

**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y
ARTES DE CHIAPAS**

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**Dinámica de la estructura ictiológica en
torno a la pesquería de la presa
hidroeléctrica Nezahualcóyotl Malpaso,
México**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA**

**PRESENTA
WILBER DE JESÚS GUTIÉRREZ MONTEJO**

**Director
Dr. GUSTAVO RIVERA VELÁZQUEZ
Instituto de Ciencias Biológicas. UNICACH**



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

noviembre de 2023



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS
SECRETARÍA GENERAL
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
DEPARTAMENTO DE CERTIFICACIÓN ESCOLAR
AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Lugar: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas;
Fecha: 06 de noviembre de 2023

C. Wilber de Jesús Gutiérrez Montejo

Pasante del Programa Educativo de: Licenciatura en Biología

Realizado el análisis y revisión correspondiente a su trabajo recepcional denominado:
Dinámica de la estructura ictiológica en torno a la pesquería de la presa hidroeléctrica

Nezahualcóyotl, Malpaso, México

En la modalidad de: Tesis Profesional

Nos permitimos hacer de su conocimiento que esta Comisión Revisora considera que dicho documento reúne los requisitos y méritos necesarios para que proceda a la impresión correspondiente, y de esta manera se encuentre en condiciones de proceder con el trámite que le permita sustentar su Examen Profesional.

ATENTAMENTE

Revisores

Dr. Miguel Angel Peralta Meixueiro

Dr. Wilfredo Antonio Matamoros Ortega

Dr. Gustavo Rivera Velázquez

Firmas:

Ccp. Expediente

AGRADECIMIENTOS

Al ver esta meta cumplida, solamente se me ocurre una palabra: ¡Gracias!

Gracias, Dios, por tu constante presencia en mi vida, en los momentos de alegría, tristeza y dificultad. Sin tu guía y apoyo, me hubiera sido imposible superar las pruebas encontradas en el camino. Te agradezco por permitirme conocer a tantas personas maravillosas, que hicieron posible este logro.

Gracias a mi familia por estar a mi lado. Su fe y confianza, me alentó a nunca rendirme y dar lo mejor de mí, porque a pesar de la distancia siempre me hicieron sentir acompañado. Aunque mi padre, Marcos, no logro ver la culminación de esta travesía, sin él nada de esto hubiera sido posible. Pese a que no estés físicamente para celebrar este logro, sé que estarías orgulloso de lo que hemos alcanzado juntos.

Gracias, Amairani Gómez, por todo lo que has significado durante estos años de carrera. Desde el primer día que nos conocimos me has brindado tu apoyo incondicional y motivación constante. Tus palabras de ánimo y confianza, me han impulsado a superar este desafío. Siempre estaré agradecido por tenerte a mi lado, I love u too.

Gracias, Gustavo Rivera, por el apoyo y la solidaridad que me brindaste en todo momento, porque a pesar de tus numerosas responsabilidades académicas, siempre encontraste tiempo para atender mis preguntas y preocupaciones. Tu compromiso con el crecimiento de tus estudiantes es inspirador.

Gracias, José Aguilar, por toda la ayuda, guía y paciencia que me brindaste en el desarrollo de este proyecto, por la disponibilidad para orientarme y explicarme hasta las más pequeñas dudas, porque no solo fuiste estricto sino también comprensivo.

Gracias, Miguel Farrera, por tu disponibilidad para ayudarme en los muestreos y construcción del proyecto.

Gracias, Miguel Peralta y Wilfredo Matamoros, por dedicar su tiempo y esfuerzo en revisar este trabajo, así como por aportarme ideas que no contemple por mí mismo y por la disponibilidad para ayudarme y orientarme.

INDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1. PECES Y SU IMPORTANCIA ACTUAL.....	3
2.2. PESQUERÍA.....	4
2.3. ESTADO ACTUAL DE LAS PESQUERÍAS DE MÉXICO Y EL MUNDO.....	5
2.4. APROVECHAMIENTO DE PRESAS.....	6
2.5. LA ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA Y SU EFECTO SOBRE LA COMPOSICIÓN DE PECES.....	7
2.6. LA SUSTENTABILIDAD DE LA ACTIVIDAD PESQUERA.....	9
III. ANTECEDENTES.....	12
3.1. RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE PECES DE CHIAPAS.....	12
3.2. REGISTROS DE ESPECIES.....	13
3.3. COMUNIDADES DE PECES DE CHIAPAS.....	14
3.4. COMUNIDADES DE PECES EN PESQUERÍAS.....	16
IV. OBJETIVOS.....	19
4.1. GENERAL.....	19
4.2. PARTICULARES.....	19
V. ZONA DE ESTUDIO.....	20
5.1. CLIMA.....	21
VI. MÉTODO.....	22
6.1. TRABAJO DE CAMPO.....	22
6.2. ELABORACIÓN DEL LISTADO TAXONÓMICO.....	23
6.3. LOCALIDADES DE CAPTURA.....	23
6.4. DETERMINACIÓN DE LA MADUREZ GONADAL.....	23

6.5. ANÁLISIS DE DATOS.....	24
VII. RESULTADOS	28
7.1. LISTADO DE ESPECIES REGISTRADAS EN LA COOPERATIVA	28
7.2. LOCALIDADES DE CAPTURA	30
7.3. CATEGORÍAS COMERCIALES EN LA SOCIEDAD COOPERATIVA ZOQUE.....	31
7.4. TALLA Y PESO DE LAS ESPECIES CAPTURADAS EN LA COOPERATIVA ZOQUE.....	34
7.5. FRECUENCIA RELATIVA DE OCURRENCIA (Freci)	36
7.6. NÚMERO DE INDIVIDUOS POR ESPECIE.....	37
7.7. PROPORCIÓN SEXUAL.....	39
7.8. IMPORTANCIA RELATIVA EN NÚMERO (IRN)	40
7.8.1. Temporada de seca.....	40
7.8.2. Temporada de lluvia	42
7.8.3. IRN total	44
7.8.4. Comparación de temporadas de seca y lluvia.....	44
7.9. IMPORTANCIA RELATIVA DE PESO (IRP)	45
7.9.1. Temporada de seca.....	45
7.9.2. Temporada de lluvia	47
7.9.3. IRP total.....	49
7.9.4. Comparación de IRP por temporadas.....	49
7.10. ÍNDICE DE IMPORTANCIA RELATIVA (IIR)	50
7.11. ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA RELATIVA (IVIR)	52
7.12. RELACIÓN DE LA IMPORTANCIA RELATIVA EN NÚMERO Y PESO (IRN-IRP).....	53

7.13. RELACIÓN DE LA IMPORTANCIA RELATIVA EN NÚMERO Y FRECUENCIA RELATIVA DE OCURRENCIA (IRN-Freci)	54
7.14. ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON (H').....	54
7.14.1. Abundancia numérica y relativa por mes	54
7.14.2. Riqueza por mes	55
7.14.3. Diversidad (H').....	56
7.14.4. Comparación entre temporadas (H').....	56
VIII.DISCUSIÓN	57
IX. CONCLUSIÓN.....	71
X. RECOMENDACIONES.....	72
XI. REFERENCIAS DOCUMENTALES.....	73

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Lista de especies registradas en la cooperativa zoque.	28
Cuadro 2. Categorías comerciales en la Cooperativa Zoque.	31
Cuadro 3. Categorías comerciales en la pesquería de la presa Nezahualcóyotl según diferentes autores.	33
Cuadro 4. Longitud total y peso máximo, mínimo y promedio de las especies registradas en la cooperativa zoque.	34
Cuadro 5. Número de machos, hembras y ejemplares indeterminados por especie.	37
Cuadro 6. Número de machos, hembras y proporción sexual.	39
Cuadro 7. Índice de importancia relativa de las especies registradas en la cooperativa pesquera zoque.	50
Cuadro 8. Índice de valor de importancia relativa de las especies registradas en la cooperativa pesquera zoque.	52

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa satelital de la presa Nezahualcóyotl en Chiapas.	20
Figura 2. Localidades de captura de la presa Nezahualcóyotl en Chiapas.....	30
Figura 3. Frecuencia de ocurrencia relativa de las especies en la Cooperativa Pesquera Zoque.	36
Figura 5. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en febrero.....	40
Figura 6. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en marzo.....	41
Figura 7. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en mayo.....	41
Figura 8. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en junio.....	42
Figura 9. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en julio.....	43
Figura 10. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en agosto.....	43
Figura 11. Importancia relativa en número (IRN) de todos los meses.	44
Figura 12. Comparación de la Importancia relativa en número (IRN) de ambas temporadas.....	45
Figura 13. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en febrero.....	45
Figura 14. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en marzo.....	46
Figura 15. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en mayo.....	46

Figura 16. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en junio.....	47
Figura 17. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en julio.....	48
Figura 18. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en agosto.....	48
Figura 19. Importancia relativa en peso (IRP) de todos los meses.....	49
Figura 20. Comparación de la Importancia relativa en peso (IRP) de ambas temporadas.....	50
Figura 21. Distribución relativa de las especies en los muestreos de acuerdo con la Importancia Relativa en Número (IRN) e Importancia Relativa en peso (IRP).....	53
Figura 22. Distribución relativa de las especies en los muestreos de acuerdo con la Importancia Relativa en Número (IRN) y frecuencia de ocurrencia relativa (Freci)....	54
Figura 23. Variación temporal de la abundancia en la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, México.	55
Figura 24. Variación temporal de la riqueza en la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, México.	55
Figura 25. Diversidad de especies en los meses de muestreo.....	56
Figura 26. Variación temporal de la diversidad (H') en la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, México.	56

RESUMEN

La Central Hidroeléctrica Nezahualcóyotl es una de las presas más importantes del estado de Chiapas debido a los recursos acuáticos e hídricos que alberga, así como a la actividad pesquera de interés comercial que se desarrolla en ella, la cual es sostenida principalmente por especies de la familia *Ciclidae* y en menor medida *Ictaluridae*. El presente estudio evaluó la composición, abundancia y los cambios en la ictiofauna en la presa. Para lo anterior, se realizó una visita mensual a la sociedad cooperativa de producción pesquera zoque (SCPPZ) durante los meses de febrero-agosto de 2022. Donde, se registraron los ejemplares de las diferentes especies de peces entregados, agrupándolos por especie, peso y categoría comercial. Además, se calcularon los índices de valor de importancia relativa (IVIR), el índice de Shannon-Wiener y la asociación de Olmstead-Tukey. La pesca comercial estuvo conformada por 18 especies de peces. La prueba de Olmstead-Tukey catalogó al grupo de tilapias (*Oreochromis niloticus*, *O. mossambicus* y *Coptodon zilli*), *Petenia splendida*, *Mayaheros urophthalmus* e *Ictalurus meridionalis* como las especies dominantes. Mientras que, el índice IVIR catalogó al grupo de tilapias como las únicas con importancia relativa alta al obtener 39.6%. De todas las especies *P. splendida* e *I. meridionalis* históricamente han sostenido la actividad pesquera; sin embargo, en este estudio el grupo de tilapias aportó 55% de toda la biomasa y 52% de los ejemplares. Se encontraron cinco especies introducidas, siendo estas el grupo de tilapias, *Parachromis managuensis* y *M. urophthalmus*. Para la comercialización, los ejemplares se agruparon en seis categorías incluyendo dos nuevas “castarrica” que contempla a *M. urophthalmus* y “tilapia”. Por otro lado, el índice de Shannon (H') mostró una disminución en comparación con estudios anteriores, pasando de 1.69 a 1.4. Esto es evidencia del desplazamiento de especies nativas, de la modificación en el equilibrio de las poblaciones, y de los desafíos en la gestión de la pesca, conservación de la biodiversidad y la salud de los ecosistemas.

Palabras clave: Gestión, Composición de peces, modificación, especies invasoras.

ABSTRACT

The Nezahualcóyotl Hydroelectric Power Plant is one of the most important dams in the state of Chiapas due to the aquatic and water resources it houses, as well as the fishing activity of commercial interest that takes place there, which is supported mainly by species of the family *Cichlidae* and to a lesser extent *Ictaluridae*. The present study evaluated the composition, abundance and changes in the ichthyofauna in the dam. For the above, a monthly visit was made to the Zoque fishing production cooperative society (SCPPZ) during the months of February-August 2022. Where, the specimens of the different species of fish delivered were recorded, grouping them by species, weight and commercial category. In addition, the relative importance value indices (IVIR), the Shannon-Wiener index and the Olmstead-Tukey association were calculated. The commercial fishery consisted of 18 species of fish. The Olmstead-Tukey test classified the group of tilapias (*Oreochromis niloticus*, *O. mossambicus* and *Coptodon zilli*), *Petenia splendida*, *Mayaheros urophthalmus* and *Ictalurus meridionalis* as the dominant species. While, the IVIR index classified the tilapia group as the only ones with high relative importance, obtaining 39.6%. Of all the species, *P. splendida* and *I. meridionalis* have historically supported fishing activity; However, in this study the tilapia group contributed 55% of all biomass and 52% of the specimens. Five introduced species were found, these being the tilapia group, *Parachromis managuensis* and *M. urophthalmus*. For commercialization, the specimens were grouped into six categories including two new “castarrica” that includes *M. urophthalmus* and “tilapia”. On the other hand, the Shannon index (H') showed a decrease compared to previous studies, going from 1.69 to 1.4. This is evidence of the displacement of native species, the modification in the balance of populations, and the challenges in fisheries management, biodiversity conservation and the health of ecosystems.

Keywords: Management, Fish composition, modification, invasive species.

I. INTRODUCCIÓN

Los peces son los vertebrados más abundantes en el planeta, con una riqueza que constituye más de la mitad de todos los vertebrados a nivel mundial, de las 57 155 especies de vertebrados evaluadas por la IUCN para la Red List en 2021, 34 700 especies son peces (Froese y Pauly, 2021). Los peces ocupan distintos hábitats acuáticos como ríos, lagos, lagunas, océanos y mares. México, debido a que se encuentra en medio de dos regiones biogeográficas, la neártica y la neotropical, cuenta con una gran variedad de ambientes capaces de albergar gran diversidad de especies de peces marinos, estuarinos o dulceacuícolas (Pintueles-Tamayo, 2019).

Hasta el momento, se han descrito 2 763 especies de peces para el país, de las cuales 507 son dulceacuícolas, incluyendo 289 endémicas (Espinosa-Pérez, 2014). En particular, en el estado de Chiapas se contemplan 262 especies continentales comprendidas en 59 familias (Velázquez *et al.*, 2013) por lo cual se considera que Chiapas es uno de los estados con mayor riqueza de peces continentales de México, en especial la región hidrológica Grijalva-Usumacinta, que cuenta con 36% de endemismo siendo la sexta región con mayor endemismo del país (Espinosa-Pérez, 2014).

Lo anterior, sumado a que la red hidrológica del Estado comprende alrededor del 30% de la red el país, hace que Chiapas sea considerado un sitio privilegiado por sus recursos acuáticos e hídricos, los cuales son aprovechados de distintas maneras, tal es el caso del río Grijalva, el cual alberga una serie de presas, como son; Chicoasén (Manuel Moreno Torres), Peñitas (Ángel Albino Corzo), La Angostura (Belisario Domínguez) y la Central Hidroeléctrica Nezahualcóyotl (Malpaso).

Chiapas también alberga distintas poblaciones de peces de interés comercial, lo que ha permitido el establecimiento de pesquerías comerciales (Orozco, 2004) y cooperativas pesqueras, como la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Zoque (SCPPZ) la cual se localiza en la presa Malpaso y que da sustento y empleo a gran número de familias (Instituto Nacional de la Pesca, 2001), trayendo consigo un impacto económico positivo para la comunidad.

Sin embargo, la actividad pesquera también trae consigo gran impacto ecológico que, combinado con la pesca excesiva e indiscriminada, resulta el declive de las especies de interés comercial. Lo que a su vez puede ocasionar que se busquen alternativas, como la introducción de especies para aumentar la producción. No obstante, esto altera el poco equilibrio que aún pueda existir en el ecosistema (Osuna-Castro, 2012).

Es en este sentido que el gobierno Federal y Estatal, en busca de un mayor desarrollo de la actividad pesquera, introdujo distintas especies de tilapias como *Oreochromis niloticus* y *O. mossambicus* en distintas zonas del estado, incluyendo la presa Malpaso (Rivera-Velázquez, 2015).

No obstante, estas especies se caracterizan por ser altamente invasivas especialmente en los ecosistemas tropicales donde las condiciones son favorables para su establecimiento (Global Invasive Species Database, 2012). Además, su introducción ocasiona alteraciones en las poblaciones de peces nativas, diezmándolas y desplazándolas, amenazando así a la biodiversidad de los ecosistemas naturales (Rodiles-Hernández *et al.*, 2002).

La modificación en la abundancia de las especies (aumento o disminución), como se mencionó, ocurre por diferentes mecanismos, como la alteración en las relaciones tróficas, hibridación y alteración genética (Clavero y García-Berthou, 2005), o la actividad pesquera local. En el caso particular de la presa Malpaso, se desarrolla una importante pesquería, la cual es dinámica y puede presentar modificaciones en la estructura de la comunidad de peces, así como efectos sobre la pesquería.

Desde este punto de vista, el monitoreo de la producción pesquera permitirá evaluar la composición y abundancia de las especies de peces aprovechadas en la pesquería de la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, permitiendo conocer y comprender la dinámica de las poblaciones aprovechadas y los desafíos en la gestión de la pesca, para poder tomar de decisiones y establecer planes de manejo que permitan un aprovechamiento sostenible, evitando así el declive de la pesquería y acercándola más a la sostenibilidad.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. PECES Y SU IMPORTANCIA ACTUAL

Los peces son uno de los grupos de vertebrados más antiguo y numeroso del planeta, habiendo aparecido aproximadamente hace 480 mda. y actualmente contando con más de 34 mil especies. Esto les ha permitido colonizar todos los hábitats acuáticos, ya sean dulceacuícolas, estuarinos o marinos (Cifuentes-Lemus, 2008).

De la misma manera, los peces se caracterizan por tener el cuerpo recubierto de escamas, dentículos dérmicos o mucosa, poseer ojos sin párpados, corazón con dos cámaras, respiración principalmente branquial vejiga natatoria o pulmones en las especies primitivas. También poseen riñones mesonéfricos, aletas pares conformadas por radios y cartílagos junto con una aleta caudal que puede ser homocerca, heterocerca o isocerca. Además, su cuerpo tiende a tener una forma fusiforme, comprimido, deprimido o anguiliforme (Hickman *et al.*, 2006).

La información taxonómica sobre los peces que habitan en cualquier sistema acuático es considerada fundamental para la realización de análisis ecológicos, biogeográficos o demográficos, así como evaluar y monitorear el impacto y ordenamiento ecológico (Valdelamar-Villegas, 2020). Por lo tanto, el conocimiento de la ictiofauna presente en los ecosistemas acuáticos es considerado necesario para tomar decisiones acerca de los recursos naturales y el uso de estos.

Al respecto, la pesca es una de las actividades que mejor contribuye al desarrollo y crecimiento socioeconómico. Esta actividad se distingue por su estabilidad y su contribución a la seguridad alimentaria, ya que produce alimentos ricos en proteínas con un bajo impacto ambiental. Además, emplea y disminuye la pobreza en comunidades que la practican, tanto de manera artesanal como industrial en ríos, presas, mares, lagos y lagunas Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA, 2017).

2.2. PESQUERÍA

Desde tiempos ancestrales, el hombre ha considerado a la pesca como un medio de subsistencia, tanto para las generaciones presentes como a las futuras Food and Agriculture Organisation (FAO, 1995).

Cifuentes-Lemus *et al.* (1997) mencionan que por pesquería se entiende una amplia gama de actividades pesqueras, que van desde la utilización de equipos y embarcaciones para la captura de una misma variedad de recursos acuáticos, el manejo, almacenamiento y transporte de la captura, hasta su procesamiento, distribución y venta.

Asimismo, señalan que la estructura de una pesquería, ya sea artesanal o industrial, se compone de seis elementos, siendo estos: 1- el recurso renovable (los organismos extraídos), 2- su hábitat, la unidad de pesca (conformado por los pescadores y las artes de pesca), 3- el sector de procesamiento, 4- el mercado de distribución, 5- comercialización y consumo, 7- el sector administrativo gubernamental que se encarga de los planes de manejo de los recursos, mediante la evaluación del estado de la pesca.

Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón (2011), mencionan que la pesquería puede agruparse en tres sectores: el sector primario (de explotación) que se interesa por la obtención del recurso, el sector secundario (de elaboración y transformación), que se encarga de la industrialización del producto y en tercer lugar el sector de manejo, almacenamiento y venta, que traslada el producto desde un punto de oferta hasta uno de demanda, almacenándolo hasta que el producto sea adquirido por el consumidor.

Por su parte, Gaspar-Dillanes y Hernández-Montaño (2013) describen distintos tipos de pesca, según sus objetivos, destacando tres categorías. La primera de ellas es la pesca para consumo humano, que tiene como objetivo la alimentación de los pescadores, sus familias y comunidades, esta se basa en la captura artesanal de especies silvestres, nativas o introducidas, sin intervención para aumentar la producción natural.

La segunda de estas, es la pesca y/o actividades acuícolas con fines comerciales se caracterizan por la obtención de ingresos anuales que permiten a los pescadores sostener parcial o totalmente sus economías, además de que se apoyan en técnicas de cultivo que optimizan la producción como jaulas flotantes.

Finalmente, la pesca deportivo-recreativa, no necesariamente involucra el consumo de las especies capturadas. Generalmente, esta es ejercida por turistas y es optimizada mediante la siembra de especies de interés.

2.3. ESTADO ACTUAL DE LAS PESQUERÍAS DE MÉXICO Y EL MUNDO

En las últimas décadas, ha habido un aumento en la actividad pesquera que obedece al incremento en la demanda de alimentos por parte de la población. Este incremento ha provocado la sobreexplotación de distintas pesquerías como consecuencia del aumento constante en la producción mundial de pescado y otros recursos acuáticos, los cuales alcanzaron 179 millones de toneladas en 2018, con 96,4 millones provenientes de la pesca, incluyendo 12 millones generados a partir de la pesca continental, representando un aumento del 5,4% respecto a los tres años anteriores (FAO, 2020).

A pesar que la producción se ha mantenido constante e inclusive ha logrado un crecimiento, la FAO en el 2016 clasificó como sobreexplotadas a 33% de las pesquerías del mundo y a 66.9% como en nivel máximo de explotación. México no es la excepción a esto. Debido a La Carta Nacional Pesquera publicada por el Diario oficial de la Federación (DOF) en el 2010, diagnosticó que cerca del 20% de las pesquerías están deterioradas, 70% en explotación plena y 10% en desarrollo.

Este alto porcentaje de pesquerías en explotación plena han permitido un crecimiento constante en la producción pesquera desde los años 90s hasta el 2021, pasando de 1.44 a 1.92 millones de toneladas (CONAPESCA, 2022), posicionado a México en el 15º lugar en producción de recursos acuícolas y pesqueros (Cisneros-Mata, 2020).

Sin embargo, también es una realidad que en el país no se ha alcanzado el verdadero potencial pesquero por falta de técnicas sustentables que busquen prolongar la capacidad productiva de los distintos ecosistemas. Por lo que se estima que para 2030, México deberá incrementar en 22.4% las importaciones de productos acuáticos y reducir en 15.2% las exportaciones, para satisfacer la demanda de alimentos de la población (Cisneros-Mata, 2020).

2.4. APROVECHAMIENTO DE PRESAS

Los seres vivos y el agua son dos componentes inseparables. Por esta razón, en nuestro afán de tener este recurso siempre disponible ya la mano, los seres humanos hemos buscado gestionar el agua de los cauces, ríos y lagos mediante la construcción de canales, embalses y presas.

La Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD, 1994) define a una presa como “una barrera o una estructura colocada cruzando un curso de agua o de un río con el fin de almacenar, controlar y derivar agua”. A partir de esta definición, es que las presas son construidas con uno o varios objetivos, tales como el riego, agua potable, aprovechamiento energético, regulación de caudales y piscicultura entre otros (Sandoval-Erazo, 2018).

