometida a un proceso de restauración estructural y funcionalmente comparable con la comunidad íctica de una zona de manglar de referencia?

¿El proceso de restauración ayudo al restablecimiento de las funciones ecosistémicas de crianza y alimentación a la comunidad íctica?

5. Objetivos

General

- Evaluar los parámetros comunitarios de la ictiofauna de una zona de manglar en proceso de restauración y una zona conservada para comparar sus funciones ecológicas (alimentación y crianza).

Específicos

- Caracterizar la hidrología de dos zonas de manglar (restaurada y conservada) en la Reserva de Sian Ka'an.
- Comparar la composición y estructura de la comunidad íctica de las zonas de estudio.
- Establecer la relación de las variables hidrológicas con la distribución espacio-temporal de la comunidad íctica.
- Analizar y comparar la dieta de las especies de peces entre la zona en restauración y de referencia.
- Identificar la función de alimentación o crianza del manglar a la comunidad íctica.

6. Materiales y método

6.1 Descripción del área de estudio

La reserva de Sian Ka'an se ubica al este del estado de Quintana Roo, en la porción oriental de la Península de Yucatán, en los municipios de Tulum, Felipe Carrillo Puerto y Othón Pompeyo Blanco. La región está comprendida dentro de la zona ciclónica tropical del Caribe y los vientos dominantes tienen una dirección este-sureste. De acuerdo con la clasificación de Köpen modificado por Enriqueta García (1973) la zona presenta un clima Aw, cálido subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media mensual es de a 22°C y la media anual es de 26.5°C con una precipitación media anual de 128 mm. Tiene una superficie total de 652 mil ha, de las cuales 116 mil ha pertenecen a la zona conocida como el Playón (19°49'12.16"N, 87°29'29.22"O). Se ubica en la franja costera que colinda con la Laguna Xamach, esta zona se caracteriza por presentar una alteración en la estructura vegetal al lado sur del camino, donde la comunidad vegetal dominada por el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) ha sido severamente impactada debido a la construcción de un camino que une al sitio con el poblado Felipe Carrillo hace aproximadamente 40 años, lo que resultó en una modificación del flujo hidrológico y la conectividad del sitio. Esta estructura dividió en dos la microcuenca e impide el flujo de agua de norte a sur afectando gradualmente a la zona (CONANP, 2014). La zona afectada presentaba hipersalinidad en el agua intersticial resultando en la muerte de árboles de *R.mangle*, que componían la comunidad vegetal de la zona (Herrera-Silveira *et al.*, 2014).

En el año 2005, se llevó a cabo un proyecto para restaurar la zona de manglar llamado "Restauración del Manglar chaparro en el Playón de la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an construyendo tarquinas y reforestando con mangle rojo, sin embargo, el proyecto no fue exitoso teniendo después de 5 años resultados negativos.

A partir del año 2009 el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV) realizó una caracterización de la estructura del manglar del lado norte del camino (no afectado) la cual presentaba una densidad de árboles de más de 14,000 individuos por hectárea dominada 100% por *Rhizophora mangle* y una salinidad intersticial de 40 g/kg contrastando con el lado sur del camino donde la salinidad presentó valores de 120 y 130 g/kg (Herrera-Silveira *et al.*, 2014). Este nuevo esfuerzo por recuperar la zona se basó en técnicas que toman en cuenta los patrones y flujos hidrológicos relacionados con la microtopografía para así establecer sitios donde se construyeron pasos de agua (alcantarillas) que conectan la zona conservada con la zona de mangle muerto lo que

conllevaría a una restauración hidrológica de la zona. Además, se reforestó con la especie *Rhizophora mangle* (Herrera-Silveira *et al.*, 2015).

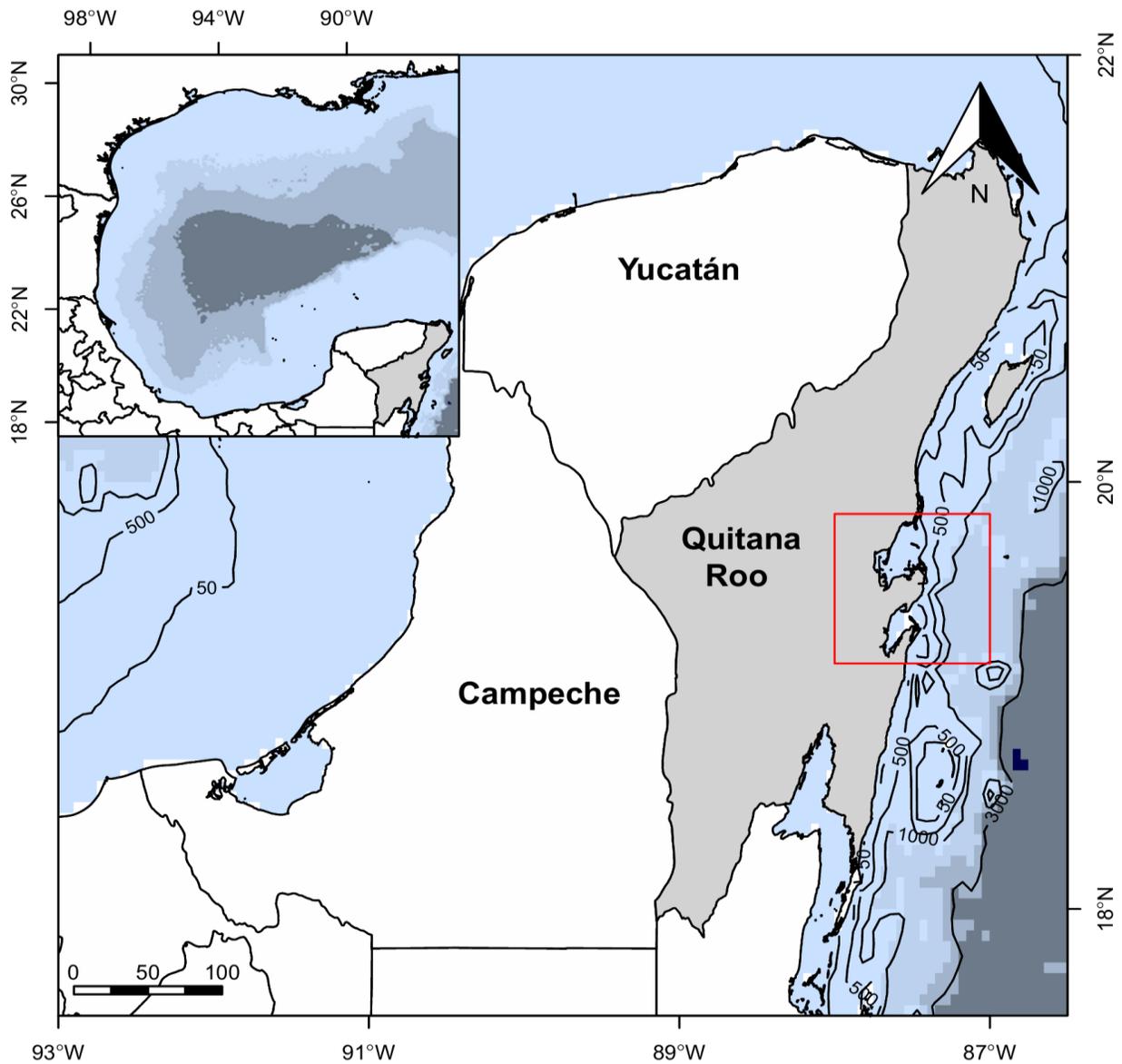


Figura 1. Ubicación geográfica de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, Quintana Roo.

Actualmente se puede observar el contraste en la densidad vegetal entre las zonas de restauración y conservada (figura 2).



Figura 2. Estructura vegetal de la zona **A)** conservada y **B)** restaurada (agosto de 2017).

6.2 Trabajo de campo

6.2.1 Muestreos

Se realizaron seis colectas bimestrales en ocho sitios de la zona conocida como “El Playón” en la reserva de la Biosfera Sian Ka’an, cuatro sitios en la zona de restauración y cuatro en canales naturales con manglar en buen estado de conservación (Zona Conservada) por lo cual fueron considerados como sitios de referencia. Con el fin de conocer la variabilidad natural en los valores de las propiedades fisicoquímicas del agua y de la comunidad íctica, se realizaron 2 muestreos por temporada climática a lo largo de un año de acuerdo con el calendario de la **tabla I**.

Tabla I. Fechas de muestreo por temporada climática

Temporada climática	Mes	año
Lluvias	Agosto	2017
	Julio	2018
Nortes	Noviembre	2017
	Enero	2018
Secas	Marzo	2018
	Mayo	2018



Figura 3. Sitios de muestreo. Las marcas verdes es el punto de muestreo en la zona de referencia mientras, que las marcas rojas son los sitios dentro de la zona restaurada, siendo el primer punto de ambos sitios el más cercano al mar.

Los sitios de muestreo se ubican de manera transversal a la carretera, a la altura de los pasos de agua cuidando que para cada punto en la zona restaurada exista un punto de muestreo a la misma altura en la zona de referencia, y así, los resultados puedan ser comparables. La figura 3 presenta la distribución geográfica de los sitios de muestreo.

6.2.2 Captura de organismos

La estructura de raíces de los árboles de manglar dificulta la captura de peces en la zona de estudio, el espacio puede llegar a ser muy reducido para el uso de ciertos métodos de captura como chinchorros, redes de arrastre, redes de cerco entre otros, por lo cual se implementaron dos métodos de muestreo; uno de captura y uno visual. Como método de captura se utilizó una atarraya de 70 cm de radio con una apertura de malla de 3 mm. Los organismos colectados fueron sacrificados

por congelamiento y posteriormente se fijaron con formol al 4% para ser identificados posteriormente en laboratorio

Cómo método visual se generaron videos de 20 minutos grabados *in situ* en cada sitio de muestreo utilizando una cámara GoPro (Espinosa-Mendoza, 2019). Para su análisis, los videos fueron visualizados con el reproductor Windows media player, debido a que el acomodo de las cámaras sobre el sedimento podía provocar turbidez momentánea, se descartaron los primeros 5 minutos del video, posteriormente, se realizaron pausas cada 10 segundos para identificar a los organismos.



A



B



C

Figura 4. Trabajo de campo. **A)** colecta de organismos **B)** Medición de las variables hidrológicas **C)** Captura de pantalla de uno de los videos correspondiente al sitio tres de la zona conservada.

6.2.3 Variables hidrológicas

En cada uno de los ocho muestreos se midieron por sitio las variables de salinidad (ups), temperatura (°C), O² disuelto (mg/l), pH y sólidos disueltos totales (STD) (mg/l), utilizando un multiparamétrico Yellow Spring Instrument (YSI) modelo 556 MPS, además, se midió el nivel del agua utilizando una palanca graduada.

6.3 Trabajo de laboratorio.

6.3.1 Procesamiento de muestras

Los organismos se identificaron hasta el menor nivel taxonómico siguiendo a: Schmitter-Soto (1998), Castro-Aguirre y colaboradores (1999), FAO (2002) y Miller (2009).

Se registraron las medidas morfométricas de longitud estándar (L.E) (cm) y peso húmedo (g). Para determinar la L.E. se utilizó un calibrador vernier marca PRETUL de 5” mientras que para el peso se utilizó una balanza digital marca OHAUS modelo AX324 con precisión de 0.0001 g.

6.3.2 Análisis de contenido estomacal

Se analizaron un total de 284 estómagos de ocho especies en común entre zonas (**Tabla II**), debido a la poca abundancia (>6 individuos) de las especies restantes estas no fueron analizadas.

Tabla II. Número de organismos analizados por sitio y por especie.

Especie	Tractos por sitio		Total
	Conservado	Restaurado	
<i>Atherinomorus stipes</i>	20	20	40
<i>Eucinostomus gula</i>	20	20	40
<i>Floridichthys polyommus</i>	18	20	38
<i>Gambusia yucatanana</i>	20	20	40
<i>Gerres cinereus</i>	20	20	40
<i>Lutjanus griseus</i>	7	7	14
<i>Mayaheros urophthalmus</i>	6	21	27
<i>Sphoeroides testudineus</i>	7	28	35

La descripción de dietas se realizó a partir de las presas encontradas en el contenido estomacal. Para la extracción de estómago y tracto digestivo, se realizó un corte en la zona uroventral y con

ayuda de una pinza entomológica y tijeras se diseccionó el estómago para extraer el contenido (**Figura 5**).

El contenido estomacal se analizó identificando a las presas hasta el nivel más bajo posible (Hyslop,1980) para esto, se observó a cada uno de los componentes del contenido bajo un estereoscopio Nikon y se utilizaron guías de identificación especializadas dependiendo del tipo de presa y del nivel de digestión (Ej. insectos, moluscos, crustáceos), posteriormente se registró el área, el peso y la frecuencia de cada presa en los estómagos analizados.



Figura 5. Extracción del estómago de un ejemplar de *Mayaheros urophthalmus*.

6.4 Trabajo de gabinete.

6.4.1 Variables hidrológicas

Los valores obtenidos de pH, salinidad, temperatura, oxígeno disuelto (mg/l), sólidos disueltos totales (STD) y profundidad (cm) se sometieron a la prueba de normalidad Shapiro-Wilk (1965) a través del programa “R” studio utilizando el paquete estadístico *stats* versión 3.4.3. Debido a la distribución de los datos, se aplicó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis para identificar diferencias entre zonas Conservado-Restaurado y temporadas climáticas.

6.4.2 Parámetros comunitarios.

6.4.2.1 Análisis presencia/ ausencia

Debido a la heterogeneidad en las formas de muestreo, para determinar diferencias en la estructura de la comunidad íctica entre las zonas de estudio, se calculó el índice de distinción taxonómica, utilizando el total de especies registradas; propuesto por Clarke y Warwick (1998) este índice, calcula la distancia taxonómica promedio entre las especies de una muestra elegidas al azar a partir de una matriz taxonómica madre que incluye el ordenamiento de todas las especies registradas en ambas zonas, debido a que todas las especies registradas pertenecen a la misma clase (Actinopteri), dicha matriz incluyó en este caso los niveles de Orden, suborden, superfamilia, familia, género y especie. Esta clasificación se basó en lo propuesto por Nelson y colaboradores (2016). El índice de distinción taxonómica se define cómo:

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

Dónde:

Δ^+ = índice de distinción taxonómica.

ω_{ij} = Distancia taxonómica entre las especies i, j a través de un árbol de clasificación Linneana.

S = Número de especies en la muestra.

El valor de ω se encuentra en un rango de 0 a 100 de tal manera que 100 es el valor de ω para las especies taxonómicamente más distantes. Cada nivel de clasificación taxonómica tiene un valor proporcional así, en este caso, $\omega_{ij} = 16.66$ para los organismos de la misma especie, $33.33 =$ organismos de diferente especie, pero mismo género, $50 =$ difieren en género y especie, pero pertenecen a la misma familia $63.33 =$ pertenecen a la misma superfamilia, $83.33 =$ difieren en género, familia, superfamilia, pero se encuentran en el mismo suborden y $100 =$ para las especies que difieren en el suborden pero se encuentran en el mismo orden. Este índice se calculó a través de la función TAXDTEST del software PRIMER 7.

Los valores de Delta⁺ (Δ^+) de las muestras de las zonas conservada y restaurada se sometieron a la prueba de normalidad Shapiro-Wilk y posteriormente se compararon a través una prueba de Kruskal-Wallis para determinar diferencias significativas entre zonas.

6.4.2.2 Análisis abundancias

Además del índice de distinción taxonómica promedio, también se calcularon índices de diversidad que toman en cuenta la abundancia de especies, cabe señalar que estos análisis sólo incluyeron a las especies capturadas con atarraya. Se determinó la abundancia específica y relativa por zona, riqueza específica (S = número total de especies en la comunidad), diversidad y equidad para comparar los valores entre la comunidad de peces del área en restauración con el área conservada.

La diversidad se calculó a partir del índice de Shannon–Wiener que tiene como fórmula:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde:

H' = Diversidad de Shannon –Wiener

P_i = Proporción de la especie i en la comunidad

En cuanto a la equidad, se utilizó el método de Pielou, que se describe por la fórmula:

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

Donde:

H' = Diversidad de Shannon – Wiener

$H'_{max} = \ln(S)$

Se realizó un análisis de disimilitud entre las comunidades utilizando el método de Bray – Curtis el cual es considerado un coeficiente de distancia lo que significa que cuando el valor de este se acerca a 0 las comunidades son más parecidas entre sí (Krebs, 1994).

Todos los índices mencionados se calcularon utilizando la función DIVERSE del software PRIMER 7. Por otro lado, los valores de abundancia por especie se sometieron a una serie de

pruebas estadísticas entre ellos el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) y el análisis de similitudes (ANOSIM) para así identificar asociaciones dentro de la comunidad por zona (Conservada/Restaurada), por sitios de muestreo (uno, dos, tres y cuatro) y por temporada climática.

Tabla III. Listado de especies y clasificación por categoría ecológica. Se muestra la referencia utilizada para clasificar a cada especie.

Especie	Categoría	Referencia
<i>Achirus lineatus</i>	Estuarino	Pichler <i>et al.</i> , 2015
<i>Anchoa lyolepis</i>	Estuarino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Astyanax altior</i>	Dulceacuícola	Miller <i>et al.</i> , 2009
<i>Atherinomorus stipes</i>	Marino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Belonesox belizanus</i>	Dulceacuícola	Miller <i>et al.</i> , 2009
<i>Cyprinodon artifrons</i>	Estuarino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Diapterus rhombeus</i>	Marino	FAO 2002; Pichler <i>et al.</i> , 2015
<i>Dormitator maculatus</i>	Estuarino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Eucinostomus gula</i>	Marino	FAO, 2002
<i>Eucinostomus harengulus</i>	Marino	FAO, 2002
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Marino	Pichler <i>et al.</i> , 2015
<i>Eugerres plumieri</i>	Marino	Aguirre-León y Díaz-Ruiz, 1999; FAO, 2002
<i>Floridichthys polyommus</i>	Estuarino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Gambusia yucatana</i>	Estuarino	Miller <i>et al.</i> , 2009
<i>Garmanella pulchra</i>	Estuarino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999
<i>Gerres cinereus</i>	Marino	Nagelkerken, 2000; Pichler <i>et al.</i> , 2015
<i>Lutjanus apodus</i>	Marino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Nagelkerken <i>et al.</i> , 2000
<i>Lutjanus griseus</i>	Marino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Nagelkerken <i>et al.</i> , 2000
<i>Mayaheros urophthalmus</i>	Dulceacuícola	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Miller <i>et al.</i> , 2009
<i>Poecilia mexicana</i>	Dulceacuícola	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Miller <i>et al.</i> , 2009
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Marino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Pichler <i>et al.</i> , 2015
<i>Sphyaena barracuda</i>	Marino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Nagelkerken <i>et al.</i> , 2000
<i>Sphyaena borealis</i>	Marino	Nagelkerken <i>et al.</i> , 2000; Pichler <i>et al.</i> , 2015
<i>Strongylura notata</i>	Estuarino	Castro-Aguirre <i>et al.</i> , 1999; Miller <i>et al.</i> , 2009

Las especies fueron agrupadas en tres categorías ecológicas: Marina-transitoria, Estuarino y Dulceacuícola. Para clasificar a las especies dentro de una de las categorías se realizó una revisión

bibliográfica y se clasificaron de acuerdo con diferentes autores (**Tabla III**) determinando la abundancia relativa de cada categoría por zona de estudio.

Los organismos se clasificaron en adultos o juveniles utilizando la información sobre la talla de primera madurez en la bibliografía especializada utilizando como base lo descrito por Castro-Aguirre *et al.*, 1999; Miller, 2009; además de consultar la plataforma Fishbase (Pauly y Froese, 2019).

6.4.3 Relación especies-variables hidrológicas

Con el fin de establecer la relación entre la distribución de las especies de peces y las variables hidrológicas en los sitios de muestreo, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA), se establecieron también las variables significativas que influyen en la distribución de especies en la zona de estudio a través del análisis de Monte Carlo, el análisis y la representación gráfica se realizaron utilizando el software CANOCO y CANOCO DRAW versión 4.5 para Windows.

6.4.4 Relaciones talla- peso

Para identificar diferencias en la estructura de tallas entre las comunidades de la zona restaurada y conservada se determinó la relación talla-peso (RLW) de los organismos capturados, utilizando lo propuesto por Keys (1928) quién describió la relación talla-peso como:

$$W = aL^b$$

Dónde:

W= Peso en gramos del organismo.

a= Intercepto con el eje a la ordenada.

L= Longitud estándar en centímetros.

b= El exponente de relación entre las variables Longitud-Peso.

Los coeficientes a y b se determinaron a partir de una regresión potencial y se determinó el tipo de crecimiento de los organismos, alométrico positivo, alométrico negativo e isométrico de acuerdo

con lo propuesto por (Froese, 2006), para determinar si el coeficiente de crecimiento b fue distinto entre zonas se realizó una prueba “*t de student*”.

