



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD XOCHIMILCO

**ECOLOGÍA Y DINÁMICA POBLACIONAL DEL PEZ DIABLO
EN LA LAGUNA DE POM DEL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA
LAGUNA DE TÉRMINOS, CAMPECHE**

Línea de generación y aplicación del conocimiento

Ecología del Paisaje

Dante Sánchez Morales

Comité Tutorial

Dr. Luis Amado Ayala Pérez

Departamento El Hombre y su Ambiente. UAMX

DIRECTOR

Dra. Martha Rodríguez Gutiérrez

Departamento El Hombre y su Ambiente. UAMX

CODIRECTORA

Dra. Brenda Iliana Vega Rodríguez

Departamento El Hombre y su Ambiente. UAMX

ASESORA

Julio 2025

Resumen

Esta tesis se centra en el análisis integral de la invasión del pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.) en la Laguna de Pom, Campeche, una cabecera estuarina del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos que ha sido escasamente estudiada a pesar de su relevancia ecológica. El objetivo principal es comprender la dinámica ambiental y biológica de esta especie invasora, así como sus impactos y posibles estrategias de control, combinando enfoques ecológicos, toxicológicos y de manejo. La investigación se estructura en seis capítulos: el primero caracteriza las condiciones físico-químicas y ecológicas de la laguna y sus canales adyacentes; el segundo examina la estructura poblacional del pez mediante análisis de edad y crecimiento; el tercero aborda su biología reproductiva, evaluando el desarrollo gonadal, la fecundidad y la talla de primera madurez; el cuarto analiza la presencia de metales pesados en el tejido muscular, lo que permite valorar riesgos toxicológicos y posibilidades de aprovechamiento; el quinto estudia la distribución espacio-temporal de la abundancia del pez durante las tres épocas climáticas de la región, identificando patrones de presencia y factores que favorecen su dispersión; y el sexto presenta una propuesta de transferencia tecnológica con medidas prácticas para el aprovechamiento del pez como herramienta de control poblacional. A lo largo del trabajo se plantean interrogantes y propuestas que buscan no solo mitigar los efectos negativos de esta especie exótica invasora, sino también promover su aprovechamiento sustentable como parte de una estrategia integral de manejo. En conjunto, esta tesis aporta información científica relevante para la toma de decisiones en materia de conservación y gestión ambiental, y busca generar conciencia sobre la importancia de proteger los ecosistemas acuáticos mediante enfoques interdisciplinarios que integren la investigación, la acción técnica y la participación comunitaria.

Palabras clave

Especies invasoras, Reproducción asincrónica, Manejo, Aprovechamiento

Agradecimientos

El presente trabajo representa la culminación de años de esfuerzo, perseverancia y aprendizaje. Pero más allá de una labor individual, es también el resultado del apoyo, generosidad y acompañamiento de personas excepcionales que han dejado huella en este camino.

En primer lugar, quiero expresar mi más sincero agradecimiento a los miembros de mi comité tutorial. Al Dr. Luis Amado Ayala Pérez, por su guía comprometida, por brindarme su confianza y conocimientos, por su cercanía en los momentos clave del proceso y por su apoyo constante en espacios académicos como congresos y ponencias. Su liderazgo fue clave para dar forma y coherencia a este trabajo.

A la Dra. Martha Rodríguez Gutiérrez, por abrirme las puertas de su laboratorio con generosidad, por su paciencia, su empatía en cada etapa de este proceso y por estar siempre dispuesta a compartir sus saberes con claridad y calidez. A la Dra. Brenda Iliana Vega Rodríguez, por creer en este proyecto desde el primer día en que se propuso, por acompañarme con sensibilidad y firmeza, por su entusiasmo durante las salidas de campo y por transmitir su pasión por la educación ambiental.

Extiendo también mi agradecimiento a mis compañeras y compañeros del Laboratorio de Ecología Aplicada y de la Maestría, por su apoyo cotidiano, por las conversaciones que nutrieron tanto lo académico como lo personal, por su amistad incondicional y por enseñarme, con su ejemplo, que el trabajo colectivo hace más amenas las experiencias.

A mi madre, con profunda gratitud y amor, le dedico cada logro alcanzado. Gracias por tu fuerza, por enseñarme a ser resiliente, por tus palabras sabias en los momentos difíciles, por tu fe inquebrantable en mí y por haber sembrado en mí los valores que hoy me sostienen.

A Grecia, mi compañera de vida, muchas gracias por ser uno de mis grandes pilares, por siempre ser mi apoyo y refugio. Tu presencia constante, claridad en cada momento, tu motivación diaria y tu ternura han sido fundamentales para no rendirme y exigirme más en cada día. Gracias por caminar a mi lado con amor y convicción, seguiremos creciendo paso a paso.

Finalmente, agradezco a todas aquellas personas que, de una u otra manera, me ofrecieron su tiempo, su palabra, sus consejos o simplemente una sonrisa durante este trayecto. Cada gesto, por pequeño que parezca, contribuyó a que este proyecto llegara a término.

Prefacio

La presente investigación surge para comprender la creciente problemática que representan el establecimiento de las especies del género *Pterygoplichthys* en los ecosistemas acuáticos de México, con un enfoque particular en la Laguna de Pom. Esta laguna representa una de las cabeceras estuarinas que conforman el Área de Protección de Flora y Fauna, Laguna de Términos. La importancia de abordar este tema radica en que, a diferencia de otras cabeceras, el esfuerzo científico en esta zona ha sido limitado, por lo que resulta fundamental analizar su dinámica y los impactos asociados con las especies de este género.

A lo largo del desarrollo de la investigación, el interés por el tema fue evolucionando progresivamente. En principio, el pez Diablo se percibió como un organismo peculiar y llamativo, cuyo primer acercamiento fue a través de las vidrieras de los acuarios, donde su cuerpo acorazado destacaba de las demás especies con las que compartía el espacio. Posteriormente, al profundizar sobre sus adaptaciones morfológicas y fisiológicas acrecentó la fascinación por su biología y comportamiento. Las primeras incursiones en la Laguna Pom, revelaron la magnitud y fortaleza de estos organismos, que acompañado de la exhaustiva revisión documental y el dialogo con la comunidad de San Antonio Cárdenas hicieron que la percepción inicial de admiración fuese transformada en preocupación debido a los efectos negativos que su establecimiento ha ocasionado en los ecosistemas. Estos impactos van más allá del contexto ecológico, pues, de forma indirecta, han alterado la vida de comunidades humanas tanto en el ámbito económico como cultural.

Durante el desarrollo de este proyecto, surgieron nuevas interrogantes, lo que condujo a la inclusión de propuestas enfocadas en herramientas e ideas prácticas para el aprovechamiento del pez como medida de control de sus poblaciones. Para cumplir lo anterior, surgieron los siguientes capítulos que a continuación describo brevemente.

El primer capítulo está dedicado a la caracterización ambiental de la Laguna Pom y sus canales adyacentes en el estado de Campeche, México. El segundo capítulo analiza la estructura poblacional del pez Diablo mediante el reconocimiento de su edad y crecimiento. En el tercer capítulo se estudian los aspectos reproductivos del pez Diablo

a través del desarrollo gonadal, fecundidad y talla de primera madurez. El cuarto capítulo se centra en la evaluación de metales pesados en el tejido muscular del pez Diablo. En el quinto capítulo se examina la distribución espacio temporal de la abundancia del pez Diablo durante las tres épocas climáticas. Finalmente, en el sexto capítulo se describe la transferencia tecnológica.

Con ello, se espera que este documento sirva como un antecedente para la toma de decisiones y el diseño de estrategias efectivas que contribuyan a mitigar los efectos negativos de esta especie invasora. Además, busca inspirar y generar conciencia sobre la importancia de la conservación de los ecosistemas acuáticos adoptando enfoques integrales para el manejo de especies invasoras.

Es importante reconocer que el hacer ciencia va más allá de la obtención de datos: es una herramienta poderosa para comprender nuestro entorno y propone soluciones a los desafíos que enfrentamos. Cada estudio, sin importar su escala, contribuye a la construcción del conocimiento colectivo y a la formulación de estrategias para un desarrollo más sostenible. Así mismo la investigación, permitirá la toma de decisiones fundamentadas que impulsen cambios significativos asegurando un futuro donde la naturaleza y la sociedad coexistan en armonía. Que este trabajo sirva como un testimonio más del papel esencial que la ciencia desempeña en la conservación y gestión responsable de nuestros ecosistemas.