La construcción de presas hidroeléctricas ha tenido un impacto significativo en la flora y fauna de los cauces fluviales, especialmente en los peces, debido a las variaciones en las condiciones hídricas del medio (Gómez-Ramírez, 2012). Por otro lado, también ha impulsado el crecimiento de la industria pesquera en áreas donde anteriormente no era factible o carecía de una importancia tradicional.

Sin embargo, para poder explotar un cuerpo de agua en el país mediante la pesca, es necesario cumplir con La ley general de pesca y acuicultura sustentable, establecida por el Congreso general de los Estados Unidos Mexicanos en el 2007, que considera aspectos como:

- 1- Regulaciones y permisos: respetar las regulaciones locales y nacionales relacionadas con la pesca comercial y obtener los permisos y licencias necesarios.
- 2- Evaluación de recursos: identificar de las especies de peces presentes, sus poblaciones y hábitats mediante estudios para conocer la biodiversidad y los recursos pesqueros.
- 3- Impacto ambiental: Evaluar los posibles impactos ambientales de la pesca, como la alteración al ecosistema y los posibles efectos sobre la biodiversidad.
- 4- Sostenibilidad: Asegurar que las prácticas pesqueras sean sostenibles y no sobreexploten las poblaciones de peces, mediante un establecimiento de cuotas de pesca, tallas mínimas y períodos de veda.
- 5- Monitoreo y gestión: Implementar un sistema de monitoreo continuo de las poblaciones de peces, que contemple tanto a las especies de peces capturadas, los volúmenes de captura obtenidos y la modificación en sus tallas para asegurar que no estén siendo sobreexplotadas y ajustar las prácticas y cuotas de pesca según sea necesario.

2.5. LA ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA Y SU EFECTO SOBRE LA COMPOSICIÓN DE PECES

La composición de las comunidades de un ecosistema es el resultado de la combinación de factores evolutivos (selección natural, mutaciones, flujo génico y deriva genética), ecológicos (temperatura, salinidad, contaminantes) y biológicos (competencia, simbiosis, depredación y parasitismo) (Sebastián-González *et al.*, 2013).

Así mismo, el cambio en la abundancia relativa de las especies puede modificar la estructura del ensamblaje de especies y alterar los procesos que se llevan a cabo en el sistema. No obstante, la funcionalidad del ecosistema permanece estable a pesar de que se hayan presentado cambios significativos en el ensamblaje de las comunidades (Villéger *et al.*, 2010).

Los peces son un modelo adecuado para analizar el cambio en la estructura de las comunidades en gradientes de perturbación (Córdova-Tapia y Mercado-Silva, 2019). Sin embargo, el entendimiento de los factores, mecanismos y procesos que influyen en la estructura de las comunidades naturales y como estos pueden ser modificados por la antropización de los ecosistemas, es uno de los retos que la biología de la conservación tiene en la actualidad (Chase, 2007).

La diversidad funcional en un ecosistema puede ser afectada de varias formas, dependiendo de cómo una acción antropogénica altere la estructura funcional de la comunidad (Pool *et al.*, 2010). Los impactos en la biodiversidad por cambios antropogénicos provienen del efecto combinado de la sobrepesca, la captura incidental, la degradación del hábitat o introducción de especies invasoras, los cuales inducen cambios en las cadenas tróficas, al modificar la composición específica de las comunidades, así como cambios en la estructura, función, productividad en algunos casos, pudiendo conducir a la extinción local de especies nativas (González *et al.*, 2016).

Por ejemplo, la canalización de afluentes naturales para la dotación de agua dirigida a poblaciones humanas, puede reducir la diversidad de hábitats disponibles en un afluente (Sondergaard y Jeppesen, 2007). Así como eliminar especies bentónicas y ovipositoras por la ausencia de sustratos en el fondo y, ocasionar un incremento en la concentración de materia orgánica, debido al aumento en los aportes de aguas residuales a los ríos, ocasionando una disminución en la abundancia de especies con altos requerimientos de oxígeno o que requieren alta transparencia del agua para encontrar su alimento (Mercado-Silva *et al.*, 2002).

Actualmente, la diversidad biológica está cambiando, ya sea disminuyendo u homogenizándose (Sax y Gaines, 2003). Sin embargo, la discusión está en muchos casos relacionada con la presencia de especies invasoras. Los principales efectos negativos de la introducción de especies son la alteración del hábitat, la hibridación, la competencia, la depredación y el parasitismo, así como también cambios en la estructura de las redes alimentarias comunitarias, en el ciclo de nutrientes y en consecuencia permutas en la función del ecosistema (Gubiani *et al.*, 2018).

La pesca también afecta directamente la diversidad a nivel específico, debido a la remoción de las especies objetivo, los descartes por la captura incidental de especies no objetivo, la alteración física del hábitat y por el impacto en los ecosistemas, lo que también altera la función de estos.

A pesar de esto, en la actualidad, la información acerca del estado de las diferentes pesquerías, así como de la biología de las especies explotadas, es insuficiente para evaluar el impacto de la actividad pesquera sobre la diversidad biológica de los ecosistemas. Estas limitantes dificultan el uso sostenible de los recursos pesqueros principalmente por la falta de estadísticas confiables y de series de tiempo de estudio suficientemente largas (Hulme, 2015).

2.6. LA SUSTENTABILIDAD DE LA ACTIVIDAD PESQUERA

Es evidente que la pesca constituye una fuente de alimentos, empleo, recreación, comercio y bienestar económico. Sin embargo, también es innegable que los recursos pesqueros han disminuido considerablemente, a tal grado que un gran porcentaje de pesquerías son actualmente consideradas como sobreexplotadas o que han alcanzado su nivel máximo de explotación, por lo que resulta evidente que los recursos pesqueros están cercanos al límite o que incluso ya han superaron los niveles de sustentabilidad (FAO, 2012).

Esto último resulta sumamente alarmante al considerar la creciente demanda de productos pesqueros para satisfacer las necesidades de alimentación de una población en crecimiento. Esto, a su vez, plantea el reto de revertir la sobreexplotación a través de la creación de estrategias de pesca sobre una base sustentable mediante el crecimiento responsable y la recuperación de las pesquerías sobreexplotadas.

Lo anterior plantea el reto de revertir la sobreexplotación a través de la creación de estrategias de pesca basadas en la sustentabilidad, mediante el crecimiento responsable y la recuperación de las pesquerías sobreexplotadas.

Sin embargo, la transición hacia una pesca sustentable conlleva a la reducción en el esfuerzo pesquero, lo que está ligado a efectos adversos en el ámbito social y económico a corto plazo (Lluch-Cota *et al.*, 2006). Esto debido a que la pesca sustentable implica evitar la sobrepesca al dejar suficientes ejemplares para que las poblaciones puedan reproducirse y renovarse de forma adecuada y continúa manteniendo saludable a las poblaciones.

Según Martínez-Martínez *et al.* (2014), una buena administración pesquera debe reconocer que la explotación inadecuada o desmedida de los recursos tendrá consecuencias negativas en el futuro. Asimismo, también señala que la reducción de las poblaciones resultará en una pérdida de beneficios potenciales como alimento, insumos y empleos, a corto y largo plazo. Por lo que es esencial el respetar las estructuras y diversidad de los ecosistemas para minimizar los impactos que puedan sufrir las especies de interés y que pueden extenderse más allá de estas.

Charles (2006) argumenta que la sustentabilidad en un sistema pesquero involucra cuatro tipos de sustentabilidad:

Ecológica: comprende el mantenimiento del stock así mismo plantea una visión a futuro de la conservación de las especies capturadas y de la salud del ecosistema.

Socioeconómica: implica el sistema de beneficios y su distribución prudente.

De la comunidad: se busca el desarrollo local bajo el contexto de una pesquería sustentable.

Sustentabilidad institucional: se refiere a las leyes y a las autoridades que las aplican.

Por su parte el Consejo de Administración Marina o MSC (Marine Stewardship Council, 2016) por sus siglas en inglés, considera tres principios que permiten evaluar la sostenibilidad de una pesquería, independientemente de su tamaño, localización geográfica y método de pesca.

El primero de ellos considera el estado de las poblaciones de peces, indicando si la pesca puede continuar o debe suspenderse para permitir la renovación de las

especies. El siguiente principio evalúa el impacto ambiental de las operaciones de pesca para determinar si las demás especies permanecen en buen estado después de las capturas.

El último principio es la eficacia de la gestión pesquera, la cual se logra al obtener una certificación por parte de la MSC al cumplir con distintas normativas que permiten a la pesquería adaptarse a circunstancias ambientales cambiantes.

El establecimiento de pesquerías sustentables trae consigo una serie de beneficios a largo plazo, como lo es preservar y mejorar la calidad de vida de los pescadores, además de que se garantiza que el recurso esté disponible para las generaciones futuras (Cifuentes-Lemus *et al.*, 1997). Ya que, de lo contrario, las pérdidas ecológicas podrían ser permanentes.

III. ANTECEDENTES

3.1. RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE PECES DE CHIAPAS

Los peces constituyen el grupo de vertebrados con mayor riqueza de especies, tanto a nivel mundial como para México. Para el país, se consideran 2 763 especies que incluye a peces dulceacuícolas, marinos, estuarinos y vicarios (Espinosa-Pérez, 2014), lo que representa 19.24% de los vertebrados del país según la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2020).

Para evaluar el estado de las poblaciones y comunidades de peces, es fundamental comprender la dinámica de los ecosistemas y los patrones de variación espacio-temporal. Esta comprensión facilita la realización de análisis de riqueza y diversidad, que proporcionan información esencial para una gestión adecuada de los recursos, ayudando a prevenir el agotamiento y la sobreexplotación de los mismos (Torreblanca-Ramírez *et al.*, 2012).

La composición y diversidad de las comunidades de peces mexicanos han sido estudiada desde el siglo pasado. Si bien los primeros reportes de la diversidad ictiofaunística de México son de Castro-Aguirre y Balart (1993) y Espinosa-Pérez *et al.* (1993), quienes consideraban dos mil especies para el país, los recuentos de especies comenzaron varias décadas atrás.

Para el estado de Chiapas, el estudio de la riqueza y diversidad ictiofaunística dio inicio formalmente cuando Velasco (1976) realizó la primer lista de peces dulceacuícolas para el Estado, contemplando 74 especies, cifra que se mantuvo vigente por más de una década, hasta que Lozano-Vilano y Contreras-Balderas (1987) actualizaron el conteo a 135 especies, donde además reportaron por primera vez la presencia de 4 especies introducidas destacando *Micropterus salmoides* (lobina negra) y *Salmo gairdneri* (Trucha arcoíris) debido a su importancia pesquera y acuicultura (Velázquez-Velázquez *et al.*, 2013).

Posteriormente, se llevaron a cabo diferentes investigaciones que de la misma manera se enfocarían en cuantificar el número de especies. Algunos de estos incluyen

a Velázquez-Velázquez (1997), Domínguez-Cisneros y Rodiles-Hernández (1998) y Rodiles-Hernández (1999), en el río Lacanjá de la selva Lacandona, Tapia-García *et al.* (1998) en la Laguna Mar Muerto, ubicada entre Chiapas y Oaxaca, Velázquez-Velázquez *et al.* (2007, 2008) en el sistema lagunar Carretas-Pereyra, (Lozano-Vilano *et al.* (2007) en el río Lacantún de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Rodiles-Hernández *et al.* (2007a y 2007b) en los sistemas lagunares pertenecientes a Puerto Arista y Puerto Madero, Velázquez-Velázquez *et al.* (2010) en la Reserva Ecológica El Canelar, Pérez-Castañeda (2012) y Anzueto-Calvo (2016) en la Presa Nezahualcóyotl y Barrientos *et al.* (2018) en el río Usumacinta.

Asimismo, también ha habido actualizaciones en las listas de especies en distintas zonas de Chiapas. Lozano-Vilano *et al.* (2007) adicionaron cinco especies para el río Lacantún, destacando *Vieja hartwegi* por ser endémica del Estado. De la misma manera, González-Díaz *et al.* (2008) adicionaron dos nuevos registros en el embalse Nezahualcóyotl (*Parachromis managuensis* y *Vieja melanurus*), tres para el río Grijalva (*Potamarius nelsoni*, *Amphilophus trimaculatum* y *Vieja zonata*) y tres para el Estado (*Thorichthys callolepis*, *Vieja regani* y *Priapella intermedia*).

Los anteriores trabajos llevaron a Rodiles-Hernández *et al.* (2005a) a la realización de un nuevo listado de peces continentales de Chiapas contemplando 207 registros con nueve especies introducidas, cifra que sería actualizada por Velázquez-Velázquez *et al.* (2013), aumentando el listado a 262 registros, siendo este el trabajo más reciente en su tipo que se tiene para el Estado, el cual incluye doce especies en la NOM059-semarnat-2010 y ocho endémicas del Estado, destacando *Theraps rheophilus* y *Rhamdia laluchensis* por ser específicos del río Nututun de Palenque y la cueva la Lucha, de la Selva El Ocote respectivamente.

3.2. REGISTROS DE ESPECIES

Entre los trabajos que registran especies exóticas para el Estado se encuentran los de Rodiles-Hernández (1999) y Morales-Román y Rodiles-Hernández (2000) en el río Lacanjá, este último adicionando a *Ctenopharyngodon idella* y *Oreochromis niloticus*

para la zona. Salgado-Maldonado (2006) reportó la presencia de *Cyprinus carpio* (carpa común asiática) para el Estado, especie asociada con la introducción del parásito *Bothriocephalus acheilognathi* detectado en peces endémicos del Estado. De la misma manera, otro de los grandes riesgos para las poblaciones de peces del Estado es *Pterygoplichthys pardalis* (pleco o pez diablo), considerada como una de las mayores amenazas para las pesquerías de agua dulce en México, reportado por primera vez por Mendoza *et al.* (2007) en el municipio Tecpatán. Respecto a las especies introducidas para fines de la acuicultura se encuentran *Parachromis managuensis*, *Mayaheros urophthalmus* y *Gambusia sexradiata* González-Díaz *et al.* (2008) y Anzueto-Calvo (2016).

De la misma manera, también se ha documentado la presencia de nuevas especies nativas, como *Rhamdia laluchensis*, un bagre que se caracteriza por ser ciego (Weber *et al.*, 2003), *Lacantunia enigmática*, que puede considerarse una de las especies más importantes descritas, ya que significa el registro de una nueva familia (*Lacantuniidae*) para el estado (Rodiles-Hernández *et al.*, 2005b). *Xiphophorus clemenciae*, cuyo registro en Chiapas significó que dejara de ser considerada una especie específica de la cuenca del río Coatzacoalcos, ubicada entre Oaxaca y Veracruz, lo que a su vez conllevó a la reconsideración de su estatus en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2010 (Gómez-González *et al.*, 2014).

A pesar de que la ictiofauna de Chiapas está relativamente documentada, existe la necesidad de una nueva actualización que contemple los registros y variaciones de la ictiofauna del Estado, así como mayor número de investigaciones que amplíen el conocimiento taxonómico y ecológico en lugares donde es escaso o inexistente, para así lograr una correcta evaluación, manejo y conservación de los peces y sus hábitats.

3.3. COMUNIDADES DE PECES DE CHIAPAS

Son varios los factores que afectan a la abundancia y composición de las comunidades de peces. Estudios realizados en diferentes partes del mundo muestran que entre los principales parámetros químicos y factores ambientales se encuentran la temperatura,

salinidad, corrientes, frecuencia e intensidad de vientos y volumen de descarga de ríos (Amezcuca-Linares, 1977; Quinn, 1980; Ramos-Miranda *et al.*, 2006 y Mendoza *et al.*, 2009).

Los anterior ha sido corroborado en diferentes ocasiones en distintos trabajos para el estado de Chiapas realizados por Díaz-Ruíz *et al.* (2004 y 2006), Velázquez-Velázquez *et al.* (2007), Anzueto-Calvo (2008) y Gómez-González (2010), quienes también mencionan la importancia de otros factores como el oxígeno disuelto, pH, transparencia y presencia de fosfatos, ya que suelen tener influencia en el comportamiento y las variaciones que ocurren dentro de las comunidades.

Dichos cambios en los parámetros y en la estructura ictiológica suelen ocurrir de manera gradual a lo largo del tiempo; sin embargo, también pueden ocurrir de manera agresiva y en menor tiempo por fenómenos naturales, como lo documenta el trabajo realizado por Canseco-Cruz (2007) con los cambios en la salinidad y profundidad ocasionados por el huracán Stan en 2005, que eventualmente permitieron la llegada de 4 especies nuevas al sistema estuarino de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada.

Los trabajos enfocados en determinar la composición de las comunidades muestran que las familias mejor representadas para el Estado son *Cichlidae* y *Poeciliidae*, según evaluaciones realizadas en distintas partes del Estado, como el río Iacanjá (Morales-Román y Rodiles-Hernández, 2000), el sistema lagunar Carretas-Pereyra (Velázquez-Velázquez *et al.*, 2013), la sección Chicoasén-Malpaso del río Grijalva (López-Tapia, 2010; Gómez-González *et al.* 2014 y Anzueto-Calvo, 2016), Presa Nezahualcóyotl (Pérez-Castañeda, 2012) y el río Usumacinta (Soria-Barreto *et al.*, 2018).

Lo resultados anteriores son producto de análisis de diversidad alfa y beta de las poblaciones, riqueza de especies, relación de dominancia e índice de importancia relativa (IVIR) y son similares a los descritos por otros autores (Espinosa-Pérez, 2014 y Matamoros *et al.*, 2015), quienes mencionan que *Cichlidae* y *Poeciliidae* representan más de la mitad de la ictiofauna de Centroamérica.

3.4. COMUNIDADES DE PECES EN PESQUERÍAS

Los cambios en la composición de las comunidades, producto de la pesca, son ocasionados por la extracción de especies, afectando tanto a las objetivo, como a las no objetivo. Si bien algunos de estos cambios pueden ser positivos, la gran mayoría son negativos, tanto para las especies al ser capturados ejemplares pequeños y sexualmente inmaduros, como para los ecosistemas ya que pierdan su estabilidad y eficiencia por los diferentes tipos de presiones debido a la modificación en la cadena trófica y flujo de biomasa y energía (Tíjaro *et al.*, 1998; Rueda y Defeo, 2003). Todo lo anterior incide en la estructura poblacional, afectando a las relaciones tróficas y modificando las tallas, edades y proporción de sexos (Goñi, 1998).

A nivel global, se han desarrollado diversos estudios que evalúan a las pesquerías bajo distintos enfoques para comprender la dinámica de las poblaciones de peces. Entre los estudios más significativos se encuentran aquellos que toman en cuenta las interacciones del ecosistema, como Pauly *et al.* (1998) y Pauly y Watson (2005), quienes describieron el fenómeno de “disminución del nivel trófico de las pesquerías”, el cual consiste en la disminución del Índice trófico medio a causa de la extracción de las especies de mayor talla y nivel trófico, lo que lleva a que los pescadores busquen especies de niveles tróficos bajos.

En México, se han realizado estudios relacionados al nivel trófico de las poblaciones de peces en diferentes pesquerías, como el caso de Pérez-España *et al.* (2006), quienes compararon ambos litorales relacionando el volumen de captura, esfuerzo pesquero e índice trófico medio, concluyendo que una disminución en este último significa la pérdida de una pesquería saludable. No obstante, Reyes-Bonilla *et al.* (2009), explican que esto no siempre ocurre por la intervención humana, sino que también puede ser consecuencia del reemplazo gradual de especies.

Para el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), Dávila-Camacho (2014), evaluó registros de las poblaciones aprovechadas por las pesquerías, destacando una disminución en el volumen captura e incremento en las capturas de especies de nivel trófico medio y alto.

En Chiapas, la mayoría de las investigaciones realizadas en pesquerías con enfoque ecológico-pesquero, se centran en estudios sobre la ictiofauna y listados taxonómicos, así como en la abundancia y composición de las comunidades de peces, considerando los cambios sufridos a lo largo de un año y, contrastando las variaciones de las temporadas de lluvia y seca.

En uno de los primeros estudios sobre la pesca en el estado, Moreno-Moreno *et al.* (1995) realizaron un análisis de la distribución y abundancia de la ictiofauna en la presa Nezahualcóyotl. Entre sus hallazgos, catalogaron a *Petenia splendida* como la especie clave que sustentaba la actividad pesquera en la presa, al representar el 83% de la captura total reportada por la Secretaría de Pesca y Acuicultura (SEPESCA) durante el periodo 1990-1994. Esto a pesar de la constante introducción de diversas especies de tilapias (*Oreochromis* y *Coptodon spp.*).

De la misma manera, en 2006, la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SAGARPA), resaltó la relevancia de la tenhuayaca (*P. splendida*), la cual representó 49.35% de la captura comercial, seguida por el bagre (*I. meridionalis*) con un 35%, chopa con 9.81%, y las distintas especies de tilapia (*Oreochromis aureus*, *Oreochromis mossambicus* y *Coptodon zilli*) con 5%.

Esta composición se ha mantenido en cambio constante, evidencia de lo anterior es el trabajo realizado por Pérez-Castañeda, (2012), quien destaca que si bien *P. splendida* sigue siendo la especie más importante para la pesca en la presa Nezahualcóyotl, su volumen de captura ha disminuido hasta a un 33% del total, esto a la par que especies introducidas como *O. mossambicus* y *O. niloticus* se han vuelto significativas para la captura alcanzando 12.6% del total.

Por su parte Rivera-Velázquez *et al.*, (2015) evaluaron las capturas de años siguientes y, en base al índice de importancia relativa (IVIR), concluyeron que *O. niloticus* se convirtió en la tercera especie más importante para la pesca comercial, desplazando a especies nativas como *C. pearsei* y *V. hartwegi*.

Más casos de pesquerías sostenidas por especies nativas son la del río Lacanjá (Domínguez, 1997) y el sistema Chantuto-Panzacola (García-Morales, 2007), con 70%

y 36% del volumen de captura perteneciente especies nativas, respectivamente. No obstante, también existen pesquerías cuya productividad recae en especies introducidas, como la pesquería de la presa La Angostura, con tres de las cinco especies más importantes siendo introducidas: *O. niloticus*, *C. zillii*, y *C. carpio* (Martínez-Ventura, 2009).

Los cambios en la riqueza y comunidades ícticas son un fenómeno constante en Chiapas, México y el mundo por lo que es importante el monitoreo de las pesquerías del Estado y las comunidades, ya estas que pueden sufrir alteraciones consecuencia de distintos tipos de presión.

IV. OBJETIVOS

4.1. GENERAL

Evaluar los cambios en la composición y abundancia de las especies de peces en la pesquería de la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, en las últimas tres décadas.

4.2. PARTICULARES

- Determinar las especies con categoría de protección e introducidas.
- Determinar la abundancia y biomasa de las especies nativas e introducidas que conforman la pesquería.
- Describir los cambios estacionales en la estructura de las poblaciones ictiológicas de la presa Nezahualcóyotl.
- Determinar el índice de importancia relativo de las especies que contribuyen en la captura comercial.

V. ZONA DE ESTUDIO

La presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl (Malpaso) se encuentra ubicada en la cuenca media del río Grijalva, entre las coordenadas 17. 13° y 17. 03° de latitud Norte y -93. 5° y -93. 2° de longitud Oeste (W), en los municipios de Tecpatán y Ocozocoautla en el Noreste del estado de Chiapas (Figura 1).

La presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl drena una superficie de 25 120 ha. Se ubica al norte de la REBISO, y todos los ríos ubicados dentro de ésta vierten sus aguas hacia la presa Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (CONANP-SEMARNAT, 2001).

La presa cuenta con una morfología alargada de 60 km de longitud y un área de 18,203 km²; con una profundidad media de 36.3 m y una altura máxima de 139 m en la cortina de la presa, y una elevación de 192 m.s.n.m. en la corona (Pérez-Mora, 2005).



Figura 1. Mapa satelital de la presa Nezahualcóyotl en Chiapas. Tomada de Google Earth 2022.