6.4.5 Factor de condición

El estudio comparativo de dos poblaciones de peces a partir del factor de condición tal y como lo propuso Fulton (1911) es válido sólo si los organismos son de la misma talla, por lo que es necesario utilizar el Factor de condición relativo (Le Creen, 1958) el cual es independiente de la talla y se define como la relación entre el peso observado y el peso calculado a partir de la relación talla – peso (W/W'), representando una herramienta útil para la comparación de poblaciones (Cifuentes *et al.*, 2012), su resultado es interpretado como el efecto de los factores ambientales en el estado de nutrición o bienestar de los organismos (Jones *et al.*, 1999) y ha sido utilizado para evaluar el efecto de acciones antropogénicas o cambios en las condiciones ambientales sobre las poblaciones ícticas (Aguirre-León y Díaz Ruíz, 2006; Cabrera *et al.*, 2008; Leyton *et al.*, 2015).

6.4.5 Análisis de dietas.

Para la caracterización de la dieta se utilizó el método cuantitativo teniendo como resultado el índice de importancia relativa (IIR%) de cada una de las presas por especie (Cortés *et al.*, 1997) el cual tiene por fórmula:

$$IIR = F.O\% * (A\% + W\%)$$

Dónde:

F.O% = Frecuencia de ocurrencia esta se determinó a partir de la metodología descrita por Hyslop (1980)

A% = Porcentaje de área de la presa i del contenido total en el pez

W% = Porcentaje de peso de la presa i del contenido total en el pez (Hynes,1950; Hyslop, 1980).

Para evaluar diferencias entre la dieta de las comunidades ícticas, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) con los valores del índice de importancia relativa promedio de cada una de las presas por sitio y por especie. Así mismo, se utilizó una prueba ANOSIM para identificar las diferencias significativas de las dietas por especie.

Cabe señalar que, debido al alto índice de digestión en la mayoría de los organismos, pocas de las presas pudieron ser identificadas hasta el nivel especie, por lo cual para determinar la estrategia alimenticia las presas fueron clasificadas en grupos alimenticios de acuerdo con sus relaciones taxonómicas (Insectos, moluscos, microcrustáceos, algas).

Para determinar la estrategia alimenticia de los organismos se utilizó el método gráfico de Costello (1990) modificado por Amundsen *et al.*, 1996 el cual consta en ordenar en un plano cartesiano a las presas donde el eje de las X representa la proporción de la frecuencia de ocurrencia y el eje de las Y la abundancia específica de las presas esta abundancia fue definida como:

$$P_i = \left(\sum S_i / \sum S_t \right) * 100$$

Dónde:

P_i = Abundancia específica de la presa i

S_i = Proporción de la presa i en el contenido total en peso

S_t = El contenido total en peso de aquellos organismos que contienen a la presa i .

El resultado final son una serie de puntos que representan a las presas y se analizan de acuerdo con la **figura 6**. Se determinó el grupo trófico de los organismos colectados de acuerdo a la clasificación propuesta por Elliott y colaboradores en 2007, clasificando a los peces de ambientes estuarinos en siete grupos funcionales: detritívoros (Dv), herbívoro (Hv), omnívoros (Ov), zooplantívoros (Zpl), Zoobentívoros (Zv), piscívoros (Pv) y oportunistas (Op), tomando en cuenta los *ítems* alimenticios y sus valores de IIR % que se encuentren en cada especie.

6.4.6 Comparación de las funciones entre zonas.

Por último, se realizó una comparación de la diversidad ($q=0$) de las comunidades ícticas en las zonas a partir de la rarefacción de las especies, propuesto por Chao y Jost (2012) el método realiza una interpolación y extrapolación (predicción) de la diversidad esperada a partir de la diversidad

observada, estas estimaciones se hacen a partir de aleatorizaciones por el método de bootstrap, con un intervalo de confianza del 95%.

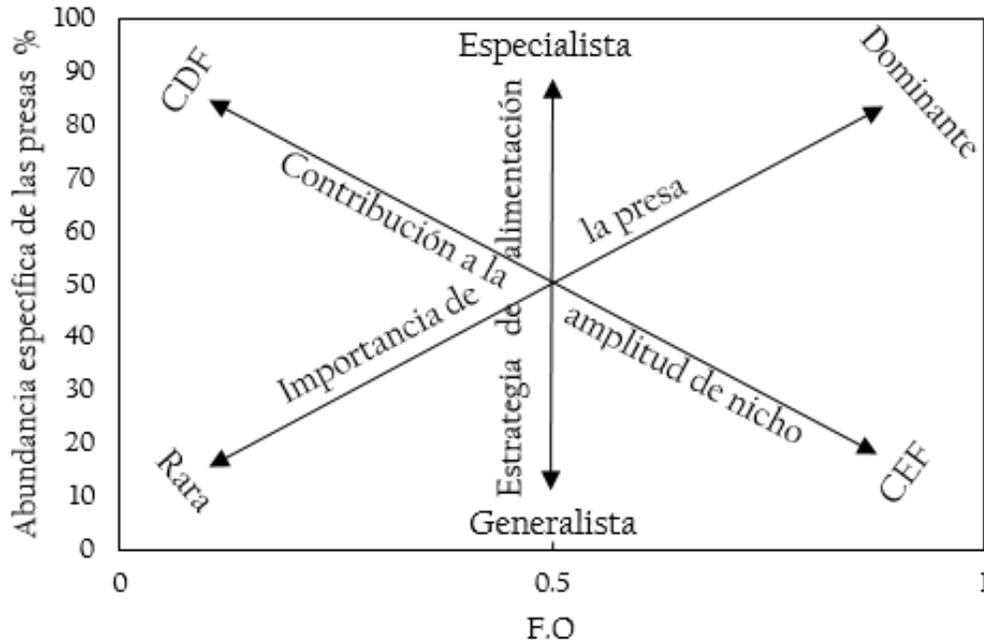


Figura 6. Método gráfico de Costello (1990) modificado por Amundsen *et al.*, 1996. CDF es la contribución inter-fenotípica a la amplitud del nicho (pocos individuos consumiendo altas proporciones de una presa específica) mientras que CEF es la contribución intra-fenotípica a la amplitud del nicho (muchos individuos consumiendo diferentes presas).

Este método permite la comparación entre la riqueza de dos comunidades de manera relativa y se interpreta como el número de veces que es mayor la diversidad de la comunidad A (mayor riqueza) con respecto de la comunidad B (menor riqueza) (S_A/S_B). Los valores de riqueza esperada por completitud de muestra para ambos sitios se realizaron con el programa iNEXT (Chao, Ma y Hsieh, 2016) disponible en <https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/>. Se utilizaron los datos de incidencia de especies con 100 aleatorizaciones, los datos se extrapolaron al doble de número de muestras realizadas tal y como lo recomiendan los autores para mantener la confiabilidad en las extrapolaciones. Se realizaron dos curvas la primera tomando en cuenta a todas las especies registradas y la segunda solo con las especies marino-transitorias y dulceacuícolas.

7. Resultados

7.1 Variación parámetros fisicoquímicos

La prueba de Kruskal-Wallis mostró que los valores observados de salinidad (ups), temperatura (°C), sólidos disueltos totales (STD) (mg/l), oxígeno disuelto (mg/l), pH y profundidad del canal (cm) no son estadísticamente diferentes entre las zonas Conservada y Restaurada ($p > 0.05$) sin embargo, se observan variaciones a través de las temporadas climáticas (lluvias, nortes y secas) en los parámetros de salinidad, temperatura, STD y pH en ambas zonas, en el caso de la profundidad y oxígeno disuelto no se registraron diferencias temporales (**Figuras 7 y 8**).

7.1.1 Temperatura

La temperatura osciló entre 24°C y 34°C con un promedio de $\approx 28^\circ\text{C}$ en las zonas conservada y restaurada, temporalmente el valor mínimo se registró en nortes, la prueba *post-hoc* Mann-Whitney U puntualizó que entre las temporadas de lluvias y nortes no se presentaron diferencias significativas, pero si entre las temporadas secas y nortes $p = 0.012$.

7.1.2 Oxígeno Disuelto

La concentración de oxígeno disuelto (mg/l) presentó un valor mínimo de 0.4 mg/l en la zona conservada y 1.24mg/l en la zona restaurada. En general la zona restaurada presentó valores de oxígeno disuelto más altos que en la zona conservada, sin embargo, la diferencia no fue estadísticamente significativa, lo mismo ocurrió entre las temporadas climáticas.

7.1.3 pH

El rango de valores registrados para el pH en las temporadas de nortes y secas en las zonas conservada y restaurada fue muy pequeño presentando valores entre 7 y 8.5. Sin embargo, en temporada de lluvias el valor llegó hasta 4 unidades. Se encontraron diferencias significativas entre las temporadas nortes-lluvias y secas-lluvias, sin embargo, no entre nortes y secas (**Figuras 7 y 8**).

7.1.4 STD

Los sólidos disueltos totales en el agua superficial de los sitios de muestreo mostraron un patrón similar a la salinidad, estando estos dos parámetros fuertemente correlacionados ($R^2 = 0.84$).

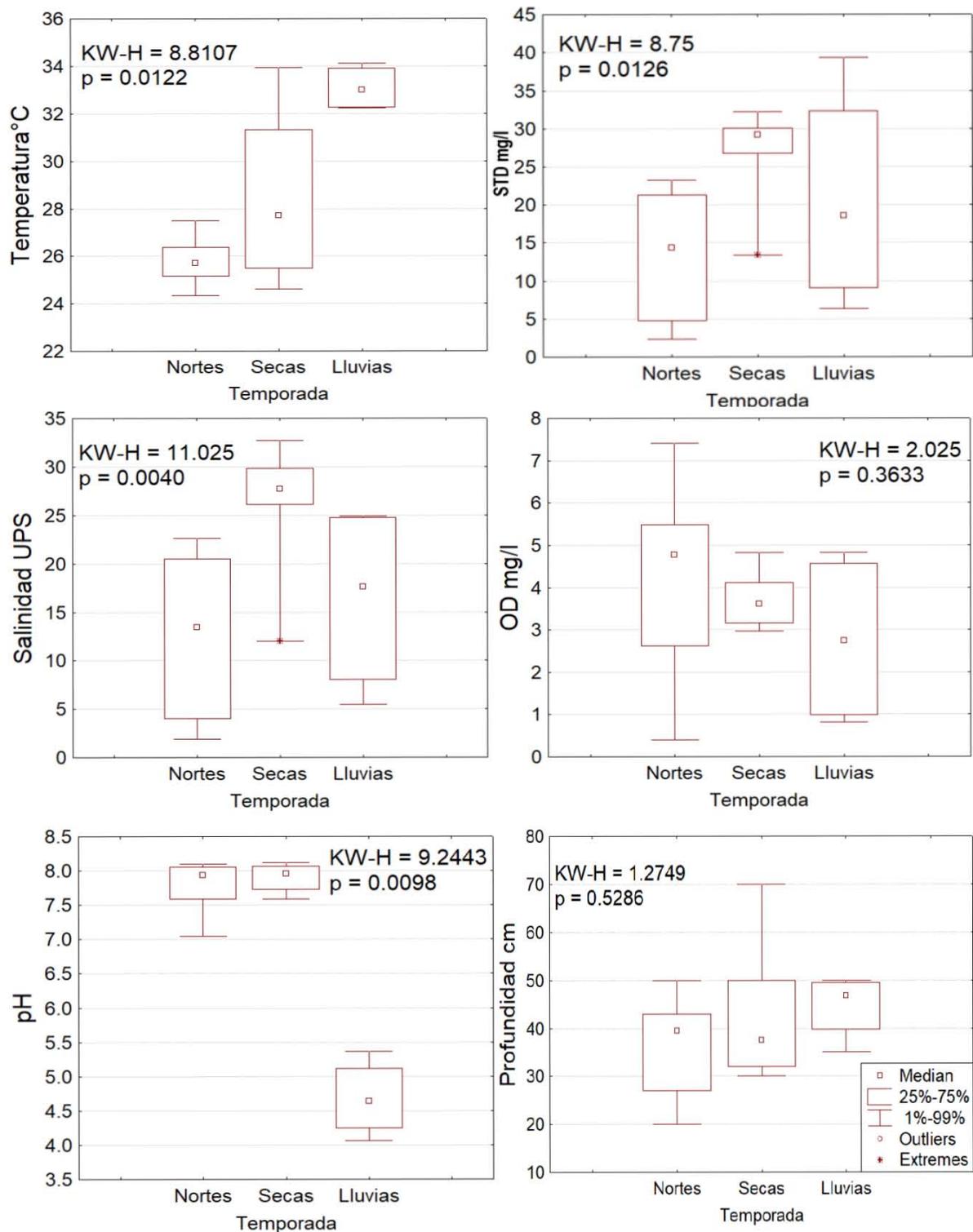


Figura 7. Box plot de la variación de los parámetros hidrológicos a través de las temporadas climáticas en la zona Conservada. Se muestra presenta el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis y su valor de significancia (p).

En cuanto a la variación temporal, en la época de secas se presentaron los valores más altos de STD en la zona restaurada, siendo estadísticamente diferente de los valores observados en las temporadas de lluvias y nortes (Mann-Whitney-U test) con un valor de $p=0.008$ y $p=0.0004$ respectivamente. Por otro lado, en la zona conservada sólo se encontraron diferencias entre las temporadas nortes y lluvias con un valor de $p=0.005$.

7.1.5 Profundidad

La profundidad promedio en la zona restaurada fue mayor que en la zona conservada, sin embargo, el valor mínimo registrado para este parámetro se presentó en la zona restaurada en temporada de nortes con 20 cm en la zona conservada y 14 cm en la restaurada. No se presentaron diferencias significativas para este parámetro de manera temporal en las zonas de muestreo.

7.1.6 Salinidad

La salinidad no mostró diferencias significativas entre las zonas conservada y restaurada de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis ($KW-H=0.65$, $p=0.45$), pero si entre temporadas climáticas en ambas zonas ($p<0.05$). Los valores más altos de salinidad se observaron en temporada de secas, siendo estos valores significativamente diferentes a los obtenidos en las temporadas de nortes y secas. Además de esta diferencia temporal se observó un gradiente de salinidad entre los sitios de muestreo de ambas zonas. La salinidad observada en los sitios 1 y 2 es similar en ambas zonas, estos se encuentran más próximos a la laguna costera presentando valores de los 18 ups a 30 ups durante todo el año de muestreo mientras que los sitios 3 y 4 muestran un rango de variación más amplio desde 1.92 ups hasta un máximo de 37.34 ups, en temporada de lluvias y nortes la salinidad tuvo un máximo de ≈ 10 ups sin embargo, aumentó a más de 35 ups en temporada de secas, incrementando la variación en la salinidad. Las bajas salinidades observadas en los sitios 3 y 4 se puede atribuir a la distancia de estos con la laguna costera, al encontrarse más alejados la influencia de agua marina su salinidad disminuye y aumenta la importancia de los aportes de agua dulce que provienen de escorrentías de cuerpos de agua dulce que se localizan tierra dentro (Herrera-Silveira *et al.*, 2015) la figura 19 muestra la distribución de los sitios de muestreo.

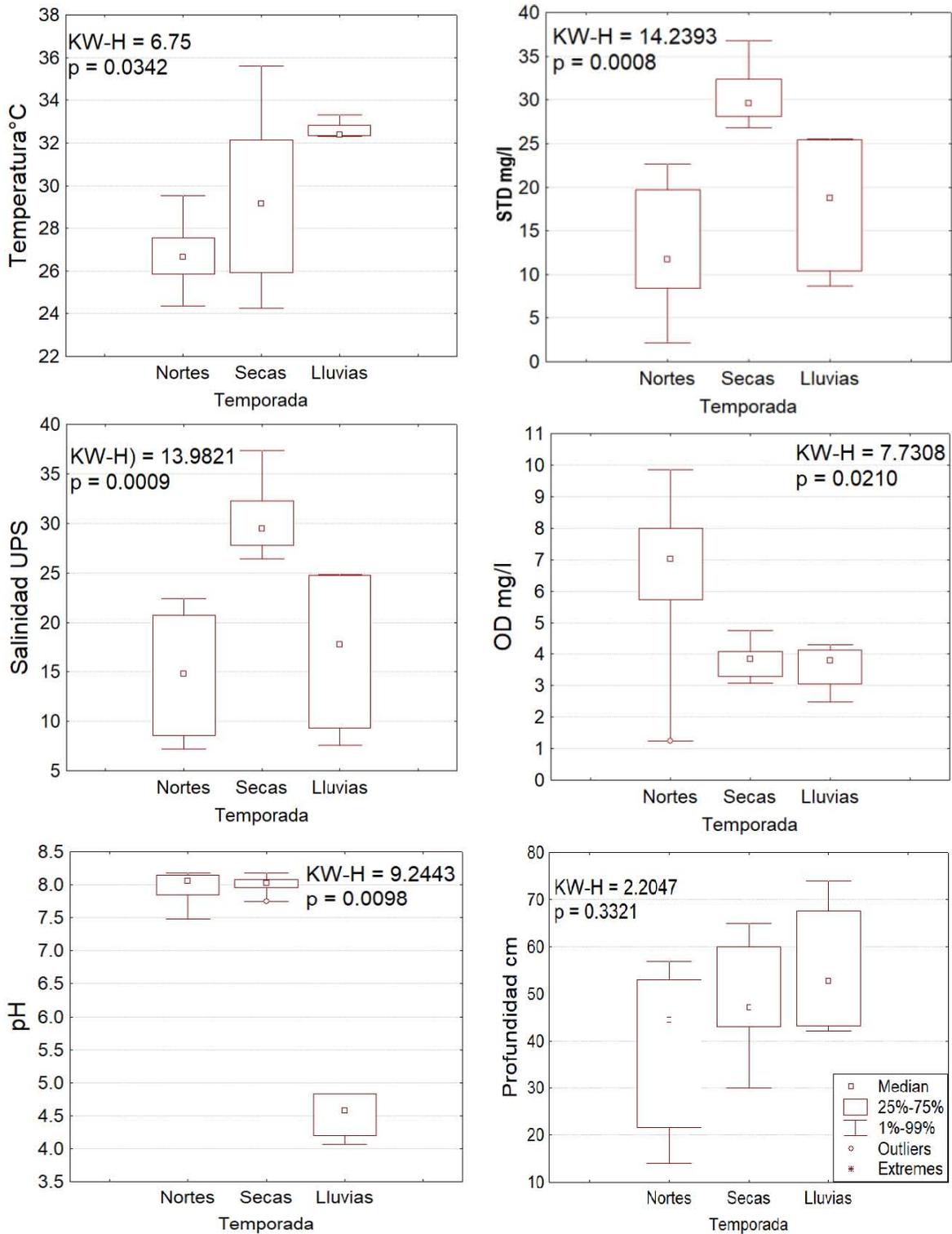


Figura 8. Box plot de la variación de los parámetros hidrológicos a través de las temporadas climáticas en la zona Restaurada. Se muestra el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis y su valor de significancia (p).



A



B



C



Figura 9. A) Imagen satelital con la ubicación de los sitios de muestreo de lado izquierdo los sitios tres y cuatro, lado derecho sitios uno y dos, los cuales se encuentran cercanos a la laguna Xamach. **B)** imagen del punto 3 (izquierda) y del punto 2 (derecha) en la zona conservada. **C)** Imagen del punto 3 (Izquierda) y del punto 2 (Derecha) de la zona restaurada.

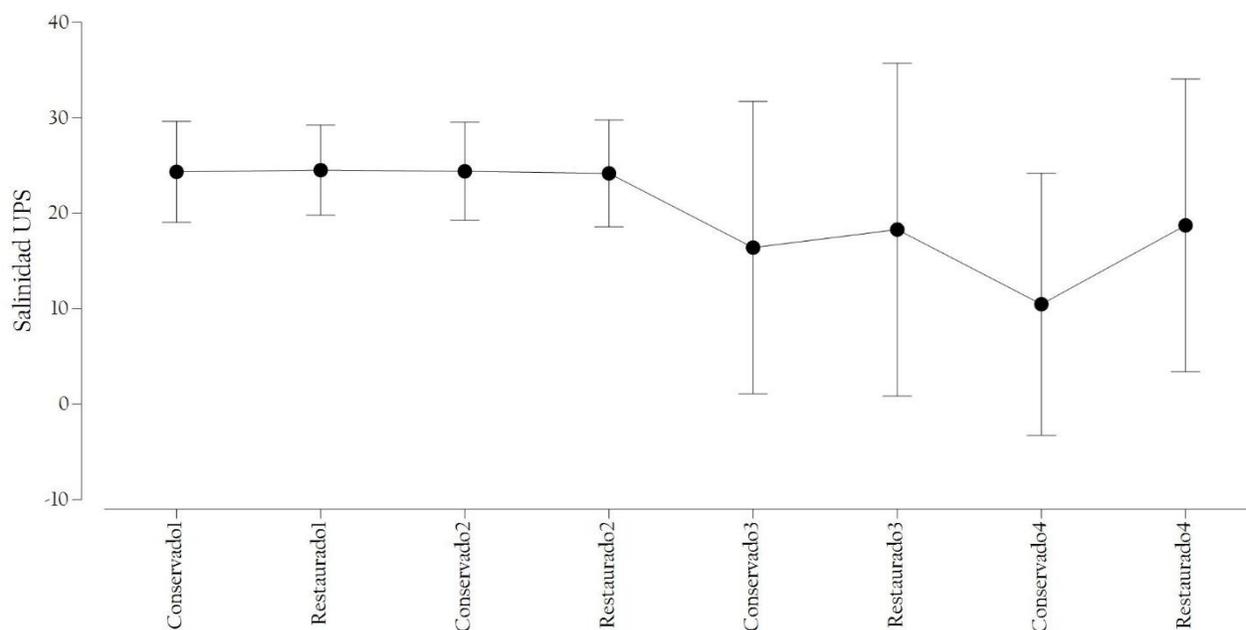


Figura 10. Variación en la salinidad en los diferentes sitios de muestreo para ambas zonas de estudio. Los puntos muestran los valores promedio, y las líneas marcan los valores máximos y mínimos.