CONTENIDO

Introducción	11
Problemática del Pez Diablo	11
Objetivo general	12
Objetivos específicos	12
CAPÍTULO I. CARACTERIZACIÓN DE LOS FACTORES FISICOQUÍMICOS EN LA LAGUNA POM, EN TRES ÉPOCAS CLIMÁTICAS.	13
Resumen	13
Abstract	14
Introducción	15
Antecedentes	16
Objetivo	18
Material y método	18
Área de estudio	18
Actividades de laboratorio	20
Análisis estadístico	21
Resultados	21
Temperatura	23
Salinidad	26
Oxígeno disuelto	28
pH	29
Sedimentos	31
Discusión	34
Precipitación y temperatura	34
Salinidad	36
Oxígeno disuelto	37
pH	38
Sedimentos	39
Conclusiones	40

Literatura citada	41
CAPÍTULO II. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL Y EL CRECIMIENTO DEL PEZ DIABLO.	47
Resumen	47
Abstract	48
Introducción	48
Antecedentes	49
Objetivo	51
Material y Método	51
Actividades de laboratorio	52
Análisis estadístico	53
Resultados	54
Discusión	61
Conclusiones	63
Literatura citada	64
CAPITULO III. DINÁMICA REPRODUCTIVA DEL PEZ DIABLO A TRAVÉS DEL DESARROLLO GONADAL.	70
Resumen	70
Abstract	70
Introducción	71
Antecedentes	72
Objetivo	74
Material y Métodos	74
Actividades de laboratorio	75
Fecundidad	75
Análisis estadístico	76
Resultados	78

Proporción sexual	78
Proporción de fases de madurez gonadal	79
Índice gonadosomático (IGS)	82
Factor de condición	83
Talla de primera madurez	84
Fecundidad	85
Discusión	88
Proporción de sexos	88
Proporción de fases de madurez gonadal	89
Índice gonadosomático (IGS)	90
Factor de condición	92
Talla de primera madurez	93
Fecundidad	93
Conclusiones	94
Literatura citada	96
CAPITULO IV. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN EL PEZ DIABLO: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.	101
Resumen	101
Abstract	101
Introducción	102
Antecedentes	103
Material y Métodos	104
Resultados	105
Metales pesados en tejidos de <i>Pterygoplichthys spp.</i>	105
Plomo (Pb)	105
Cadmio (Cd)	106
Mercurio (Hg)	107
Otros metales: Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn)	107
Metales pesados en agua superficial y sedimentos	110
Plomo (Pb)	110
Cadmio (Cd)	110
Mercurio (Hg)	110
Otros metales: Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn)	111
Discusión	114

Plomo (Pb)	115
Cadmio (Cd)	116
Mercurio (Hg)	116
Manganeso (Mn)	117
Hierro (Fe)	118
Metales pesados en sedimento y agua superficial	120
Conclusiones	121
Literatura citada	122
CAPITULO V. DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA DEL PEZ DIABLO.	129
Resumen	129
Abstract	129
Introducción	130
Antecedentes	131
Material y Métodos	132
Estimación de la abundancia	132
Análisis de datos	133
Resultados	133
Discusión	137
Conclusiones	139
Literatura citada	139
CAPÍTULO VI. ACCIONES DE CONTROL DEL PEZ DIABLO	143
Resumen	143
Abstract	143
Introducción	144
Antecedentes	145
Materiales y métodos	146

Resultados	147
Consumo directo	149
Huevo de pez Diablo	150
Consumo indirecto. Harina de pescado	151
Ensilado de pez Diablo	152
Biogás	152
Remoción de contaminantes en agua	153
Discusión	153
Conclusiones	155
Literatura citada	155

Introducción

En los últimos años son más comunes los casos de invasión de especies exóticas en diversas partes del mundo. Se define como especie invasora a toda aquella que se encuentra introducida fuera de su rango de distribución natural en el presente o pasado (McNeely, 2001). Estas especies han generado fuertes impactos ecológicos y constituyen la segunda causa de pérdida de la biodiversidad mundial (Vitousek *et al.*, 1996; Mack *et al.*, 2000).

México no queda exento de esta problemática, hoy en día reporta 104 especies invasoras de peces distribuidas en su territorio, entre las que destacan *Carpiodes carpio*, *Cyprinella lutrensis*, *Oncorhynchus mykiss*, *Pangasianodon hypophthalmus*, *Oreochromis aureus* y varias especies del género *Pterygoplichthys* (Edwards, 2001; Martínez-Palacios *et al.*, 2010), adicionalmente se encuentran los plecos, limpia vidrios o también conocidos como peces Diablo.

El pez Diablo es un organismo perteneciente a la familia Loricariidae (Orden Siluriformes); la cual hasta el momento registra 1034 especies (Eschmeyer y Fong, 2019). Son originarios de la cuenca del río Amazonas y su distribución natural va desde las pendientes del Pacífico de Costa Rica hasta Uruguay (Mendoza *et al.*, 2007). Debido a sus características morfológicas, fisiológicas y conductuales es que hoy en día estas especies han sido capaces de establecerse en diversas partes del mundo.

Uno de los grandes problemas que presentan estas especies es su identificación taxonómica, dado que es particularmente confusa. Actualmente existen varias especies introducidas en México, pertenecientes a los géneros *Hipostomus* y *Pterygoplichthys*, existen muchas otras aún no confirmadas, sin embargo, no se descarta la presencia de posibles formas híbridas entre las especies de los géneros mencionados (Ramírez-Martínez, 2005).

Problemática del Pez Diablo

La introducción de estas especies ha originado una serie de problemas, desde el punto de vista ambiental, su establecimiento propicia alteración en la estructura trófica, lo que posteriormente desencadena impactos socio-económicos como la reducción en la

productividad pesquera debido al desplazamiento provocado hacia las especies nativas de interés comercial.

Por lo anterior, surge el interés de evaluar la condición actual de las poblaciones de plecos mediante el reconocimiento de su crecimiento y estructura poblacional; sus aspectos reproductivos; distribución y abundancia. Con la finalidad de que los resultados sirvan como soporte para establecer uso como recurso y a su vez se mitiguen impactos a futuro en el ecosistema y en la economía de la comunidad de pescadores.

Objetivo general

- Determinar y analizar los parámetros que definen la dinámica poblacional del plecos y proponer acciones de control en el sistema lagunar Pom, del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche.

Objetivos específicos

- Describir de los factores físicoquímicos del sitio en sus tres épocas climáticas, a partir de muestreos y de registros de estaciones meteorológicas.
- Analizar la estructura poblacional y el crecimiento del pez diablo a partir de su talla y edad.
- Analizar la dinámica reproductiva del pez diablo a través del desarrollo gonadal.
- Revisión bibliográfica de la concentración de metales pesados en el pez Diablo.
- Analizar la distribución espacio-temporal de la abundancia del pez Diablo.
- Proponer acciones de control de la especie exótica invasora y presentarla a la comunidad de Ciudad del Carmen.

Capítulo I. Caracterización de los factores fisicoquímicos en la laguna Pom, en tres épocas climáticas.

Resumen

El presente capítulo presenta las condiciones ambientales de la Laguna Pom, canal de Los Muertos, canal rumbo al estero La Colorada y canal artificial ducto PEMEX, dentro del subsistema lagunar Pom del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos. Entre julio de 2022 y octubre de 2023 se realizaron tres muestreos correspondientes a las épocas lluvias, secas y nortes, cada uno de ellos con cinco estaciones de muestreo. Se consideraron los registros de temperatura y precipitación de la estación meteorológica Del Carmen, mientras que en cada sitio de muestreo se registraron las variables fisicoquímicas (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH) de cada época climática, y se tomaron muestras de sedimento en la época de lluvias y secas. Los resultados muestran variaciones en la temperatura y precipitación, con una temperatura máxima de 37.1°C en abril de 2022 y 37.8°C en junio de 2023, y picos de precipitación en octubre de 2022 (371.71 mm) y agosto de 2023 (210.2 mm). La temperatura superficial osciló entre 25.36°C a 31.60°C presentando diferencias significativas entre lluvias y secas ($P < 0.05$), la salinidad presentó valores de 0.03 a 0.91 y diferencias significativas entre lluvias y nortes ($P < 0.05$), el oxígeno disuelto mostró concentraciones de 0.85 mg/L a 5.75 mg/L. Por último, el pH presentó concentraciones de 5.9 a 9.67, con significancia entre lluvias y nortes ($P < 0.05$). En cuanto a sedimentos, durante la época de lluvias de 2022, la fracción de arenas promedió 60.34% y la de lodos de 39.66%, mientras que durante secas de 2023 estas cifras fueron 46.4% de arenas y 53.6% de lodos. La falta de diferencias significativas entre las estaciones de muestreo puede atribuirse a condiciones ambientales relativamente homogéneas presentes para cada época climática, como la composición del agua y el tipo de sustrato del sistema. Además, la variabilidad natural dentro de los ecosistemas acuáticos puede superar las diferencias entre sitios, debido a cambios temporales y espaciales inherentes a estos sistemas.