5.1. CLIMA

El clima corresponde al cálido-húmedo con abundantes lluvias en verano, con una precipitación media anual de 2,221 mm, siendo el periodo más lluvioso el comprendido entre los meses de junio-octubre, con precipitaciones que van desde los 195.7 mm hasta los 371.5 mm. Contrariamente los meses más secos son marzo y abril, con 42.0 mm y 61.4 mm respectivamente. La temperatura media es de 27.1°C con una máxima de 32.4°C y mínima de 21.8°C Sistema Meteorológico Nacional (SMN, 2022).

VI. MÉTODO

6.1. TRABAJO DE CAMPO

La presa Nezahualcóyotl cuenta con tres cooperativas pesqueras: la sociedad Cooperativa de Producción Pesquera (SCPP) Luis Espinosa, Grijalva, y Zoque (Rivera-Velázquez *et al.*, 2015), de las cuales se consideró a esta última, por ser de las más productivas (Pérez-Castañeda, 2012). Esto con la intención de obtener la mayor cantidad de datos del estado actual de la presa.

Previo al trabajo de campo y en base en las especies reportadas anteriormente para la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Zoque (SCPPZ) (Pérez-Castañeda, 2012 y Rivera-Velázquez, 2015), y a los ejemplares muestra que se mantienen en el museo de vertebrados del Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), se llevó a cabo una capacitación para identificar a las especies. Esta capacitación incluyó visitas de entrenamiento para constatar la presencia de todas o la mayoría de las especies revisadas en laboratorio, que son entregadas en el centro de acopio de la SCPPZ.

Se realizó una visita mensual durante el periodo febrero-agosto del 2022. Por ejemplar-especie, se registró el peso (g) mediante una balanza digital, sexo, datos morfométricos: longitud total (mm), longitud patrón (mm) y alto (mm) con ayuda de un ictiómetro, y se categorizaron en adultos o juveniles. Las especies que no fueron identificadas en campo se llevaron al laboratorio para ser determinadas. La identificación se realizó mediante el uso de guías especializadas como las de Anzueto-Calvo *et al.* (2013) y Velázquez-Velázquez *et al.* (2010).

Posteriormente los ejemplares fueron fijados en alcohol al 10% y etiquetados considerando fecha, localidad y pesquería.

Además, para elaborar un área de distribución de las capturas de peces dentro de la presa, al momento de entrega del producto se le preguntó a cada pescador donde realizó la captura. Los instrumentos de pesca más comunes en la presa Malpaso son: la red agallera (red de enmalle) calibre 20 y 22, el anzuelo de diferentes números tanto

individuales y en líneas (palangres), y el arpón de manufactura casera y/o fábrica (Rivera-Velázquez *et al.*, 2015).

6.2. ELABORACIÓN DEL LISTADO TAXONÓMICO

Para elaborar la lista taxonómica, fue necesario conocer la riqueza de especies (S), esta se obtuvo considerando el número de especies de la presa como una comunidad biótica determinada, sin considerar su abundancia (Pineda-López, 2019). Posteriormente, se catalogaron en especies nativas e introducidas.

6.3. LOCALIDADES DE CAPTURA

Para conocer las localidades de captura de los ejemplares entregados en la cooperativa pesquera, se le preguntó directamente a cada pescador el nombre de la localidad donde realizó la captura. Posteriormente, usando el programa QGIS versión 3.22.9, se elaboró un mapa del embalse con todas las localidades registradas.

6.4. DETERMINACIÓN DE LA MADUREZ GONADAL

El grado de madurez gonadal de los organismos se realizó con base en la escala de Nikolsky (1963) modificado por Ortiz-Cruz (2011), ya que es la más utilizada en los cíclidos y en diversas especies de tilapia. La escala establece 6 estadios:

- Estadio I: Inmaduros. Individuos jóvenes que aún no han alcanzado la madurez sexual con gónadas de tamaño muy pequeño.
- Estadio II: En descanso. Los gametos aún no han empezado su desarrollo y tienen un tamaño muy pequeño. Los ovarios tienen huevecillos no distinguibles a simple vista.

- Estadio III: Madurando. Los óvulos son visibles a simple vista y las gónadas incrementan su tamaño y peso rápidamente.
- Estadio IV: Maduro. Los gametos están maduros y han alcanzado su peso máximo, pero no son expulsados aún con una suave presión del abdomen.
- Estadio V: En reproducción. Los gametos salen a ligera presión y el peso de la gónada decrece rápidamente, por el inicio del proceso de desove.
- Estadio VI. Desovado. Los gametos ya fueron expulsados y la gónada parece un saco vacío, generalmente permanecen pocos óvulos residuales en las hembras.

6.5. ANÁLISIS DE DATOS

Para determinar la proporción sexual de cada especie, se dividió el número total de machos entre el número total de hembras (M:H). Posteriormente, se aplicó la prueba de Chi-cuadrado (X^2) para evaluar el ajuste a una proporción 1:1. Se utilizó 1 grado de libertad, un valor de significancia $\alpha=0.05$, y el valor crítico de tablas de 3.84 (Seba-Palacios, 2022), mediante la siguiente ecuación:

$$X^2 = \sum \frac{(O_i - E)^2}{E}$$

O_i=resultados observados; E= resultados esperados.

Sin embargo, solo se consideraron a las especies con más de 45 ejemplares y con una determinación sexual (presencia de gónadas) mayor o igual al 50%.

Para determinar las variaciones estacionales en la composición de peces, se elaboraron tablas de distribución de frecuencias de tallas y peso por cada fecha de muestreo, en las cuales se calcularon la moda, media y datos máximos y mínimos registrados. Posteriormente, se obtuvo el índice relativo numérico (IRN) y de peso (IRP), además de la frecuencia de ocurrencia (Freci) de cada especie utilizando las siguientes expresiones:

$$IRN = (Ni/Nt) * 100$$

$$IRP = (Pi/Pt) * 100$$

$$Freci = L/LT * 100$$

Ni=número de individuos de la especie i; Nt= número de individuos de todas las especies (ΣNi); Pi= peso de la especie; Pt= peso de todas las especies (ΣPi); Freci= frecuencia relativa de la especie i; Li= número de meses en el que aparece la especie; LT= número total de meses muestreados.

Para determinar si se presentaron diferencias significativas entre los volúmenes de captura en las temporadas de lluvia y seca, se realizó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (citado por Romero-Saldaña *et al.*, 2016) y homogeneidad de varianzas de Levene (Levene, 1960), en ambos casos obteniéndose un *p value* <0.05, por lo cual se realizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon-Mann-Whitney para muestras independientes en el software IBM SPSS Statistics versión 29.0.1.0.

Así mismo, conociendo los datos de IRN, IRP y Freci, se calculó el Índice de Importancia Relativa (IIR) de Olaya y Nieto *et al.* (2009). Este método se utiliza para establecer la importancia de las presas en la composición de la dieta en distintas especies de peces. Sin embargo, en este caso, se sustituyó el porcentaje gravimétrico (G) por el IRP de cada especie para asignarle una categoría de importancia a cada especie.

Cada categoría se expresa de manera porcentual, presentando un rango de 0 a 100, En este rango, las especies con un valor de 0 a 10 % representan especies de importancia relativa baja para la actividad pesquera, de 10 a 40 % grupos de importancia relativa secundaria y de 40 a 100 % grupos de importancia relativa alta.

Fórmula tomada de Olaya y Nieto *et al.*, (2009).

$$IIR = \frac{Freci * G}{100}$$

Fórmula modificada.

$$IIR = \frac{Freci * IRP}{100}$$

También se estimó el índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR), que representa un estimado de la dominancia de las especies en las comunidades, al considerar la abundancia, biomasa y frecuencia de aparición de cada especie (McCune y Grace, 2002).

El IVIR se calculó mediante la fórmula de Brower y Zar (1984).

$$IVIR = \frac{AR + BR + FR}{3}$$

De acuerdo a las siguientes expresiones:

$$AR = \left(\frac{Ni}{Nt} \right) * 100$$

$$BR = \left(\frac{Pi}{Pt} \right) * 100$$

$$FR = \frac{Li}{Lt} * 100$$

AR= abundancia relativa de la especie i; Ni: número de individuos de la especie i; Nt= número de individuos de todas las especies ($\sum Ni$); BR= biomasa relativa de la especie i; Pi= peso de la especie; Pt= peso de todas las especies ($\sum Pi$); FR= frecuencia relativa de la especie i; Li= número de meses en el que aparece la especie, Lt= número total de meses de todas las especies.

De igual manera, se estimó la dominancia de cada especie mediante la prueba de asociación de Olmstead-Tukey (1947), también nombrada como prueba de la suma del cuadrante (Steel y Torrie, 1985). Esta prueba permite determinar a las especies dominantes (IRN y frecuencia relativa mayores respecto a la media), constantes (IRN menor y frecuencia relativa mayor respecto a la media), ocasionales (IRN mayor y frecuencia relativa menor respecto a la media) y raras (IRN y frecuencia menor respecto a la media). Para lo anterior se consideró el IRN y FR de cada especie en los ejes “X” y “Y” respectivamente utilizando una escala logarítmica (ln) (García de León 1988; González-Acosta *et al.*, 2005).

Para establecer la categoría ecológica de cada especie, se usó la misma prueba de Olmstead-Tukey, considerando el IRN en el eje “X” y el IRP en el eje “Y”, utilizando una escala logarítmica (ln). Obteniendo cuatro categorías: Importancia relativa alta (IRN e IRP mayores a la media), importancia relativa media (IRN menor o igual a la media e IRP mayor a la media), importancia relativa baja (IRN mayor a la media e IRP

menor o igual a la media), importancia relativa muy baja (IRN e IRP menores a la media).

El índice de Shannon-Wiener modificado por Magurran (2004) (H'), se utilizó para determinar la diversidad de especies, considerando tanto el número y como la abundancia de estas. Esta prueba evalúa el grado de homogeneidad en la distribución de la abundancia entre las especies (Pla, 2006).

Los valores obtenidos pueden variar entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988). Por su parte Margalef (1972) interpreta a los valores del índice de Shannon-Wiener menores de 2 como diversidad baja, de 2 a 3.5 media y superiores a 3.5 como diversidad alta.

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

H' = índice de Diversidad de Shannon-Wiener. \ln = logaritmo natural. p_i = abundancia proporcional de la especie.

VII. RESULTADOS

7.1. LISTADO DE ESPECIES REGISTRADAS EN LA COOPERATIVA

Se registraron un total de 1 154 organismos con un peso total de 528 927 g, pertenecientes a cuatro familias 11 géneros y 15 especies. La familia *Cichlidae* fue la mayor representada con 12 especies sumando 80% de la riqueza, mientras que *Sciaenidae*, *Characidae* e *Ictaluridae* contaron con una especie, representando 6.6% del total cada una (Cuadro 1).

Se identificaron 5 especies introducidas siendo estas *M. urophthalmus*, *P. managuensis*, *O. niloticus*, *O. mossambicus* y *C. zilli*. Las últimas 3 siendo agrupadas como tilapias y consideradas como una sola especie en los análisis estadísticos, siendo únicamente consideradas de manera individual para el listado taxonómico (Cuadro 1). De la misma manera, *B. guatemalensis* solo fue considerada para el listado de las especies y no para los análisis estadísticos, debido a que esta no es aceptada en la cooperativa (no comercial), por lo que es probable que los ejemplares capturados sean conservados por los pescadores para el autoconsumo.

Cuadro 1. Lista de especies registradas en la cooperativa zoque.

Familia	Especie	Nombre común	Estatus
<i>Sciaenidae</i>	<i>Aplodinotus grunniens</i> (Rafinesque, 1819)	Mojarra blanca	Nativa
<i>Characidae</i>	<i>Brycon guatemalensis</i> Regan, 1908	Macabil	Nativa
<i>Ictaluridae</i>	<i>Ictalurus meridionalis</i> (Günther, 1864)	Bagre	Nativa
<i>Cichlidae</i>	<i>Astatheros macracanthus</i> (Günther, 1864)	Mojarra negra	Nativa

<i>Cichlidae</i>	<i>Cinzelichthys pearsei</i> (Hubbs, 1936)	Mojarra zacatera	Nativa
<i>Cichlidae</i>	<i>Coptodon zilli</i> (Gervais, 1848)	Tilapia	Introducida
<i>Cichlidae</i>	<i>Maskaheros regani</i> (Miller, 1974)	Pringadita	Nativa
<i>Cichlidae</i>	<i>Mayaheros urophthalmus</i> (Günther, 1862)	Mojarra castarrica	Introducida
<i>Cichlidae</i>	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilapia	Introducida
<i>Cichlidae</i>	<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852)	Tilapia	Introducida
<i>Cichlidae</i>	<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	Mojarra tigre	Introducida
<i>Cichlidae</i>	<i>Petenia splendida</i> (Günther, 1862)	Tenhuayaca	Nativa
<i>Cichlidae</i>	<i>Vieja bifasciata</i> (Steindachner, 1864)		Nativa
<i>Cichlidae</i>	<i>Vieja hartwegi</i> (Taylor y Miller, 1980)	Mojarra negra	Nativa
<i>Cichlidae</i>	<i>Vieja melanurus</i> (Günther, 1862)	Mojarra paleta	Nativa

7.2. LOCALIDADES DE CAPTURA

Se registraron 10 localidades adyacentes a la presa Malpaso (Figura 2). Donde se realizó la captura de los organismos para su posterior entrega en la cooperativa zoque: Dique 1, Cortina 1, Dique 3, Belisario Domínguez, Miravalle, Emiliano Zapata, Benito Juárez, Achioté, 13 de septiembre y cerro de la campana.

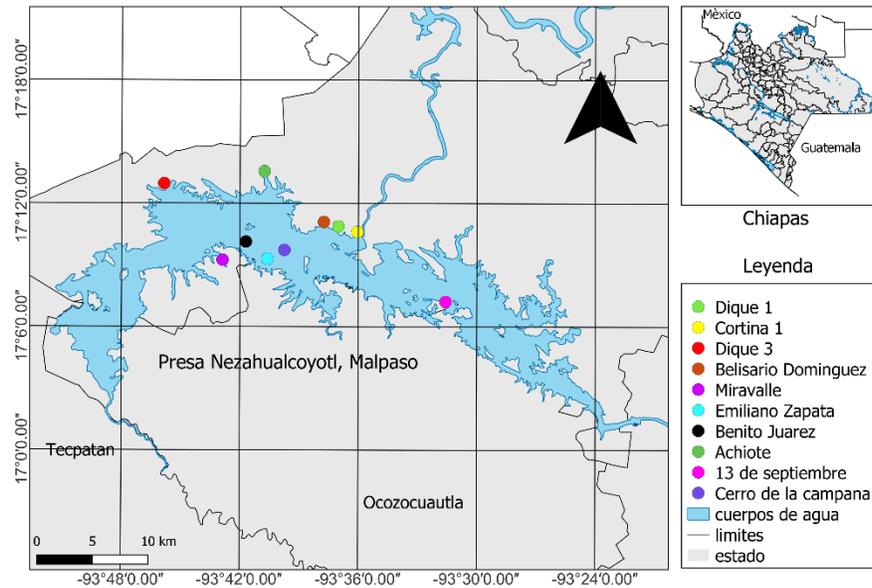


Figura 2. Localidades de captura de la presa Nezahualcóyotl en Chiapas. Hecha por Gutiérrez-Montejo, W. de J. 2022.

7.3. CATEGORÍAS COMERCIALES EN LA SOCIEDAD COOPERATIVA ZOQUE

La captura comercial de la cooperativa pesquera es agrupada en seis categorías con base en el peso de las especies (Cuadro 2):

La primera de ellas es “Bagre”, la cual agrupa individuos de *I. meridionalis* con un peso de 500 g en adelante. *P. splendida* es la única especie que pertenece a dos categorías exclusivas, siendo la primera “Tenhuayaca grande”, la cual considera individuos a partir de 500 g, la segunda es “Tenhuayaca mediana”, que considera a los individuos de entre 330 hasta 490 g. La cuarta categoría denominada “Tilapia”, considera a los individuos del grupo de tilapias (*O. niloticus*, *O. mossambicus* y *C. zilli*) mayores a 400 g, mientras que la quinta categoría, “Castarrica” considera a los ejemplares de *M. urophthalmus* mayores a 330 g; esas dos últimas categorías no habían sido descritas con anterioridad (Cuadro 3). La última categoría es denominada “Chopa”, esta contempla a todos los individuos de todas las especies cuyo peso sea menor a 330 g.

Cuadro 2. Categorías comerciales en la Cooperativa Zoque.

CATEGORIA	ESPECIES	TALLAS
Bagre	<ul style="list-style-type: none"> <i>Ictalurus meridionalis</i> 	500 g en adelante
Tenhuayaca grande	<ul style="list-style-type: none"> <i>Petenia splendida</i> 	500 g en adelante
Tenhuayaca mediana	<ul style="list-style-type: none"> <i>Petenia splendida</i> 	330 g en adelante hasta 490 g
Tilapia	<ul style="list-style-type: none"> <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Oreochromis mossambicus</i> <i>Coptodon zilli</i> 	400 g en adelante

Castarrica	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Mayaheros urophthalmus</i> 	330 g en adelante
Chopa	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Aplodinotus grunniens</i> • <i>Astatheros macracanthus</i> • <i>Cincolichthys pearsei</i> • <i>Coptodon zilli</i> • <i>Ictalurus meridionalis</i> • <i>Maskaheros regani</i> • <i>Mayaheros urophthalmus</i> • <i>Oreochromis niloticus</i> • <i>Oreochromis mossambicus</i> • <i>Parachromis managuensis</i> • <i>Petenia splendida</i> • <i>Vieja bifasciata</i> • <i>Vieja hartwegi</i> • <i>Vieja melanurus</i> 	Menores a 330 g

Cuadro 3. Categorías comerciales en la pesquería de la presa Nezahualcóyotl según diferentes autores.

Autor	Categorías comerciales
Moreno-Moreno <i>et al.</i> , 1995	<ul style="list-style-type: none"> • Tenhuayaca • Bagre • Chopa
Pérez-Castañeda, 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Tenhuayaca grande (>500 g) • Tenhuayaca mediana (330-490 g) • Bagre grande (>1000 g) • Bagre mediano (500-1000 g) • Chopa
Gutiérrez-Montejo, 2022	<ul style="list-style-type: none"> • Tenhuayaca grande (>500 g) • Tenhuayaca mediana (330-490 g) • Bagre (>500 g) • Tilapia* • Castarrica* • Chopa

*Categorías nuevas

7.4. TALLA Y PESO DE LAS ESPECIES CAPTURADAS EN LA COOPERATIVA ZOQUE

La especie con mayor tamaño y peso fue *I. meridionalis* (bagre) con 83 cm de LT y 7 100 g de peso, seguido por el grupo de tilapias con 51.5 cm de LT y 2 920 g de peso. Las especies con las longitudes máximas menores fueron *C. pearsei* con 27 cm, *A. macracanthus* con 25 cm y *V. bifasciata* con 24 cm de LT. De la misma manera estas fueron las de menor peso máximo con 380, 331 y 280 g respectivamente (Cuadro 4).

Las especies con menor tamaño registrado fueron *V. melanurus*, *O. niloticus* y *M. urophthalmus*, con 18, 19 y 19.5 cm de LT respectivamente, y de la misma manera fueron las que menor peso registraron con 110, 120 y 160 g respectivamente. Este último valor también fue el peso mínimo de *C. pearsei*.

Al haberse registrado únicamente un individuo de *M. regani* no se consideró para la comparación.

Cuadro 4. Longitud total y peso máximo, mínimo y promedio de las especies registradas en la cooperativa zoque.

Nombre científico	LT máx.	LT min.	LT prom.	Peso máx.	Peso min.	Peso prom.
• <i>Aplodinotus grunniens</i>	39	24.5	32.3	740	231	398.5
• <i>Astatheros macracanthus</i>	25	20.5	22.7	331	190	243.8
• <i>Cincolichthys pearsei</i>	27	22	24.6	380	160	262.4
• <i>Ictalurus meridionalis</i>	83	28.5	45	7100	360	1379.5
• * <i>Maskaheros regani</i>			23*			250*
• <i>Mayaheros urophthalmus</i>	35	19.5	24.5	660	160	290

<ul style="list-style-type: none"> • Grupo de tilapias (<i>Oreochromis niloticus</i>, <i>O. mossambicus</i> y <i>Coptodon zilli</i>) 	51.5	19	28.4	2920	120	481.7
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Parachromis managuensis</i> 	27.5	23.5	25.5	340	280	310.7
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Petenia splendida</i> 	38	20	29.5	900	163	405.6
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Vieja bifasciata</i> 	24	24	24	280	279	279
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Vieja hartwegii</i> 	29	20.5	23.7	526	142	266
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Vieja melanurus</i> 	31	18	23	670	110	256.5

*Presencia de un solo individuo.

7.5. FRECUENCIA RELATIVA DE OCURRENCIA (Freci)

Las especies con mayor frecuencia de ocurrencia fueron *M. urophthalmus*, *P. splendida*, *V. hartwegii* y el grupo de tilapias, con el 100% (7 de 7 meses), seguido de *I. meridionalis* y *C. pearsei*, con una frecuencia del 85% (6 meses).

A. grunniens y *V. melanurus* tuvieron una frecuencia de 57% (4 meses), *A. macracantus* y *P. managuensis* 43% (3 meses) y *V. bifasiata* 28% (2 meses).

La especie con menor frecuencia fue *M. regani* al aparecer únicamente en un muestreo (Figura 3).

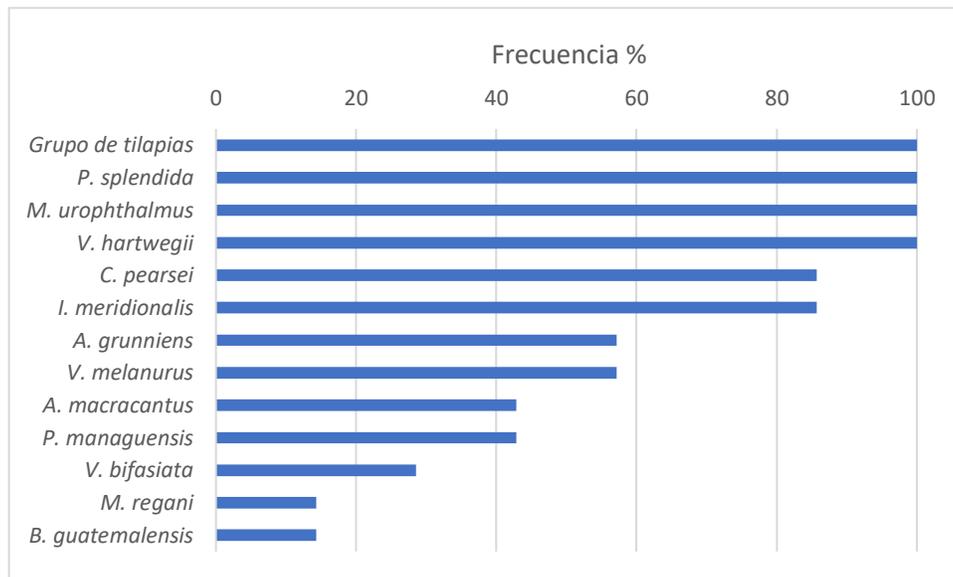


Figura 3. Frecuencia de ocurrencia relativa de las especies en la Cooperativa Pesquera Zoque.

7.6. NÚMERO DE INDIVIDUOS POR ESPECIE

El grupo de tilapias presentó la mayor cantidad de individuos, con un total de 602, de los cuales 233 fueron machos y 91 hembras, según la escala macroscópica de Nikolsky (1976), además de 278 individuos indeterminados debido a la ausencia de gónadas (Cuadro 5).

P. splendida fue la segunda especie con el mayor número de individuos, con 200, de los cuales 69 fueron machos, 40 hembras y 91 indeterminados.

M. urophthalmus a pesar de ser una especie de reciente introducción ocupó el tercer lugar con 185 individuos, de los cuales 50 fueron machos, 39 hembras y 96 indeterminados.