7.2 Análisis de la comunidad íctica.

7.2.1 Análisis Presencia/ausencia

Se registraron un total de 27 especies (muestreo visual y de captura) pertenecientes a 13 familias, siendo la familia Gerreidae la mejor representada con seis especies, seguido por Poeciliidae con cuatro y Cyprinodontidae con tres, mientras que de las familias Cichlidae, Eleotridae, Lutjanidae y Sphyraenidae se registraron dos especies de cada una. Las seis familias restantes sólo estuvieron representadas por una especie (**tabla IV**).

La representación gráfica del resultado del índice de distinción taxonómica promedio delta (Δ^+) y su variación lambda (Λ) en las zonas de estudio a través de las temporadas climáticas no muestra una clara diferenciación entre los valores Delta y Lambda de las zonas conservada y restaurada, la mayoría de sus muestras se encuentran dentro de los límites de confianza de la diversidad taxonómica esperada (**Figura 11**) el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis respalda esta interpretación (KW-H= 0.58713 y p= 0.4453) por lo tanto, los valores de diversidad taxonómica no difieren entre zonas.

Tabla IV. Lista de especies registradas en las dos zonas de muestreo (Conservado/Restaurado) agrupadas por familias, se incluyen las especies registradas con ambos tipos de muestreo (captura y visual).

Familia	Especie	Presencia	
		Conservado	Restaurado
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	
Atherinidae	<i>Atherinomorus stipes</i> (Muller y Troschler, 1848)	x	
Belonidae	<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)	x	x
Characidae	<i>Astyanax altior</i> Hubbs, 1936	x	
Cichlidae	<i>Rocio octofasciata</i> (Regan, 1903)	x	
	<i>Mayaheros urophthalmus</i> (Günther, 1862)	x	x
Cyprinodontidae	<i>Cyprinodon artifrons</i> Hubbs, 1936	x	x
	<i>Floridichthys polyommus</i> Hubbs, 1936	x	x
	<i>Garmanella pulchra</i> (Hubbs, 1936)	x	x
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 192)	x	
	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	x	
Engraulidae	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann y Marsh, 1900)	x	
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	x	
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy y Girard, 1824)	x	x
Gerreidae	<i>Eucinostomus harengulus</i> Goode y Bean, 1879	x	x
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1873)	x	x
	<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1930)	x	
	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	x	x
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	x	
	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Poeciliidae	<i>Belonesox belizanus</i> Kner, 1860	x	x
	<i>Gambusia yucatanana</i> Regan, 1914	x	x
	<i>Phallichthys fairweatheri</i> Rosen y Bailey, 1959	x	
	<i>Poecilia mexicana</i> Steinachner, 1863	x	x
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum, 1792)		x
	<i>Sphyraena borealis</i> DeKay, 1842	x	
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x

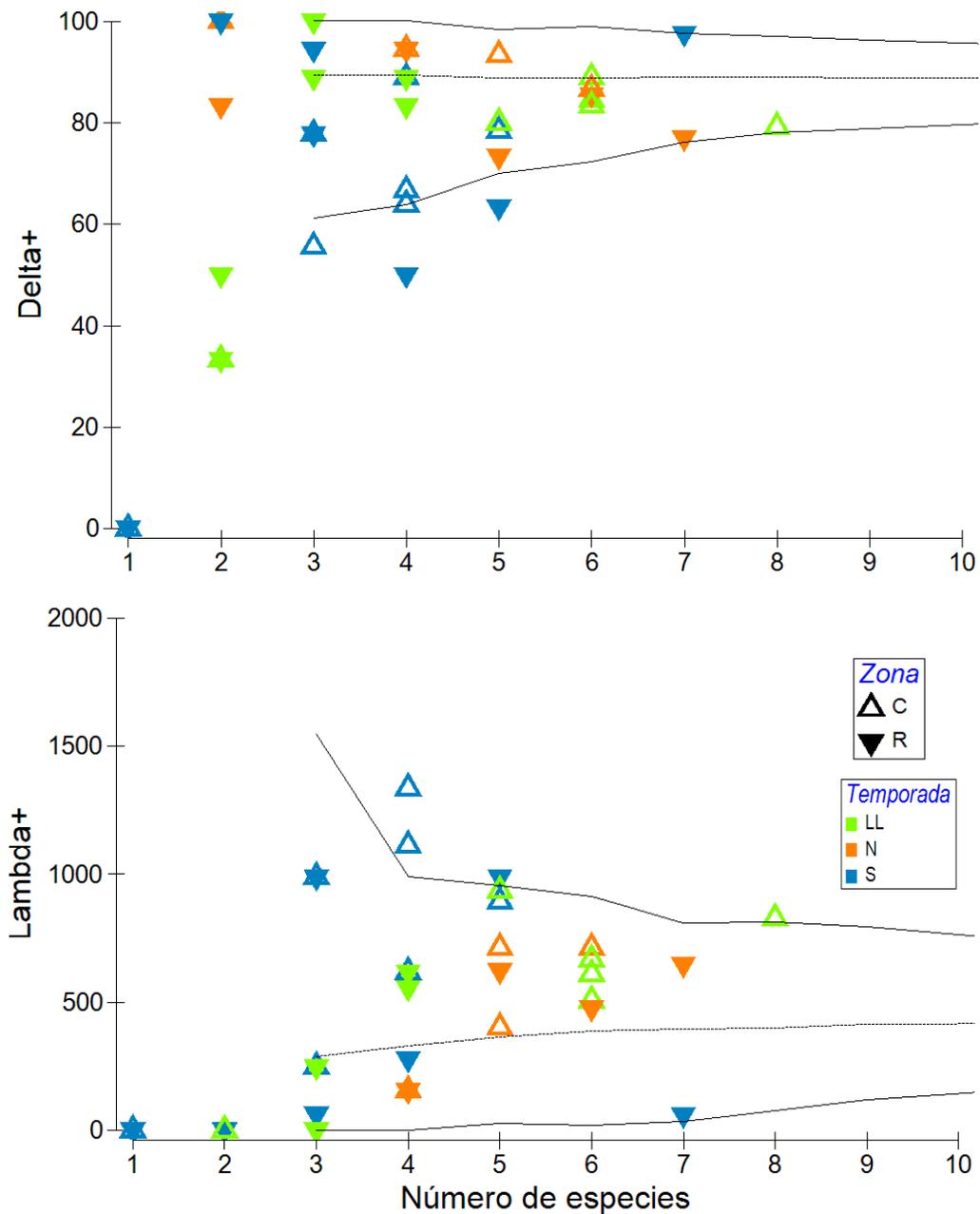


Figura 11. índice de distinción taxonómica Delta+ (Δ^+) y su variación lambda+ (Λ) en las zonas de estudio **C**=Conservado y **R**=Restaurado por temporada **S**=secas, **LL**=lluvias, **N**=nortes. Las líneas continuas indican los límites inferior y superior a un 95% de confianza mientras que la línea discontinua representa el valor promedio.

Tres muestras de la zona conservada y cinco de la zona restaurada, presentaron valores de Delta+ por debajo del límite inferior del intervalo de confianza, esto significa que las especies que contenían

dichas muestras se encontraban fuertemente relacionadas taxonómicamente *e.g.* en la zona restaurada una de estas muestras corresponde a la temporada de secas donde las tres especies pertenecían al mismo suborden (Cyprinodontidae) y una muestra de temporada de lluvias donde todas las especies presentes pertenecían a la misma familia (Poeciliidae) por lo tanto, su diversidad taxonómica disminuye.

7.2.2 Análisis cuantitativo

Para estos análisis se excluyeron las especies que sólo contaron con registros visuales (*Rocio octofasciata*, *Eleotris pisonis* y *Phallichthys fairweathri*). Se capturaron un total de 775 organismos en la zona Conservada y 1088 en la zona Restaurada. La zona Conservada mostró valores más altos en cuanto a número de especies y diversidad (H' loge) con respecto a la zona restaurada. El índice de similitud de Bray –Curtis mostró un valor ≈ 41.3 entre zonas como se muestra en la **Tabla V**.

Tabla V. Índices de diversidad de las comunidades ícticas en las zonas Conservada y Restaurada.

Zona	Riqueza (S)	Abundancia (N)	Especies no compartidas	Equidad Pielou J'	Diversidad H' loge (bits/ind)	Similitud Bray-Curtis
Conservado	23	775	9	0.6321	1.954	
Restaurado	15	1088	2	0.6826	1.849	41.331
Total	24	1863				

En el caso del índice de Equidad de Pielou se obtuvieron valores por arriba de 0.6 para ambas zonas siendo ligeramente mayor en la zona restaurada; esto se puede adjudicar a la alta abundancia de algunas especies dentro de ambas comunidades, en el caso de la zona restaurada el 60 % del total de los organismos de la comunidad está representada por las especies *G. yucatanana* y *F. polyommus* (**Figura 12**) mientras que en la zona Conservada la misma proporción está concentrada en las especies *A. stipes* y *G. yucatanana* (**Figura 13**). A través del análisis de similitudes se identificó una diferencia de las comunidades entre zonas $R=0.064$ con un nivel de significancia de 4.7%

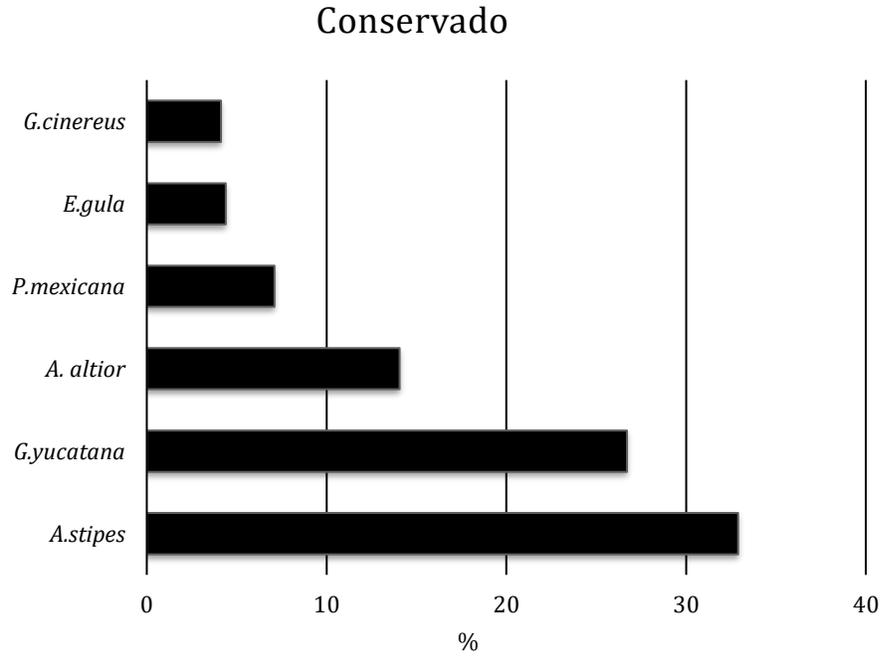


Figura 12. Abundancia relativa de las especies más abundantes en la zona conservada.

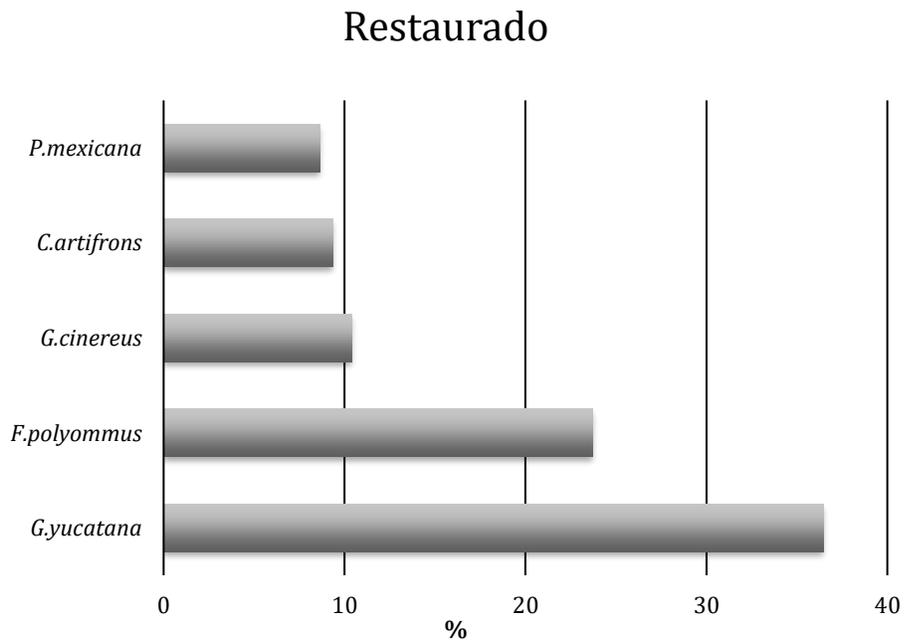


Figura 13. Abundancia relativa de las especies más abundantes en la zona restaurada.

7.3 Categorías ecológicas y estadio de vida de las especies ícticas

Las 24 especies registradas fueron divididas por categoría ecológica: Marina-transitoria, Estuarina y Dulceacuícola. El grupo de especies marinas fue el mejor representado con 12 especies mientras que los grupos estuarino y dulceacuícola tuvieron un total de ocho y cuatro especies respectivamente (**Tabla 5**).

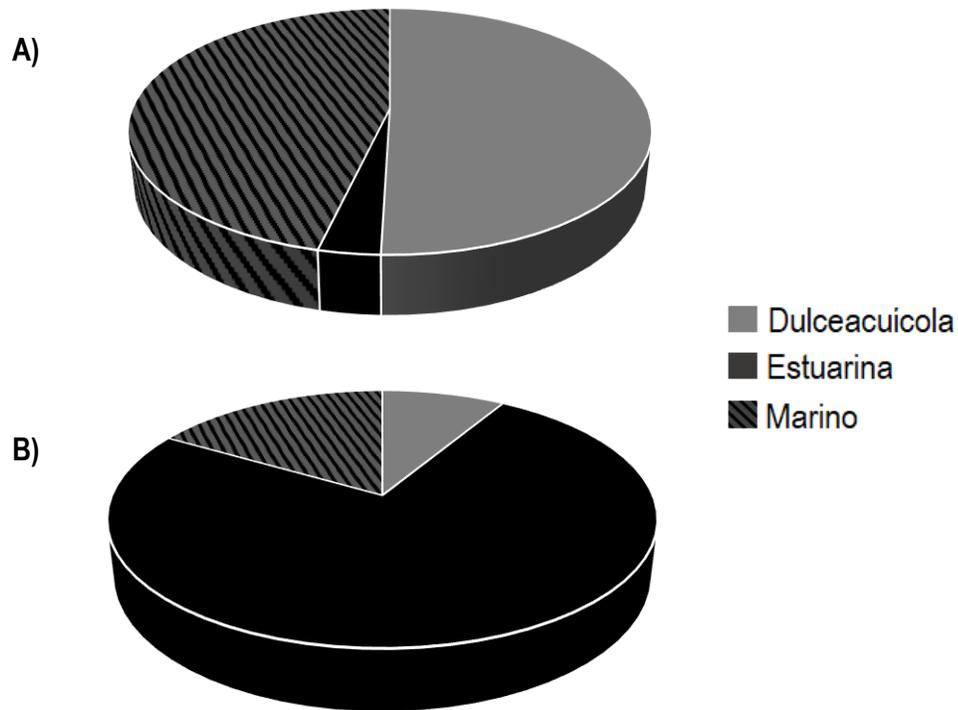


Figura 14. Abundancia relativa de especies por categoría ecológica en las zonas de estudio. **A)** conservada y **B)** restaurada.

Se encontraron representantes de cada una de las categorías en ambas zonas; sin embargo, la abundancia relativa de las categorías es diferente. Los organismos estuarinos fueron el principal componente en la zona restaurada con un 75% del total de organismos mientras que en la zona Conservada las especies marinas fueron las más abundantes ($\approx 50\%$) (**Figura 14**).

En cuanto a organismos juveniles, se registraron un total de 453 individuos juveniles en la comunidad de la zona conservada y 400 en la zona restaurada lo que representa el 58% y 36% del total de la comunidad respectivamente. Se consideraron organismos juveniles a los individuos que,

Tabla VI. Número de organismos por especie, Rango de tallas (longitud estándar) en cm, categoría ecológica, talla de primera madurez y total de organismos juveniles en las zonas de estudio.

Especie	Número de organismos		Rango de tallas L.E (cm)		Categoría ecológica	Talla madurez (cm)	Juveniles	
	C	R	C	R			C	R
<i>A. lineatus</i>	2	0	3.3 - 5.0	*	E	14	2	*
<i>A. lyolepis</i>	6	0	5.0 - 6.1	*	E	8.2	6	*
<i>A. altior</i>	109	0	3.0 - 6.0	*	D	4	44	*
<i>A. stipes</i>	255	20	1.9 - 4.32	2.18 - 3.95	MT	6.4	255	20
<i>B. belizanus</i>	12	0	4.94 - 7.0	*	D	13	12	*
<i>C. artifrons</i>	1	102	2.9	1.31 - 3.73	E	4	1	102
<i>D. rhombeus</i>	6	0	3.61 - 13.6	*	MT	15	6	*
<i>D. maculatus</i>	1	0	6.35	*	E	11	1	*
<i>E. gula</i>	34	27	2.44 - 6.13	2.7 - 7.46	MT	11	34	27
<i>E. harengulus</i>	2	7	3.06 - 4.14	2.81 - 8.46	MT	10	2	7
<i>E. melanopterus</i>	0	6	*	1.6 - 3.59	MT	18	0	6
<i>E. plumieri</i>	3	0	2.57 - 3.6	*	MT	23.5	3	*
<i>F. polyommus</i>	18	258	1.61 - 5.48	3.1 - 19.4	E	4.22	8	6
<i>G. yucatanana</i>	207	397	1.17 - 11.61	1.05 - 3.46	E	-	-	-
<i>G. pulchra</i>	2	6	2.63 - 4.22	1.48 - 2.47	E	-	-	-
<i>G. cinereus</i>	32	113	1.8 - 11.6	2.15 - 12.5	MT	16.5	32	113
<i>L. apodus</i>	2	0	11.0 - 12.0	*	MT	25	2	0
<i>L. griseus</i>	7	7	2.53 - 10.3	6.89 - 10.16	MT	18	7	7
<i>M. urophthalmus</i>	6	21	5.7 - 8.57	3.22 - 12.3	D	10.2	6	18
<i>P. mexicana</i>	55	94	1.52 - 4.3	1.41 - 3.18	D	3	20	91
<i>S. testudineus</i>	7	28	1.0 - 11.6	9.1 - 14.02	MT	10.8	6	2
<i>S. barracuda</i>	0	1	*	27.5	MT	46	1	0
<i>S. borealis</i>	2	0	10.54-11.01	*	MT	26.93	2	0
<i>S. notata</i>	6	1	12.6 - 23.0	15.95	E	22	5	1
Total	775	1088				Total	453	400

*Ausencia de organismos.

C=Conservada **R**= Restaurada; **E**= Estuarinos, **D**=Dulceacuícolas, **MT**=Marino-transitorios

de acuerdo con lo reportado, aún se encuentran por debajo de la talla de primera madurez de la especie (Tabla V1).

Todos los organismos de la categoría Marino-transitorio se encontraban en estadios previos a su talla de primera madurez excepto *Sphoeroides testudineus*, especie que presentó tallas tanto juveniles como adultas en ambas zonas. Por otro lado, las especies estuarinas son difíciles de clasificar por etapa reproductiva, esto, debido a que, al encontrarse en un ambiente de constante cambio, optan por tener ciclos de vida rápidos asegurando su descendencia. Se han encontrado organismos del género *Gambusia* en etapas reproductivas en tallas desde 1.17 cm para machos y 1.22 cm L.E. para hembras (Abney y Racosinsky, 2004), por lo cual los organismos de *G. yucatanana* se clasificaron como adultos.