Abstract

This chapter presents the environmental conditions of the Pom Lagoon, Los Muertos channel, the channel towards the La Colorada estuary, and the artificial channel of the PEMEX pipeline within the Pom lagoon subsystem of the Terminos Lagoon Flora and Fauna Protection Area. Three samplings were carried out between July 2022 and October 2023, corresponding to the rainy, dry, and northerly seasons, each with five sampling stations. Temperature and precipitation records from the Del Carmen meteorological station were considered, while at each sampling site, physicochemical variables (temperature, salinity, dissolved oxygen, pH) were recorded for each climatic epoch, and sediment samples were taken during the rainy and dry seasons. The results show variations in temperature and precipitation, with a maximum temperature of 37.1°C in April 2022 and 37.8°C in June 2023, and precipitation peaks in October 2022 (371.71 mm) and August 2023 (210.2 mm). Surface temperature ranged from 25.36°C to 31.60°C, showing significant differences between rainfall and dryness ($P < 0.05$), salinity showed values from 0.03 to 0.91, and significant differences between rainy and winter storms seasons ($P < 0.05$), dissolved oxygen showed concentrations from 0.85 mg/L to 5.75 mg/L. Finally, pH showed concentrations ranging from 5.9 to 9.67, significant between rains and winter storms ($P < 0.05$). Regarding sediment, during the 2022 rainy season, the fraction of sands averaged 60.34% and that of muds 39.66%, while during the 2023 dry season, these figures were 46.4% sand and 53.6% sludge. The lack of significant differences between sampling stations can be attributed to relatively homogeneous environmental conditions present for each climatic epoch, such as water composition and substrate type of the system. In addition, natural variability within aquatic ecosystems may outweigh differences between sites due to temporal and spatial changes inherent to these systems.

Introducción

Las lagunas costeras son cuerpos de agua salada que representan aproximadamente el 13% de las áreas costeras (Kjerve, 1994; Mahapatro *et al.*, 2013), las cuales, se encuentran distribuidas en diversas regiones del mundo. Estos sistemas destacan por su gran importancia ecológica, limnológica y económica, ya que se caracterizan por su alta productividad en actividades como la acuicultura, recreación y transporte, desempeñando un papel crucial como receptores de agua (Spaulding, 1994).

La planicie costera del sur del Golfo de México destaca por sus dimensiones y características distintivas, la Laguna de Términos y los siete subsistemas fluvio-lagunares proveen a esta región una dinámica única, donde estos sistemas funcionan como vía principal de comunicación entre las tierras bajas y de inundación (Muciño-Márquez *et al.*, 2017).

La laguna Pom y los canales asociados se encuentran ubicados en el municipio Del Carmen, cerca de la localidad de San Antonio Cárdenas, que cuenta con una población total de 4,206 habitantes de acuerdo con lo reportado por INEGI (2010). A pesar de ser una población pequeña, la actividad humana en esta localidad es significativa, ya que, debido a su proximidad a la laguna, la pesca se convierte en su principal actividad económica, seguida de la agricultura y la ganadería.

En los últimos años, la presencia de la actividad petrolera ha cobrado relevancia en la zona, debido a la presencia de más de 180 plataformas en la denominada Sonda de Campeche. Esto ha generado una serie de problemas en tres frentes interrelacionados: ecológico, económico y social. En primer lugar, se evidencia un impacto ambiental causado por la exploración, extracción y transporte de hidrocarburos, situación a la que se añade la presencia de *Pterygoplichthys* spp. que resulta en el desplazamiento de las actividades pesqueras, por lo que, aquellos que dependen de esta actividad llegan a presentar pérdidas económicas y, en ocasiones, se ven presionados a abandonar su comunidad en busca de mejores oportunidades (De la Fuente *et al.*, 2017).

Los peces del género *Pterygoplichthys* pueden encontrarse en una gran gama de ambientes que van desde corrientes en tierras altas, frescas, rápidas y ricas en oxígeno,

hasta ríos cálidos de corriente lenta en tierras bajas y estanques pobres de oxígeno, el intervalo térmico preferido aproximado es de 20 a 28°C, llegan a ser tolerantes a las aguas contaminadas (gracias a su capacidad para respirar aire atmosférico) y pueden adaptarse sin dificultad a condiciones variantes en la calidad del agua (Mendoza *et al.*, 2009). A menudo se encuentran en aguas blandas, pero pueden soportar aguas duras con valores de pH entre 5.5 a 8.0 (Nico y Martin, 2001). Algunas especies del género prefieren hábitats rocosos y rápidos, otros eligen lagunas arenosas poco profundas donde abundan desechos leñosos; arroyos de poca profundidad en la selva o en regiones profundas de ríos más grandes.

Por ello, la medición de los parámetros fisicoquímicos resulta fundamental para caracterizar las condiciones ambientales del ecosistema acuático. Estos parámetros permiten identificar posibles alteraciones en la calidad del hábitat que pueden favorecer o limitar la presencia de especies, como el pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.). Al contar con esta información, es posible relacionar el estado del sistema con la presencia de la actividad biológica, incluidos los impactos potenciales de especies invasoras, y así respaldar la toma de decisiones orientadas a su control, mitigación y a la conservación del equilibrio ecológico.

Antecedentes

El Área de Protección de Flora y Fauna, Laguna de Términos (APFFLT), ha sido objeto de estudios prolongados en diferentes campos de la ciencia, en esta sección, se presenta una revisión de trabajos específicos centrados en la variabilidad ambiental entorno a el subsistema Laguna Pom, abordando detalladamente los parámetros fisicoquímicos como herramienta para comprender su dinámica y relación con la presencia del pez Diablo.

Ramos-Miranda *et al.* (2006), elaboraron una revisión bibliográfica para la construcción del Atlas Hidrológico e Ictiológico de la Laguna de Términos y los sistemas fluvio-lagunares adyacentes, a través de información disponible durante el periodo 1997-2002, donde describen la zona, sus procesos geológicos, hidrológicos, productividad y características fisicoquímicas, así mismo, presentan una breve descripción de la comunidad ictiológica.

Ruíz-Marín *et al.* (2009), durante los meses febrero a diciembre del año 2001, evaluaron los aspectos físicos y químicos de las lagunas Atasta y Pom, Campeche, reportando diferencias significativas en la temperatura y el oxígeno disuelto entre temporadas climáticas. Adicionalmente, observaron concentraciones altas de nitrógeno y fósforo cerca de las áreas habitadas, y una alta concentración de coliformes fecales durante la temporada de lluvias y nortes.

Ayala-Pérez *et al.* (2012), evaluaron la variabilidad ambiental en la costa de Campeche, considerando Isla del Carmen, los sistemas fluvio-lagunares de la Laguna de Términos y parte del interior de esta en el periodo 2006-2007. En cada sitio se registraron la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto y se realizaron colectas biológicas de la ictiofauna. Los resultados mostraron diferencias de los parámetros ambientales entre épocas climáticas (secas, lluvias y nortes), siendo la época de secas la que mostró una mayor estabilidad ambiental.

Muciño-Márquez *et al.* (2017), analizaron el estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este en Campeche durante el periodo 2005-2014, en diez sitios de muestreo registraron las concentraciones de oxígeno, componentes nitrogenados, fósforo reactivo y clorofila *a*. En este estudio se observó una alta variabilidad espacial y temporal en el comportamiento de los parámetros analizados en ambos sistemas, lo que indica la gran importancia del desarrollo de indicadores de eutrofización en estos ecosistemas.