M. regani fue la especie con menor número de individuos, registrando sólo un ejemplar el cual fue indeterminado.

Cuadro 5. Número de machos, hembras y ejemplares indeterminados por especie

Nombre científico	Machos	Hembras	Indeterminados	Individuos
• <i>Aplodinotus grunniens</i>	3	1	29	33
• <i>Astatheros macracanthus</i>	3	0	3	6
• <i>Cinzelichthys pearsei</i>	6	3	6	15
• <i>Ictalurus meridionalis</i>	19	13	17	49
• <i>Maskaheros regani</i>	0	0	1	1
• <i>Mayaheros urophthalmus</i>	50	39	96	185
• Grupo de tilapias (<i>Oreochromis niloticus</i> , O.	233	91	278	602

<i>mossambicus y Coptodon zilli</i>				
• <i>Parachromis managuensis</i>	2	1	6	9
• <i>Petenia splendida</i>	69	40	91	200
• <i>Vieja bifasciata</i>	0	0	2	2
• <i>Vieja hartwegi</i>	18	6	12	36
• <i>Vieja melanurus</i>	10	0	2	12

7.7. PROPORCIÓN SEXUAL

Se analizaron un total de 554 individuos, de los cuales 371 fueron machos (67.3%) y 183 hembras (32.7%), pertenecientes a 4 especies. Se encontraron proporciones de 2.5:1 (machos-hembra) para el grupo de tilapias, 1.7:1 para *P. splendida*, 1.4:1 para *I. meridionalis* y 1.2:1 para *M. urophthalmus* (Cuadro 6).

Al realizar la χ^2 , se encontraron diferencias significativas en la proporción sexual del grupo de tilapias y *P. splendida* ($p < 0.05$), en contraste no se encontraron diferencias significativas para *I. meridionalis* y *M. urophthalmus* ($p > 0.05$) (Cuadro 5).

Cuadro 6. Número de machos, hembras y proporción sexual.

	Machos	Hembras	Proporción sexual (M:H)	<i>p value</i>
Grupo de tilapias	233	91	2.5:1	<0.05
<i>P. splendida</i>	69	40	1.7:1	<0.05
<i>I. meridionalis</i>	19	13	1.4:1	>0.05
<i>M. urophthalmus</i>	50	39	1.2:1	>0.05

7.8. IMPORTANCIA RELATIVA EN NÚMERO (IRN)

7.8.1. Temporada de seca

Para la temporada de seca se consideraron los meses de febrero, marzo y mayo:

En febrero, el 54.8% de los individuos registrados en la cooperativa pertenecieron al grupo de tilapias, seguidos por *P. splendida* con el 26.4% y *M. urophthalmus* con el 8.1%, el resto de las especies no tuvieron gran relevancia, ya que sus porcentajes de captura oscilaron entre el 4.4 y el 0.4%, siendo *V. bifasiata* la especie de menor importancia (Figura 5).

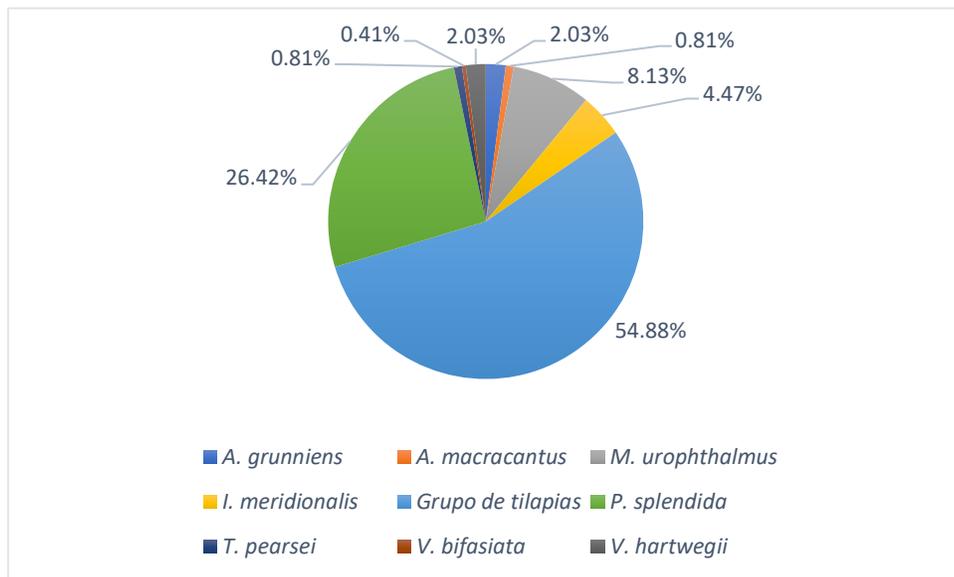


Figura 5. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en febrero.

En marzo, nuevamente el grupo de tilapias, *P. splendida* y *M. urophthalmus* fueron las especies de mayor importancia, ya que la suma de las tres ascendió al 91% del total, con 70.7, 10.9 y 9.7% respectivamente, mientras que el porcentaje del resto de las especies osciló entre el 3 y 0.6 %, siendo *I. meridionalis* la especie de menor importancia (Figura 6).

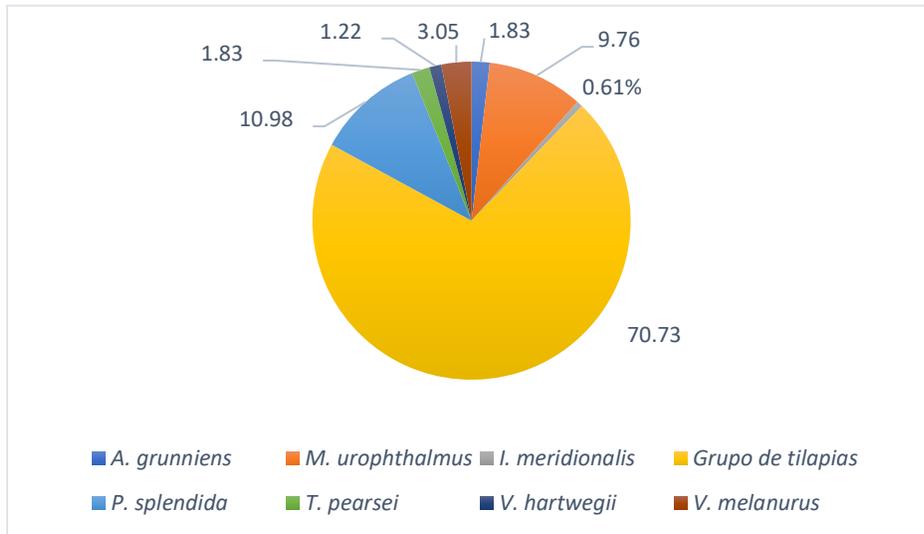


Figura 6. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en marzo.

En mayo, al igual que en los meses anteriores las especies de mayor importancia numérica fueron el grupo de tilapias, *P. splendida* y *M. urophthalmus*, al sumar el 83.6% de los individuos capturados, con 42.2, 21.4 y 20% respectivamente. Sin embargo, en comparación con el mes anterior, *I. meridionalis* tuvo una importancia considerable al representar el 8.8% de los individuos, mientras que el resto de las especies (5) sumaron el 7.6% restante, siendo *C. pearsei* la especie de menor importancia numérica con el 0.7% del total (Figura 7).

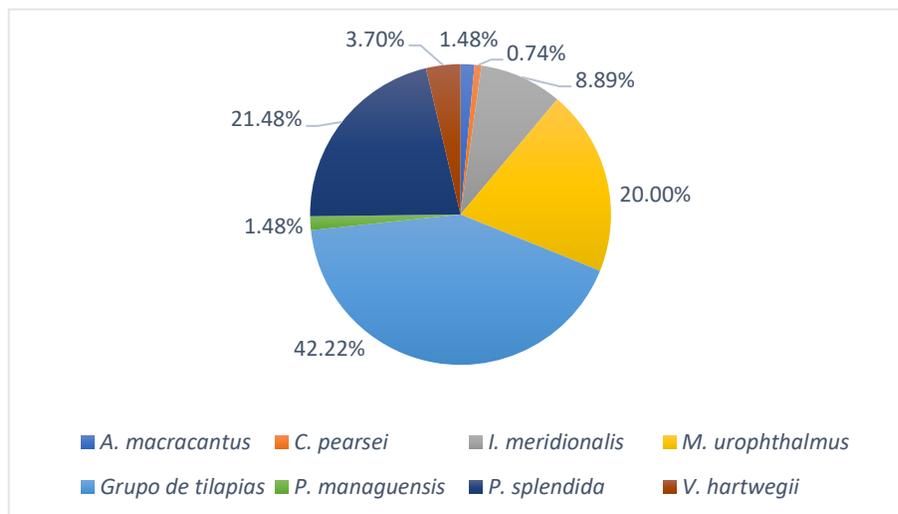


Figura 7. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en mayo.

7.8.2. Temporada de lluvia

Para la temporada de lluvia se consideraron los meses de junio, julio y agosto:

En junio, al igual que en la temporada de seca, las especies más importantes fueron el grupo de tilapias y *M. urophthalmus*, al sumar 65.8% del total, con 38.3 y 27.5% respectivamente, también cabe destacar que *P. splendida* y *A. grunniens* obtuvieron el 10.7 y 9.5% respectivamente, teniendo una importancia relevante para la captura. Por otra parte, las especies de menor importancia fueron *C. pearsei* y *A. macracantus*, con 1.8% y 1.2% respectivamente (Figura 8).

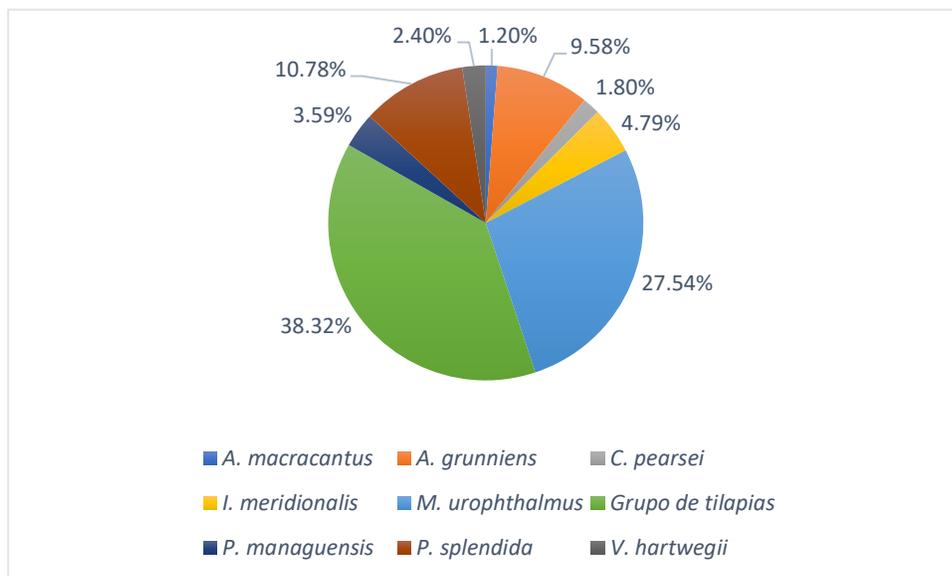


Figura 8. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en junio.

En julio, el grupo de tilapias, *M. urophthalmus* y *P. splendida* fueron las especies más importantes, al sumar el 87%, con 54.5, 18.6 y 13.8% respectivamente. Mientras que el 13% restante se dividió entre las especies restantes (7), siendo *M. regani*, *P. managuensis* y *V. bifasiata* las menos relevantes, con 0.4% cada una (Figura 9).

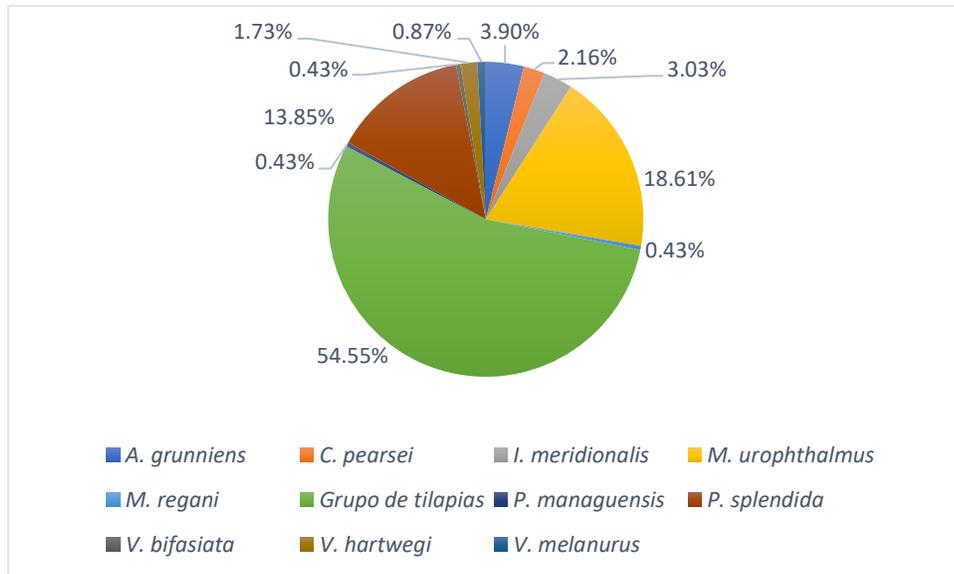


Figura 9. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en julio.

En agosto, se obtuvo que las especies de mayor relevancia fueron el grupo de tilapias, *P. splendida* y *M. urophthalmus*, al sumar el 85%, con 51.4, 17.6 y 15.7% respectivamente. Por otro lado, *C. pearsei* fue la especie menos relevante con 0.48% (Figura 10).

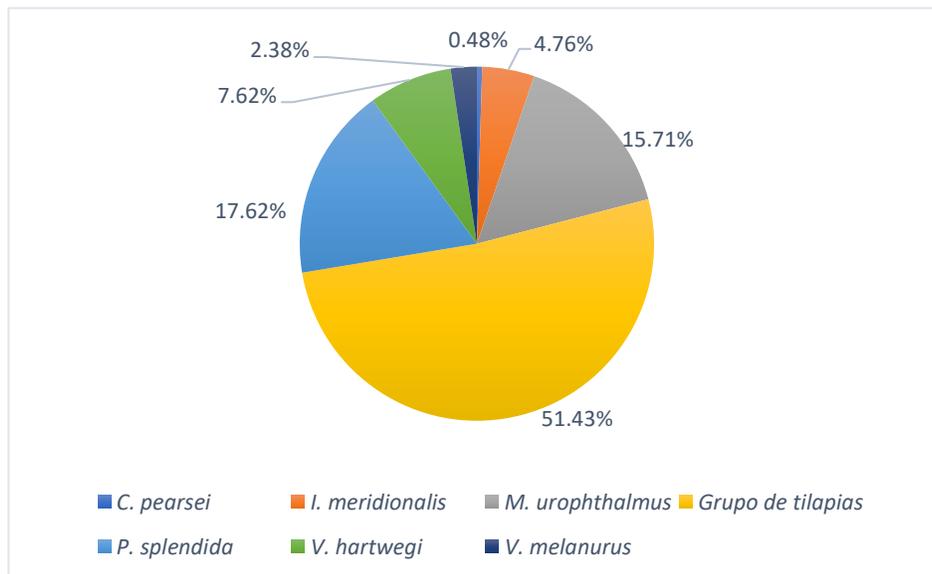


Figura 10. Importancia relativa en número (IRN) de las especies registradas en agosto.

7.8.3. IRN total

Contrastando los resultados de ambas temporadas, se determinó que las especies de mayor importancia fueron el grupo de tilapias, al aportar el 52% de todos los individuos, seguido por *P. splendida* con el 17% y *M. urophthalmus* con el 16%, sumando así el 85% del total. Por el contrario, las especies de menor relevancia fueron *A. macracantus* con 0.5%, *M. regani* con 0.08%, *P. managuensis* con 0.7%, *V. bifasiata* con 0.1% (Figura 11).

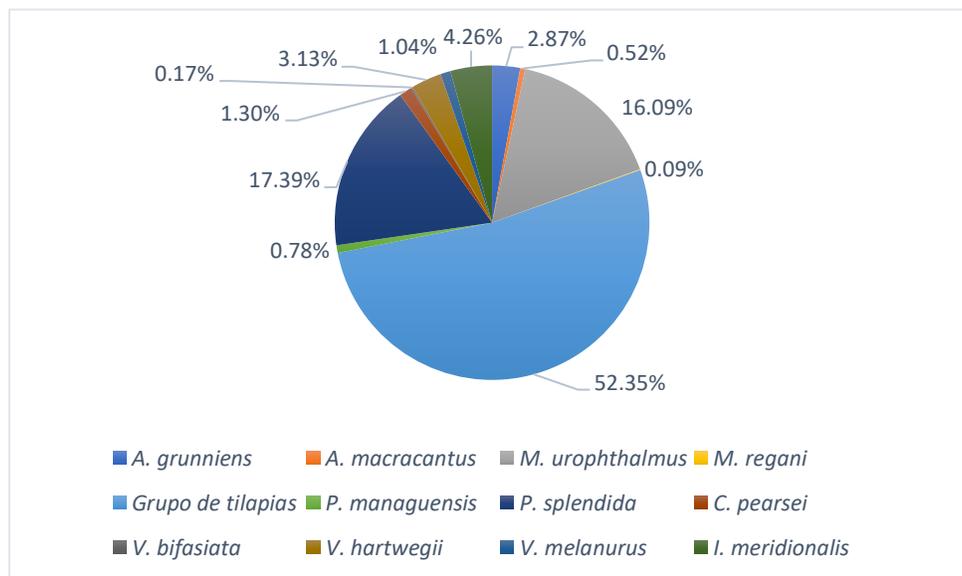


Figura 11. Importancia relativa en número (IRN) de todos los meses.

7.8.4. Comparación de temporadas de seca y lluvia

Contrastando los resultados de ambas temporadas, se determinó que la temporada de lluvias presentó mayor número de ejemplares (53%), en comparación a la de seca (47%) (Figura 12).

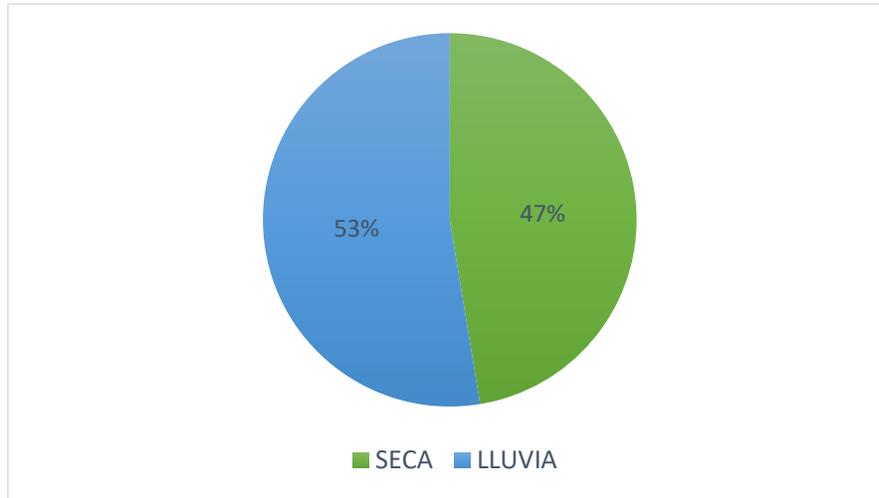


Figura 12. Comparación de la Importancia relativa en número (IRN) de ambas temporadas.

7.9. IMPORTANCIA RELATIVA DE PESO (IRP)

7.9.1. Temporada de seca

En febrero, el 55.8% de la biomasa registrada fue proveniente del grupo de tilapias, seguidamente de *P. splendida* con el 19.7% e *I. meridionalis* con el 16.1%. El resto de especies, no tuvo una relevancia significativa, ya que sus porcentajes de captura oscilaron entre el 4.8 y 0.2%, siendo *V. bifasiata* la especie de menor importancia (Figura 13).

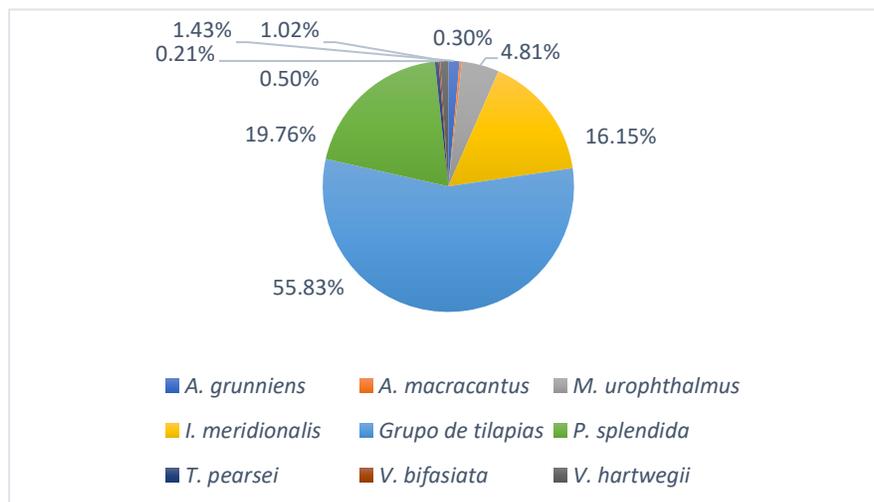


Figura 13. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en febrero.

Para marzo, el grupo de tilapias, *P. splendida*, *I. meridionalis* y *M. urophthalmus* fueron las especies de mayor importancia, al sumar el 94% del total, con 67.5, 11.7, 7.7 y 7.2% respectivamente, mientras que el 6% restante se dividió entre las demás especies (4) con porcentajes que oscilan entre el 2.2 y 0.7%, siendo *V. hartwegii* la que menor biomasa aportó (Figura 14).

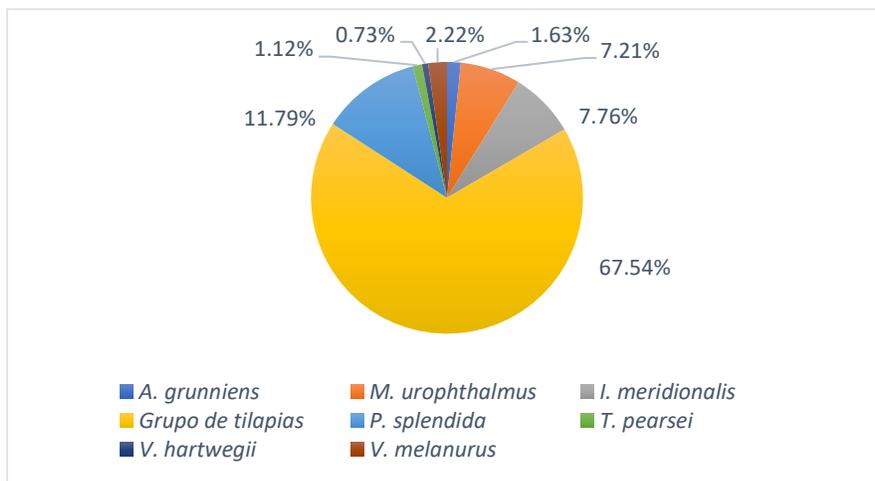


Figura 14. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en marzo.

En mayo, al igual que el mes anterior, las especies de mayor importancia fueron el grupo de tilapias, *I. meridionalis* y *P. splendida*, al sumar el 81% de la biomasa total, con 38, 23, 20% respectivamente, también destaca *M. urophthalmus* con 12% de la biomasa, *A. macracantus* fue la especie de menor importancia con el 0.7% (Figura 15).