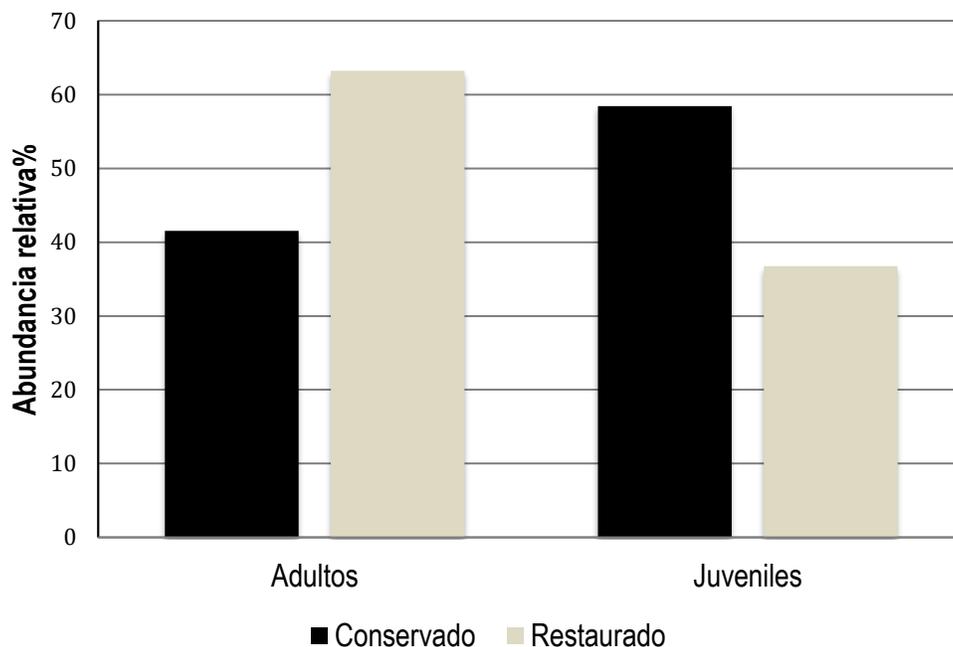


Figura 15. Abundancia relativa de organismos juveniles en las zonas Conservado y Restaurado.

7.4 Variación temporal de la comunidad íctica.

El resultado de la prueba de análisis de similitudes (ANOSIM) muestra que no existe una diferencia significativa en la estructura de la comunidad íctica en las zonas de estudio a través de las

temporadas climáticas al presentar niveles de significancia mayores a 5% como se muestra en la **Tabla VII**, sin embargo, se observaron variaciones en la abundancia relativa de las especies por temporadas en las zonas Conservada y Restaurada.

En la zona conservada, las temporadas de lluvias y nortes presentaron mayor número de especies (S=15) mientras que la temporada de secas presentó sólo 10 especies. Algunas especies sólo se colectaron en una temporada climática; *A. lineatus*, *A. lyolepis*, *C. artifrons* y *E. plumieri*, sólo estuvieron presentes en la temporada de nortes mientras que *S. notata*, *D. rhombeus*, *L. apodus*, *L. griseus* y *S. borealis* sólo se colectaron en temporada de lluvias y *G. pulchra* y *D. maculatus* solo estuvieron presentes en la temporada de secas (**Figura 16**).

Tabla VII. Valores de la prueba ANOSIM para la comunidad íctica en las zonas de estudio.

Zona	Grupos (Temporadas)	R	Nivel de significancia%
Conservado	LL, N	0.016	35.90 (ns)
	LL, S	-0.156	97.7 (ns)
	N, S	0.082	17 (ns)
Restaurado	LL, N	0.016	33.30 (ns)
	LL, S	-0.156	98.4 (ns)
	N, S	0.082	15.5 (ns)

***LL**= Lluvias, **N**=Nortes, **S**= Secas; **ns**=No significativo.

En la zona restaurada, la temporada con mayor riqueza específica fue la temporada de Nortes (S=13) seguido por la temporada de Secas (S=12) siendo Lluvias la temporada con menor riqueza (S=7). *A. stipes* sólo se registró en temporada de Lluvias, *E. melanopterus* y *S. barracuda* sólo se registraron en temporada de Nortes teniendo una abundancia relativa menor al 2% mientras que *S. notata* sólo se registró en temporada de secas (**Figura 16**) con una abundancia menor al 1%.

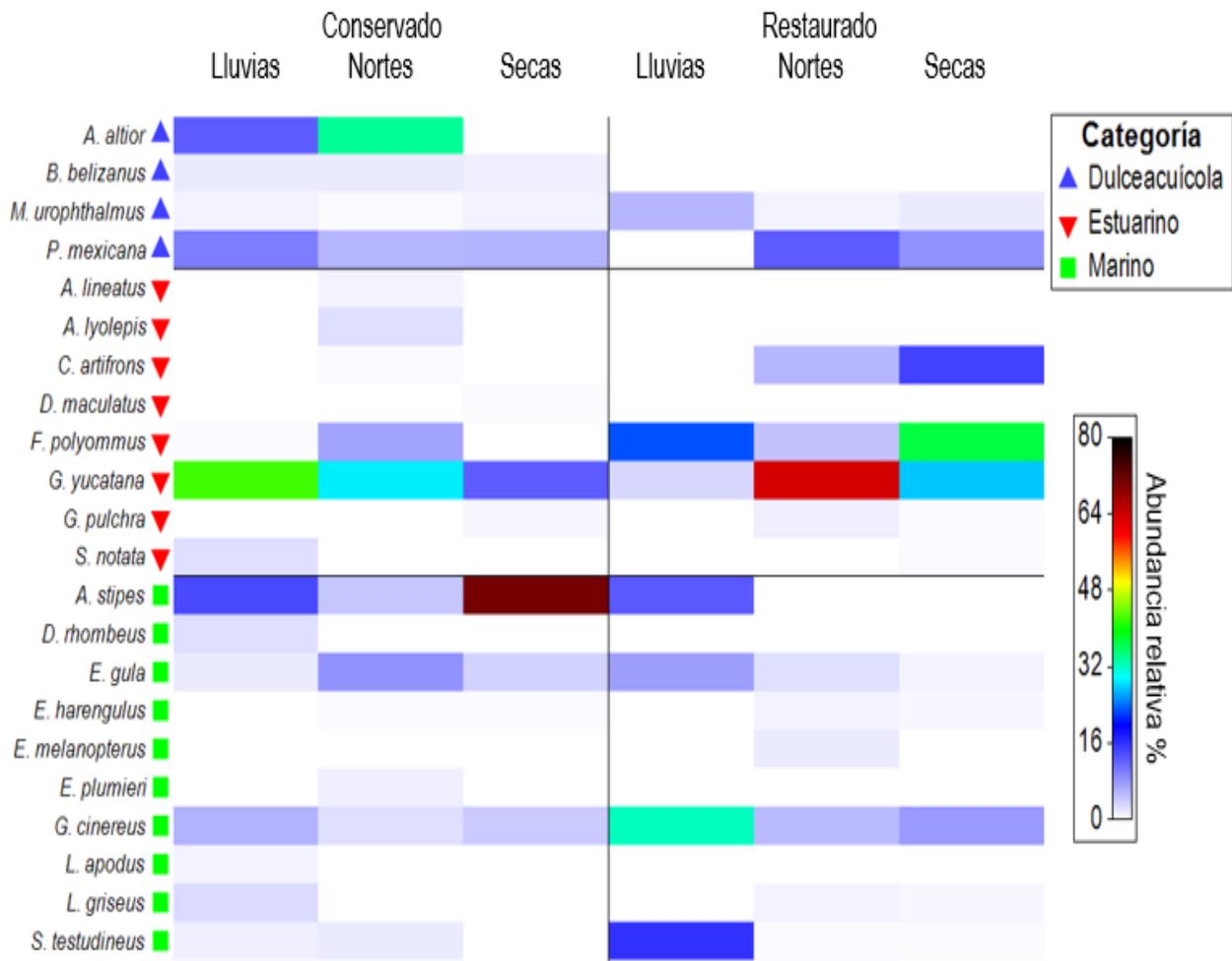


Figura 16. Variación de la abundancia relativa por temporada climática de la ictiofauna por zonas de estudio y categorías ecológicas.

7.5 Relación Variables hidrológicas – Comunidad íctica

De acuerdo con el análisis de Monte Carlo, las variables hidrológicas significativas para el análisis de Componentes principales (CCA) fueron pH, temperatura y salinidad ($p < 0.05$), los resultados, muestran un agrupamiento de especies por categorías ecológicas a través de un gradiente que de acuerdo con el análisis está principalmente definido por la salinidad (**Figura 17**). Las especies marino – transitorias se distribuyen en ambientes más salinos como son *L. apodus*, *D. rhombeus*, *S. borealis*, a su vez, estas especies sólo se encontraron en los sitios más próximos a la laguna costera (1 y 2) mientras que especies dulceacuícolas como *Astyanax altior* y *Belonesox belizanus*

se encuentran del lado contrario a la dirección del gradiente salino y a su vez, sólo se colectaron en los sitios 3 y 4 de la zona conservada.

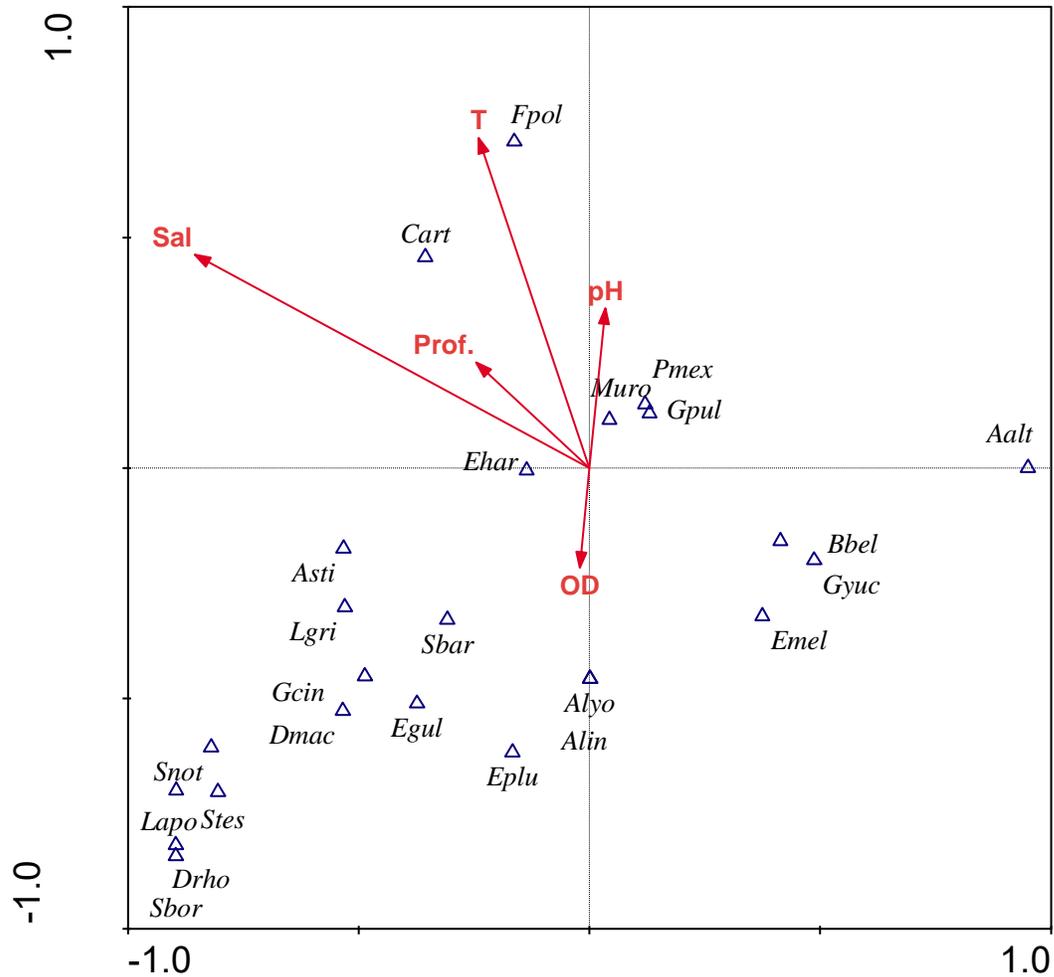


Figura 17. Análisis de correspondencia canónica (CCA) parcial, los vectores representan las variables ambientales, mientras que los triángulos representan a las especies en ambas zonas de estudio, el nombre de las especies se encuentra escrita en clave donde la primera letra corresponde al género y las siguientes tres a la especie ej. Snot= *Strongylura notata*.

Un análisis de similitudes de la comunidad íctica por sitios de muestreo mostró que no existen diferencias significativas entre los sitios 1 y 2 de muestreo ni entre los sitios 3 y 4 (**Tabla VII**) sin importar la zona a la que pertenecían (Conservada – Restaurada), indicando que los organismos responden a un gradiente salino que se relaciona con la posición de los sitios en la zona de muestreo.

Esta asociación de la comunidad por sitios se puede observar de manera gráfica a través del método de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) (**Figura 18**).

Tabla VIII. Valores de la prueba ANOSIM aplicado a la similitud de la comunidad íctica entre sitios de muestreo, se tomaron en cuenta los sitios indistintamente de la zona a la que pertenecen. Los valores significativos en negritas.

Sitios	R	Nivel de significancia %
1, 2	0.019	32.6
1, 3	0.529	0.1
1, 4	0.592	0.1
2, 3	0.523	0.1
2, 4	0.557	0.1
3, 4	-0.034	68.3

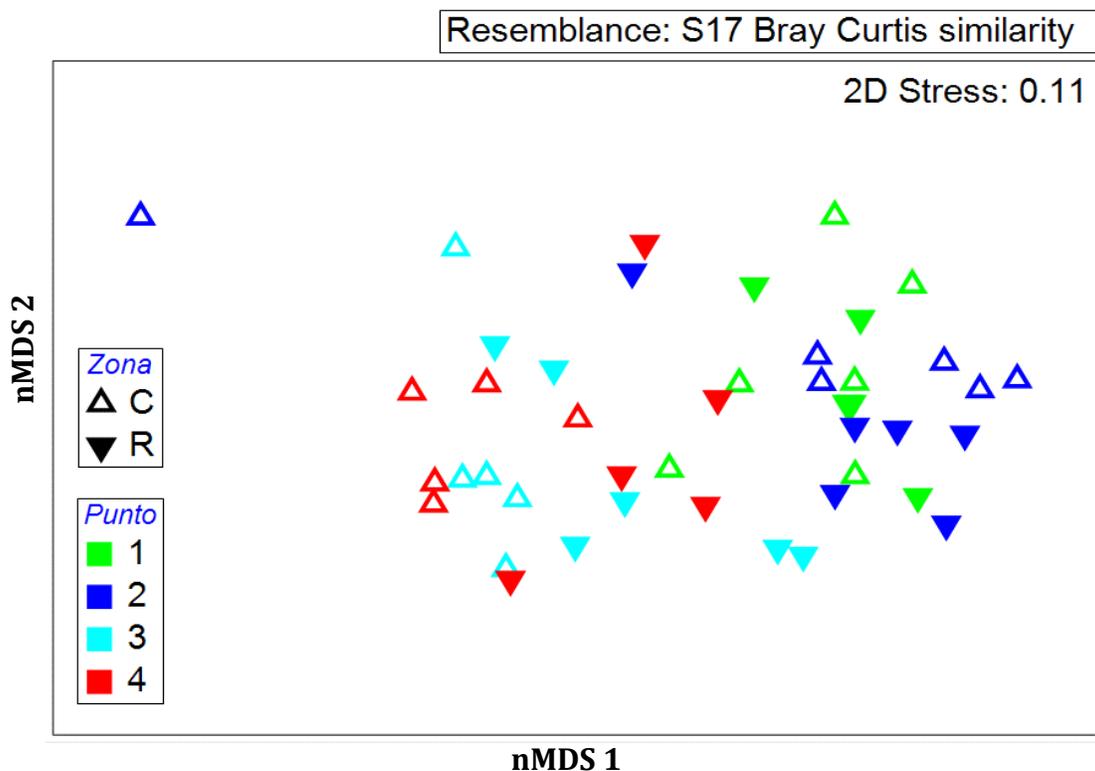


Figura 18. nMDS comparando la comunidad íctica entre los sitios de muestreo en las zonas de estudio, se utilizó la matriz de similitud basado en Bray-Curtis en los datos de abundancia. **C**= Zona conservada **R**= Zona restaurada.

7.6 Relación Talla- Peso y Factor de condición.

La caracterización de la relación talla-peso de nueve de las especies en común entre las zonas: *Atherinomorus stipes*, *Eucinostomus gula*, *F. polyommus*, *G. yucatanana*, *Gerres cinereus*, *Lutjanus griseus*, *Mayaheros urophthalmus*, *Poecilia mexicana* y *Sphoeroides testudineus* se encuentra descrita en la **Tabla IX** y en las **figuras 19 a 22**.

Tabla IX. Tipo de crecimiento por especie en las zonas de estudio, se muestra el valor calculado de la relación talla- peso (b) el error estándar asociado (SE) los grados de libertad y el valor de p. También se muestra el valor promedio del índice de Fulton relativo (K) y el error estándar asociado al mismo, los valores en negritas presentan diferencias significativas entre las zonas de estudio.

Conservada								
Especie	b	S. E	t	gl	p	Crecimiento	K	S. E
<i>A. stipes</i>	3.792	0.0917	8.6374	253	<0.05	A+	1.03	0.07
<i>E. gula</i>	3.082	0.1396	0.5840	32	>0.05	I	1.01	0.09
<i>F. polyommus</i>	2.496	0.1645	-3.0620	16	<0.05	A-	1.01	0.19
<i>G. yucatanana</i>	3.174	0.0483	3.5952	205	<0.06	A+	1.01	0.09
<i>G. cinereus</i>	3.264	0.1106	2.3861	30	>0.05	I	1.05	0.13
<i>L. griseus</i>	3.144	0.0384	3.7604	5	>0.05	I	1.00	0.10
<i>M. urophthalmus</i>	3.364	0.3022	1.2039	4	>0.05	I	1.00	0.11
<i>P. mexicana</i>	3.457	0.1431	3.1943	53	<0.05	A+	1.02	0.22
<i>S. testudineus</i>	2.660	0.1197	-2.8383	5	<0.05	A-	1.15	0.40
Restaurada								
Especie	b	S. E	t	gl	p	Crecimiento	K	S. E
<i>A. stipes</i>	3.294	0.234	1.259	18	>0.05	I	1.01	0.12
<i>E. gula</i>	3.403	0.111	3.635	25	<0.05	A+	1.06	0.20
<i>F. polyommus</i>	2.957	0.098	-0.435	256	>0.05	I	1.01	0.14
<i>G. yucatanana</i>	2.842	0.090	-1.749	395	>0.05	I	1.04	0.44
<i>G. cinereus</i>	3.259	0.033	7.956	111	<0.05	A+	1.00	0.12
<i>L. griseus</i>	2.521	0.472	-1.015	5	>0.05	I	1.00	0.15
<i>M. urophthalmus</i>	3.143	0.099	1.440	19	>0.05	I	1.00	0.11
<i>P. mexicana</i>	3.175	0.031	5.668	102	<0.05	A+	1.01	0.17
<i>S. testudineus</i>	2.489	0.186	-2.751	26	<0.05	A-	1.00	0.11

Las especies *A. stipes*, *E. gula*, *F. polyommus*, *G. yucatanana* y *G. cinereus*, presentaron una estrategia de crecimiento diferente entre las zonas de muestreo tal y como se muestra en la **tabla 9**. Las especies *A. stipes* y *G. yucatanana* presentaron un crecimiento de tipo alométrico positivo en la zona conservada e isométrico en la zona restaurada mientras que en los organismos de *E. gula* y *G. cinereus* el crecimiento en la zona restaurada es de tipo alométrico positivo e isométrico en la

zona Conservada. Por otro lado, los organismos de la especie *F. polyommus* presentaron un crecimiento alométrico negativo en la zona conservada e isométrico en la zona restaurada.

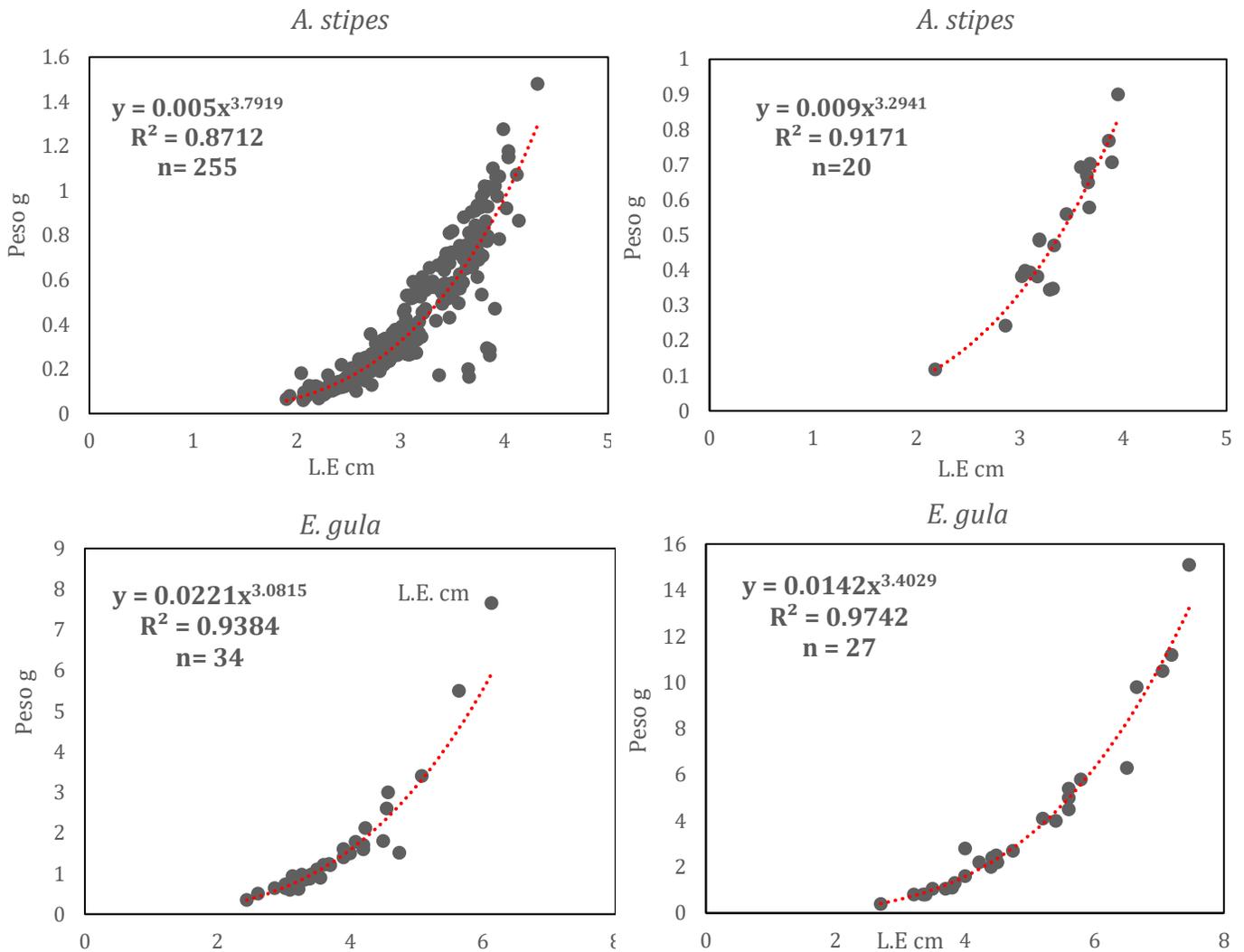


Figura 19. Relación talla peso de las especies *A. stipes* y *E. gula*. Lado izquierdo organismos zona conservada, lado derecho organismos de la zona restaurada.