Por último, en el trabajo de tesis presentado por Galindo-Pérez (2020), se describen el comportamiento biogeoquímico del sistema Pom-Atasta y Palizada del Este durante el periodo 2017-2018, a través de diez estaciones de muestreo.

La información recopilada entre 1997 y 2020, evidencia una evolución en los enfoques y herramientas empleadas para el estudio de la Laguna Pom, pasando de una descripción general del sitio a análisis más específicos y detallados, ejemplos de ello son la evaluación del estado trófico y el estudio de los procesos biogeoquímicos. Estos avances son clave para el desarrollo de estrategias de manejo que integren tanto la conservación del ecosistema como el control de especies invasoras. Sin embargo, para consolidar estos esfuerzos, es imprescindible asegurar la continuidad en el monitoreo, lo que

permitirá una comprensión más profunda de la dinámica del sistema y la toma de decisiones efectiva.

Objetivo

Analizar en la Laguna Pom, los factores fisicoquímicos en sus tres épocas climáticas, a partir de muestreos y de registros estadísticos de estaciones meteorológicas.

Material y método

Área de estudio

El APFFLT se localiza en el litoral sur del Golfo de México, debido a su magnitud y complejidad ecológica es considerado un sitio de gran importancia científica, social y económica caracterizado por su gran diversidad y abundancia de recursos de interés comercial (Ayala-Pérez *et al.*, 2003). La Laguna de Términos (LT), se encuentra constituida por los subsistemas fluvio-lagunares Candelaria-Panlau, Chumpan-Balchacah, Palizada-del Este y Pom-Atasta; cada uno con características hidrológicas contrastantes. La laguna Pom presenta un área aproximada de 50 km², es de forma elipsoidal con un diámetro mayor a 10 km de longitud, su profundidad promedio es de 1.50 m; el nivel de sus aguas es variable, condicionado a los cambios diurnos y estacionales. El fondo lagunar es sensiblemente llano, a excepción de las áreas cubiertas por bancos orgánicos y por remanentes de antiguas líneas de playa; además, presenta tres canales artificiales azolvados por sedimentos. Los sedimentos son predominantemente areno-limosos, la fracción arenosa es ortocuarcita y subarcósica. El estado evolutivo del sistema es intermedio. El flujo de marea tiene un ingreso amortiguado por fricción (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1982). La laguna Pom y sus canales adyacentes forman el APFFLT, se localiza entre los paralelos 18°34'26" y 18°34'54" N y 92°13'33" Y 92°08'21" O, al sur del Golfo de México, cuenta con tres épocas climáticas: secas (febrero a mayo), lluvias (junio a septiembre) y nortes (octubre a enero), (Ramos-Miranda *et al.*, 2005), esta variabilidad resulta de la combinación de factores geográficos

y meteorológicos, incluyendo la ubicación cercana al Mar Caribe y al Océano Atlántico, así como la influencia de eventos como los ciclones tropicales, los frentes fríos y las condiciones climáticas estables entre los eventos descritos (SEDESOL, 2011).

Durante el periodo julio 2022 – octubre 2023, se realizaron tres campañas de muestreo nocturnas, correspondientes a la época de lluvias (julio 2022), secas (febrero 2023) y nortes (octubre 2023). Con la colaboración de los pescadores de la localidad se establecieron cinco puntos de muestreo, considerando un punto al interior de la laguna Pom, un punto en la entrada del canal al muelle San Antonio Cárdenas, uno en el denominado Canal de los Ahogados, uno en el canal rumbo al estero La Colorada también conocido como el canal artificial del ducto PEMEX y el último en el interior del estero La Colorada (Fig.1). En cada uno de ellos se midieron las variables superficiales de temperatura, pH, salinidad y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica YSI (556 MPS). Así mismo, se tomaron muestras de sedimento para determinar el tipo de suelo de cada sitio, donde solamente fueron colectados los sedimentos en la época de lluvias y secas. Para respaldar los valores de temperatura, se realizó la consulta de los registros mensuales de la estación El Carmen del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) con número de registro 04007, con los que se elaboró el climograma correspondiente al periodo julio 2022 – octubre 2023 (Servicio Meteorológico Nacional, 2024).



Figura 1. Subsistema Lagunar Pom, Estero La Colorada y canal artificial PEMEX. (EST1: Muelle San Antonio Cárdenas; EST2: Estero La Colorada; EST3: Canal artificial PEMEX; EST4: Canal de los ahogados y EST5: interior de la Laguna Pom).

Actividades de laboratorio

El análisis de sedimentos fue realizado a través del método granulométrico, donde se tomaron 100 g de las muestras y fueron secadas a temperatura ambiente, posteriormente se realizaron los análisis de textura y estructura. El primero de estos, se determinó mediante la técnica de tamizado a cada cuarto de unidad ϕ , con el fin de separar las arenas y lodos para el cálculo de su porcentaje, de acuerdo con la metodología descrita por Pérez-Rojas y Márquez-García (2017).

Para el caso de los lodos, las muestras fueron pretratadas adicionándoles 100 ml de H_2O_2 al 30%, con el fin de eliminar los excesos de materia orgánica. Posteriormente, la fracción resultante fue pesada y numerada para ser secada y al finalizar pesarla. Terminado este procedimiento la fracción de sedimento resultante se pasó por el tamiz 4 ϕ y el resultante

se virvió en una probeta de 1000 ml, donde fue agitada por 2 minutos y se dejó reposar por 24 horas. Por último, se midió la temperatura de la muestra para definir la profundidad y el tiempo a la que se introdujo la pipeta volumétrica (Folk, 1974). Para finalizar, la muestra fue agitada durante 2 minutos, se aforó a 1000 ml, y se inició el tiempo de sedimentación de las partículas. Por último, cada una de las muestras fue llevada a un horno para su secado durante 48 horas a 50 °C para su posterior análisis.

Análisis estadístico

El análisis de las variables fisicoquímicas: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH fue realizado mediante el software IBM SPSS Statistics, en el que los datos fueron sometidos a pruebas de normalidad Shapiro-Wilk y curtosis. Posteriormente, mediante el método no paramétrico Kruskal-Wallis, se corroboró la existencia de diferencias entre épocas climáticas y sitios de muestreo. Los datos fueron ordenados y presentados en tablas e histogramas para su análisis (Zar, 1984).

Para el caso de los sedimentos, el tamaño de grano se determinó mediante el software Gradistat v9.1 (Blott y Pye, 2001). La clasificación de estos se hizo utilizando la escala de tamaños de Udden (1914) y Wentworth (1922), el cual convierte los límites de tamaños de milímetros (mm) a valores phi (ϕ). La selección, asimetría y curtosis se calculó de manera logarítmica con el método de Folk & Ward (1957). Por último, se construyó el diagrama ternario de Shepard (1954) para la clasificación de sedimentos con base en el tamaño de grano y así observar el grupo textural al que pertenece.

Resultados

El análisis de los datos climáticos provenientes de la estación meteorológica El Carmen revela patrones de variabilidad en la temperatura y la precipitación durante el período comprendido entre enero de 2022 y diciembre de 2023. Durante el año 2022, la temperatura máxima se registró en el mes de abril, alcanzando los 37.1°C, mientras que la temperatura mínima fue de 20.2°C en enero. Respecto a la precipitación, octubre fue

el mes con mayor acumulación, llegando a 371.71 mm, mientras que abril presentó la menor cantidad, con 6.5 mm (Fig. 2). En promedio, la temperatura máxima durante este período fue de 32.60°C, con una mínima promedio de 23.54°C y una precipitación acumulada promedio de 154.62 mm.

Para el año 2023, la temperatura máxima se registró en junio, alcanzando los 37.8°C, y la temperatura mínima en enero con 19.6°C. En cuanto a la precipitación, fue visible una ligera disminución en el aporte fluvial, siendo agosto el mes con mayor acumulación, con 210.2 mm, mientras que abril presentó la menor cantidad, con 14.6 mm, ligeramente superior a la del año anterior (Fig. 3). En promedio, la temperatura máxima durante este año fue de 34.17°C, con una mínima promedio de 22.48°C y una precipitación acumulada promedio de 94.47 mm.

Los extremos térmicos observados entre 2022 y 2023 indican una variabilidad estacional importante en las condiciones climáticas, lo que podría tener repercusiones en varios aspectos como la profundidad del sistema, la temperatura, la salinidad, el oxígeno y pH. Para comprender mejor los cambios ambientales en el municipio de Carmen, Campeche, es crucial considerar investigaciones previas que aborden la evolución climática durante al menos los últimos 30 años.