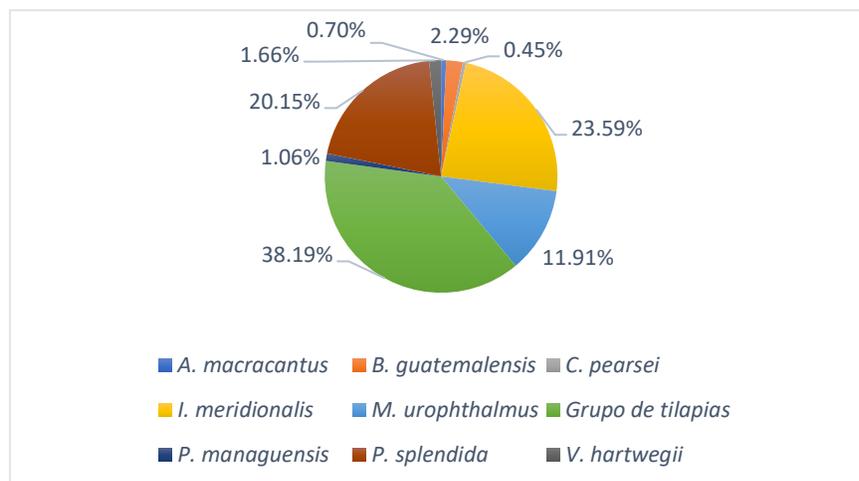


Figura 15. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en mayo.

7.9.2. Temporada de lluvia

En junio, al igual que en la temporada de seca, las especies más importantes fueron el grupo de tilapias, *I. meridionalis* y *M. urophthalmus*, al sumar 75% de la biomasa total, con 41.3, 17.9, y 16.3%. También, destaca *P. splendida* con 10% de la biomasa, manteniéndose como una especie relevante. *A. macracantus*, *C. pearsei* y *V. hartwegi* fueron las especies de menor importancia, con el 0.7, 1.1 y 1.5% del total (Figura 16).

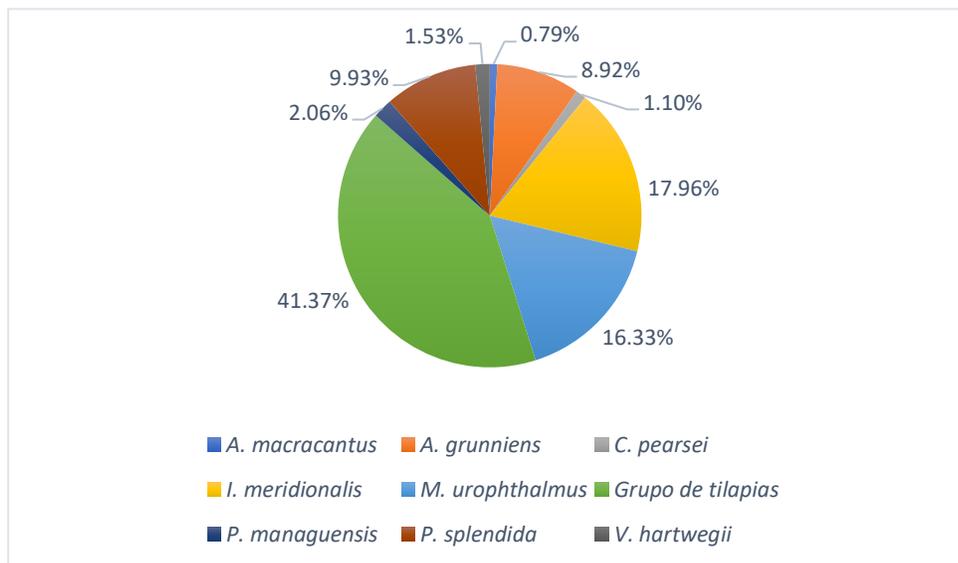


Figura 16. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en junio.

En julio, el grupo de tilapias, *M. urophthalmus* y *P. splendida*, fueron las especies más importantes, al sumar el 87% de la biomasa total, con el 59.2, 14.5 y 13.6% respectivamente. Por el contrario *C. pearsei*, *V. hartwegi*, *V. melanurus*, *V. bifasiata*, *P. managuensis* y *M. regani* fueron las menos relevantes, aportando 1.2, 0.9, 0.39, 0.33, 0.35, 0.29% respectivamente (Figura 17).

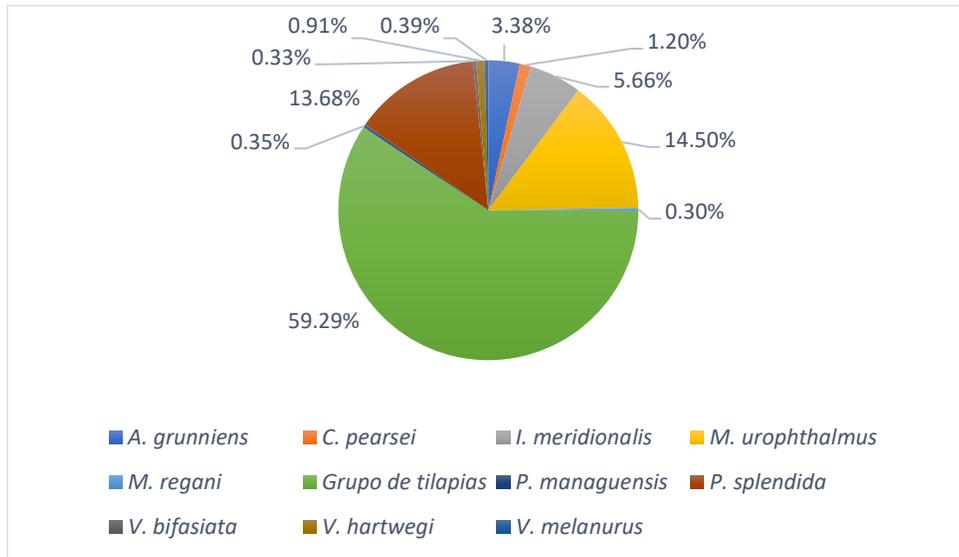


Figura 17. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en julio.

En agosto, las especies que mayor biomasa aportaron fueron el grupo de tilapias y *P. splendida* y *M. urophthalmus*, al sumar el 86% con 62.9, 14.2 y 9.7% respectivamente. Por el contrario *C. pearsei* fue la especie menos relevante con 0.2% (Figura 18).

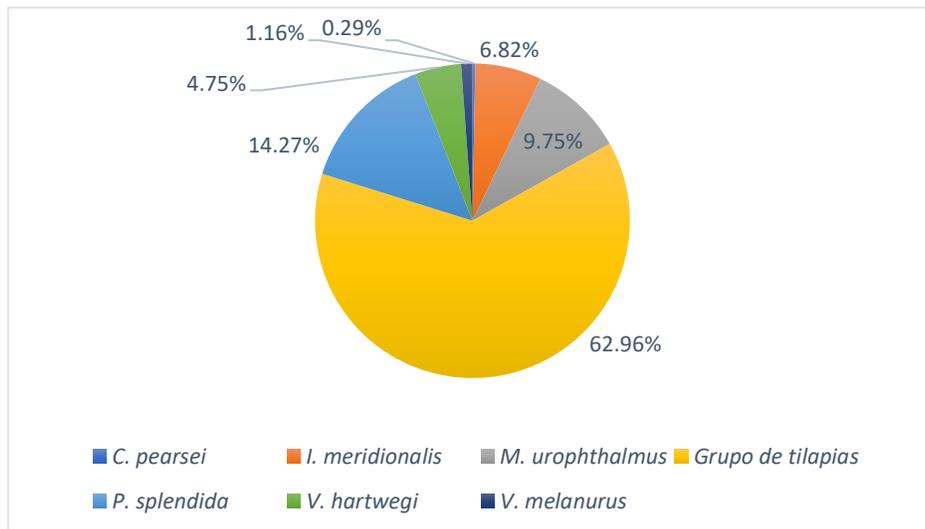


Figura 18. Importancia relativa en peso (IRP) de las especies registradas en agosto.

7.9.3. IRP total

Contrastando los resultados de ambas temporadas, se determinó que el grupo de tilapias es el de mayor importancia para la pesca comercial al aportar el 55% de toda la biomasa, seguidamente de *P. splendida* con 15.3%, *I. meridionalis* con 12.8% y *M. urophthalmus* con el 10.2% sumando así el 93% del total. Por el contrario, las especies de menor relevancia fueron *A. macracantus* con 0.28%, *M. regani* con 0.05%, *P. managuensis* con 0.53%, *C. pearsei* con 0.75%, *V. bifasiata* con 0.11% y *V. melanurus* con 0.58% (Figura 19).

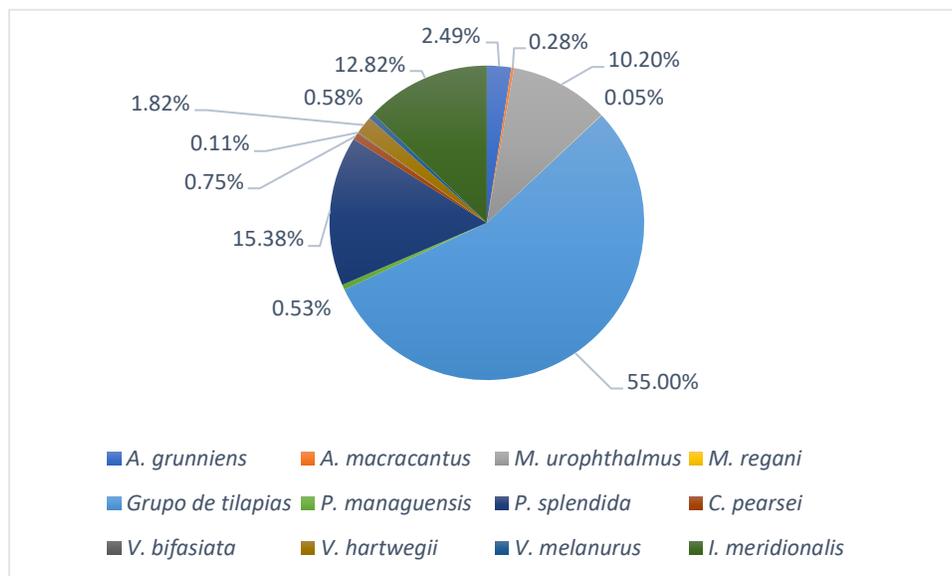


Figura 19. Importancia relativa en peso (IRP) de todos los meses.

7.9.4. Comparación de IRP por temporadas

Al comparar la importancia relativa en peso (IRP), ambas temporadas presentaron un porcentaje similar con un 50.5% en la temporada de lluvia y un 49.5% para la temporada de seca.

La prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney obtuvo un *p value* <0.001, lo que indica diferencias significativas en los volúmenes de captura de ambas temporadas.

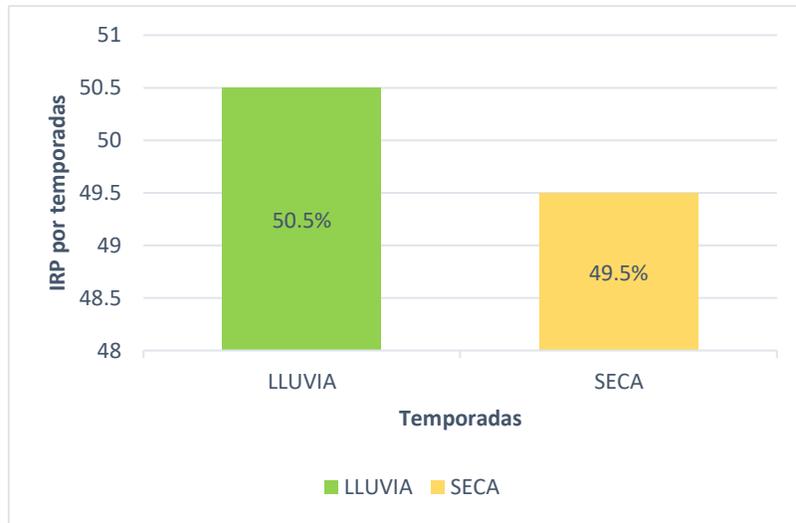


Figura 20. Comparación de la Importancia relativa en peso (IRP) de ambas temporadas.

7.10. ÍNDICE DE IMPORTANCIA RELATIVA (IIR)

El grupo de tilapias presentó el porcentaje más alto con base en el índice de importancia relativa (IIR) con 54.8%, lo que a su vez las convierte en el grupo de especies más importantes para la pesquería de la presa Malpaso, debido a que son las únicas cuyo IIR fue mayor al 40%.

Las especies de importancia secundaria son *P. splendida* con 15.3%, *I. meridionalis*, con 11% y *M. urophthalmus* con 10%. El resto de las especies son consideradas de baja importancia debido a que su IIR fue menor al 10% (Cuadro 7).

Cuadro 7. Índice de importancia relativa de las especies registradas en la cooperativa pesquera zoque.

Nombre científico	IIR
<ul style="list-style-type: none"> Grupo de tilapias (<i>Oreochromis niloticus</i>, <i>O. mossambicus</i> y <i>Coptodon zilli</i>) 	54.83%
<ul style="list-style-type: none"> <i>Petenia splendida</i> 	15.33%

• <i>Ictalurus meridionalis</i>	10.95%
• <i>Mayaheros urophthalmus</i>	10.16%
• <i>Vieja hartwegi</i>	1.81%
• <i>Aplodinotus grunniens</i>	1.42%
• <i>Cincolichthys pearsei</i>	0.63%
• <i>Astatheros macracanthus</i>	0.11%
• <i>Vieja melanurus</i>	0.33%
• <i>Parachromis managuensis</i>	0.22%
• <i>Vieja bifasciata</i>	0.03%
• <i>Maskaheros regani</i>	0.006%
Total	100%

7.11. ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA RELATIVA (IVIR)

Las especies con mayor importancia de captura, según el índice de valor de importancia relativa (IVIR) fueron el grupo de tilapias con 39.6%, seguido de *P. splendida* con 14.84%, *M. urophthalmus* con 12.6% e *I. meridionalis* con 9% sumando entre las cuatro el 76%.

El 24% restante estuvo repartido entre las 8 especies restantes, con valores de entre 5.59% para *V. hartwegi* hasta 0.6% para *M regani* (Cuadro 8). Lo que indica que son especies de poco y casi nulo valor para la pesca comercial de la presa Malpaso.

Cuadro 8. Índice de valor de importancia relativa de las especies registradas en la cooperativa pesquera zoque.

Nombre científico	IVIR
• Grupo de tilapias (<i>Oreochromis niloticus</i> , <i>O. mossambicus</i> y <i>Coptodon zilli</i>)	39.62%
• <i>Petenia splendida</i>	14.84%
• <i>Mayaheros urophthalmus</i>	12.68%
• <i>Maskaheros regani</i>	0.6%
• <i>Ictalurus meridionalis</i>	9.06%
• <i>Vieja hartwegi</i>	5.59%
• <i>Cinzelichthys pearsei</i>	4.07%
• <i>Aplodinotus grunniens</i>	4.04%

• <i>Vieja melanurus</i>	2.8%
• <i>Parachromis managuensis</i>	2.13%
<i>Astatheros macracanthus</i>	1.96%
• <i>Vieja bifasciata</i>	1.22%
TOTAL	100

7.12. RELACIÓN DE LA IMPORTANCIA RELATIVA EN NÚMERO Y PESO (IRN-IRP)

Las especies catalogadas de importancia alta para la actividad pesquera fueron el grupo de tilapias, seguidas de *P. splendida*, *M. urophthalmus*, *I. meridionalis* y *A. grunniens*, representando el 50% de las especies (7 de 14). La única especie catalogada de baja importancia fue *V. hartwegi*, mientras que el resto de las especies (6) son consideradas de muy baja importancia comercial. No hubo especies catalogadas de importancia media (Figura 21).

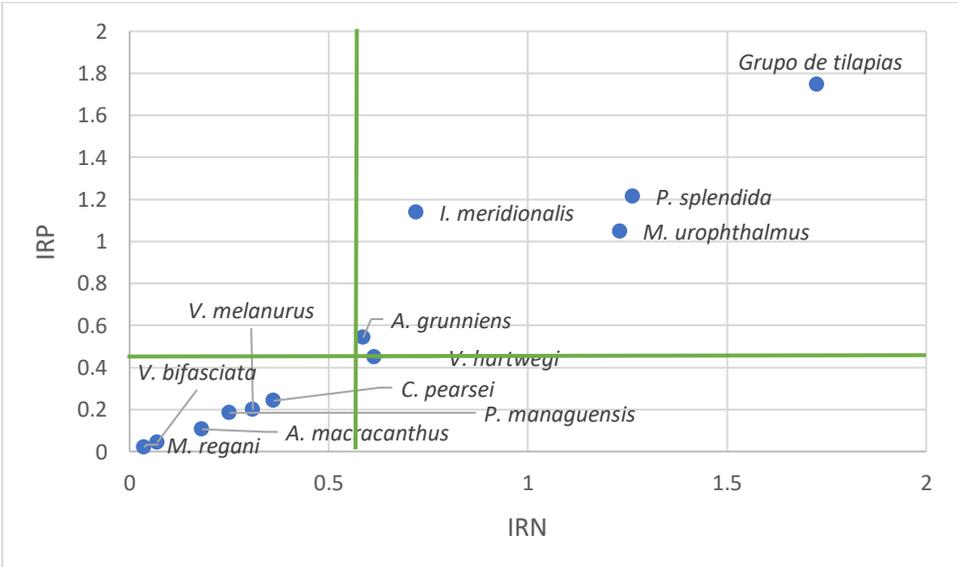


Figura 21. Distribución relativa de las especies en los muestreos de acuerdo con la Importancia Relativa en Número (IRN) e Importancia Relativa en peso (IRP).

7.13. RELACIÓN DE LA IMPORTANCIA RELATIVA EN NÚMERO Y FRECUENCIA RELATIVA DE OCURRENCIA (IRN-Freci)

Las especies catalogadas como dominantes fueron el grupo de tilapias, seguidas de *P. splendida*, *M. urophthalmus*, *I. meridionalis*, *V. hartwegi* y *A. grunniens* (8 de 14), representando el 57% de las especies. Dentro de la categoría constantes se encuentran *V. melanurus* y *C. pearsei*. El resto de las especies fueron agrupadas como raras (4) conformando el 28%. No hubo especies catalogadas como ocasionales (Figura 22).

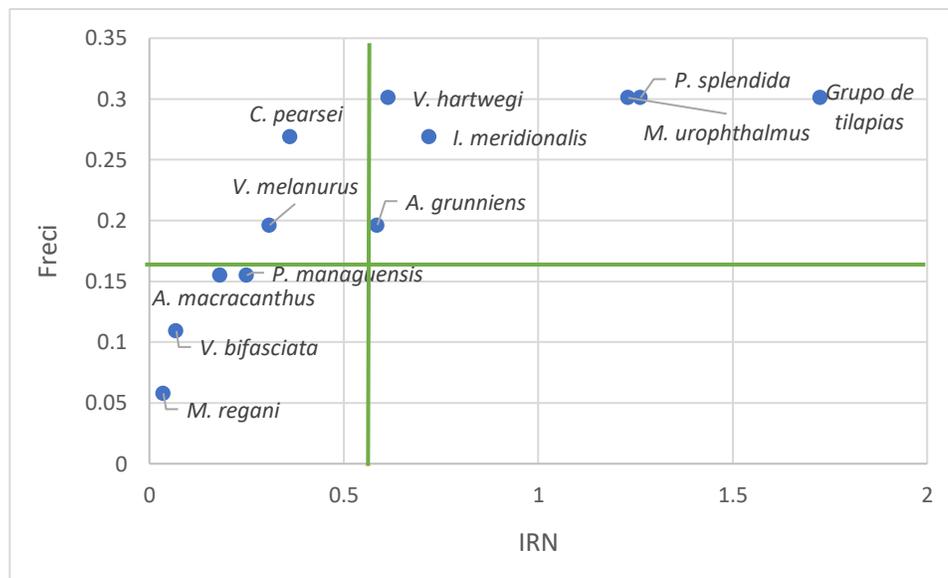


Figura 22. Distribución relativa de las especies en los muestreos de acuerdo con la Importancia Relativa en Número (IRN) y frecuencia de ocurrencia relativa (Freci).

7.14. ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON (H')

7.14.1. Abundancia numérica y relativa por mes

Los valores más altos se presentaron en el mes de febrero, con 246 individuos que representaron el 21% del total, seguidos de julio con 231 individuos (20%). Los valores de abundancia más bajos pertenecen al mes de mayo, con 138 individuos y 12% del total (Figura 23).

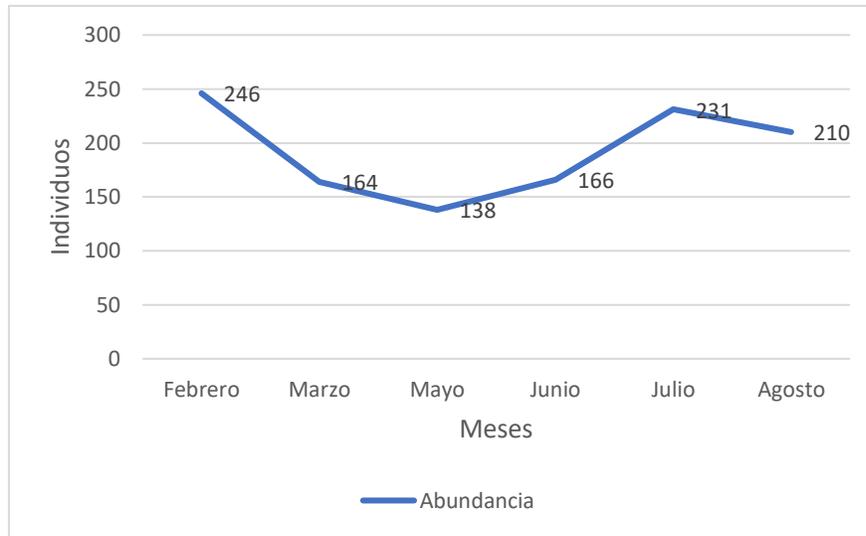


Figura 23. Variación temporal de la abundancia en la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, México.

7.14.2. Riqueza por mes

La riqueza máxima se registró en el mes de julio con 11 de 12 especies, por el contrario, el valor mínimo se obtuvo en el mes de agosto (siete especies) (Figura 24).

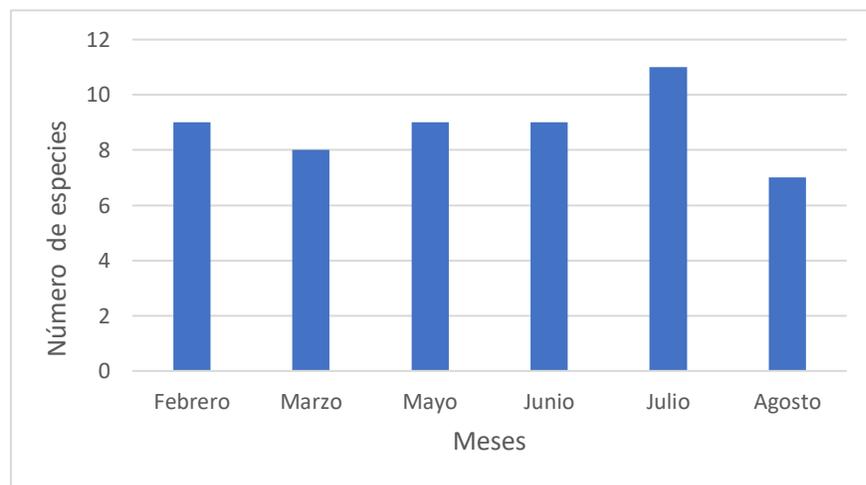


Figura 24. Variación temporal de la riqueza en la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, México.

7.14.3. Diversidad (H')

Todos los valores mensuales obtenidos para (H') son inferiores a 2.

La diversidad promedio (H') fue de 1.4, con los valores máximos obtenidos en mayo y junio, con 1.58 y 1.67 respectivamente. Los valores mínimos se registraron en febrero y marzo con 1.28 y 1.05 respectivamente (Figura 25).

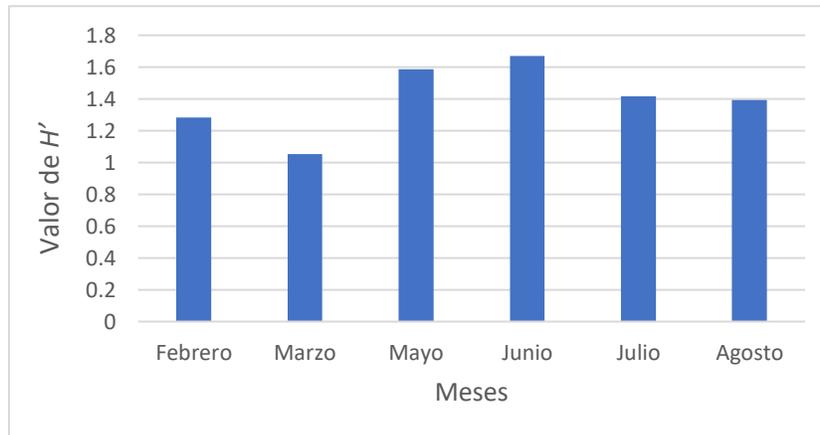


Figura 25. Diversidad de especies en los meses de muestreo.