Las especies *L. griseus*, *M. urophthalmus*, *P. mexicana* y *S. testudineus* presentaron el mismo patrón de crecimiento en las zonas Conservada y Restaurada, siendo *L. griseus* y *M. urophthalmus* especies de crecimiento isométrico, mientras que los organismos de *P. mexicana* presentaron un crecimiento de tipo alométrico positivo, lo que contrasta con *S. testudineus*, especie que presentó un crecimiento alométrico negativo, es decir, su valor de b fue significativamente menor a 3.

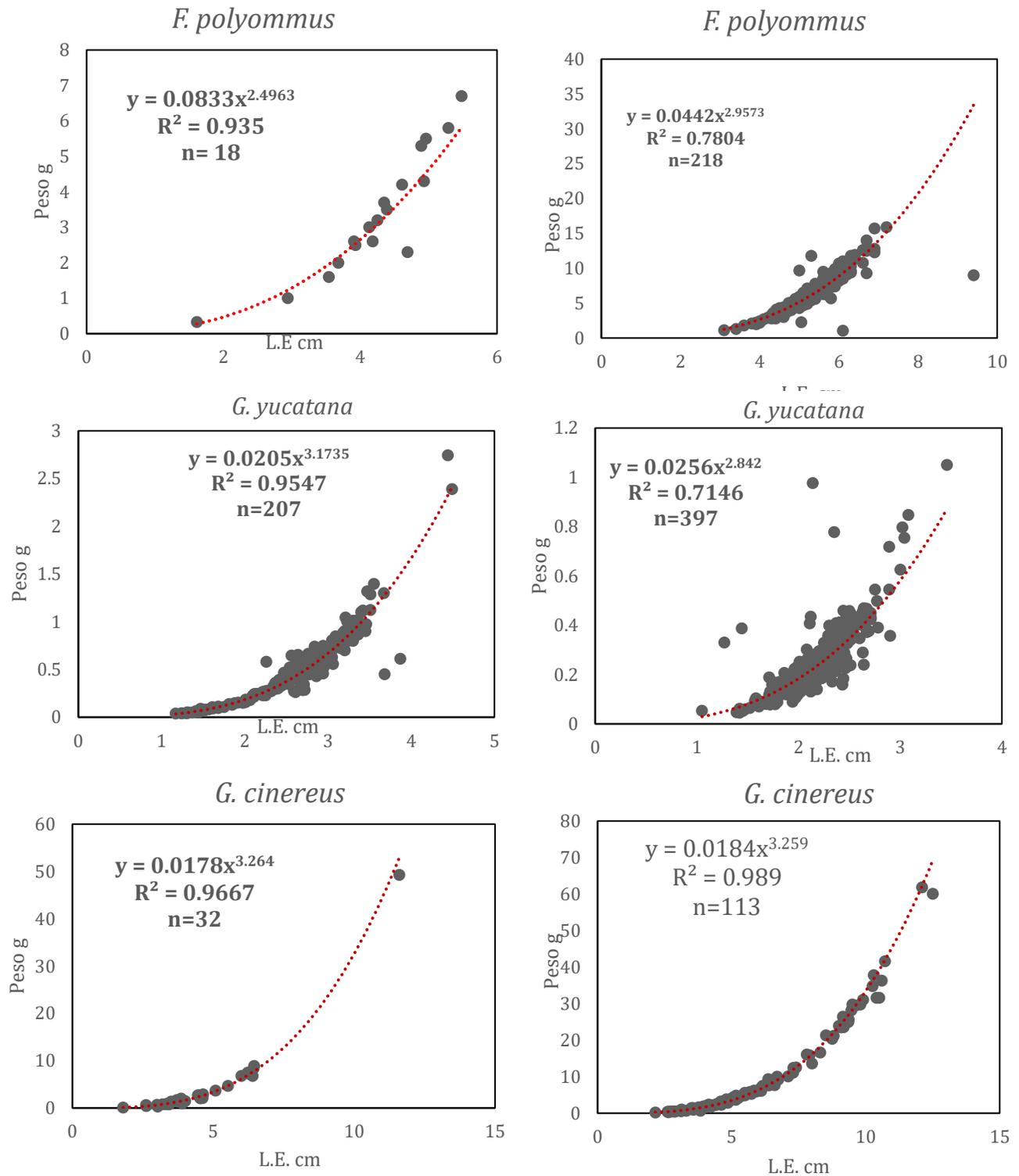


Figura 20. Relación talla-peso de las especies *F. polyommus*, *G. yucatanana* y *G. cinereus* en la zona conservada (lado izquierdo) y la zona restaurada (lado derecho).

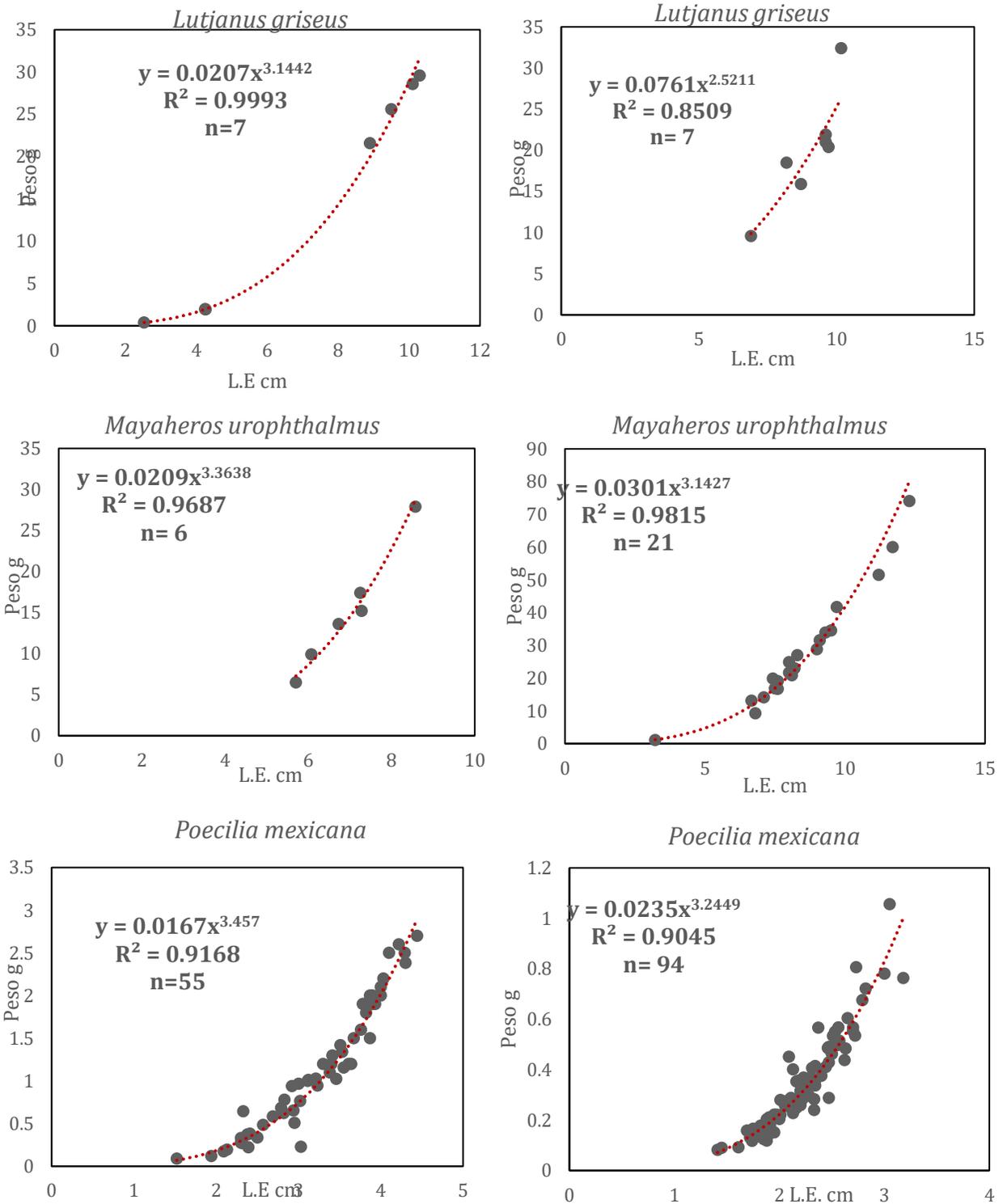


Figura 21. Relación talla-peso de las especies *L. griseus*, *M. urophthalmus* y *P. mexicana* en la zona conservada (lado izquierdo) y la zona restaurada (lado derecho).

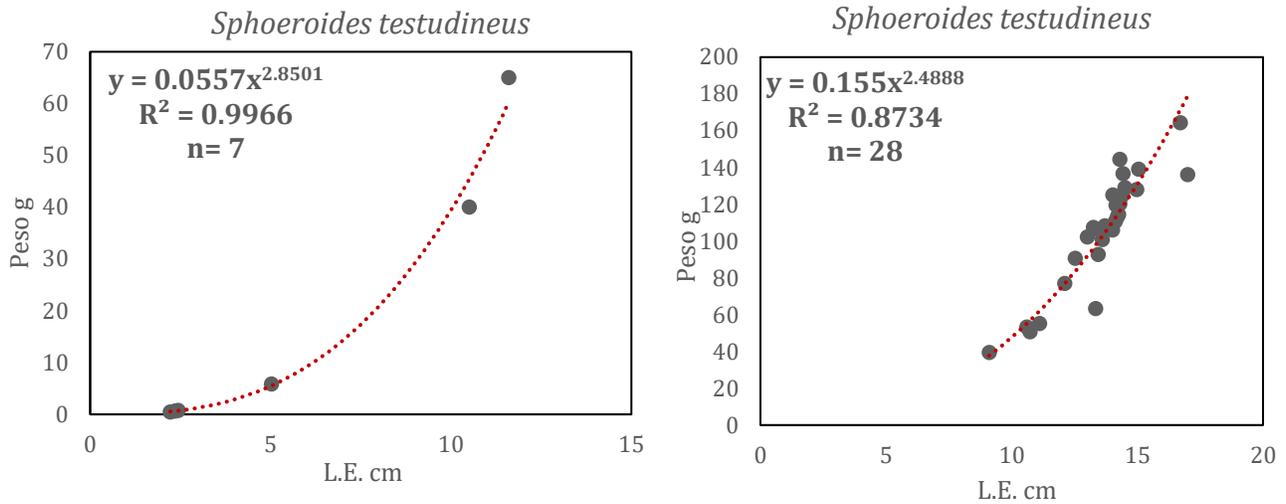


Figura 22. Relación talla-peso de la especie *S. testudineus* en la zona conservada (lado izquierdo) y la zona restaurada (lado derecho).

En cuanto a los valores promedio del factor de condición de Fulton (K), se observaron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la prueba de Kruskal-Wallis en dos especies entre las zonas Conservada y restaurada, una especie de categoría marina-transitoria *G. cinereus* y una especie estuarina *G. yucatanana*, la primera presentó un factor de condición más alto en la zona restaurada y la segunda en la zona conservada, esta diferencia puede deberse a factores relacionados con su alimentación o estado reproductivo (Granado, 1996).

7.8 Alimentación

Se identificaron un total de 39 ítems alimenticios en la zona conservada y 43 en la restaurada, las presas y su índice de importancia relativa se encuentran en el anexo 1. Las presas se agruparon en 10 categorías: peces, microcrustáceos (tanaidáceos, copépodos, ostrácodos, isópodos, corophium), Moluscos (bivalvos, gasterópodos), decápodos, anélidos, arácnidos, insectos (dípteros, formícidos, chironomidos, collembola, coleópteros, hemípteros) cianófitas (Nostoc) macrofitas y foraminíferos; también se encontró detrito como componente de la dieta de algunas especies, principalmente entre individuos de *F. polyommus*, los ítems que aportaron menos del 0.05% a la dieta de los organismos fueron agrupados en “otros”.

El análisis de escalamiento multidimensional nMDS y el análisis de similitudes ANOSIM mostraron diferencias significativas en la composición de dietas entre las especies, además se encontraron diferencias entre las dietas de las especies *F. polyommus* y *S. testudineus* entre las zonas Conservado y restaurado obteniendo valores en la prueba ANOSIM de $R=0.62$ nivel de significancia 0.1% y $R=0.25$ y nivel de significancia 0.5% respectivamente.

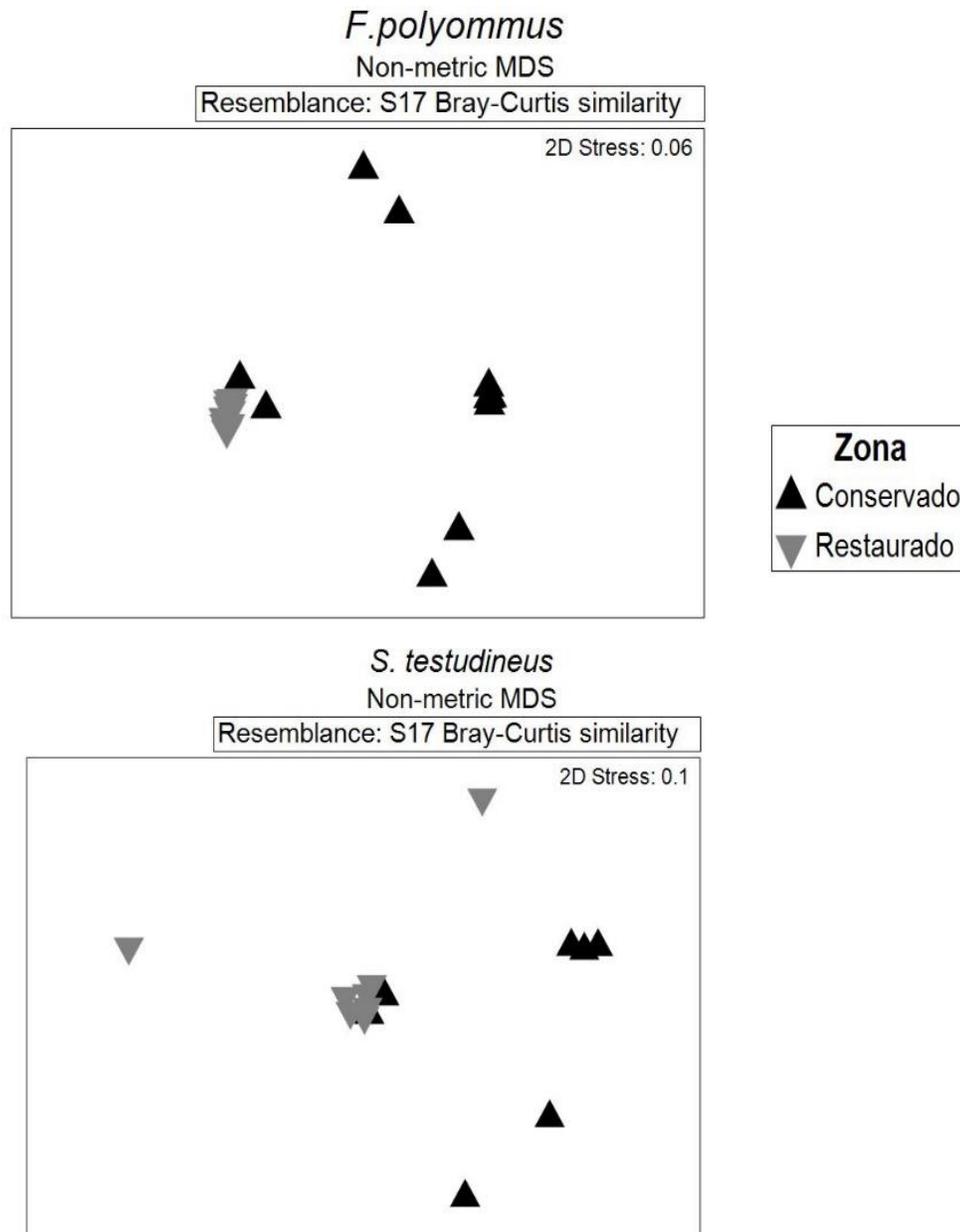


Figura 23. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) de la dieta de las especies *F. polyommus* y *S. testudineus* en las zonas de estudio (Conservada y Restaurada).

7.8.1 Gremios tróficos.

De acuerdo a la clasificación por gremios tróficos propuesta por Elliott y colaboradores (2007) y el resultado del índice de importancia relativa por grupos funcionales (IIR%) (**Tabla X**) se encontró que las especies *G. cinereus*, *L. griseus*, *E. gula* y *S. testudineus* se encuentran dentro del gremio Zoobentívoro (Zb), *G. yucatanana* tiene una dieta propia del gremio Oportunista (Op), *Atherinomorus stipes* se clasificó en el gremio planctívoro (Pl) y *M. urophthalmus* como omnívoro (Ov), los resultados son similares en ambas zonas de estudio, mientras que la especie *F. polyommus* fue clasificada en gremios diferentes entre las zonas Conservado y Restaurado presentando una dieta de tipo zoobentívora en la primera y detritívora (Dv) en la segunda.

7.8.2 Estrategia alimenticia

El método de Costello (1990) modificado por Amundsen y colaboradores (1996) mostró que sólo la especie *A. stipes* presentó una estrategia alimenticia de tipo especialista en ambas zonas, los organismos de esta especie se alimentaron principalmente de zoeas de decápodos (**Figura 24**).

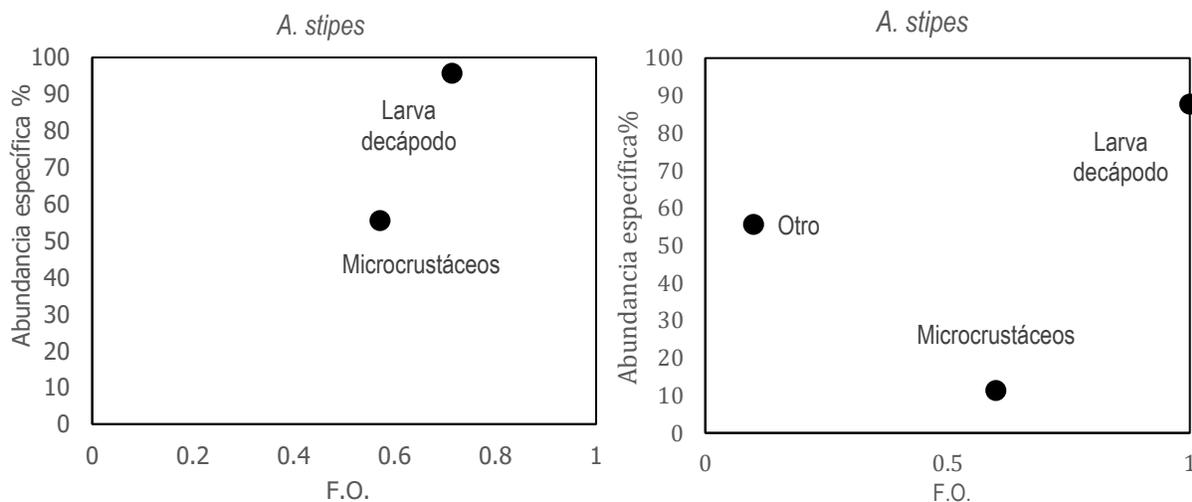


Figura 24. Representación gráfica de Costello de la estrategia alimenticia de la especie *A. stipes* en las zonas de estudio. Conservada (izquierdo) Restaurada (derecho).