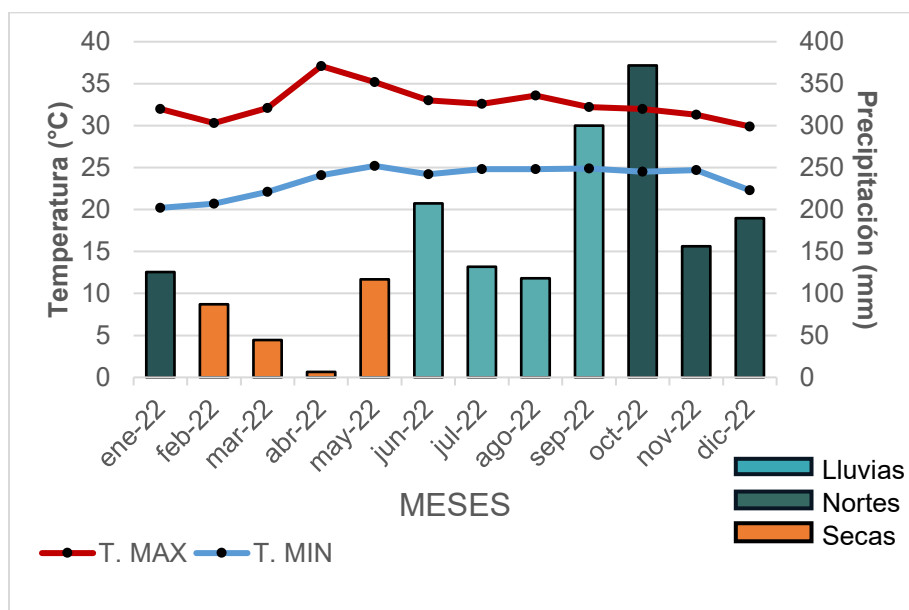


Figura 2. Climograma con las temperaturas y precipitación promedio mensual durante el 2022 (Servicio Meteorológico Nacional, 2024).

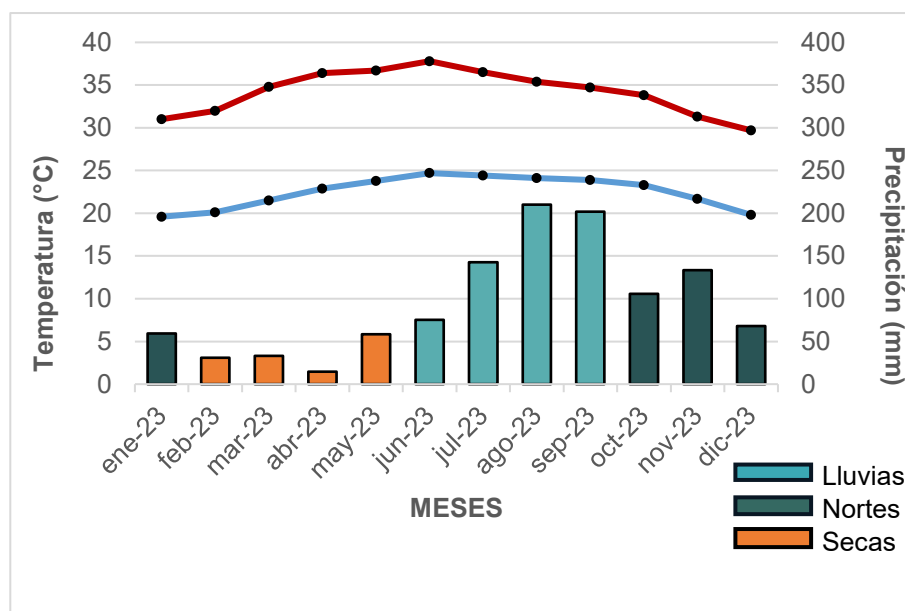


Figura 3. Climograma con las temperaturas y precipitación promedio mensual durante el 2023 (Servicio Meteorológico Nacional, 2024).

Los parámetros fisicoquímicos fueron sometidos a la prueba de normalidad Shapiro Wilk y Curtosis (Tabla 1) donde se observó que los parámetros no cumplen con los criterios de normalidad ($P < 0.05$) y ($K < 3$).

Tabla 1. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk de cada uno de los parámetros: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH.

Criterios de normalidad		
Parámetro	Shapiro-Wilk (p)	Curtosis (K)
Temperatura	0.3317	-1.1056
Salinidad	0.5358	-0.9450
Oxígeno disuelto	0.1965	-0.1726
pH	0.4410	-0.7795

Temperatura

En cuanto a la temperatura superficial, se evidenció la variación entre las campañas de muestreo de 25.36°C, en secas (febrero 2023), y 31.6°C, en lluvias (julio 2022). Durante

julio 2022, se identificaron valores mínimos de 29.42°C y máximos de 31.6°C, siendo esta temporada la que presentó las temperaturas más elevadas. En contraste, durante el mes de febrero 2023, se observó una disminución térmica con registros mínimos y máximos de 25.36 °C y 26.21 °C; caracterizada por presentar la temperatura más baja en comparación con las otras dos campañas. Por último, en la temporada de nortes (octubre 2023), se registró una temperatura mínima de 27.4 °C y una máxima de 29.6 °C. (Fig. 4).

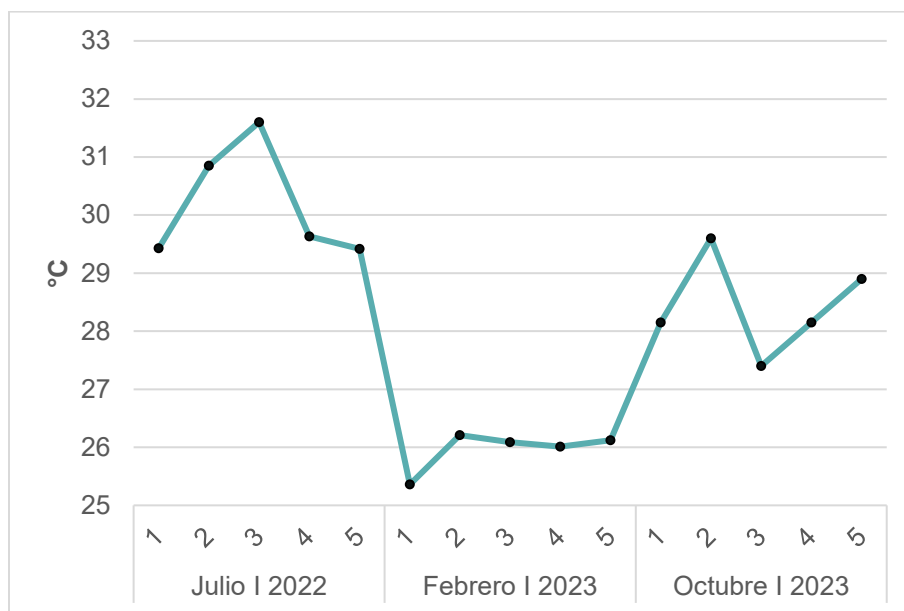


Figura 4. Variación de la temperatura superficial en las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

El análisis de la temperatura superficial registrada en las cinco estaciones a través de las campañas de muestreo reveló patrones contrastantes. Durante julio 2023, destacó la EST3 por presentar la temperatura más alta, alcanzando 31.6°C, seguida por la EST2 con 30.85°C. La EST5 presentó la temperatura más baja en este periodo, registrando 29.42°C. Este contraste sugiere variabilidad en la temperatura, pero sin ser significativa entre estaciones ($P > 0.05$).

En el mes de febrero 2023, la EST1 registró la temperatura más baja, marcando 25.36°C, mientras que las otras estaciones (EST2, EST3, EST4 y EST5) presentaron temperaturas cercanas entre sí. En el mes de octubre 2023, la EST2 sobresalió al presentar la temperatura máxima más elevada, con 29.6°C, mientras que la EST3 experimentó la temperatura más baja, alcanzando 27.4°C. Este fenómeno destaca la influencia de

factores como la dirección del viento y la exposición geográfica en las variaciones térmicas regionales.