7.14.4. Comparación entre temporadas (H')

El valor de H' en la temporada de seca fue de 1.31, mientras que en la de lluvia fue de 1.54. En ambos casos la diversidad fue baja (Figura 26).

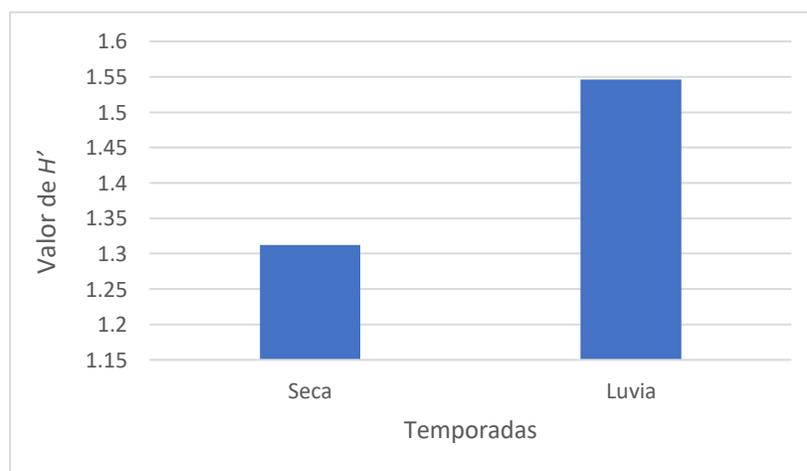


Figura 26. Variación temporal de la diversidad (H') en la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas, México.

VIII. DISCUSIÓN

Desde su aparición y debido a la necesidad de atender las demandas de una población en crecimiento, la humanidad se ha convertido en una fuente constante de presión sobre los ecosistemas y su biodiversidad, debido a que esta se ha valido de distintas actividades como la caza, agricultura o pesca (SEMARNAT, 2016), y de la transformación de los recursos naturales, como el cambio del uso del suelo para usos agropecuarios e industriales (Masera *et al.*, 1997; Challenger, 1998), con la intención de obtener recursos y transformarlos en bienes y servicios (Challenger y Dirzo, 2009) para el desarrollo de la población.

En Chiapas, a lo largo del río Grijalva, históricamente se han desarrollado importantes pesquerías basadas en la captura de *I. meridionalis* (Colín, 1976). Sin embargo, después de la creación de la presa Malpaso (1960-1964), era de esperar que se produjera un cambio importante en las poblaciones ícticas presentes (Rivera-Velázquez, 2002), producto de la nueva barrera artificial y por la mala gestión histórica de la pesquería. Esto se refleja en la pérdida de la ictiofauna local e introducción de especies por parte del gobierno Federal y Estatal a partir de 1970, con la intención de repoblar y aumentar los volúmenes de captura, así como la puesta en marcha diferentes centros de producción de crías de Tilapia (*Oreochromis spp*) (Rivera-Velázquez, 2002).

Asimismo, la conversión de los pobladores de los lugares inundados, de agricultores a pescadores, abrió la posibilidad de una extracción excesiva (sobrepesca) de las especies objetivo, alterando las cadenas tróficas, composición, abundancia y dominancia natural de las especies (Cerdenares-Ladrón de Guevara *et al.*, 2014).

Sin embargo, es difícil estimar la modificación en la riqueza y volúmenes de captura después de la creación del embalse, debido a que no fue hasta 1978 cuando comenzaron los primeros registros de producción pesquera, los cuales reportaban a *I. meridionalis* y *P. splendida* como las principales especies capturadas, junto con otras especies nativas e introducidas (Tilapias) (Rivera-Velázquez, 2002).

En este estudio se registraron cuatro familias, 11 géneros y 16 especies: (cuatro de ellas introducidas). *Brycon guatemalensis* (sp. nativa), se registró en el centro de acopio de la pesquería, pero no es recibida en la cooperativa para venderla a los intermediarios de venta de pescado, por no alcanzar un valor económico significativo. Esto se debe al gran número de espinas con la que cuenta, lo que la hace poco atractiva para la pesca comercial. Por lo tanto, es una especie destinada principalmente al autoconsumo de los pescadores (Velázquez-Velázquez, 2014), y a la venta directa a compradores locales por encargo, a pesar de ser habitualmente capturada.

En investigaciones previas, el número de especies de interés pesquero ha variado de 14 a 16 (Moreno-Moreno, 1995, Velázquez-Velázquez, 2011, Pérez-Castañeda, 2012 y Rivera-Velázquez, 2015). Sin embargo, no todas son constantes en los registros, ya que algunas anteriormente reportadas han desaparecido del embalse.

Tal es el caso de *Agonostomus monticola*, mencionada por Taylor y Miller (1980), *Centropomus undecimalis* (robalo) reportada por Velasco (1976), *Ictiobus meridionalis* (peje puerco) mencionada por Rivera-Velázquez *et al.* (2015), o como en el caso de *Eugerres mexicanus* y *Potamarius nelsoni*, las cuales se han vuelto más difíciles de capturar a tal grado que no se registraron ejemplares en este estudio, a pesar de haber estado presentes en los trabajos previos realizados por Moreno-Moreno (1995), Pérez-Castañeda (2012) y Rivera-Velázquez *et al.* (2015).

Esta modificación puede deberse a que los ecosistemas no son estáticos en el tiempo, sino que están en continuo cambio debido a su propia dinámica (sucesión ecológica) o de manera atípica por perturbaciones externas, como la actividad humana (sucesión antropogénica) (Marten, 2001).

Esto último puede observarse en los impactos que la construcción y operación de la presa han tenido sobre la biodiversidad, haciendo que esta se vea afectada por los cambios en el volumen, calidad y flujo del agua, así como por la fragmentación del hábitat y la aparición de barreras no naturales en las áreas de distribución de las

especies, impactando los ciclos de vida y relaciones tróficas ocasionando cambios en la comunidad íctica original (Martínez-Yrizar *et al.*, 2012 y SEMARNAT, 2016).

Ejemplo de esto es la desaparición de especies migratorias de reproducción especializada, como *A. monticola*, y *C. undecimalis*, las cuales se desarrollan en ambientes dulceacuícolas hasta alcanzar la madurez sexual y que posteriormente migran hacia ambientes marinos y/o estuarinos en busca de un entorno adecuado para desovar Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI, 2023), Hernández-Vidal *et al.*, 2014); y que en posteriores investigaciones no han sido registradas (Velázquez-Velázquez, 2011; Anzueto-Calvo *et al.*, 2013; CONABIO, 2013; Anzueto-Calvo *et al.*, 2016; Velázquez-Velázquez *et al.*, 2016), lo que ha llevado a que estas sean consideradas como especies localmente desaparecidas (Moreno-Moreno, 1995).

Por su parte, *E. mexicanus* es una especie que destaca por su importancia ecológica, debido su condición de endemismo en la Región Neotropical (Miller, 1986; Miller y Smith, 1986) y estatus vicario, así como por ser considerado un recurso de alto valor comercial para las cooperativas pesqueras y alimenticio para las poblaciones locales por su carne con alto valor proteico (Mendoza-Carranza *et al.*, 2014; Valdez-Zenil *et al.*, 2015).

No obstante, la captura de esta ha disminuido con el paso del tiempo y para este estudio no se registró ningún ejemplar en la cooperativa. Esto puede deberse a la presión por parte de otras especies principalmente *O. niloticus* por lo que es posible que haya migrado hacia otras partes del embalse con menor presencia de actividad antropogénica. Sin embargo, la escasa información sobre estudios poblacionales y demográficos hace difícil conocer el status de esta especie (Valdez-Zenil *et al.*, 2015).

De igual manera *P. nelsoni* es una especie con importancia económica en distintas pesquerías artesanales de aguas continentales, principalmente en la cuenca del río Usumacinta. Sin embargo, la fragmentación del hábitat provocada por la construcción de embalses, pesca excesiva e introducción de especies exóticas ha provocado que su abundancia disminuya (Rodiles-Hernández y González-Díaz, 2006).

Razón por la cual esta ha sido incluida en la NOM-059-SEMARNAT-2010, sujeta a protección especial (DOF, 2010). En el embalse Nezahualcóyotl, cuando esta especie es capturada de manera incidental, generalmente es liberada por los pescadores o conservada para el autoconsumo y comercializada solo cuando tienen un peso superior a 1 Kg (Pérez-Castañeda, 2012).

Esta pérdida de especies de interés comercial trae consigo consecuencias económicas, lo que lleva a la búsqueda de alternativas para aumentar la producción pesquera. Uno de los métodos más implementados para el aumento de los volúmenes de captura, es la acuicultura. Sin embargo su implementación conlleva distintos impactos, como la contaminación del agua por químicos y antibióticos, eutrofización que puede desencadenar el fenómeno de *blooms* y la fuga de las especies cultivadas, que muchas veces compiten por el hábitat y alimento con las especies nativas, alterando las redes tróficas de los ecosistemas, abriendo la posibilidad de cruces con otras especies ocasionando la pérdida de la diversidad genética además de la introducción nuevas enfermedades y parásitos (Rabassó Krohnert, 2006).

Entre las especies introducidas mediante la acuicultura se encuentran distintas especies de tilapias (*O. niloticus*, *O. mossambicus*, *O. aureus* y *C. zilli*), *P. managuensis* y, más recientemente *M. urophthalmus*. En este estudio el grupo de tilapias obtuvo la mayor biomasa registrada, con 55% del total, seguido por la mojarra *P. splendida* (conocida como Tenhuayaca) con 15%, *I. meridionalis* (bagre) con 13% y la mojarra *M. urophthalmus* (castarrica) con 12%. Este es el primer registro que contempla a una especie no nativa como la más importante para la pesquería del embalse Nezahualcóyotl, a diferencia de trabajos anteriores que catalogaban a *P. splendida* como la especie que sostiene la actividad pesquera (Moreno-Moreno, 1995, DOF, 2010 Pérez-Castañeda, 2012, Rivera-Velázquez 2015).

El primer registro de captura del embalse Malpaso fue el realizado por Moreno-Moreno en 1995, quien en base en datos obtenidos de la SEPESCA del periodo 1990-1994, determinó que *P. splendida* aportó 83% del total del volumen capturado, mientras que las tilapias no fueron representativas en valores de captura ni económicos. Esto a pesar de la introducción realizada por el Gobierno del Estado en

los años 80's y 90's donde se llevó a cabo la siembra de 2 900 000 alevines de tilapias (*Oreochromis* y *Coptodon* spp.).

Posteriormente, en el 2006, el Diario de la Federación reportó que los volúmenes de captura de *P. splendida* significaron el 49% del volumen total, siendo este descenso acompañado de un aumento por parte de las tilapias la cuales significaron 5% del total.

El registro de capturas más reciente es el realizado por Pérez-Castañeda, 2012, quien de igual manera reconoce a *P. splendida* como la especie de mayor importancia comercial. Sin embargo, el volumen de esta disminuyó a 42% del total capturado. Asimismo, también catalogó al grupo de las tilapias (principalmente *O. niloticus*), como una de las especies con más alto número de ejemplares y que mayor biomasa aporta a la pesquería (13%).

Sin embargo, no solo *P. splendida* ha experimentado una disminución en su importancia, ya que la captura de *I. meridionalis* también ha disminuido. En 2006, el Diario Oficial de la Federación registró una biomasa del 35% del volumen total para esta especie, no obstante, en 2012 Pérez-Castañeda considera un porcentaje del 21%. En este estudio, *I. meridionalis* represento el 13% del total de las capturas.

Esta notable diferencia se debe a que las tilapias son especies invasoras que superan en crecimiento y rendimiento por hectárea a las especies nativas (Morales, 1991). Debido a que las tilapias poseen información genética adaptada a distintas condiciones de cultivo y exigencias de distintos mercados (Suresh, 1999, Rabassó-Krohnert 2006). Además, su alimentación de nivel trófico inferior (Fitzsimmons, 2005) les permite consumir gran variedad de alimentos, que van desde crustáceos y vegetación macroscópica hasta algas unicelulares y bacterias, según la disponibilidad del ambiente (Saavedra-Martínez, 2006). Esto les permite alcanzar tallas comerciales en poco tiempo en comparación con otras especies de la pesquería, como *P. splendida*, la cual cuenta con una dieta especializada siendo carnívora por excelencia y que además necesita de un periodo de 12 a 18 meses para alcanzar tallas comerciales Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA, 2018a).

Asimismo, las tilapias también cuentan con alta fecundidad, madurez sexual temprana (alcanzándola en un plazo de 3-6 meses con un peso de 30-40 gr) con hembras que desovan en múltiples ocasiones a lo largo de un mismo año y cuidados parentales presentes (FAO, 2009, Saavedra-Martínez, 2006 y Suresh, 1999). Además, son capaces de resistir distintas variaciones de temperatura y habitar en ambientes tanto loticos como lenticos, con altos niveles de materia orgánica y turbidez, lo que permite el establecimiento de distintas poblaciones naturales en diferentes partes del embalse, donde compite y ejerce presión sobre otras especies. (Pérez *et al.*, 2004); Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés (IVEMAR, 2014).

Por otra parte, también existe presión producto de la constante introducción de alevines de tilapia por parte del centro acuícola “Malpaso”, localizado en la comunidad de Apic-Pac, dedicado a la producción de semilla de *O. niloticus* (Velázquez-Velázquez, 2011) y por el establecimiento de 76 unidades de producción, principalmente semi-intensiva a lo largo de todo el embalse, los cuales aportan un alto porcentaje de la producción de tilapia del estado, ya que por lo regular los productores siembran y cosechan dos veces por año (INAPESCA, 2018 SEMARNAT, 2022; Velázquez-Valencia, 2022).

De la misma manera, es de esperar que los escapes de las granjas contribuyan a la mayor proporción de machos respecto a las hembras (2.5:1) debido a que, en estas últimas, la madurez gonadal involucra un alto gasto energético, lo que implica una proporción menor de energía dirigida al crecimiento somático que el realizado en machos (Macintosh y Little, 1995; Gale *et al.*, 1999). Por lo que los productores suelen utilizar hormonas como la 17 α -metilttestosterona para inducir una inversión sexual en hembras y así obtener cultivos monosexuales (Tayamen y Shelton, 1978; Torres-Hernández *et al.*, 2010).

Si bien otras especies (*P. splendida*, *M. urophthalmus* y *P. managuensis*) también son aprovechadas mediante la acuicultura, estas no cuentan con granjas en el Estado, lo que hace que la diferencia numérica entre machos y hembras no sea tan

marcada como en el caso de las tilapias (60% de machos en promedio para el resto de las especies).

En el caso de *P. splendida*, esta presentó una proporción sexual de 1.7:1 (63.3% machos y 36.7% hembras) con $p < 0.05$. Si bien lo anterior puede deberse a diferentes razones, ya sea por la captura azarosa de los ejemplares, variaciones en las poblaciones entre un año y otro, cambios relacionados con los periodos reproductivos (Franco, 1992), así como por vulnerabilidad derivada de la pesca en función del sexo, segregación sexual por área o profundidad (Hazin *et al.*, 2006), no obstante por el limitado número de ejemplares y por las condiciones del muestreo, no se puede inferir detalladamente acerca de los resultados, por lo que es recomendable contar con un registro sostenido en el tiempo que permita una mejor evaluación.

En el caso de *I. meridionalis* y *M. urophthalmus*, la proporción sexual fue de 1.4:1 y 1.2:1 respectivamente. Sin embargo, ninguna presentó diferencias significativas ($p > 0.05$), indicando una tendencia hacia una proporción 1:1 en donde existe una igualdad en la importancia entre machos y hembras (Fisher, 1930). Al respecto Seba-Palacios, 2022 menciona que en *M. urophthalmus* esta proporción permite asumir que se cuenta con un potencial reproductivo poblacional adecuado, ya que se maximiza la posibilidad de encuentro, además de que una proporción sexual 1:1 se relaciona con un mayor éxito en la fecundidad y competencia reproductiva (Rogers, 1987; Secf, 2011; Carrillo *et al.*, 2021). Lo que influye positivamente en el establecimiento de esta especie en distintas partes del embalse.

Actualmente *M. urophthalmus* es parte importante de la actividad pesquera del embalse Nezahualcóyotl, siendo la cuarta especie con mayor volumen capturado, aportando 10% del total, solo por debajo del grupo de tilapias, *P. splendida* e *I. meridionalis*. Mientras que numéricamente es la tercera especie que más ejemplares aportó con 16%, casi igualando el porcentaje de *P. splendida* (17.4%), pese al poco tiempo que esta lleva registrada en el embalse (Anzueto-Calvo, 2016).

Esto deja en evidencia la capacidad que tiene *M. urophthalmus* para sustentar pesquerías (Anzueto-Calvo, 2016, INAPESCA, 2018b). Debido a la alta capacidad que esta tiene para adaptarse a distintos ambientes, permitiéndole estar presente en una

amplia variedad de hábitats (ríos, lagunas o embalses), con distintas condiciones ambientales (Stauffer y Boltz, 1994; Schmitter-Soto, 1998).

Sumado a sus características biológicas, tales como poseer una alimentación omnívora que le permite aprovechar una amplia gama de alimentos, que van desde el detritus hasta pequeños crustáceos (Chávez-Sánchez *et al.*, 2000; DOF 2013).

Así como que cuenta con una madurez sexual alcanzada durante el primer año con una longitud que puede variar de entre 70-135 mm, alta fecundidad, cuidados parentales y una reproducción constante (cada 26 días con temperaturas superiores a 24°C) que abarca ambas temporadas (lluvia y seca) durante los meses de marzo-octubre (Martínez-Palacios, 1987, DOF 2013, Maldonado *et al.*, s/f, Uscanga-Martínez, 2020), le brinda ventajas sobre otras especies como *P. splendida* la cual presenta una talla mínima de maduración sexual más grandes de (140 mm) y cuya reproducción está relacionada con la época de lluvias (Barrientos, y Quintana., 2012).

De la misma manera, también debe considerarse el hecho que en algunos mercados locales, la castarrica es preferida sobre otras especies introducidas, como las tilapias, debido al sabor apetecible de su carne (INAPESCA, 2018b) y que en los últimos años, la especie ha sido estudiada para ser implementada en cultivos semi-intensivos, haciendo posible que en el futuro se establezcan cultivos de esta en el Estado. Por lo tanto, es indispensable continuar con el seguimiento de la especie, ya que los efectos que pueda tener en la pesquería del embalse serán visibles en los próximos años.

La última especie introducida registrada es *P. managuensis*, esta llegó al Estado mediante la cuenca baja del río Usumacinta (Shafland, 1996), procedente de Centroamérica, y posteriormente fue introducido a los diferentes embalses del Estado (Chicoasén, Peñitas, La angostura y Malpaso) (Pineda-López *et al.* 1985; Velázquez-Velázquez *et al.*, 2014) con el fin de repoblar los sistemas e impulsar la actividad pesquera local y acuicultura (Velázquez-Velázquez, 2011).

Si bien se esperaba que esta compitiera y desplazara a las principales especies de interés comercial como *I. meridionalis* y *P. splendida* (González-Díaz *et al.*, 2008;

Rivera-Velázquez *et al.*, 2014; Rivera-Velázquez *et al.*, 2015), tal como lo ha hecho el grupo de tilapias y *M. urophthalmus*, desde su documentación en la pesquería del embalse, la importancia de *P. managuensis* ha sido poco relevante, aportando menos del 4% de todos los individuos y del volumen total capturado (Pérez-Castañeda, 2012).

Para este estudio, este porcentaje disminuyó a menos del 1% en ambos apartados. Esto a pesar de que esta especie cuenta con el potencial para alterar el equilibrio de los ecosistemas donde se encuentra (Shafland, 1996) debido a su alta agresividad y hábitos piscívoros siendo capaz de reducir la captura de especies nativas y modificar su dominancia (Mendoza-Alfaro *et al.*, en prensa).

Los cambios en la actividad pesquera también se han visto reflejados en las categorías comerciales de la cooperativa. Anteriormente sólo se consideraban tres categorías, siendo estas “Tenhuayaca” “Chopa” y “Bagre” (Moreno-Moreno, 1995). Posteriormente en 2012 Pérez-Castañeda, documentó un aumento en el número de categorías, llegando a cinco, debido a la separación de las categorías de “Tenhuayaca” y “Bagre” (en base a la talla y peso) en “Tenhuayaca grande y mediana” y “Bagre grande y chico” siendo “Chopa” la única sin modificación.

En este estudio se documentaron 6 categorías comerciales, incluyendo la creación de dos nuevas. La primera de estas es “Tilapia”, que incluye los géneros *Oreochromis* y *Coptodon*, grupos que anteriormente compartían las categorías de “Tenhuayaca grande y mediana” con *P. splendida* (Pérez-Castañeda, 2012).

Por su parte, “Castarrica” es la segunda nueva categoría y agrupa a *M. urophthalmus*. Ambas categorías sólo consideran a ejemplares con un peso superior a 330 g, siendo “Chopa” la categoría encargada de registrar a los ejemplares con menor peso de todas las especies. De igual manera, también se documentó la unificación de las categorías “Bagre chico” y “grande” en “Bagre”, agrupando únicamente a *I. meridionalis*.

Si bien es cierto que la creación de categorías es un método utilizado para facilitar la comercialización de los recursos pesqueros (FAO 1999), la constante modificación de estas es el reflejo de los cambios en la abundancia e importancia de

los recursos, al ser cada vez más demandados por los habitantes y comercios locales como en el caso del grupo de tilapias y *M. urophthalmus*. Sin embargo, también pueden haber casos opuestos, como el de *I. meridionalis*, cuya unión de categorías puede deberse a la disminución de las capturas en comparación con años anteriores (Rivera-Velázquez *et al.*, 2015).

De igual manera el aumento en la dominancia por parte de las especies introducidas (especialmente por parte del grupo de tilapias) también se ha visto representada en la prueba de Olmstead-Tukey, ya que al comparar el IRN con el IRP y Frec con el IRN se encontró que cinco especies son las dominantes siendo estas, el grupo de tilapias, *P. splendida*, *M. urophthalmus*, *I. meridionalis* y *A. grunniens* en ese orden.

Si bien el número de especies dominantes se ha mantenido desde que Pérez-Castañeda, 2012 reconoció a *P. splendida*, *O. niloticus*, *I. meridionalis*, *V. hartwegii* y *C. pearsei* (en ese orden) como las especies dominantes en la pesquería, las constantes modificaciones en la Frec, IRN e IRP, producto de la introducción de especies y escapes de granjas, han provocado que especies como *V. hartwegii* y *C. pearsei* pierdan su dominancia y pasen a ser consideradas constantes (como *V. hartwegii*) y raras (como *C. pearsei*).

De igual manera algo similar puede observarse en los índices de importancia relativa (IIR) e índice de valor de importancia relativa (IVIR). Ya que previamente Pérez-Castañeda, 2012 catalogó a *P. splendida* como la especie de mayor importancia relativa según el IIR, sin embargo, actualmente esto ha sido modificado, siendo el grupo de tilapias el único que cuenta con una importancia relativa alta para la actividad pesquera (54.8%) según el IIR, haciendo que otras especies principalmente nativas como *P. splendida* (con 15.3%) e *I. meridionalis* (con 11%), disminuyan su importancia hasta ser consideradas de media, baja o casi nula importancia para la pesca como en el caso de *A. macracanthus* (con 0.11%) y *V. melanurus* (con 0.33%).