Floridichthys polyommus y *S. testudineus* en la zona restaurada presentaron una estrategia alimenticia especializada. En el caso de *A. stipes* los organismos se alimentaron principalmente de zooplancton (larvas de decápodo) en ambas zonas de muestreo, mientras que los organismos de *F.*

polyommus se alimentaron de macrofitas y detritus en la zona restaurada mientras que en la zona conservada esta especie se alimentó de Zoobentos (microcrustáceos y decápodos) complementando su dieta con insectos y detrito, en el caso de la especie *S. testudineus* en el sitio restaurado esta se alimentó principalmente de zoobentos en la zona conservada (moluscos, microcrustáceos) mientras que en la zona restaurada los organismos de esta especie complementaron su dieta con plantas e incluso con organismos del necton, las **figuras 24 a 27** muestran la estrategia alimenticia para cada especie analizada.

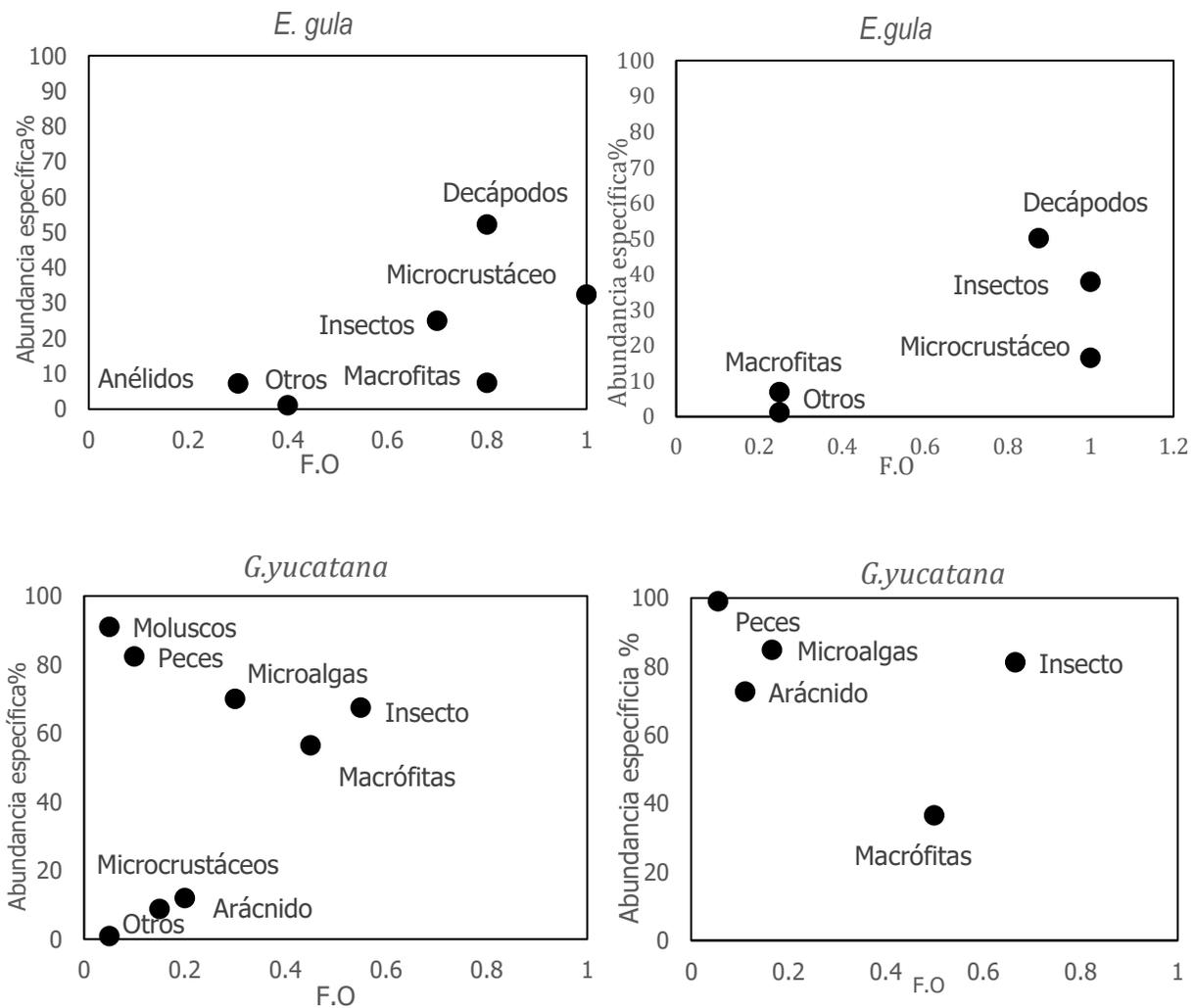


Figura 25. Representación gráfica de la estrategia alimenticia de las especies, *E. gula* y *G. yucatanana*, lado izquierdo en la zona restaurada, derecho conservada.

Tabla X. Índice de importancia relativa (%IIR) de las presas y gremio trófico en las especies analizadas.

Grupo alimenticio	<i>A. stipes</i>		<i>E. gula</i>		<i>F. polyommus</i>		<i>G. yucatanana</i>		<i>G. cinereus</i>		<i>L. griseus</i>		<i>M. urophthalmus</i>		<i>S. testudineus</i>	
	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R	C	R
Anélidos				1.1			1.5	6.3	8.1	11.5				1.6	3.8	0.2
Arácnido							0.2	5.2								
Cianófitas								0.2								
Decápodo	14.3		49.9	51.4	17.5				52.8	30.9	47.0	23.3		8.7		15.4
Detrito					18.6	58.5										
Insecto		4.1	41.7	10.3	20.6		43.3	57.6	3.3	0.1			0.2	12.6		
Larva decápoda	56.5	94.1														
Macroalgas							0.2					1.0	16.0	9.8		11.9
Macrofitas			0.3	5.3	0.1	41.4	33.1	18.6	1.3	1.0	0.2	9.7	19.1	11.0	9.1	0.8
Microcrustáceos	29.2	1.8	8.0	31.6	41.1	0.1	0.1		18.7	38.4	30.8	28.0	0.5	4.9	53.2	0.0
Moluscos					0.7		10.6	5.9	15.9	18.2	0.6	2.1	30.9	16.5	33.6	66.8
Peces							10.8	6.1			17.0	33.0	33.2	33.3		4.8
Otro			0.2	0.2	1.3						4.3	2.9		1.5	0.4	
Gremio trófico	Pv	Pv	Zb	Zb	Zb	Dv	Ov	Ov	Zb	Zb	Zb	Zb	Ov	Ov	Zb	Zb

***C**=Organismos de la zona Conservada. **R**= Organismos de la zona Restaurada. Gremios tróficos: **Zb**=Zoobentívoros, **Ov**=Omnívoros, **Dv**=Detritívoros, **Op**=Oportunistas, **Pv**=Planctivo.

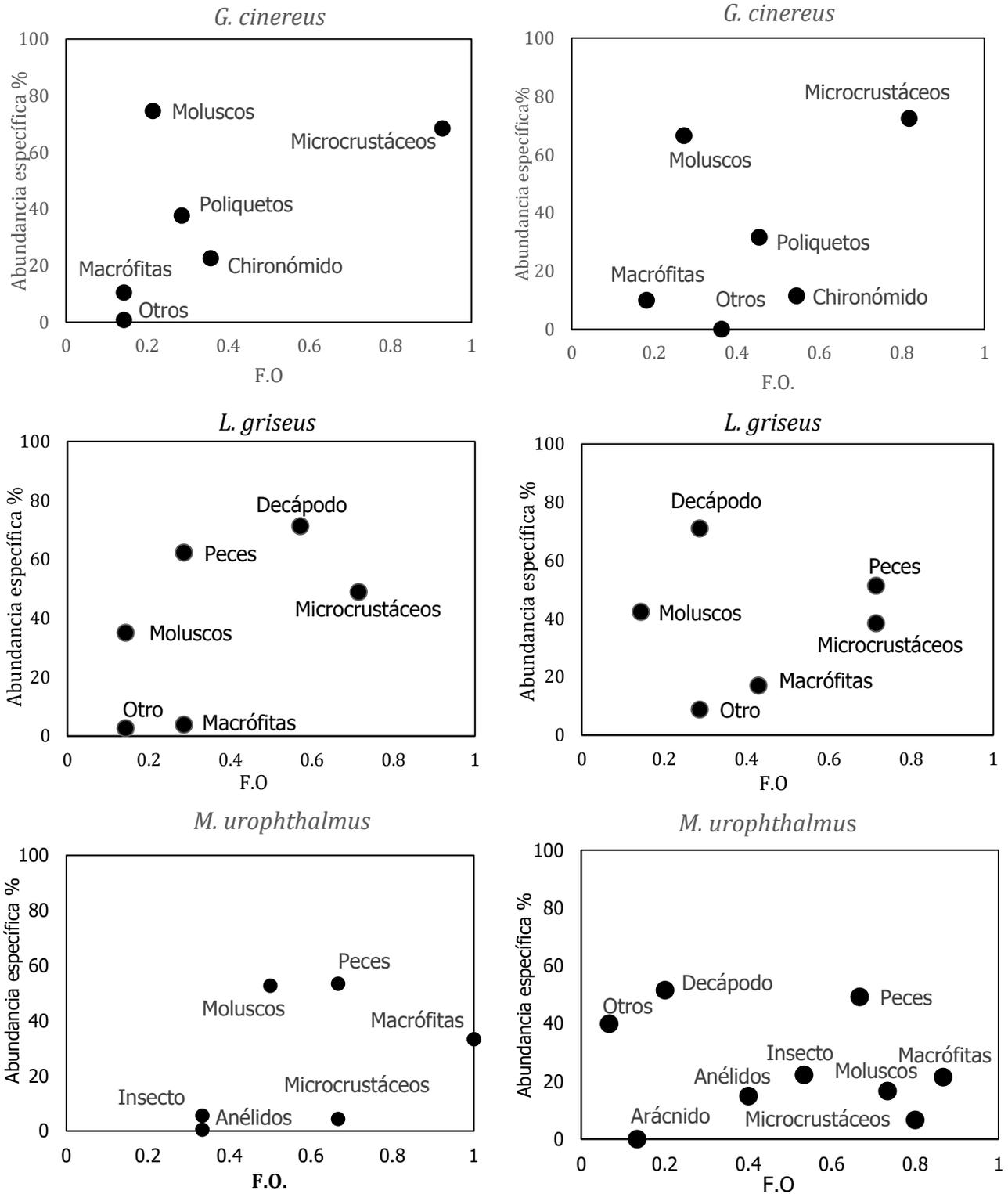


Figura 26. Estrategia alimenticia de las especies *G. cinereus*, *L. griseus* y *M. urophthalmus* en las zonas restaurada(izquierdo) y conservada (derecho).

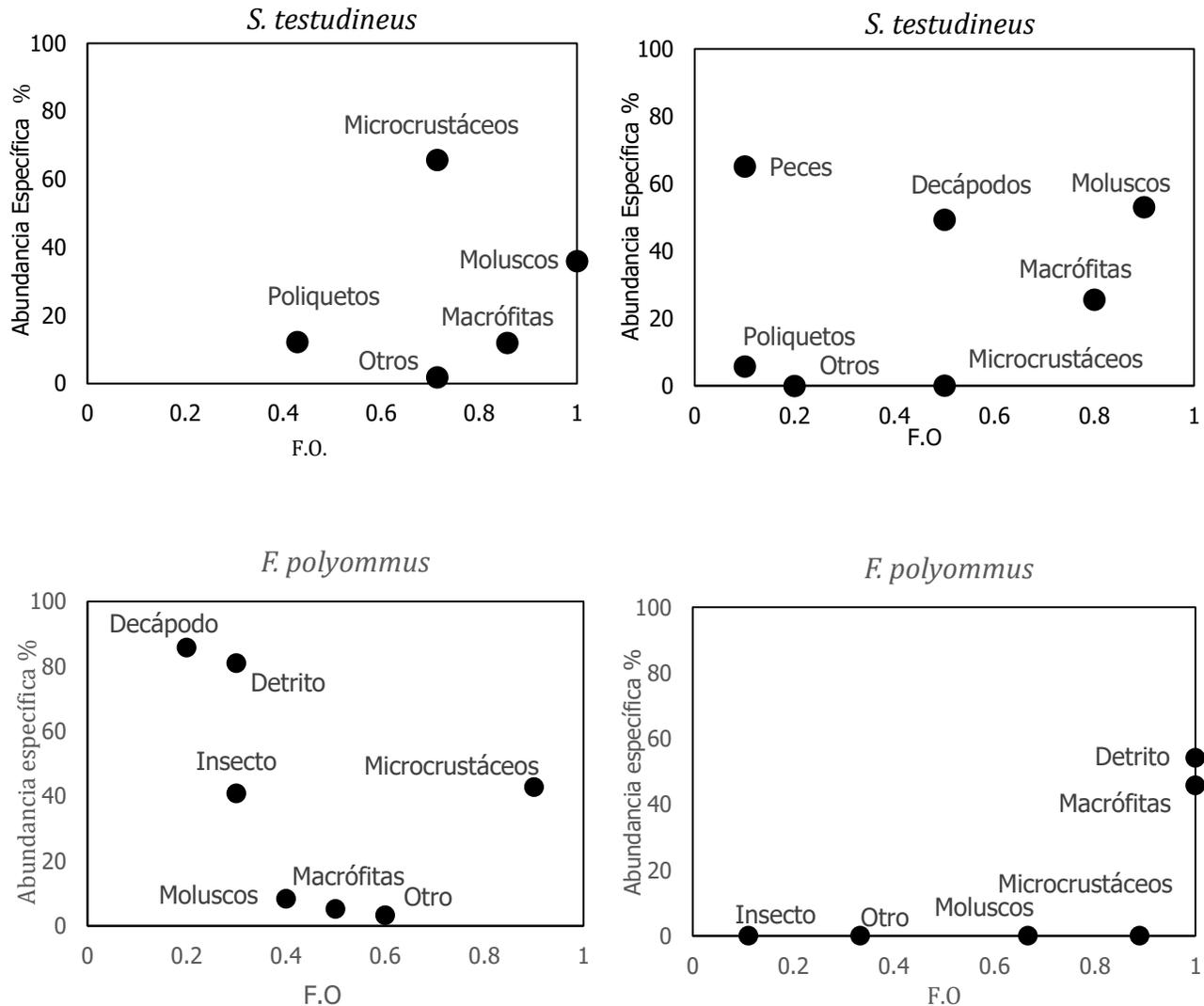


Figura 27. Estrategia alimenticia de las especies *S. testudineus* y *F. polyommus* en las zonas de estudio. Lado izquierdo zona restaurada y lado derecho zona conservada.

7.9 Comparación de las funciones de crianza y alimentación.

De acuerdo con los datos de incidencia, el nivel de completitud de la zona conservada fue del 96% con 27 especies observadas mientras que para la zona restaurada fue de 98% con sólo 15 especies, los resultados muestran que, aunque se aumenten los esfuerzos de muestreo, el número de especies esperado para la zona conservada es de 30 mientras que en la zona restaurada aumentaría a 16 especies. Los resultados muestran que la zona restaurada no

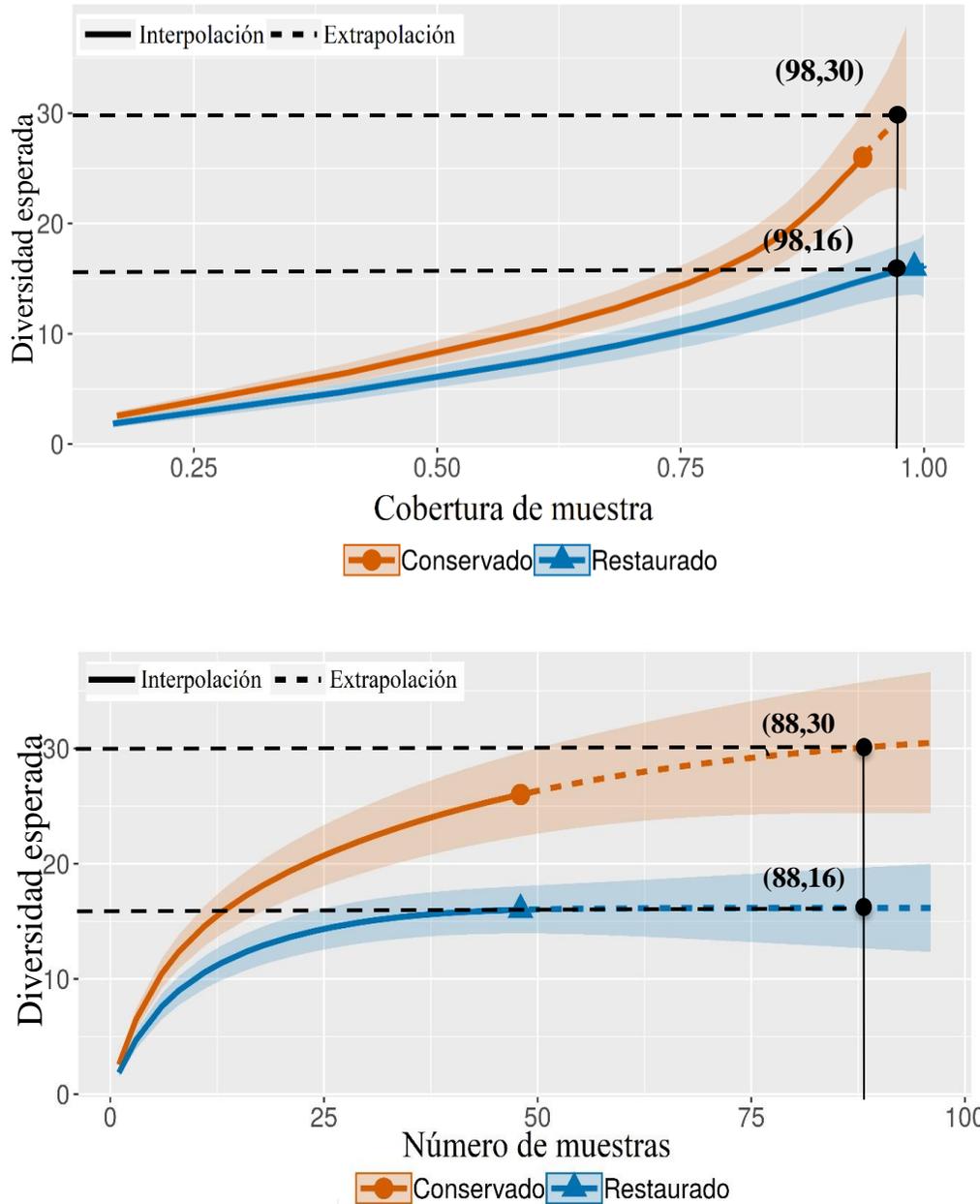


Figura 28. Comparación de la riqueza entre las zonas de estudio con respecto a la cobertura de la muestra (Chao-Jost, 2012) y número de muestras. Se muestran los límites de confianza inferior y superior para ambas zonas a un 95% los números entre paréntesis indican la intercepción de los ejes donde la riqueza fue comparada.

alcanzara en el corto plazo la riqueza de la zona conservada y que la riqueza de la zona conservada es 1.8 veces mayor con respecto a la zona restaurada (**Figura 28**) mostrando diferencias significativas en cuanto a su riqueza; lo mismo se observó para las especies

marino-transitorias y dulceacuícolas (**Figura 29**), donde la riqueza de especies para este grupo funcional fue mayor en la zona conservada siendo 1.7 veces mayor.