Comparativamente, la EST1 mostró tendencias hacia temperaturas más bajas, especialmente durante febrero 2023 y octubre 2023. Por su parte, la EST2 exhibió una notable consistencia en temperaturas relativamente altas en los tres periodos evaluados.

La temperatura presentó diferencias significativas únicamente entre el mes de julio 2022 y febrero 2023 ($P < 0.05$) (Fig. 5, Tabla 2). Por otro lado, no se presentaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($P > 0.05$).

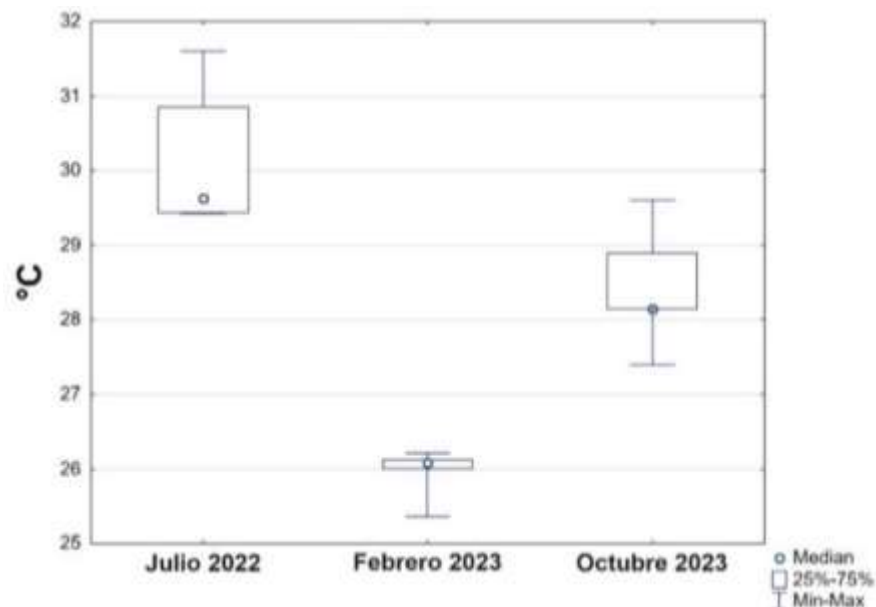


Figura 5. Comparación de la temperatura entre estaciones y campañas de muestreo.

Tabla 2. Prueba de Kruskal-Wallis de temperatura entre las campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023).

Kruskal Wallis-Temperatura		
p		
0.0030		
Campañas	Z	p
Julio 2022 – Febrero 2023	3.3941	0.0020
Julio 2022 – Octubre 2023	1.4849	0.4126

Febrero 2023 – Octubre 2023

1.9091

0.1687

Salinidad

La salinidad presentó cambios importantes entre los tres momentos evaluados, durante julio 2022, se observó variabilidad en las concentraciones entre las estaciones de muestreo. La EST1 y EST5 presentaron las concentraciones más altas con 0.91 y 0.90 respectivamente, mientras que la EST2 registró la concentración más baja con 0.55. Esta variación puede atribuirse a los aportes de agua dulce y la manera en que actúan los procesos de dilución de acuerdo con la geomorfología de cada sitio (Fig. 6).

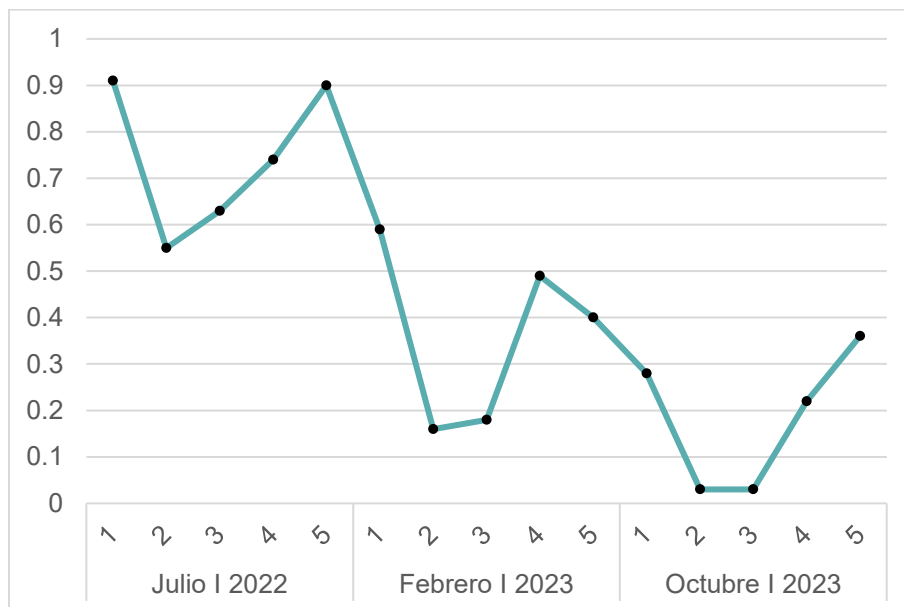


Figura 6. Variación de la salinidad superficial entre las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

Durante febrero 2023, las concentraciones de salinidad disminuyeron respecto al mes de julio 2022, la EST1 presentó la salinidad más alta con 0.59, seguida por la EST4 con 0.49. Las estaciones EST2, EST3 y EST5 exhibieron valores más bajos y muy similares entre sí, con 0.16, 0.18, y 0.4 respectivamente. En el mes de octubre 2023, se presentaron concentraciones más bajas en comparación con los meses anteriores, donde las estaciones revelaron una variabilidad moderada, la EST2 y EST3 presentaron la salinidad

más baja con 0.03. En contraste, la EST5 registró la salinidad más alta con 0.36, mientras que la EST1 y EST4 valores intermedios de 0.28 y 0.22 (Fig. 6).

Aunado a lo anterior, los cambios del comportamiento de la variable salinidad responden al punto de muestreo, presentando concentraciones altas al interior de la laguna (EST5) y a escasos metros del muelle Palma Sola (EST1), mientras que los valores moderados y más bajos están relacionados con las zonas adyacentes como Estero La Colorada y el canal artificial PEMEX (Fig. 1).

Se observaron diferencias significativas únicamente entre la época de lluvias y nortes ($P < 0.05$); no se presentaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($P > 0.05$) (Fig. 7, Tabla 3).

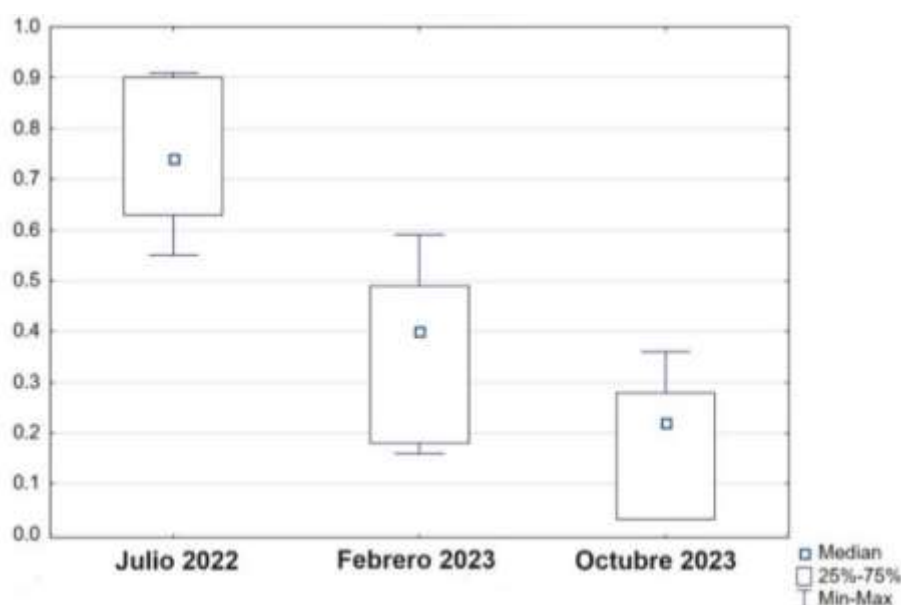


Figura 7. Comparación de la salinidad entre las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

Tabla 3. Prueba de Kruskal-Wallis de salinidad entre las campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023).