Asimismo, con base al IVIR, Rivera-Velázquez, 2015, catalogó a *P. splendida* (con 31%), *I. meridionalis* (con 17%) y *O. niloticus* (con 13%) como las especies dominantes; no obstante, de igual manera actualmente esto ha sido modificado, siendo

el grupo de tilapias las que mayor IVIR presentan con 39.6%, trayendo consigo que *P. splendida* (con 14.84%) e *I. meridionalis* (con 9%) disminuyan su importancia. Sin embargo, el registro de *M. urophthalmus* (con 12.6%) puede ocasionar que la dominancia de las especies continúe modificándose.

El aumento en la dominancia e importancia de las tilapias, así como la disminución y desplazamiento de especies nativas es algo bien documentado (Witte *et al.*, 1992 y Cohen, 1994), especialmente en el continente americano (América del sur y central) en países como Puerto Rico (Burger *et al.*, 1992), Venezuela (Nirchio y Pérez, 2002) Colombia (Caraballo, 2009), Nicaragua (McCrary *et al.*, 2007) y Brasil (Bittencourt *et al.*, 2015), en donde las condiciones climáticas son apropiadas para su establecimiento (Cassemiro *et al.*, 2017).

Ejemplo de lo anterior, son los estudios realizados por Aguilera y Carvajal, 1976 y Solórzano *et al.*, 2001, quienes describen que la introducción de *O. mossambicus* en la Laguna de Los Patos y Lago Valencia en Venezuela, ha provocado la extinción de gran número de especies, a la par que *O. mossambicus* se ha vuelto la especie más abundante y dominante.

En México, la introducción tilapias (*O. niloticus* y *O. mossambicus*) en el sureste del país está asociada con el desplazamiento total o parcial de 19 especies nativas en los estados de Campeche, Tabasco, Yucatán y Quintana Roo (Amador-del Ángel y Wakida-Kusunoki, 2014).

En este último además de la extinción de *Cyprinodon simus*, también se les atribuye el declive en la abundancia de varias especies de ciprinodóntidos producto de la depredación de larvas y juveniles de las especies locales por la población de tilapias (Strecker, 2006), así como por la competencia agresiva con otras especies por el espacio (superposición de hábitat) y la comida, ya que se alimentan de una variedad de alimentos como invertebrados acuáticos y plantas, que son una fuente de alimento para otras especies (Aguilera y Carvajal, 1976; Cassemiro *et al.*, 2017 y Jacome, 2019).

Por otra parte, al comparar la importancia relativa numérica (IRN) de cada temporada (lluvia y estiaje), se obtuvo que la de lluvia fue la de mayor IRN, con 52.6% del total, mientras que la temporada de estiaje obtuvo el 47.4% restante. Esto difiriendo con lo reportado por Pérez-Castañeda, 2012, quien cataloga a la temporada de estiaje como la de mayor IRN (56%).

Mientras que, al comparar la importancia relativa en peso (IRP), ambas temporadas presentaron un porcentaje similar (lluvia 50.5 y estiaje 49.5%). Sin embargo, al comparar los volúmenes de captura de ambas temporadas mediante la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney, el valor p obtenido fue menor a 0.05% indicando diferencias significativas entre estas.

Los meses con mayor y menor IRN e IRP se presentaron en la temporada de estiaje, siendo el mes de febrero el que mayor porcentaje aportó, con más de 20% en ambos apartados, mientras que el mes de mayo fue el de menor porcentaje, con menos del 12% en ambos apartados.

Estos valores en los volúmenes de captura y número de ejemplares en ambas temporadas, así como las variaciones en los valores mensuales, están influenciados por la dinámica y el manejo del embalse, que ocasionan cambios muy marcados en los niveles de agua. Estos cambios pueden disminuir o aumentar el nivel del agua de manera muy drástica en un corto periodo de tiempo, dependiendo de la época del año, especialmente durante el verano, y de las necesidades de la población, imposibilitando la vida en las orillas de los embalses al reducir la disponibilidad y tamaño de los hábitats (Álvarez, s/f; Pérez-Castañeda, 2012).

De esta manera, afectando a las especies que desovan en los periodos donde el nivel del embalse disminuye, debido a que las puestas corren el riesgo de quedar fuera del agua o en zonas demasiado profundas para su correcto desarrollo, lo que limita la supervivencia y el reclutamiento, ya que son pocas las especies que tienen la capacidad y/o mecanismos para soportar estos cambios (Pérez-Castañeda, 2012).

Esto último se observa mediante el índice de Shannon (H'), ya que tanto la temporada de lluvia, la cual fue la más diversa (con H' 1.54), y la temporada de estiaje

(con H' de 1.31), así como todos los valores mensuales, fueron inferiores a $H'=2$ lo que indica niveles bajos de diversidad (Margalef, 1972).

Resultados similares fueron descritos por Pérez-Castañeda, 2012, quien de igual manera catalogó a la temporada de lluvia como la más diversa (H' de 1.71 para lluvia y H' 1.66 para estiaje), y todos valores mensuales inferiores a 2 (valor máximo en noviembre con H' 1.76) sin embargo, la disminución en estos deja en evidencia la pérdida de la biodiversidad.

Si bien en la mayoría de los ecosistemas naturales, normalmente los valores de H' oscilan entre 1.5-3.5 (Margalef 1972), los ecosistemas artificiales, constantemente sufren modificaciones en los factores bióticos y abióticos por la intervención del ser humano (OVACEN, 2022). En el caso particular de los embalses, la retención del agua modifica el régimen hidrológico e hidráulico de las corrientes, haciendo que estas pasen de lotico a lentic, afectando así al transporte de sedimentos y promoviendo el desarrollo de especies adaptadas a condiciones lenticas (Oviedo-Ocaña, 2018), como el grupo de tilapias, *P. splendida* y *M. urophthalmus*, las cuales han visto favorecidas su reproducción y crecimiento poblacional, logrando sostener la actividad pesquera del embalse, a diferencia de *V. hartwegi*, que prefiere condiciones loticas y cuyo volumen de captura ha descendido consecuencia de la disminución de hábitats con esta característica (Rivera-Velázquez *et al.*, 2015).

Además de alterar las condiciones hídricas, los embalses también ocasionan la fragmentación del hábitat por la creación de barreras y la reducción de los hábitats, así como de los sitios de desove y de reproducción (Martínez-Yrizar *et al.*, 2012). Esta situación combinada con la pesca, altera las cadenas alimentarias del ecosistema, volviéndolas más simples que las de los ecosistemas naturales (Dayton, 1995). Ya que frecuentemente están incompletas, ya que el ser humano suele alimentarse de las especies que le interesan, lo que provoca que la mayoría de especies estén presentes en números bajos (Cohen, 1994).

Del mismo modo, el índice de Shannon también permitió comparar la diversidad en ambas temporadas, determinando que la temporada de lluvia es la que cuenta con

mayor diversidad, siendo julio el mes en que se registró el mayor número de especies (con 11 de 12 especies).

Respecto a esto, Pérez-Castañeda, 2012 atribuye estos resultados a que durante la temporada de lluvias, la influencia de los ríos y arroyos genera condiciones más estables en la dinámica del agua, ofreciendo un mayor número de hábitats, refugios y sitios adecuados para la reproducción de las especies.

Por su parte Castillo-Rivera *et al.* (2003) mencionan que la influencia positiva de las lluvias sobre la riqueza es producto del incremento en la disponibilidad de recursos tróficos debido a que las lluvias incrementan la descarga de ríos y el escurrimiento, lo que favorece significativamente el aporte de materia orgánica y nutrientes hacia el sistema, estimulando las cadenas tróficas basadas en fitoplancton y detritus. Mientras que las cadenas basadas en la depredación también se ven estimuladas por el desove de las especies, lo que ofrece una mayor disponibilidad de alimento a las especies de todos los niveles tróficos.

IX. CONCLUSIÓN

- La captura estuvo conformada por 16 especies, de las cuales cuatro son introducidas, siendo esta la primera ocasión donde se documentó la importancia de *M. urophthalmus* en la pesca comercial.
- El aumento en los volúmenes de captura e importancia comercial de las especies introducidas ha ocasionado la creación de nuevas categorías comerciales (Tilapia y Castarrica).
- El grupo de tilapias fue el dominante con base en los volúmenes de captura, IRN, IRP e importancia relativa, según el IIR e IVIR, desplazando a especies nativas como *P. splendida* e *I. meridionalis*.
- La captura, dominancia e importancia de *P. splendida* ha disminuido, sin embargo, aún es considerada como una de las principales especies para la actividad pesquera.
- La temporada de lluvia presentó mayor riqueza de especies.
- Ambas temporadas (lluvia y estiaje) tuvieron números de individuos y volúmenes de captura similares.
- Los niveles de diversidad disminuyeron en comparación con registros previos.
- La actividad pesquera del embalse Nezahualcóyotl ha sufrido diversos cambios a lo largo del tiempo, producto de la constante intervención antropogénica.

X. RECOMENDACIONES

- Usar artes selectivas que no capturen peces sin valor comercial o fuera del tamaño reglamentario.
- Tener un registro sostenido en el tiempo de la cantidad, talla y especies de peces que se capturan.
- Actualizar las normas pesqueras válidas para la presa Nezahualcóyotl.
- Limitar la acuicultura de especies exóticas.
- Realizar repoblamiento en el embalse con especies nativas.
- Gestionar las cuotas de pesca con criterios de sostenibilidad ambiental y otorgar subsidios a la pesca sostenible.
- Promover al turismo y la población local la comercialización y consumo de especies locales.

XI. REFERENCIAS DOCUMENTALES

- Aguilera, L. y Carvajal, J. 1976. La ictiofauna del complejo hidrográfico Río Anzanares, Estado Sucre, Venezuela. *Lagena*. 37(38): 23-25.
- Álvarez deporte y tiempo libre. s.f. Presas y embalses, ¿cómo influyen en la pesca? <https://www.a-alvarez.com/blog/pesca/consejos-pesca/presas-y-embalses-como-influyen-en-la-pesca>. Consultado el 30 de mayo de 2023.
- Amador-del Ángel, L. E., y Wakida-Kusunoki, A. T. 2014. Peces invasores en el sureste de México. En Mendoza, R. y P. Koleff (Editores). Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México. México. Pp. 425-433.
- Amezcu-Linares, F. 1977. Generalidades ictiológicas de lo sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1977-1/articulo20.html#:~:text=Las%20comunidades%20ictiofaun%C3%ADsticas%20del%20sistema,31%25%20de%20peces%20marinos%20que> Consultado el 26 de marzo de 2022.
- Anzueto-Calvo, M. J. 2008. Diversidad ictiofaunística y su relación con las variables ambientales en la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 78 pp.
- Anzueto-Calvo, M. J., Velázquez-Velázquez E., Peralta-Meixueiro, M. A., Gómez-González, A. E. y Rivera-Velázquez, G. 2016. Nuevos registros de peces en la presa Malpaso (Nezahualcóyotl), cuenca media del Grijalva, Chiapas, México. *Lacandonia*. 10 (2): 31-34.
- Anzueto-Calvo, M. J., Velázquez-Velázquez, E., Gómez-Gonzales, A. E., Quiñones, R. M. y Olson B. 2013. Peces de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. Editorial Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México. 139 pp.

- Arreguín-Sánchez, F. y Arcos-Huitrón, E. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica*. 21 (3): 431-462.
- Barrientos, C. y Quintana, Y. 2012. Crecimiento y fecundidad del pez blanco en el lago Petén Itzá. Memorias: 2do Simposium Internacional de Investigación Multidisciplinaria. Santa Elena, Flores Petén, Guatemala. Pp. 168-174.
- Barrientos, C., Quintana, Y. y Rodiles-Hernández, R. 2018. Peces nativos y pesca artesanal en la cuenca Usumacinta, Guatemala. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 89: 118–130.
- Bittencourt L. S., Leite-Silva, U. R. Silva, L. M. A. y Tavares-Dias, M. 2015. Impact of the invasion from Nile tilapia on natives Cichlidae species in tributary of Amazonas River, Brazil. *Biota Amazônia* 4: 88-94.
- Brower, J. y Zar, J. 1984. Field and laboratory methods for general ecology. Editorial WCB McGraw-Hill. Nueva York, Estados Unidos. 273 pp.
- Burger, J., Cooper, K., Gochfeld, D. J., Saliva, J. E. Safina, C. Lipsky, D. y Gochfeld, M. 1992. Dominance of *Tilapia mossambica*, an introduced fish species, in three Puerto Rican estuaries. *Estuaries* 15: 239-245. <https://doi.org/10.2307/1352698>
- Canseco-Cruz, R. 2007. Cambios en el ensamblaje de peces en un sistema estuarino de la reserva de la Biosfera “La Encrucijada”, Chiapas: antes y después del huracán Stan. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 84 pp.
- Caraballo, P. 2009. Efecto de tilapia *Oreochromis niloticus* sobre la producción pesquera del embalse el Guájaro Atlántico-Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 14: 1796-1802.
- Carrillo, D. P., Camacho, Y. R., Zambrano, Z. C., Estopiñán, M. G., López, P. M., y Ganchou, F. P. P. 2021. Influence of size, variety and male female ratio in the production of tilapia (*Oreochromis spp.*) eggs in concrete tanks at the Venezuelan Andean foothills. *Archivos de zootecnia*. 70 (270): 118-127.

- Cassemiro, F., Bailly, D., Da Graça, W., Agostinho, A. 2017 El potencial invasivo de las tilapias (*Osteichthyes*, *Cichlidae*) en las Américas. *Hidrobiología*. 817: 133–154. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>
- Castillo-Rivera, M., Zárate, R. y Sanvicente-Añorve L. 2003. Patrones de la diversidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica*. 13 (4): 289-298.
- Castro-Aguirre, J. y Balart, E. 1993. La Ictiología en México: Pasado, Presente y Futuro. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 327-343 pp.
- Cerdenares-Ladrón de Guevara, G., Ramírez-Antonio, E., Ramos-Carrillo, S., González-Medina, G., Anislado-Tolentino, V., López-Herrera, D. y Karam-Martínez, S. 2014. Impacto de la actividad pesquera sobre la diversidad biológica. Revisión para el Pacífico sur de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*. 1 (1): 2334-2501.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Editorial. Universidad Nacional de México. Ciudad de México, México. 847 pp.
- Challenger, A. y Dirzo, R., 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Capital Natural de México, vol. II y tendencias de cambio, [online] II, pp.37–73. En CONABIO (editor) Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. Pp 37-73.
- Charles, A. T. 2006. Sustainable Fisheries Systems. Editorial Wiley-Blackwell. Estados Unidos. 357 pp.
- Chase, J. M. 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 104: 17430-17434.

- Chávez-Sánchez, C., Martínez-Palacios, C. A., Martínez-Pérez, G. y Ross, L. G. 2000. Phosphorus and calcium requirements in the diet of the American cichlid *Cichlasoma urophthalmus* (Günther). *Aquaculture Nutrition*. 6: 1-9.
- Cifuentes-Lemus, J. 2008. Biología de la conservación I. Sistemática y biología evolutiva. Editorial Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. Pp 75.
- Cifuentes-Lemus, J., Torres, P. y Frías, M. 1997. El océano y sus recursos X. Pesquerías. 2da Edición. Editorial Fondo de Cultura Económica. México. Pp 185.
- Cisneros-Mata, M. A. 2020. Importancia de la pesca y acuicultura en Sonora: Algunas reflexiones. <https://www.cedo.org/read/cedo-es/importancia-pesca-acuicultura-sonora/>. Consultado el 26 de marzo de 2022.
- Clavero, M. y García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*. 20: 110.
- Cohen, A. S. 1994. Extinción en lagos antiguos: crisis de biodiversidad y conservación 40 años después. de JL Brooks. *Arco hidrobiologic Beih Ergebn Limnology*. 44: 451-479.
- Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD). 1994. Technical Dictionary on Dams - Glossary of Terms. <https://www.ancold.org.au/wp-content/uploads/2012/10/glossary.pdf>. Consultado el 31 de agosto de 2022
- Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. (CONAPESCA) 2017. ¿Cuál es la importancia de la sustentabilidad pesquera? <https://www.gob.mx/conapesca/articulos/cual-es-laimportancia-de-la-sustentabilidad-pesquera-131514?idiom=es>. Consultado el 26 de marzo de 2022.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2020. Biodiversidad mexicana.

<https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/cuantasesp>. Consultado el 26 de marzo de 2022.

Córdova-Tapia, F. y Mercado-Silva, N. 2019. Diversidad funcional de peces en ambientes antropizados. En: Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. y Wegier, A. (Editores). *Antropización: primer análisis integral*. Editorial Universidad Nacional Autónoma de México. México. Pp 111-123.

Dávila-Camacho, C. 2014. “Diagnóstico de las pesquerías del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano bajo un enfoque ecosistémico”. Tesis de maestría. Instituto de ciencias marinas y pesquerías maestría en ecología y pesquerías. Universidad veracruzana. Boca del río, Veracruz. México. 83 pp.

Dayton, P. K. Thrush, S. Agardy, T. y Hofman, J. 1995. “Viewpoint: Environmental effects of marine fishing”. *Aquatic conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*. 5: 205-232.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2010. Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera (Continúa en la Tercera Sección).

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5169418&fecha=02/12/2010#gsc.tab=0. Consultado el 26 de marzo de 2022.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2013. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Acuícola. (Tercera Sección).

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5313326&fecha=09/09/2013#gsc.tab=0

Díaz-Ruíz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre-León, A. y Ortega-Bernal, R. 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*. 52 (1): 187-199.

Díaz-Ruíz, S., Aguirre, L. A., y Cano, E. 2006. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiológica*. 16 (2): 197-210.

- Domínguez-Cisneros, S. 1997. Lista taxonómica y actividad pesquera en el río Lacanjá, Selva Lacandona, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 89 pp.
- Domínguez-Cisneros, S. y Rodiles-Hernández, R. 1998. Guía de peces del río Lacanjá, Selva Lacandona, Chiapas, México. Editorial ECOSUR. Chiapas, México. 56 pp.
- Espinosa-Pérez, H. 2014. Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: 450-459. Doi: 10.7550/rmb.32264.
- Espinosa-Pérez, H., Gaspar-Dillanes, T. y Fuentes-Mata, P. 1993. Los Peces Dulceacuícolas Mexicanos. Listados Faunísticos III. Editorial Universidad Nacional Autónoma de México. Pp 9.
- Fisher, R. 1930. Genetical Theory of Sex Allocation. Editorial Clarendon Press, Londres, Reino Unido.
- Food and Agriculture Organisation (FAO). 2009. *Oreochromis niloticus*. Fichas técnicas de especies acuáticas cultivadas. https://www.fao.org/fishery/docs/DOCUMENT/aquaculture/CulturedSpecies/file/es/es_niletilapia.htm. Consultado el 25 de mayo de 2023.
- Food and Agriculture Organisation (FAO). 1999. Orientaciones técnicas para la pesca responsable. La Ordenación Pesquera. Editorial Roma. Roma, Italia. Pp. 80.
- Food and Agriculture Organisation (FAO). 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. Editorial Roma. Roma, Italia. Pp. 53.
- Food and Agriculture Organisation (FAO). 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Editorial Roma. Roma, Italia. Pp. 231.
- Food and Agriculture Organisation (FAO). 2016. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Editorial Roma. Roma, Italia. Pp. 226.
- Food and Agriculture Organisation (FAO). 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura, la sostenibilidad en acción. Editorial Roma. Roma, Italia. Pp. 243.

- Franco, L. 1992. Maduración sexual y fecundidad del carite (*Scomberomorus maculatus*) de las costas del estado Falcón, Venezuela. *Zootecnia Tropical* 10: 157-169.
- Froese, R. y Pauly, D. 2021. FishBase. www.fishbase.org. Consultado el 15 de febrero de 2022.
- Gale L., Fitzpatrick, S., Contreras, S. y Schreck, B. 1999. Masculinization of Nile (*Oreochromis niloticus*) by immersion in androgens. *Aquaculture*. 178: 349-357.
- García de León, A. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales. Divulgación Geográfica. Editorial Instituto de Geografía. Ciudad de México, México. Pp. 29.
- García-Morales, C. 2007. Actividad pesquera en el sistema lagunar costero Chantuto-Panzacola, reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 69 pp.
- Gaspar-Dillanes, T. y Hernández-Montaño, D. 2013. Pesquerías Continentales de México. Editorial ediciones de la Noche. México, México. 84 pp.
- Global Invasive Species Database (ISSG). 2022. *Oreochromis niloticus*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1322> on 08-03-2022. Consultado el 08 de marzo de 2022.
- Gómez-González, A. 2010. Comunidad de peces del sistema Chantuto-Panzacola, Reserva de la Biosfera La Encrucijada. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 78 pp.
- Gómez-González, A., Velázquez-Velázquez, E., Anzueto-Calvo, M. y Maza-Cruz, M. 2015. Fishes of the Grijalva River basin of Mexico and Guatemala. *Check List* 11 (5): 1726.
- Gómez-González, A., Velázquez-Velázquez, Ernesto, y Anzueto-Calvo, M. 2014. Primer registro de *Xiphophorus clemenciae* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en la cuenca del río Grijalva, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 85 (3): 975-978.

- Gómez-Ramírez, M. 2012. Las presas hidroeléctricas un reto para la sustentabilidad de las cuencas en México. <http://docencia.uaeh.edu.mx/estudios-pertinencia/docs/hidalgomunicipios/Zimapan-Las-Presas-Hidroelectricas-Un-Reto-Para-LaSustentabilidad.pdf>. Consultado el 26 de marzo de 2022.
- González, A., Cardinale, B. J., Allington, G. R., Byrnes, E. J., Endsley, K. A., Brown, D., Isbell, F., Loreau, M. y Hooper, D. 2016. Estimating local biodiversity change: a critique of papers claiming no net loss of local diversity. *Ecology*. 97: 1949-1960. Doi: <https://doi.org/10.1890/15-1759.1>
- González-Acosta, A. F., De la Cruz-Agüero, G., De la Cruz-Agüero, J. y Ruiz-Campos G. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*. 15: 205-214.
- González-Díaz, J. A., Quiñones, R. M., Velázquez-Martínez, J., Rodiles-Hernández, R. 2008. Fishes of La Venta River in Chiapas, México. *Zootaxa*. 1685: 47-54.
- Goñi, R. 1998. "Ecosystem effects of marine fisheries: an overview," *Ocean and Coastal Management*. 40: 37-64.
- Gubiani, É. A., Ruaro, R., Ribeiro, V. R., Eichelberger, A. C. A., Bogoni, R. F., Lira, A. D. y Da Graça, W. J. 2018. Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia*. 817 (1): 57–69. doi:10.1007/s10750-018-3617-9
- Hazin, F., Fischer, A., Broadhurst, M., Veras, D., Oliveira, P. y Burgess, G. 2016. Notes on the reproduction of *Squalus megalops* off northeastern Brazil. *Fisheries Research*. 79: 251–257.
- Hernández-Vidal, U., Chiappa-Carrara, X. y Contreras-Sánchez, W. 2014. Variabilidad reproductiva del robalo común, *Centropomus undecimalis*, en ambientes de salinidad contrastante interconectados por el sistema fluvial Grijalva-Usumacinta. *Ciencias marinas*. 40 (3): 173-185.

- Hickman, J., Roberts, L., Larson, A., Anson, H y Eisenhour, D. J. 2006. Principios integrales de Zoología. 10ª edición. Editorial McGraw-Hill Interamericana. Madrid. España. Pp 47-157.
- Hulme, P. E., 2015. Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology* 52: 1418–1424. Doi: 10.1111/1365-2664.12470.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés (INVEMAR). 2014. Riesgos y medidas de manejo ambiental para las especies *Oreochromis niloticus* (Tilapia plateada) y *Oreochromis* sp (Tilapia roja). Editorial. Ministerio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, Colombia. Pp 22.
- Instituto Nacional de la Pesca (INAPESCA). 2001. Evaluación biológica-pesquera de las principales pesquerías de la presa. La Angostura, Chiapas, México. <https://cofemersimir.gob.mx/expediente/4922/mir/12777/archivo/465768>. Consultado el 20 de febrero de 2022.
- Instituto Nacional de Pesca. INAPESCA, 2018a. Acuicultura Tilapia. <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-tilapia#:~:text=Alimentaci%C3%B3n%20en%20el%20medio%20natural,rendall%C3%ADvora>. Consultado el 11 de mayo de 2023.
- Instituto Nacional de Pesca. INAPESCA, 2018b. Acuicultura Mojarra Castarrica. <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-mojarra-castarrica>. Consultado el 17 de mayo de 2023
- Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI). 2023. Especie: *Agonostomus monticola*, Lisa de río, Trucha de tierra caliente, Lisa Tepemechín. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/thefishes/species/785>. Consultado el 06 de julio de 2023.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2021. Red List. <https://www.iucnredlist.org/> Consultado el 26 de marzo de 2022.