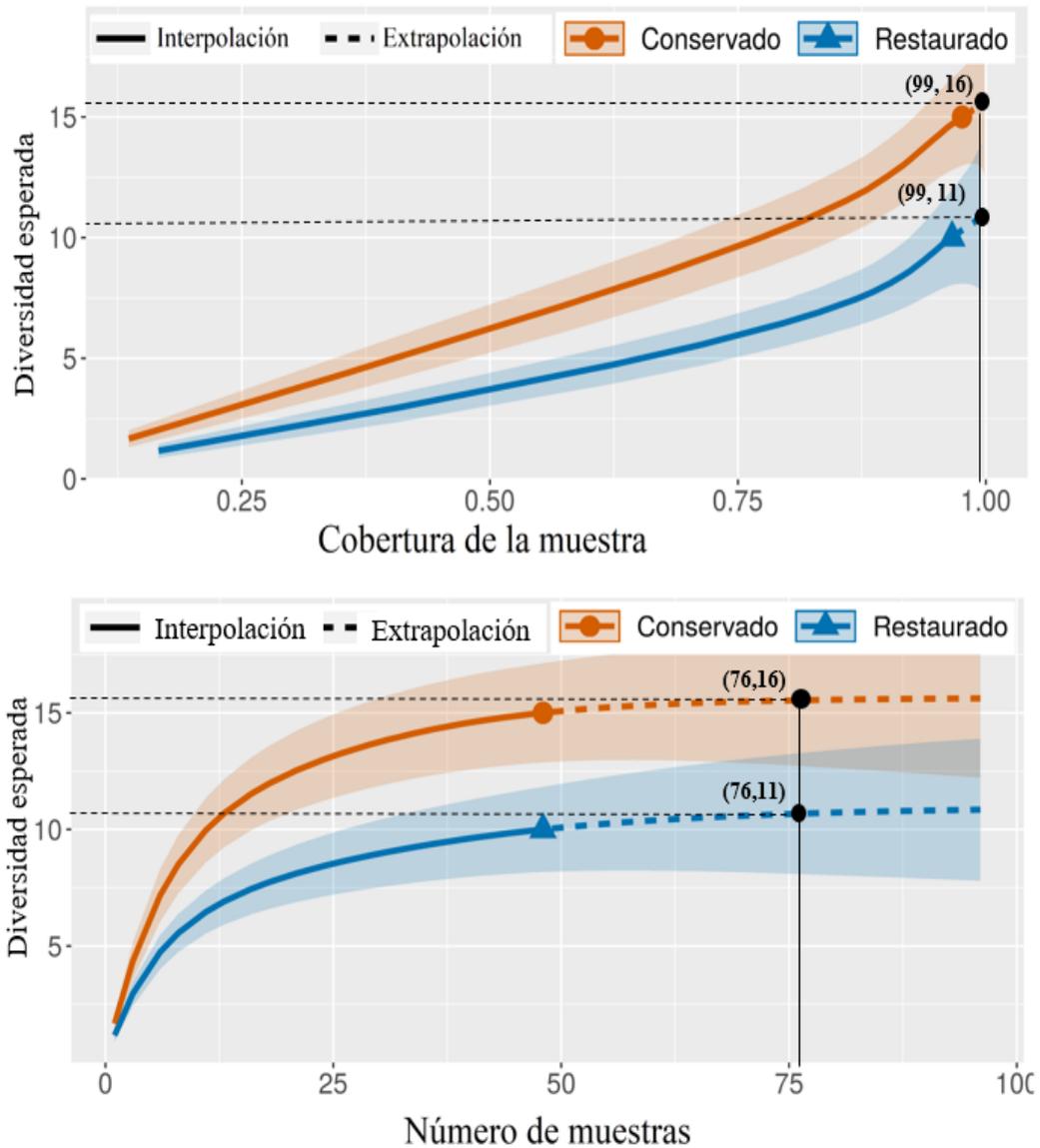


Figura 29. Comparación de la diversidad íctica de las especies dulceacuícolas y marino-transitorias de las zonas conservada y restaurada con respecto a la cobertura de la muestra y número de muestras. Se muestran los límites inferiores y superiores para ambas comunidades y la intercepción a la cual la diversidad fue comparada.

8. Discusión

Los esfuerzos por recuperar o restaurar los ecosistemas de manglar, pocas veces incluyen un monitoreo biológico a largo plazo aun cuando estos son importantes para evaluar el éxito de la restauración. Esto se debe entre otros factores a los recursos requeridos para su implementación, por lo cual, es importante contar con indicadores que además de incluir características funcionales y estructurales del ecosistema sean fáciles de medir e interpretar.

La fauna asociada al manglar es un componente importante de la función del ecosistema, por tanto, pueden ser indicadores útiles del estado de los manglares (Nagelkerken *et al.*, 2008). Los peces además de tener una estrecha relación con el hábitat de manglar principalmente por su uso como zona de refugio y alimentación (Laegdsgaar y Johnson, 2001; Nagelkerken *et al.*, 2008; Vaslet *et al.*, 2012) también tienen una tasa de recuperación rápida después de un proceso de restauración, de acuerdo con Bosire y colaboradores 2008 la comunidad íctica de una zona de manglar restaurada es comparable con la presente en una zona de referencia tan solo cinco años después de iniciar el proceso de restauración y además, son parte importante de la trama trófica de estos ecosistemas, ligando al manglar no solo con sistemas acuáticos adyacentes como los arrecifes (Nagelkerken *et al.*, 2000; Nagelkerken *et al.*, 2002; Mumby *et al.*, 2004) sino también con ecosistemas terrestres al formar parte de la alimentación de vertebrados más grandes como las aves (Trexler y Goss, 2009; De Dios *et al.*, 2019)

8.1 Variación hidrológica.

Las características hidrológicas afectan directamente a la comunidad ictiofaunística por lo cual es importante conocer sus patrones de variación; la salinidad, la temperatura, el nivel de inundación, el oxígeno disuelto, el pH y los sólidos disueltos (STD) son, entre otras variables, determinantes en la distribución de especies dentro de ecosistemas estuarinos, éstas se rigen por tres factores principales: la geomorfología del sitio, los patrones de lluvias locales y las características del mar adyacente a la zona, principalmente su profundidad, las corrientes y mareas (Blaber, 1997). De acuerdo con Wolanski y colaboradores (1986) y Blaber (1997) la variación espacial y temporal observada en las variables hidrológicas de ambas zonas de estudio es común en los manglares tropicales.

Los cambios en la salinidad a través de las temporadas y sitios de muestreo en ambas zonas, se deben principalmente a su posición con respecto a la laguna costera. Los sitios más alejados tienen aporte de agua dulce proveniente de las escorrentías por lluvias y cuerpos de agua ubicados tierra adentro en la Reserva (Herrera-Silveira *et al.*, 2014) disminuyendo la salinidad, sin embargo, quedan aislados en temporadas de secas, temporada relacionada con un aumento en la tasa de evaporación lo que aumenta la concentración de sales (Wolansky *et al.*, 1996). El gradiente observado en las zonas conservada y restaurada se han reportado en distintos ecosistemas de manglar de zonas estuarinas. Ley y colaboradores (2004) en la Bahía de Florida, Zaldívar y colaboradores (2004) en Ría Celestún y dentro de la Reserva de la Biosfera en Sian Ka'an López-Portillo y colaboradores (1989) identificaron gradientes salinos fuertemente marcados en una zona de petenes, concordando con lo encontrado en el presente estudio.

La diferencia en los valores mínimos y máximos de salinidad alcanzados en las zonas, puede atribuirse a la carretera que divide las zonas, este tipo de infraestructura ha sido identificada como un factor de cambio en el patrón del flujo hídrico, afectando sobre todo las entradas de agua dulce al sistema, aún después de la implementación de proyectos de restauración hidrológica (Teutli-Hernández y Herrera-Silveira, 2018) provocando un aumento en la salinidad de la zona Restaurada.

8.2 Evaluación de la función de refugio.

8.2.1 Estructura de la comunidad

8.2.1.1 Distinción taxonómica

La complejidad estructural de las raíces de manglar, supone un reto para elegir el método de captura de la comunidad íctica, una alternativa es el uso de métodos visuales (Vaslet *et al.*, 2012; Enchelmaier *et al.*, 2018) en el presente estudio, se usó un método de captura y uno visual, con el fin de registrar la mayor cantidad de especies posible y así caracterizar con mayor precisión a la comunidad, sin embargo, la heterogeneidad del muestreo dificulta la comparación de los resultados obtenidos entre zonas. El índice de distinción taxonómica promedio (Clarke y Warwick, 1998) que no depende del número de especies ni de la

abundancia de organismos (atributos que están fuertemente relacionados con el esfuerzo de muestreo) es una alternativa útil para comparar la diversidad de dos comunidades caracterizadas a partir de muestreos heterogéneos, además algunos autores señalan que este índice es de gran utilidad para identificar los efectos de las alteraciones o cambios en los ecosistemas sobre su comunidad biótica (Leonard *et al.*, 2006; Capetillo-Piñar *et al.*, 2015). Sin embargo, si bien el índice es capaz de identificar estos efectos, el resultado depende del tiempo, minimizándolos a corto plazo, en el presente estudio, no se identificaron diferencias significativas a partir de este índice entre las zonas conservada y restaurada, sin embargo, debido al poco tiempo de muestreo no se puede asegurar que el resultado es efecto del proceso de restauración.

8.2.1.2 Abundancia y Riqueza específica

Los listados taxonómicos previos sobre la comunidad íctica en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an se basan principalmente en la ictiofauna presente en cuerpos de agua dulce (Zambrano *et al.*, 2006; Escalera-Vázquez y Zambrano, 2010; Camargo-Guerra *et al.*, 2013; Escalera-Vázquez *et al.*, 2017), en las comunidades arrecifales aledañas (Núñez-Lara y Arías, 1998; Padilla *et al.*, 1992) e incluso en el ensamblaje de larvas presentes en una laguna costera adyacente a la zona de estudio (Vásquez-Yeomans y Schmitter-Soto, 1999; Quintal-Lizama y Vásquez-Yeomans, 2001), el presente estudio es el primero en caracterizar la ictiofauna en la zona, después de iniciar el proceso de restauración y que se basa únicamente en los hábitats de manglar ofreciendo información de utilidad para determinar el estado de las funciones ecológicas de la zona.

La riqueza observada en las zonas de estudio es relativamente pobre comparada con estudios previos dentro de la Reserva, los cuales reportan una riqueza de aproximadamente 40 especies (Zambrano *et al.*, 2006; Vásquez-Yeomans y Schmitter-Soto, 1999) sin embargo, estos trabajos estudiaron la ictiofauna continental considerando distintos hábitats, sin enfocarse únicamente en la ictiofauna presente en hábitats de manglar, además, se debe tomar en consideración los cambios en el tipo de muestreo debido a que estos atributos comunitarios dependen directamente de los esfuerzos de muestreo haciendo difícil su comparación (Gotelli y Colwell, 2011).

En cuanto a la fauna registrada, la familia Gerreidae presentó la mayor riqueza en ambas zonas, sin embargo, la familia Poeciliidae fue la más abundante en la zona restaurada con *Gambusia yucatanana* y *Poecilia mexicana* representando más del 40% de la abundancia total mientras que en la zona conservada la especie *Atherinomorus stipes*, única especie de la familia Atherinidae representó el 32% de la abundancia. La familia Gerreidae se distribuye en ambientes costeros cálidos y se encuentra ampliamente distribuida en las zonas costeras del Sur de Quintana Roo, mismo caso para la familia Poeciliidae (Áviles-Torres *et al.*, 2001), algunas especies de gérridos como *Gerres cinereus* o *Eucinostomus melanopterus* son conocidas por penetrar en las zonas estuarinas en estadios juveniles, migrando posteriormente a zonas arrecifales en estadios adultos, lo mismo sucede con la especie *Atherinomorus stipes*, en contraste, *G. yucatanana* y *P. mexicana* son especies tolerantes al estrés ambiental, por lo que son aptas para cumplir todo su ciclo de vida dentro de los ambientes estuarino-lagunares (Áviles-Torres *et al.*, 2001).

La alta abundancia de *G. yucatanana* en la zona restaurada concuerda con lo registrado por Arceo-Carranza y colaboradores en 2016, quienes encontraron que esta especie es dominante después del proceso de restauración, disminuyendo su presencia con el paso del tiempo. A pesar de no existir diferencias significativas en cuanto a la composición de la comunidad entre zonas, es necesario realizar análisis que tomen en cuenta otros atributos de las especies clasificándolos en grupos o categorías funcionales ya que la clasificación de especies basándose solo en su identidad taxonómica no garantiza una mejor comparación de dos comunidades ícticas (Elliott *et al.*, 2007).

8.2.2 Categorías ecológicas y estadio de especies.

En cuanto a riqueza específica, las especies marinas-transitorias fueron las mejor representadas en las zonas conservada y restaurada con un total de diez y ocho especies respectivamente, esto puede atribuirse a la conexión de las zonas de estudio con la laguna costera Xamach, a pesar de ser la categoría con más especies, su abundancia relativa en la zona restaurada es de apenas el 16%, esto puede atribuirse a que estas especies sólo entran de forma temporal en busca de alimento a los ecosistemas estuarinos (Arceo-Carranza y Vega-Cendejas, 2009), el resultado es contrastante con la zona conservada, donde el componente marino-transitorio representó el 46% de la abundancia total de la comunidad

íctica mientras que el componente dulceacuícola el 50%, por otro lado, todos los organismos marino transitorios registrados (excepto dos organismos de *S. testudineus*), se encontraban en estadios previos a su primera madurez, lo que indica que no cumplen todo su ciclo de vida dentro del hábitat de manglar utilizándolo sólo en estadios juveniles, indicador de que el manglar ofrece una función específica en estas etapas tempranas (función de crianza) esta idea es reforzada por lo reportado por Nagelkerken y colaboradores (2000) quienes realizaron un censo visual a través de distintos biotopos adyacentes a un arrecife coralino en el Mar Caribe encontrando que los hábitat de manglar son zonas de crianza para varias especies del género *Eucinostomus spp*, *Gerres cinereus*, *Lutjanus griseus*, *Lutjanus apodus* y *Sphyraena barracuda*, otras especies como *Atherinomorus stipes* son consideradas especies arrecifales lo que significa que no depende de los ecosistemas de manglar para cumplir su ciclo de vida sin embargo, lo utiliza si tiene la oportunidad. Laegdsgaar y Johnson (2001) han propuesto dos hipótesis para explicar esta relación de peces juveniles con los ecosistemas de manglar: 1.- La complejidad estructural de los ecosistemas de manglar sirve como protección contra depredadores más grandes y 2.- La alta productividad ofrece alimento a los peces juveniles sin correr el riesgo de ser depredados; de acuerdo con estas hipótesis, se puede inferir que la zona en proceso de restauración está brindando la función de crianza para algunas especies marino transitorias, sin embargo, la baja abundancia de esta categoría en comparación con la zona conservada puede estar indicando que su complejidad estructural vegetal y productividad aún no se encuentran en un nivel óptimo.

8.2.3 Variación temporal.

No se observó una diferencia significativa en la estructura de la comunidad íctica entre temporadas climáticas, sin embargo, la riqueza específica cambió entre temporadas en ambas zonas de estudio y algunas especies sólo se registraron en una temporada climática, se esperaría que la temporada de nortes presentara mayor riqueza específica debido a que en ella, es común que los peces busquen refugio en la vegetación del manglar como protección a los fuertes vientos y mareas (Arceo-Carranza y Vega- Cendejas, 2009) sin embargo, esto sólo fue cierto en la zona restaurada donde se registró una especie más en esta temporada que en temporada de secas mientras que en la zona conservada la temporada de lluvias fue la temporada con mayor riqueza, por otro lado, en temporada de lluvias se registró el mayor

número de especies dulceacuícolas en la zona conservada, esto se debe al aumento del aporte de agua dulce al sistema, permitiendo que especies estenohalinas como *Astyanax altior* entraran al sistema, en contraste, la zona restaurada sólo presentó a una especie dulceacuícola en esta temporada (*Mayaheros urophthalmus*).

El cambio en la estructura de la comunidad entre temporadas climáticas se ha reportado en distintos ecosistemas de manglar (Vega-Cendejas y Hernández, 2004; Vega-Cendejas, 2007; Rodríguez-Romero *et al.*, 2012; Franco-López, 2017). De acuerdo con Lara-Domínguez y Yáñez-Arancibia (1999) los cambios temporales en el uso de hábitat son comunes en los peces, los cuales de acuerdo a su especie tienen diferentes estrategias de vida y utilizan diferentes hábitats de manera temporal lo que optimiza su reclutamiento, además se ha reportado, que son pocas las especies que se mantienen confinadas en un solo hábitat de crianza, en cambio pueden utilizar varios hábitats a través del día con diferentes objetivos como la búsqueda de alimento, refugio o descanso (Veirweij *et al.*, 2006; Nagelkerken *et al.*, 2015).

8.2.4 Relación variables hidrológicas – comunidad íctica.

El sistema presentó un gradiente salino a través de los sitios de muestreo en ambas zonas, formando dos agrupaciones, una con los sitios cercanos a laguna y otra con los sitios tierra adentro. Diferentes estudios han enfatizado la importancia de los gradientes salinos en la estructura de la comunidad íctica dentro de los estuarios tropicales teniendo una influencia directa en la riqueza de especies y abundancia de organismos; estos gradientes se ven afectados por la temporada climática y la distancia a otros cuerpos de agua (Blaber, 1997; Ley *et al.*, 1999; Barletta *et al.*, 2005).

En la zona de estudio, este gradiente tuvo un efecto directo en la distribución de las especies de agua dulce como *Astyanax altior* que sólo se observó en la zona conservada, en los sitios ubicados tierra dentro y en las temporadas donde el agua presentó menor salinidad, ya que esta especie es estenohalina y sólo se distribuye en cuerpos de agua con salinidades menores a 6 ups (Schmitter-Soto, 2016). Otra especie de agua dulce registrada fue *Belonesox belizanus* la cual tiene un amplio rango de tolerancia a la salinidad encontrándose incluso en ambientes marinos o salobres con salinidades de hasta 40ppm (Miller, 2009; Vega-Cendejas y

Hernández, 2004a) sin embargo, su distribución se restringió a la zona conservada, esto puede deberse a que esta especie prefiere cuerpos de agua con vegetación abundante (Vega-Cendejas y Hernández, 2004a).

La diferencia de la comunidad íctica entre las zonas se caracteriza por la ausencia de especies dulceacuícolas estenohalinas como *A. altior* en la zona restaurada, esto puede estar indicando que el sistema no presenta las condiciones de vegetación que dichas especies necesitan para su desarrollo, Shinnaka y colaboradores (2007) señalan que este factor influye fuertemente en la composición de la comunidad íctica.

8.3 Evaluación de la función de alimentación.

8.3.1 Factor de condición.

Los valores de K' observados en ambas zonas indican que las especies evaluadas poseen características biológicas y ecológicas que les permite desarrollarse en las condiciones presentadas en la zona restaurada, sin embargo, se debe tomar en cuenta que el factor de condición se encuentra relacionado con diferentes aspectos como el crecimiento, madurez gonadal y reproducción (Granado, 1996) además está influenciado no sólo por la disposición de alimento sino también por la estacionalidad (Froese, 2006) por lo que es necesario complementar este resultado con la evaluación de otras variables.

8.3.2 Hábitos alimenticios.

La agrupación de los organismos a través de diferentes atributos como su especie, biomasa o funcionalidad aporta información importante sobre la estructura y función de la comunidad íctica en los sistemas estuarinos, por lo que existe un interés creciente en categorizar y agrupar a la ictiofauna para conocer el efecto que las actividades humanas han tenido en los estuarios del mundo (Elliott *et al.*, 2007), en este sentido, los gremios alimenticios agrupan a las especies que explotan los mismos recursos tróficos, Vander Zander y colaboradores (2006) consideran que el estudio de las relaciones tróficas proporciona información valiosa sobre los resultados de la restauración ecológica al relacionarlo con los recursos en los ecosistemas de manglar y tener un punto de vista más dinámico de las interacciones ecosistémicas.

Se identificaron cuatro gremios tróficos; las especies evaluadas presentaron el mismo gremio alimenticio sin importar si se encontraban en la zona conservada o restaurada explotando los mismos recursos entre zonas, excepto por las especies *S. testudineus* y *F. polyommus*. en el caso de *F. polyommus*, los organismos mostraron una diferencia en el uso de recursos consumiendo presas componentes del zoobentos como son decápodos y microcrustáceos en la zona conservada y detrito y macrofitas en la zona restaurada clasificándose en diferentes gremios tróficos entre zonas e incluso en diferente nivel trófico; la especie *S. testudineus* no mostró un cambio tan drástico de dieta, encontrándose en el mismo gremio trófico en ambos sitios (Zv) pero explotando diferentes recursos. Esta plasticidad en la dieta de *F. polyommus* se ha reportado anteriormente por Poot y colaboradores (2005), quienes encontraron cambios en los hábitos alimenticios de esta especie entre dos zonas y también por temporadas, alimentándose principalmente de Zoobentos o fitoplancton dependiendo de la zona.

La capacidad para explotar diferentes presas es característica de las especies estuarinas, las cuales se caracterizan por ser mayormente generalistas y poseer una flexibilidad para aprovechar picos temporales en la abundancia de presas por lo que los hábitos alimenticios de los peces estuarinos reflejan el tipo y variación de los recursos disponibles en su ambiente (Livingston, 1984; Elliott *et al.*, 2007) por tanto los resultados obtenidos en el análisis de dieta de esta especie puede considerarse como un indicador de la calidad del ecosistema debido a que los alimentos vegetales y detrito (componente principal de su dieta en la zona restaurada) se consideran de relativamente menor calidad en comparación con los componentes del Zoobentos (componente principal en su dieta en la zona conservada) (Ley *et al.*, 1994; Vaslet *et al.*, 2012).

En cuanto a la estrategia alimenticia (especialistas y generalistas) todas las especies se consideraron generalistas esto puede estar relacionado con la ontogenia de las especies analizadas. Las especies asociadas a las zonas estuarinas suelen ser generalistas en etapas juveniles cambiando de acuerdo a su especie a una estrategia más especialista en etapas adultas (Elliott *et al.*, 2007), sin embargo existen especies de origen marino como *A. stipes*, que a pesar de encontrarse en etapas juveniles presentó una dieta de tipo especialista basando

su dieta en el consumo de larvas zoeas de decápodo que forman parte del plancton, la estrategia alimenticia encontrada para esta especie en la zona de estudio concuerda con lo reportado por Vaslet y colaboradores (2015) quienes categorizan a esta especie como planctívora.