Kruskal-Wallis Salinidad		
p		
0.0081		
Épocas climáticas	Z	p
Julio 2022 – Febrero 2023	2.0506	0.1209
Julio 2022 – Octubre 2023	3.0405	0.0070
Febrero 2023 – Octubre 2023	0.9899	0.9665

Oxígeno disuelto

En cuanto a las concentraciones de oxígeno disuelto, se observa que julio 2022 registró valores relativamente homogéneos, con concentraciones que oscilaron entre 4.34 y 4.95 mg/L. Por otro lado, el mes de febrero 2023 presentó una mayor variabilidad, con concentraciones que fueron de 2.04 hasta 5.48 mg/L, finalmente, en mes de octubre 2023, el oxígeno exhibió la mayor amplitud, con valores comprendidos entre 0.85 y 5.75 mg/L (Fig. 8).

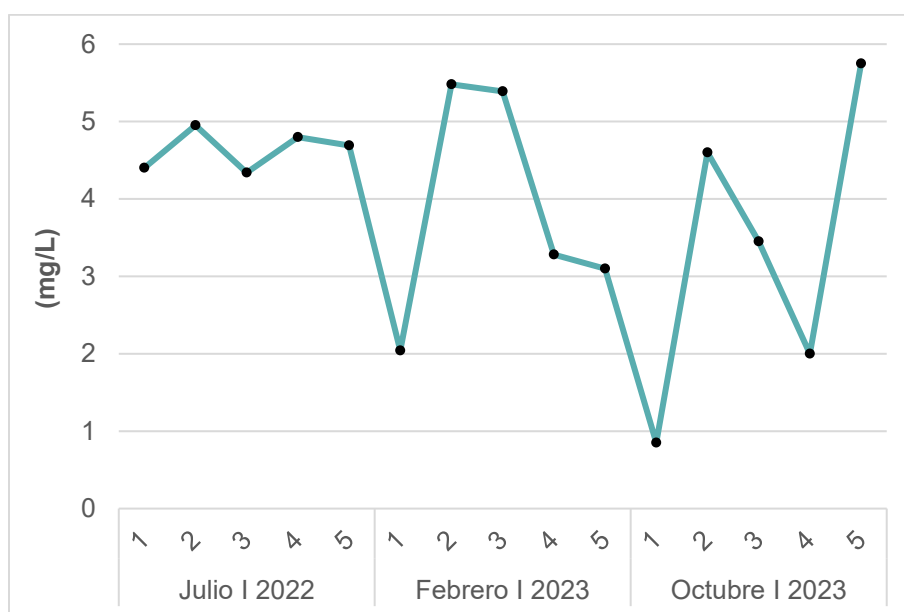


Figura 8. Variación de la concentración de oxígeno superficial entre las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

La tendencia temporal revela que, en general, durante julio 2022 las concentraciones de oxígeno fueron más estables, con valores medios alrededor de 4.6 mg/L, mientras que en febrero 2023 y octubre 2023 existió una mayor variabilidad, alcanzando tanto valores mínimos como máximos en distintas estaciones de muestreo. Sin embargo, pese a esta variabilidad, las concentraciones de oxígeno disuelto no presentaron diferencias significativas entre campañas de muestreo y tampoco entre las estaciones evaluadas, ($P > 0.05$) (Fig. 9, Tabla 4).

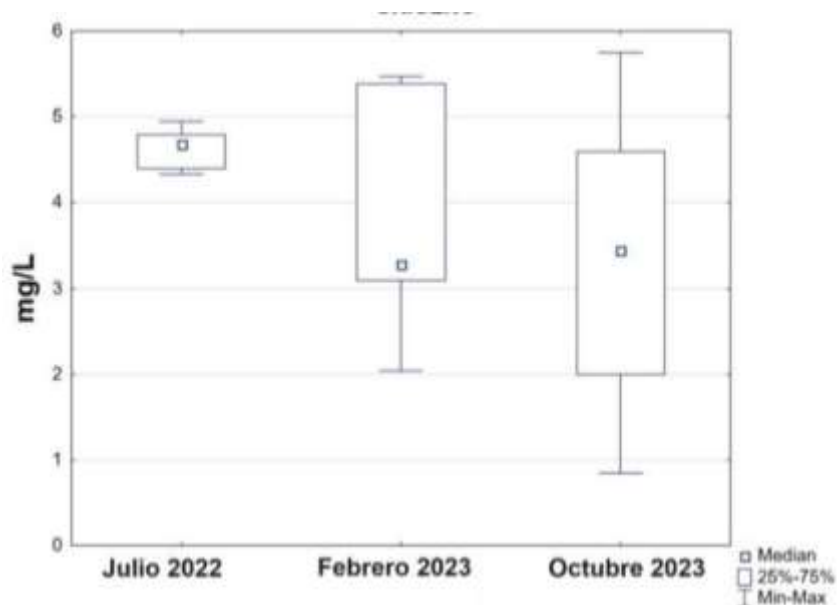


Figura 9. Comparación de las concentraciones de oxígeno entre las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

Tabla 4. Prueba de Kruskal-Wallis para oxígeno disuelto entre las campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023).

Kruskal-Wallis Oxígeno		
p		
0.5655		
Épocas climáticas	Z	p
Julio 2022 – Febrero 2023	0.6363	1.0000
Julio 2022 – Octubre 2023	1.0606	0.8665
Febrero 2023 – Octubre 2023	0.4242	1.0000

pH

Las concentraciones de pH, presentaron variabilidad en función de la temporada evaluada y de las estaciones muestreadas. De forma general se observaron los valores más altos durante el mes de julio 2022, mientras que los más bajos durante el mes de octubre 2023 (Fig. 10).

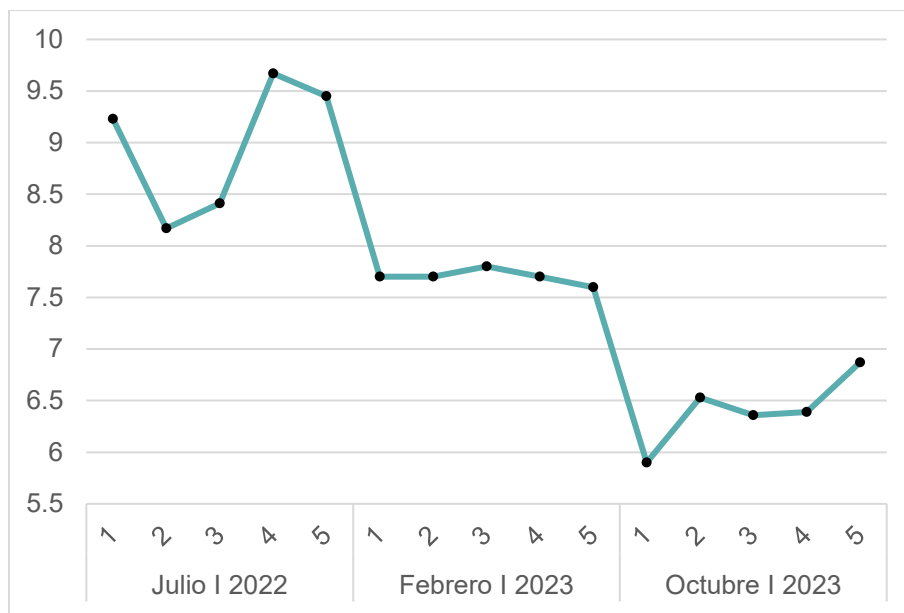


Figura 10. Variación de los valores de pH entre las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

Durante el mes de julio 2022, las concentraciones fluctuaron entre 8.17 y 9.67, destacando la EST2 con la concentración más baja y la EST4 con la más alta. El mes de febrero 2023 presentó concentraciones relativamente estables, fluctuando entre 7.6 y 7.8, en todas las estaciones de muestreo. Por último, las concentraciones de pH exhibieron una disminución significativa para el mes de octubre 2023, registrando valores entre 5.9 y 6.87. La EST1 durante esta época mostró la concentración más baja, mientras que la EST5 tuvo un ligero aumento. Esta disminución podría vincularse a la influencia del viento y turbidez durante esta temporada del año (Fig.10).

Los valores de pH presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre el mes de julio 2022 y octubre 2023. Así mismo, entre las cinco estaciones de muestreo para estos dos periodos ($P < 0.05$) (Fig.11, Tabla 5).