- Jácome J., Quezada-Abad, C, Sánchez-Romero, O, Pérez, J. y Nirchio, M. 2019. Tilapia en Ecuador: paradoja entre la producción acuícola y la protección de la biodiversidad ecuatoriana. *Revista peruana de biología*. 26 (4): 543–550. doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v26i4.16343>
- Levene, H. 1960. Robust tests for equality of variances. Editorial Stanford University Press. California, Estados Unidos. Pp. 278-292.
- Lluch-Cota, D. B., Hernández-Vázquez, E. F., Balart-Páez, L.F., Beltrán-Morales, P., Del Monte Luna, A., González-Becerril, S. E., Lluch-Cota, A.F., Navarrete-Del Proó, G. Ponce-Díaz, C.A., Salinas-Zavala, J., López-Martínez, S. y Ortega-García. G. 2006. Desarrollo Sustentable de la Pesca en México: Orientaciones Estratégicas. Editorial Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Chiapas México. Pp 236.
- López-Tapia, M. 2010. Riqueza de peces del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. México. 76 pp.
- Lozano-Vilano, M. L. y Contreras, B. 1987. Lista Zoogeográfica y ecológica de la Ictiofauna Continental de Chiapas, México. *The Southwestern Naturalist*. 32 (2): 223-236.
- Lozano-Vilano, M. L., García-Ramírez, M. E., Contreras-Balderas, S. y Ramírez-Martínez, C. 2007. Diversity and conservation status of the Ichthyofauna of the Río Lacantún basin in the Biosphere reserve Montez Azules, Chiapas, México. *Zootaxa*. 1410: 43-53.
- Macintosh, D. J. y Little, D. C. 1995. Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). En: Niall, R. y Ronald, J. (Editores). Broodstock management and egg and larval quality. Editorial Blackwell Science. Cambridge, Inglaterra. Pp. 277-320.

- Masera, O., Ordóñez, M. J. y Dirzo, R. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*. 35: 265 – 295.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Nueva Jersey, Estados Unidos. 179 pp.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Editorial Blackwell Science. Oxford, Reino Unido. 132 pp.
- Marine Stewardship Council (MSC). 2016. ¿Qué es la pesca sostenible? <https://www.msc.org/es/que-hacemos/nuestro-enfoque/que-es-la-pesca-sostenible>. Consultado el 27 de marzo del 2022.
- Marten, G. 2001. Ecología Humana. Conceptos básicos para el desarrollo sustentable. Editorial Earthscan Publications. Reino Unido. 296 pp.
- Martínez-Martínez, E., Romo-Trujillo, R., Unzueta-Bustamante, M., Beléndez Moreno, L. F. y Nevárez-Martínez, M. 2014. Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Editorial Ediciones de la noche. México. 47 pp.
- Martínez-Palacios, C. 1987. Aspects of the biology of *Cichlasoma urophthalmus* (Günther) with particular reference to its culture. Tesis de doctorado. Institute of aquaculture, University of Sterling. Scotland. 306 pp.
- Martínez-Ventura, C. L. 2009. Riqueza ictiofaunística y actividad pesquera en el municipio de la Concordia, presa la Angostura, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 66 pp.
- Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A. y Calmus, T. 2012. Disyuntivas: impactos ambientales asociados a la construcción de presas. *Región y Sociedad*. 24 (3): 289-307.
- Matamoros, A., McMahan, C. Chakrabarty, J. y Schaefer, J. 2015. Derivation of the freshwater fish fauna of Central America revisited: Myers's hypothesis in the twenty-first century. *Cladistics*. 31: 177–188
- Margalef, R. 1972. Homage to E. Hutchison, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*. 44: 211-235.

- McCrary, J. K., Murphy, B.R., Stauffer, J. R. y Hendrix, S.S. 2007. Tilapia (Teleostei: Cichlidae) status in Nicaraguan natural waters. *Environmental Biology of Fishes* 78: 107-114. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9080-x>
- McCune, B. y Grace, J. 2002. Analysis of Ecological Communities. Editorial Duke University, Durham, North Carolina. Oregon, Estados Unidos. 12 pp.
- Mendoza, R. *et al.*, 2009. Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras. Casos de prueba para el pez cabeza de serpiente (*Channidae*) y el pleco (*Loricariidae*) en aguas continentales de América del Norte. Editorial Comisión para la Cooperación Ambiental. 99 pp.
- Mendoza, R., Contreras, S., Ramírez, C., Koleff, P., Álvarez, P. y Aguilar, V. 2007. Los Peces Diablo. *Biodiversitas*. 70: 1-5.
- Mendoza-Alfaro, R., Segovia-Aguirre, V. y Berúmen-Gutiérrez, L. (en prensa). Análisis de riesgo de especies exóticas de peces ornamentales dulceacuícolas regularmente importados en México.
- Mercado-Silva, N., Lyons, J. D., Salgado-Maldonado, G. y Medina-Nava, M. 2002. Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 12: 179-191.
- Miller, R. R. 1986. Composition and derivation of the freshwater fish fauna of México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 30: 121-153.
- Miller, R. R. y Smith, M. L. 1986. Origin and geography of fishes of the Central Mexico. En: Hocutt, C. H. y Wiley, E. O. (Editores). The Zoogeography of North American Freshwater Fishes. Editorial John Wiley y Sons. Nueva York, Estados Unidos. Pp. 487-517.
- Morales-Román, M. y Rodiles-Hernández, R. 2000. implicaciones de *Ctenopharyngodon idella* en la comunidad de peces del río Lacanjá, Chiapas. *Hidrobiológica*. 10 (1): 13-24.
- Moreno-Moreno, R. A., Rodiles-Hernández, R., Vásquez, A., Nazar, B. 1995. Análisis de la actividad pesquera en la presa Netzahualcóyotl (Malpaso), Chiapas,

- México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas. México. 25 pp.
- Nikolsky, G. V. 1963. *The Ecology of Fishes*. Editorial Academic Press London. Pp 52.
- Nirchio, M., y Pérez, J. E. 2002. Riesgos del cultivo de tilapias en Venezuela. *Interciencia* 27: 39-44.
- Olaya-Nieto, C., Soto-Fernández, P. y Barrera-Chica, J. 2009. Hábitos alimenticios de la mayupa (*sternopygus macrurus* bloch y schneider, 1801) en el río sinú, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*. 14 (3): 1787-1795.
- Olmstead, P. S. y Tukey, J. W. 1947. A Corner test for Association. *The Annals of Mathematical*. 18 (4): 495-513.
- Orozco-Gutiérrez, M. 2004. La pesca en Chiapas. Tonalá, Chiapas, México. https://www.fecchiapas.com.mx/sistema/biblioteca_digital/13916.66.59.1.la-pesca-en-chiapas.pdf. Consultado el 26 de marzo de 2022.
- Ortiz-Cruz, V. 2011. Análisis del crecimiento y madurez sexual de *Cichlasoma trimaculatum* (günther, 1867) de la subcuenca río Atoyac-Paso de la reina de la cuenca río Atoyac, Oaxaca. Tesis de maestría. Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional unidad Oaxaca. Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca. México. 99 pp.
- Osuna-Castro, J. C. 2012. Administración de la pesquería de almeja Catarina en el complejo lagunar bahía Magdalena-Almejas, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Colegio de la Frontera Norte. Tijuana. Baja California Sur, México. 72 pp.
- OVACEN. 2022. Ecosistemas artificiales o humanizados. <https://ecosistemas.ovacen.com/artificiales-o-humanizados/>. Consultado el 21 de mayo de 2023.
- Oviedo-Ocaña, E. R. 2018. Las Hidroeléctricas: efectos en los ecosistemas y en la salud ambiental. *Revista Universidad Industrial Santander Salud*. 50 (3): 191-192. doi: <http://dx.doi.org/10.18273/revsal.v50n3-2018003>

- Pauly, D. y Watson, R. 2005. Background and interpretation of the Marine Tropic Index, as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 360: 415-423. Doi: 10.1098/rstb.2004.1597
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres, F. 1998. Fishing down marine webs. *Science*. 279 (5352): 860-683.
- Pérez, E., Muñoz, C., Huaquín, L. y Nirchio, M. 2004. Riesgos de la introducción de tilapias (*Oreochromis* sp.) (Perciformes: Cichlidae) en ecosistemas acuáticos de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 77: 195-199.
- Pérez-Castañeda, W. 2012. Composición de peces en la pesquería de la presa hidroeléctrica Nezahualcóyotl, Chiapas. Tesis de licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. México. 39 pp.
- Pérez-España, H., Abarca-Arenas, L. G., y Jiménez-Badillo, M. L. 2006. Is fishing-down trophic web a generalized phenomenon? The case of Mexican fisheries. *Fisheries Research*. (79): 349-352. Doi: 10.1016/j.fisheres.2006.03.027
- Pérez-Mora, E. 2005. Biología alimentaria y reproductiva de la tenguayaca *Petenia splendida* (Gunter, 1862) en la presa Nezahualcóyotl. Malpaso, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México 66 pp.
- Pineda-López, R. 2019. Estimadores de la riqueza de especies. En: Moreno, C.E. (Editor). La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio. Editorial Libermex, México. Pp. 159-174.
- Pineda-López, R., O, Andrade-Salas, S., Paramo-Delgadillo, D., Osorio-Sarabia, G., Pérez, J., Almeida, M., Pérez, M. y Trejo, P. 1985. Estudio del control sanitario de la Piscifactoría Benito Juárez y en los vasos de las presas La Angostura y Malpaso. Memorias del Contrato EP-00984. Dirección General de Acuacultura. Secretaría de Pesca. México. 309 p.

- Pintueles-Tamayo, J. F. 2019. Estructura de la comunidad de peces de la zona costera de Nayarit, México. Tesis de maestría. Centro interdisciplinario de ciencias marinas. Instituto Politécnico Nacional, México. 59 pp.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*. 3 (8): 583-590.
- Pool, T., Olden, J., Whittier, J. y Paukert, C. 2010. Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 67: 1791–1807. Doi:10.1139/F10-095
- Quinn, N. J. 1980. Analysis of temporal changes in fish assemblages in Serpentine Creek, Queensland. *Environmental Biology of Fishes*. 5 (2): 117-133.
- Rabassó-Krohnert, M. 2006. Los impactos ambientales de la acuicultura, causas y efectos. *Vector plus*. 28: 89-98.
- Ramos-Miranda, J. D., Flores-Hernández, L. A., Ayala-Pérez, J., Rendón-Von Osten, G., Villalobos-Zapata, G. y Sosa-López, A. 2006. Atlas hidrológico e ictiológico de la Laguna de Términos. Editorial Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México. Pp. 173.
- Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L., Aburto-Oropeza, O., Díaz-Uribe, J., Pérez-España, H., del-Monte-Luna, P., Lluch-Cota S. y López-Lemus, L. 2009. La disminución en el nivel trófico de las pesquerías en México. *Comunicaciones libres*.3: 1-9.
- Rivera-Velázquez, G. 2002. Pesca y reorganización regional presa hidroeléctrica Dr. Belisario Domínguez “La Angostura”. Tesis de Maestría. Facultad de Arquitectura. Universidad Autónoma de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 143 pp.
- Rivera-Velázquez, G., Velázquez-Valencia, L., Márquez Montes, R., Penagos-García, F. E., Velázquez-Velázquez, E., Reyes-Escutia, F. y Miceli-Méndez, C. L. 2015.

- La pesquería en la presa Malpaso y la Cooperativa Zoque, Chiapas, México. Editorial Talleres desarrollo gráfico editorial. México, México. Pp. 13-14.
- Rivera-Velázquez G., Velázquez-Valencia L., Peralta M. M.A., Márquez R., Velázquez-Velázquez E. 2014. Peces nativos contra introducidos en una pesquería tropical. *Revista Iberoamericana de Ciencias*. 1 (2): 61-72.
- Rodiles-Hernández, R. 1999. Ictiofauna de la selva Lacandona, Chiapas. Editorial ECOSUR. Chiapas, México. Pp. 27.
- Rodiles-Hernández, R. y González-Díaz, A. 2006. Ficha técnica de *Potamarius nelsoni*. En: Schmitter-Soto, J. J. (Editor). Evaluación del riesgo de extinción de los cíclidos mexicanos y de los peces de la frontera sur incluidos en la NOM-059. Editorial El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Ciudad de México, México. 6 pp.
- Rodiles-Hernández, R., Cruz-Morales, J. y Domínguez-Cisneros, S. 2002. El sistema lagunar de Playas de Catazajá, Chiapas, México. *Lagos y presas de México*. Pp. 323-337.
- Rodiles-Hernández, R., González-Acosta, A. F, González-Díaz, A. A. y Castro-Aguirre, J. L. 2007a. Inventario ictiofaunístico de dos Regiones Marinas Prioritarias del Pacífico tropical del estado de Chiapas. Informe final. proyecto No. EJ006. El Colegio de la Frontera Sur. SNIB-CONABIO México. Pp 42.
- Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. A. y Chan-Sala, C. 2005a. Lista de Peces Continentales de Chiapas, México. *Hidrobiologica*. 15 (2): 245-253.
- Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. A. y González-Acosta, A. F. 2007b. Caracterización ictiofaunística de dos regiones marinas prioritarias de la costa de Chiapas, México. *Mesoamericana*. 11 (3): 70.
- Rodiles-Hernández, R., Hendrickson, D., Lundberg, J. y Humphries, J. 2005b. *Lacantunia enigmatica* (Teleostei: Siluriformes) a new and phylogenetically puzzling freshwater fish from Mesoamerica. *Zootaxa*. 1000: 1–24.

- Rogers, W. 1987. Sex ratio, monogamy and breeding success in the Midas cichlid (*Cichlasoma citrinellum*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 21: 47–51. <https://doi.org/10.1007/BF00324434>.
- Romero-Saldaña, M. 2016. Pruebas de bondad de ajuste a una distribución normal. *Revista Enfermería del Trabajo*. 6 (3): 105-114.
- Rueda, M. y Defeo, O. 2003. A bioeconomic multispecific analysis of an estuarine small-scale Fishery: spatial structure of biovalue. *ICES Journal of Marine Science*. 60 (4): 721-732.
- Saavedra-Martínez, M. A. 2006. Manejo del cultivo de tilapia. Editorial. Universidad Centroamericana. Managua, Nicaragua. 22 pp.
- Salgado-Maldonado, G. 2006. Checklist of helminth parasites of freshwater fishes from Mexico. Editorial Magnolia Press. Auckland, New Zealand. Pp. 357.
- Sandoval-Eraza, W. 2018. Presas y Embalses. https://www.researchgate.net/publication/326560488_Capitulo_1_Presas_y_Embalses. Consultado el 26 de marzo de 2022.
- Sax, D. F. y Gaines, S. D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecology Evolution*. 18: 561-566. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00224-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00224-6).
- Seba-Palacios, M. A. 2022. Crecimiento y reproducción de los cíclidos *Vieja fenestrata* (Günther, 1860) y *Mayaheros urophthalmus* (Günther, 1862) en el lago de Catemaco, Veracruz. Tesis de maestría. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad veracruzana. Boca del río Veracruz, México. 44 pp.
- Sebastián-González, E., Botella, F y Sánchez-Zapata J. 2013. Patrones, procesos y conservación de comunidades: el caso de las aves acuáticas en humedales artificiales. *Revista Catalana d'Ornitologia*. 29: 75-92.
- Schmitter-Soto, J. J. 1998. Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo. Editorial El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México. 239 pp.

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SAGARPA). 2006. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-038-PESC-2006, Pesca responsable en el embalse Netzahualcóyotl Malpaso, ubicado en el Estado de Chiapas. Especificaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros. <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/3455/SAGARPA/SAGARPA.htm>. Consultado el 06 de agosto de 2022.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2001. Programa de manejo. Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, México. Editorial Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México 151 Pp.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2015. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Editorial SEMARNAT. México, México. Pp. 191-258.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2022. Granjas comerciales y espacio disponible para engorda por litoral y entidad federativa. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D2_PESCA02_06&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=* &NOMBREANIO=*. Consultado el 27 de mayo de 2023.

Sefc, K. M. 2011. Mating and parental care in Lake Tanganyika's cichlids. *International Journal of Evolutionary Biology*. 47: 08-28. doi: 10.4061/2011/470875.

Shafland, P. L. 1996. Exotic fishes of Florida-1994. *Reviews in Fisheries Science*. 4:101–122

Sistema Meteorológico Nacional. 2022. Estaciones Meteorológicas Automáticas (EMAS). <https://smn.conagua.gob.mx/es/observando-el-tiempo/estaciones-meteorologicas-automaticas-ema-s>. Consultado el 07 de marzo del 2022.

Solórzano, E, Marcano-Chirguita, C., Quijada, A. y Campo, M. 2001 Impacto ecosistémico de las tilapias introducidas en Venezuela. En: Ojasti J, E

- González-Jiménez, E. Szeplaki-Otahola, y García-Román, L. B. (Editores). Informe sobre las especies exóticas en Venezuela. Editorial Tipodin. Caracas, Venezuela. Pp 194-199.
- Sondergaard, M. y Jeppesen, E. 2007. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology*. 44: 1089-1094.
- Soria-Barreto, M., González-Díaz, A., Castillo-Domínguez, A., Álvarez-Pliego, N. y Rodiles-Hernández, R. 2018 Diversidad íctica en la cuenca del Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 89: 100-117.
- Stauffer, J. R. y Boltz, S. 1994. Effect of the salinity on temperature preference and tolerance of age 0 Mayan cichlids. *Transactions of the American Fisheries Society*. 123: 101-107.
- Steel, R. y Torrie, J. 1985. Bioestadística: principios y procedimientos. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia. 640 pp.
- Strecker, U. 2006. The impact of invasive fish on an endemic Cyprinodon species flock (Teleostei) from Laguna Chichancanab, Yucatan, Mexico. *Ecology of Freshwater Fish*. 15: 408-418. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0633.2006.00159.x>
- Suresh, V. 1999. Ultimos avances en el manejo de reproductores de tilapia. *Global Aquaculture Advocate*. 99:17-20.
- Tapia-García, M., Suárez N., Cerdaneres, G., De Guevara, L., Macuitl M., García-Abad, M. 1998. Composición y distribución de la ictiofauna en la Laguna del Mar Muerto. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*. 46 (2): 277-284.
- Tayamen, M. M. y Shelton, W. L. 1978. Inducement of sex reversal in *Sarotherodon niloticus* (Linnaeus). *Aquaculture*. 14: 349-354.
- Taylor, J. N. y Miller, R.R. 1980. Two new cichlid fishes, genus *Cichlasoma*, from Chiapas, Mexico. *Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan*. 693: 1-16.

- Tijaro, R., Rueda, M. y Santos-Martínez, A. 1998. Dinámica poblacional del chivo mapale *Cathorops spixii* en la ciénaga grande de santa marta y complejo de pajarales, caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 27: 87-102.
- Torreblanca-Ramírez, C., Flores-Garza, R., Flores-Rodríguez, P., García-Ibáñez, S. y Galeana-Rebolledo, L. 2012. Riqueza, composición y diversidad de la comunidad de moluscos asociada al sustrato rocoso intermareal de playa Parque de la Reina, Acapulco, México. *Revista de biología marina y oceanografía*. 47 (2): 283-294.
- Torres-Hernández, P., Nucamendi-Rodríguez, G., Pintos-Terán, P. y Montoya-Márquez, J. 2010. Masculinización de la tilapia del Nilo *Oreochromis niloticus* (Actinopterygii: Cichlidae) por inmersión en Fluoximesterona y Testostesterona enantato. *Zootecnia Tropical*. 28 (3): 341-351.
- Uscanga-Martínez, A. 2020. Estudios de la función digestiva y evaluación de Ingredientes proteicos en tres cíclidos (*Petenia splendida*, *Mayaheros urophthalmus*, *Oreochromis niloticus*) cultivados en México. Tesis de doctorado. Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Gran canaria, España. 173 pp.
- Valdelamar-Villegas, J. 2020. Uso de la ictiofauna para la evaluación de la condición ecológica y ambiental de un complejo cenagoso en el Caribe colombiano. *Intropica*. 10 (2): 144-154.
- Valdez-Zenil, J., Rodiles-Hernández, R., González, A. 2015. Abundancia relativa, estructura de tallas y relación longitud-peso de la mojarra mexicana *Eugerres mexicanus*. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*. 2 (6): 349-356.
- Valdez-Zenil, J., Rodiles-Hernández, R., González-Acosta, A., Mendoza-Carranza, M. y Barba-Macías, E. 2013. Length-weight and length-length relationships, gonadosomatic indices and size at first maturity of *Eugerres mexicanus* (Steindachner, 1863) (Percoidei: Gerreidae) from the Usumacinta River, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*. 30: 218-220.

- Velasco, R. 1976. Los peces de agua dulce del estado de Chiapas. Ediciones del Gobierno del Estado de Chiapas. Chiapas, México. Pp. 143.
- Velázquez-Valencia, L. A. 2022. Factores asociados a la mortalidad atípica de tilapia (*Oreochromis* spp.) en la presa Netzahualcóyotl (Malpaso), Chiapas. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad Autónoma de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 69 pp.
- Velázquez-Velázquez, E., Vega-Cendejas, M. E. y Navarro-Alberto, J. 2008. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*. 56 (2): 557-574.
- Velázquez-Velázquez, E. 1997. Contribución a la biología de 10 especies ícticas en el sistema hidrológico Lacanjá, Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. México. Pp. 75.
- Velázquez-Velázquez, E. 2011. Inventario de peces y crustáceos decápodos de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote y Presa Netzahualcóyotl (Malpaso), Chiapas México. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Escuela de Biología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto FM005. México, México. 22 pp.
- Velázquez-Velázquez, E., Contreras-Balderas, S. Cisneros S. 2013. La biodiversidad en Chiapas: Estudio de riqueza y diversidad de peces continentales. Editorial ediciones del Gobierno del Estado de Chiapas. Chiapas, México. Pp. 275-282.
- Velázquez-Velázquez, E., Gómez-González, A. E., Anzueto-Calvo, M y Villatoro-Álvarez, V. A. 2014. Peces del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. Editorial Ediciones DeLaurel. Chiapas, México. 63 pp.
- Velázquez-Velázquez, E., Gómez-González, A. E., Vega-Cendejas, M. E., Rivera-Velázquez, G. y Domínguez-Cisneros, S. E. 2007. Peces del sistema estuarino Carretas-Pereyra, Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas. *Lacandonia* 1: 45-54.

- Velázquez-Velázquez, E., López Vila, J. M. y Ruiz-Velasco, J. C. 2010. Peces de la reserva ecológica El Canelar, Chiapas, México. Editorial Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México. 52 pp.
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. Gómez-González, A. E. Romero-Berny, E. Liévano-Trujillo, J. y Matamoros, W. 2016. Checklist of the continental fishes of the state of Chiapas, Mexico, and their distribution. *ZooKeys*. 632: 99-120. doi: 10.3897/zookeys.632.9747 <http://zookeys.pensoft.net>
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernández, D., y Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*. 20 (6): 1512–1522. Doi: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Weber, A., Allegrucci, G. y Sbordoni, V. 2003. *Rhamdia laluchensis*, a new species of troglobitic catfish (Siluriformes: *Pimelodidae*) from Chiapas, México. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*. 14 (3): 237-280.
- Witte, F. T., Goldschmidt, J. H., Wanink, M., van Oijen, P. C. Goudswaard, E. L., Witte-Maas y Bouton, N. 1992. The destruction of an endemic species flock: quantitative data on the decline of the haplochromine cichlids of Lake Victoria. *Environmental Biology of Fishes* 34: 1-28.