La información que aporta el análisis de dietas, así como el factor de condición relativo de Fulton indica que la zona restaurada cuenta con los recursos necesarios para el desarrollo de especies tanto marinas transitorias como estuarinas, sin embargo, la ausencia de especies piscívoras como *Belonesox belizanus*, así como la alta abundancia de especies omnívoras como son *G. yucatanana* y *F. polyommus* indican una menor calidad del ambiente con respecto a la zona conservada. Velázquez y Vega-Cendejas (2004) señalan que un ambiente declina en calidad si su comunidad se compone mayormente de omnívoros, mientras que la presencia de depredadores tope como *B. belizanus* es considerado como un indicador de la recuperación de la función de alimentación en ecosistemas de manglar en proceso de restauración (Arceo Carranza *et al.*, 2016).

8.4 Comparación de las funciones.

Las curvas de funcionamiento propuestas por Kentula y colaboradores (1992) han sido de gran utilidad para evaluar diferentes funciones ecosistémicas en ecosistemas acuáticos después de un proceso de restauración como la fijación de nitrógeno (Craft *et al.*, 2003), la acumulación de materia orgánica e incluso ciertos aspectos de la ictiofauna, sin embargo, estas curvas se construyen a partir de una cronosecuencia (cambio en las funciones a través del tiempo) por lo que se requieren datos recopilados a través de periodos de tiempo largos imposibilitando su aplicación en ecosistemas donde no se cuenta con datos previos o que recientemente han iniciado su proceso de restauración (West *et al.*, 2000). Por lo que en el presente estudio se utilizaron curvas de rarefacción de especies basadas en la cobertura de la muestra (Chao y Jost, 2012), este índice puede ser calculado a través de datos de incidencia, además puede predecir a corto plazo el comportamiento de la diversidad en las zonas y posibilita la comparación de dos o más poblaciones de manera gráfica por lo que su interpretación es relativamente sencilla. Hasta el momento no se encontró literatura que utilice este método como herramienta de comparación de funciones entre ecosistemas, aun

cuando es un método estadísticamente robusto y se recomienda para dicho fin (Chao *et al.*, 2014). Los resultados obtenidos de la comparación de funciones a través de este método mostraron diferencias entre las comunidades a partir de sus características funcionales confirmando lo encontrado por el análisis de la función de alimentación y de refugio, la ventaja del uso de este método es la síntesis de la información en una sola gráfica lo que resulta conveniente para transmitir a un público en general el estado en la restauración de funciones ecosistemas de alimentación y refugio de peces en esta zona de manglar.

Esta primera caracterización de la comunidad íctica en la zona en proceso de restauración es un primer paso para determinar si las funciones ecosistémicas del manglar se han recuperado, constituyendo una línea base para investigaciones futuras de la zona, además, aporta información sobre la relación de la distribución de especies con las variables ambientales.

9. Conclusiones.

Las variables hidrológicas de la zona de estudio presentan una variación de acuerdo con la temporada climática, además la zona presenta un gradiente de salinidad definido por la distancia a la laguna costera y las entradas de agua dulce al sistema lo que tiene una influencia directa en la distribución de las especies dentro del manglar.

La comunidad íctica de la zona conservada tiene mayor riqueza específica que la comunidad de la zona restaurada la cual se compone principalmente de organismos estuarinos categoría representada por las especies *Gambusia yucatanana* y *Floridichthys polyommus* en contraste con la zona conservada donde los organismos dulceacuícolas como *Astyanax altior* y *Belonesox belizanus* y los marino-transitorios como *Atherinomorus stipes* son los que representan mayor abundancia.

Todos los organismos marino-transitorios registrados en ambas zonas de estudio se encontraban en estadios juveniles lo que indica que los hábitats de manglar estudiados sirven como zona de refugio para especies marinas.

En cuanto a la función de alimentación, la zona restaurada cuenta con los recursos necesarios para la alimentación de especies planctívoras, omnívoras y zoobentívoras, incluso piscívoras (*Sphyraena barracuda*) aunque en muy baja proporción en comparación la zona conservada.

De acuerdo con los resultados obtenidos se puede concluir que la zona restaurada se encuentra en proceso de recuperación de las funciones ecológicas de refugio y alimentación que ofrecen a la comunidad íctica, sin embargo, esta comunidad debe seguir siendo monitoreada para poder confirmar o negar el éxito de la restauración de las funciones ecológicas del manglar.

10. Bibliografía

Aguirre León A., Díaz Ruíz S. (2006). Estructura de tallas, madurez gonádica y alimentación del pez *Diapterus rhombeus* (Gerreidae) en el sistema fluvio-deltaico Pom-Atasta, Campeche, México, *Revista de Biología Tropical*, 54 (2), 599- 611. DOI: 10.15517/RBT.V54I2.13927

All-Khayat J., Jones D.A. (1999). A Comparison of the Macrofauna Of Natural and Replanted Mangroves in Qatar, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 55-63.

Amundsen P.A., Gabler H.M., Staldivik F.J. (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of Costello (1990) method, *Journal of fish biology*, 48, 607-614. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1996.tb01455.x

- Arceo-Carranza D., Gamboa E., Teutli-Hernández C., Badillo-Alemán M., Herrera-Silveira J.A. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa Norte de Yucatán. *Revista Mex Biodiversidad*, 87(2), 489-496. DOI: 10.1016/j.rmb.2016.03.001
- Arceo-Carranza D., Vega-Cendejas M.E. (2009). Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs: northwestern Yucatan Península, *Revista de Biología Tropical*, 57 (1-2), 89-103.
- Barletta M., Barletta Bergan A., Saint-Paul U., Hubold G. (2005). The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary, *Journal of fish biology*, 66, 45-72. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x
- Blaber S.J.M. (1997). *Fish and fisheries of tropical estuaries*, Boundary Row, London: Chapman & Hill.
- Bosire J.O., Dahdouh Guebas F., Walton M., Crona B.I., Lewis R.R., Field C., Kairo J.G., Koedam N. (2008). Functionality of restored mangroves: A review. *Aquatic Botany*, 89, 251-259. DOI: 10.1016/j.aquabot.2008.03.010
- Cabrera Páez Y., Aguilar Betancourt C., González Sansón G. (2008). Indicadores morfológicos y reproductivos del pez *Gambusia puncticulata* (Poeciliidae) en sitios muy contaminados del río Almendares, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 56 (4), 191-204. DOI: 10.15517/RBT.V56I4.5774
- Camargo-Guerra T., Escalera Vázquez L.H., Zambrano L. (2013). Fish community structure in cenotes of the Biosphere Reserve of Sian Ka'an, Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista Mexicana de Biología*, 84, 901-911. DOI: 10.7550/rmb.33019.
- Capetillo-Piñar N., Villalejo-Fuerte M.T., Tripp Quezada A. (2015). Distinción taxonómica de los moluscos de fondos blandos del Golfo de Batabanó, Cuba, *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(5), 856-872. DOI: 10.3856/vol43-issue5-fulltext-6
- Castro Aguirre J.L., Schmitter-Soto J.J., Espinosa Pérez H.S. (1999). *Ictiofauna Estuarino-Lagunar y vicaría de México*, Ciudad de México, México: Limusa.
- Chao A., Jost L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size, *Ecological Society of America*, 93(12), 2533 – 2547. DOI: 10.1890/11-1952.1

- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., Ellison A.M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), DOI: 10.1890/13-0133.1
- Chao A., Ma, K. H., Hsieh T.C. (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/
- Cifuentes R., González J., Montoya G., Jara A., Ortíz N., Piedra P., Habit E. (2012). Relación longitud- peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (Cuenca del Río Valdivia, Chile), *Gayana (Concepción)*, 76 (1), 101-110. DOI: 10.4067/S0717-65382012000100009
- Clark K.R., Warwick R.M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523-531. DOI: 10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x
- CONABIO. (2017). *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONANP. (2014). Programa de manejo Complejo Sian Kaán: Reserva de la biosfera Sian Kaán, Área de protección de flora y fauna Uaymil y Reserva de la biosfera arrecifes de Sian Ka'an. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos naturales. México.
- Craft C., Megonigal P., Broome S., Stevenson J., Freese R., Cornell J., Zheng L., Sacco J. (2003). The pace of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* Marshes, *Ecological applications*, 13(5), 1417 – 1432.
- De Dios Arcos C., Badillo Alemán M., Arceo Carranza D., Chiappa Carrara X. (2019). Feeding ecology of the waterbirds in a tropical mangrove in the southeast Gulf of México, *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, DOI: 10.1080/01650521.2019.1682232
- Díaz Álvarez D.M. (2017). *Estudio de la macrofauna como indicador del efecto de la restauración ecológica del manglar*. (Tesis Maestría). Universidad Autónoma del Carmen, México.
- Ellison A.M. (2000). Mangrove restoration: do we know enough?. *Restoration Ecology*, 8, 219-229. DOI: 10.1046/j.1526-100x.2000.80033.x

- Elliott M., Whitfield A.K., Potter I.C., Blaber S.J.M., Cyrus D.P., Nordlie F.G., Harrison T.D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241-268. DOI: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- Enchelmaier A.C., E.A. Babcock., Hammerschlag N. (2017). Survey of fishes within a restored mangrove habitat of a subtropical bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.11.009>
- Escalera Vázquez L.H., Zambrano González L. (2010). The effect of seasonal variations in abiotic factors on fish community structure in temporary and permanent pools in a tropical wetland. *Freshwater Biology*, 55, 2557-2569. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02486.x
- Escalera Vázquez L. H., Calderón Cortés N., Zambrano González L. (2017). Fish populations responses to hydrological variation in a seasonal wetland in southeast México. *Neotropical Ichthyology*, 15(2), e160129. DOI: 10.1590/1982-0224-20160129.
- FAO. (2002). *Species Identification Guide for Fishery*, Rome, Italy: American society of ichthyologist and Herpetologists Special Publication No. 5.
- Flores-Verdugo F., Moreno Casasola P., Agraz Hernández C.M., López Rosas H., Benítez Pardo D., Travieso Bello A.C. (2007). La topografía y el hidroperíodo: Dos factores que condicionan la restauración de los Humedales Costeros. *Boletín de la sociedad botánica de México*, (80), 33-47. DOI: 10.17129/botsci.1755
- Froese R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations, *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253. DOI:10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Froese R., Pauly D. Editors. (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2019).
- Gotelli N.J., Colwell L.K., (2011). Estimating species richness. En Magurran A.E., McGill (Eds.), *Biological Diversity Frontiers in Measurements and Assessment*, (pp. 39-54) Oxford: Oxford university press.
- Granado Lorenzo C., (1996). *Ecología de peces*, España: Universidad de Sevilla.

- Herrera-Silveira, J.A., Teutli Hernández. C., Zaldívar Jiménez, A., Pérez Ceballos, R., Cortés Balán, O., Osorio Moreno, I., Ramirez Ramirez, J., Caamal Sosa., J., Andueza Briceño M.T., Torres, R., Hernández Aranda H., (2014). Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y el Caribe mexicano: Inicio de una red multi-Institucional. Península de Yucatán. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1307-FN009/08. Informe Final.
- Herrera-Silveira, J.A., Cortes Balan, O., Valdez Iuit, J., Ramírez-Ramírez J., Serna M.A., Mariño T.I., Teutli Hernández C. (2015). **REHABILITACIÓN HIDROLÓGICA: PRODUCTO “C”**. Proyecto: Implementación de medidas de adaptación para reducir la vulnerabilidad ante los impactos del cambio climático de la comunidad de Punta Allen (Reserva de la Biosfera de Sian Ka’an) A través de la rehabilitación de un ecosistema de manglar en el humedal “El Playón”. CINVESTAV, Amigos de Sian Ka’an, ANP de Sian Ka’an, INECC, IMTA -CNA. GEF.
- Jones R.E., Petrel R.J., Pauly D. (1999). Using modified length – weight relationships to assess the condition of fish, *Aquacultural Engineering*, 20, 261 – 176. DOI: 10.1016/S0144-8609(99)00020-5
- Kentula M.E, Brooks R.P, Gwin S.E, Holland C.C, Sherman A.D, Sifneos JC. (1992). An approach to improving decision making in wetland restoration and creation, Washington, DC: Island Press.
- Krebs C.J., (1994), *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*, Cuarta edición, New York, New York: HarperCollins College Publishers.
- Laegdsgaar P., Johnson C. (2001). Why juvenile fish utilize mangrove habitats?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, (257), 229-253. DOI: 10.1016/S0022-0981(00)00331-2
- Lara-Domínguez A.L., Yáñez-Arancibia A. (1999). Productividad secundaria, utilización del hábitat y estructura trófica, En A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (Eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pp. 153-166). México: Instituto de Ecología A.C. UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA.
- Le Cren E.D. (1951). The length–weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20, 201–219. DOI: 10.2307/1540
- Leonard D.R.P. Clark K.R., Somerfield P.J., Warwick R.M. (2006). The application of an indicator base on taxonomic distinctness of UK marine biodiversity assessments.

Journal of Environmental Management, 78(1), 52-62. DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.04.008

Lewis III, R.R., Gilmore R.J. (2007). Important Consideration to Achieve Successful Mangrove Forest. *Bulletin of Marine Science*. 80(30), 823-837.

Ley J.A., McIvor C.C., Montague C.L. (1999). Fishes in Mangrove Prop-root Habitats of Northeastern Florida Bay: Distinct Assemblages across an Estuarine Gradient, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 701 – 723. DOI: 10.1006/ecss.1998.0459

Ley J.A., Montague C.L., McIvor C.C. (1994). Food habits of mangrove fishes: A comparison along estuarine gradients in Northeastern Florida Bay, *Bulletin of Marine Science*, 54(3), 881-899.

Leyton S.A., Muñoz E., Gordillo M., Sánchez G.C., Muñoz L.A., Soto A. (2015). Estimación del factor de condición de Fulton (K) y la relación longitud-peso en tres especies ícticas presentes en un sector sometido a factores de estrés ambiental en la cuenta alta del Río Cauca, *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 27, 21-28.

López-Portillo J., Ezcurra E., Maass J.M. (1989). Los petenes de Sian Ka'an, Quintana Roo y su relación con gradientes de presión hídrica, *Acta Botánica Mexicana*, 5, 19-29. DOI: 10.21829/abm5.1989.575

Miller R.R. (2009). *Peces dulceacuícolas de México*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Nagelkerken I. Dorenbosch M., Verberk C.E.P., Cocheret de la Morinière E., Van der Velde G. (2000). Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine ecology progress series*. (202),175-192. DOI: 10.3354/meps202175

Nagelkerken I., Roberts C.M., Van der Velde G., Dorenbosch M., van Riel M.C., Cocheret De la Morieniére, Nienhuis P.H. (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine Ecology Progress Series*. 244, 299-305. DOI: 10.3354/meps244299

- Nagelkerken I., Sheaves M., Baker R., Connolly R.M., (2015). The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna, *Fish and Fisheries*, 16, 362-371. DOI:10.1111/faf.12057
- Nagelkerken I., Blaber S.J.M., Boullon S., Green P., Haywood M., Kirton L.G., Meynecke J.-O., Pawlik J., Penrose H.M., Sasekumar A., Somerfield P.J., (2008). The hábitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review, *Aquatic Botany*, 89, 155-185. DOI: 10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- Núñez-Lara E., Arias-González E. (1998). The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the Southern Mexican Caribbean. *Journal of fish biology*, (53), 209-221. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb01028.x
- Odum, W.E. (1970). *Pathways of energy flow in a South Florida Estuary* (Tesis doctoral). University of Miami, USA.
- Odum, W.E., McIvor C.C., Smith III. T.J. (1982). *The ecology of the mangroves of South Florida: a community profile*. U.S. Fish and wildlife service, Office of Biological Services, Washington, D.C.
- Padilla C., Gutiérrez D., Lara M., García C. (1992). Coral Reefs of the Biosphere Reserve of Sian Ka'an, Quintana Roo, Mexico. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/David_GutierrezCarbonell/publication/306079425_Coral_Reefs_of_the_Biosphere_Reserve_of_Sian_Kaan_Quintana_Roo_Mexico/links/57ae274508aeb2cf17bdb8ff.pdf.
- Quintal-Lizama, C., Vásquez-Yeomans, L. (2001). Asociaciones de larvas de peces en una bahía del Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 49(2), 559-570.
- Rombouts J., Beaugrand G., Artigas L.F., Dauvin J.C., Gevaert F., Goverville E., Kopp D., Lefebvre S., Luczak C., Spilmont N., Travers Trolet M., Villanueva M.C., Kirby R.R., (2013). Evaluating marine ecosystem health: Case studies of indicators using direct observations and modelling methods, *Ecological indicators*, 24, 353-365. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.07.001
- Ruíz Jaen M.C., Aide T.M., 2005. Restoration success: How is it being measured? *Restoration ecology*, 13(3), 569-577. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x
- Schmitter Soto J.J., (1998). *Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo*, Quintana Roo, México: Guías científicas ECOSUR.

- Schmitter-Soto J.J. (2016). *Astyanax altior* Hubbs, 1936: Sardinita Yucateca Tetra. En Ceballos G., Díaz-Pardo E., Martínez Estévez L., Espinoza Pérez H., (Eds.), *Los peces dulceacuícolas de México en peligro de extinción* (pp. 192-194) Ciudad de México: Fondo de cultura económica.
- Shapiro S.S., Wilk M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples), *Biometrika*, 30(3-4), 591–611. DOI: 10.1093/biomet/52.3-4.591.
- Shinnaka T., Sano M., Ikejima K., Tongnunui P., Horinouchi M., Kurokura H. (2007). Effects of mangrove restoration on fish assemblage at Pak Phanang Bay, southern Thailand, *Fisheries science*, 73, 862-870. DOI: 10.1111/j.1444-2906.2007.01407.x
- Teutli-Hernández C., Herrera Silveira J.A. (2018). The success of hydrological rehabilitation in mangrove wetlands using box culverts across Coastal roads in Northern Yucatán (SE, México). En Makowski C. y Finkl C.W. (Eds.), *Threats to Mangrove Forests, Hazards, Vulnerability, and Management*, (Vol. 25), (pp. 607-619) Cham Switzerland: Springer international publishing.
- Trexler J.C. Goss C.W. (2008). Aquatic fauna as indicators for Everglades restoration: Applying dynamic targets in assesments. *Ecological indicators*, 9(6),108-119. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.11.001
- Twilley R.R. Rivera-Monroy V. (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulations models of hydrology, nutrient biogeochemistry and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, (40), 79-93.
- Vander Zanden M.J., Olden J.D., Gratton C. (2006). Food–Web Approaches. En Falk D.A., Palmer M.A., Zedler J.B. (Eds.), *Foundations of restoration ecology* (pp. 165-189), Washington D.C. USA: Island Press.
- Vaslet A., Bouchon-Navaro Y., Harmelin-Vivien M., Lepoint, Gilles L., Max, Bouchon C., Harris C. (2015). Foraging habits of reef fishes associated with mangroves and seagrass beds in a Caribbean lagoon: A stable isotope approach. *Ciencias marinas*, 41(3), 217-232. DOI: 10.7773/cm.v41i3.2494
- Vaslet A., Phillips D.I., France C., Feller I.C., Baldwin C.C. (2012). The relative importance of mangroves and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: Evidence from dietary and stable-isotope analyses, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 434(435), 81-93. DOI: 10.1016/j.jembe.2012.07.024

- Vásquez-Yeomans L., Schmitter-Soto J.J. (1999). *Ictioplancton de la Bahía de la Ascensión, Q. Roo, Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an: Listado Taxonómico y Colección*. Ciudad de México: El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Chetumal. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. H013.
- Vega Cendejas M.E., Hernández de Santillana M., (2004a), Fish community structure in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60 (2), 285-299. DOI: 10.1016/j.ecss.2004.01.005
- Vega-Cendejas M.E., Hernández de Santillana M. (2004b). *Los peces de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche*. Yucatán, México: Impresiones profesionales del Sureste.
- Vega Cendejas, M. E. (2007). Contribución a la riqueza ictiofaunística de la Reserva de Ría Lagartos, Yucatán. Instituto Politécnico Nacional. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. BK026. México D. F.
- Velázquez Velázquez E., Vega Cendejas M.E. (2004). Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *CONABIO, Biodiversitas*, 57, 12-15.
- Verweij M.C., Nagelkerken I., De Graaff D., Peeters M., Bakker E.J., Van der Velde G. (2006). Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment, *Marine Ecology Progress Series*, (306), 257-268. DOI: 10.3354/meps306257
- West T.L., Clough L.M., Ambrose W.G. (2000). Assessment of function in an oligohaline environment: Lessons learned by comparing created and natural habitats, *Ecology Engineering*, 15, 303 – 321. DOI: 10.1016/S0925-8574(00)00083-5
- Whitfield A.K., Elliott M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future, *Journal of Fish Biology*, 61 (supplement A), 229-250. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x
- Zaldívar Jiménez A., Herrera-Silveira J., Coronado Molina C., Alonzo Parra D. (2004). Estructura y productividad de los manglares en la reserva de la biosfera Ría Celestún, Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 2, 25-35.
- Zaldivar Jiménez M.A., Herrera Silvera J.A., Teutli Hernández C., Comín F.A., Andrade J.L., Coronado Molina C., Pérez Ceballos R. (2010). Conceptual framework for

mangrove restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological restoration*, 3 (3), 333-342. DOI: 10.3368/er.28.3.333

Zambrano L., Vázquez-Domínguez E., García-Bedoya D., Loftus W.F., Trexler J.C. (2006). Fish community structure in freshwater karstic bodies of the Sian Ka'an Reserve in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 17(3), 193-206.