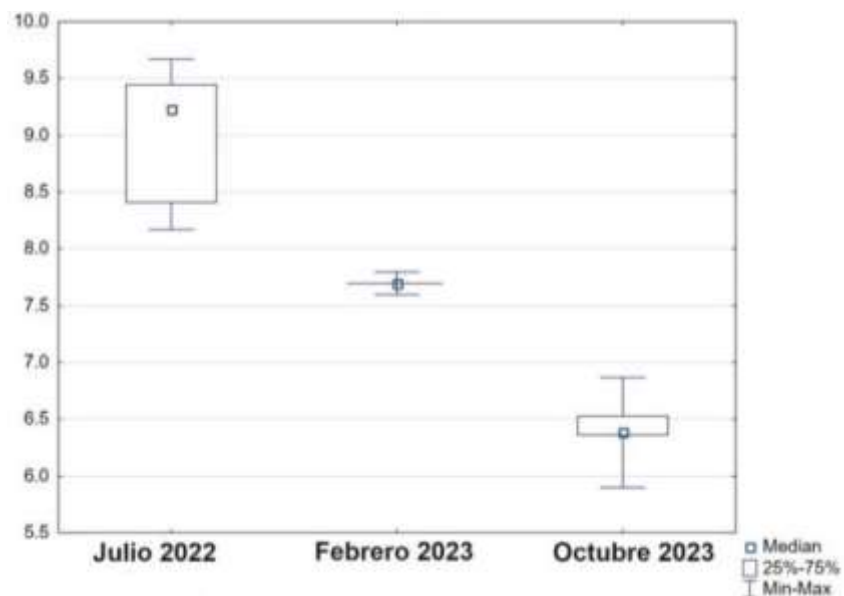


Figura 11. Comparación del pH entre las estaciones evaluadas y por campaña de muestreo.

Tabla 5. Prueba de Kruskal-Wallis para el pH entre las campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023).

Kruskal-Wallis pH		
p		
0.0018		
Épocas climáticas	Z	p
Julio 2022 – Febrero 2023	1.7677	0.2313
Julio 2022 – Octubre 2023	3.5355	0.0012
Febrero 2023 – Octubre 2023	1.7677	0.2313

Sedimentos

Los resultados de la granulometría durante julio 2022 y febrero 2023, presentaron diferentes estados de composición entre estaciones, pero fueron semejantes (Tabla 6).

Tabla 6. Granulometría Método Folk y Ward durante julio 2022 y febrero 2023.

MÉTODO DE FOLK & WARD					%		
ÉPOCA	Sitio	Tamaño	Grado selección	Asimetría	Grava	Arena	Lodo
Julio 22	EST1	Limo muy grueso	Moderadamente seleccionado	Muy asimétrico hacia finos	0	34.3	65.7
	EST2	Limo muy grueso	Pobremente seleccionado	Muy asimétrico hacia finos	0	35.8	64.2
	EST3	Limo medio	Muy pobremente seleccionado	Asimétrico hacia gruesos	0	45.5	54.5
	EST4	Arena fina	Pobremente seleccionado	Asimétrico hacia finos	0	86.4	13.6
	EST5	Arena gruesa	Moderadamente seleccionado	Asimétrico hacia finos	0	99.7	0.3
Febrero 23	EST1	Limo muy grueso	Moderadamente seleccionado	Muy asimétrico hacia finos	0	32	68
	EST2	Limo muy grueso	Pobremente seleccionado	Muy asimétrico hacia finos	0	38.4	61.6
	EST3	Limo grueso	Pobremente seleccionado	Asimétrico hacia gruesos	0	18.6	81.4
	EST4	Limo muy grueso	Pobremente seleccionado	Asimétrico hacia finos	0	45.8	54.2
	EST5	Arena gruesa	Bien seleccionado	Muy asimétrico hacia finos	0	97.2	2.8

Durante julio 2022, se observó que la mayoría de las estaciones presentan una predominancia de sedimentos finos, principalmente limo y arena. Por ejemplo, las estaciones EST1 y EST2, muestran composición mayoritaria de limo muy grueso, mientras que las estaciones EST3 y EST4, exhibieron un mayor contenido de arenas finas. En cuanto a la selección, los sedimentos de las estaciones EST1 y EST5 presentaron una selección moderada, lo que indica cierto grado de ordenamiento en el tamaño de sus partículas, sin embargo, las estaciones EST2, EST3 y EST4 exhibieron una selección más pobre, sugiriendo una mayor heterogeneidad en el tamaño de las partículas.

En cuanto a la asimetría, se observó que las estaciones EST1, EST2, EST4 y EST5 presentaron asimetría hacia los finos, sugiriendo la presencia de partículas pequeñas, por otro lado, la estación EST3 mostró una asimetría gruesa, indicando la distribución desigual de los tamaños de partícula con una tendencia a partículas más grandes.

Respecto a la composición, se observó que la fracción de arenas varió considerablemente entre las estaciones, oscilando desde un mínimo de 34.3% en la

estación EST1 hasta un máximo de 99.7% en la estación EST5. Por otro lado, la fracción de lodos mostró una tendencia inversa, con una distribución más homogénea entre las estaciones, aunque con algunas variaciones. Por ejemplo, la estación EST4 contuvo un bajo contenido de lodos con un 13.6%, mientras que otras estaciones revelaron valores más altos, como la EST1, EST2 y EST3 con un 65.7%, 64.2 % y 54.5%, respectivamente (Tabla 6, Fig. 12).

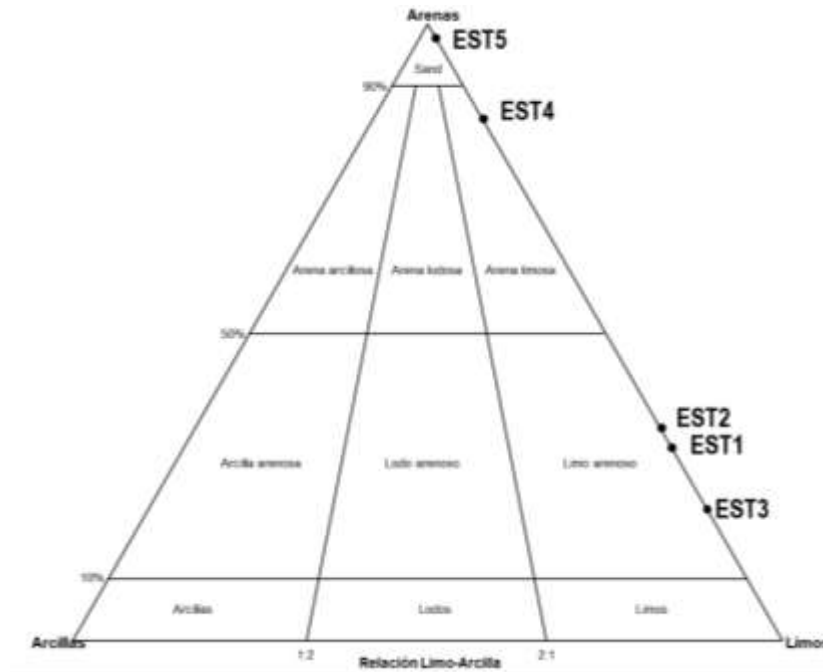


Figura 12. Diagrama ternario para la nomenclatura de sedimentos (arenas, limos y arcilla) durante julio 2022

Durante febrero 2023, se observaron patrones similares en la distribución de los sedimentos entre las estaciones de muestreo, sin embargo, hubo un ligero aumento en el tamaño medio de la estación EST3, pasando de limo medio a limo grueso. Para el caso de la selección, las estaciones EST2, EST3 y EST4 mostraron una clasificación pobre, lo que sugiere una mayor heterogeneidad en el tamaño de las partículas sedimentarias, la estación EST1 mantuvo una selección moderada, mientras que la estación EST5 mostró cambios, pasando de una selección moderada a bien seleccionada para esta época climática, sugiriendo una mayor uniformidad en el tamaño de las partículas.

En cuanto a la asimetría, no se presentaron cambios en la mayoría de las estaciones a excepción de la estación EST5, que pasó de finos a muy finos; esto se relaciona directamente a su tamaño medio, sugiriendo la presencia de partículas aún más pequeñas.

Para el caso del porcentaje de composición, se observaron cambios importantes en febrero 2023, ya que en la mayoría de las estaciones presentó un aumento del contenido de lodos en las estaciones EST1, EST3, EST4 y EST5, lo que a su vez responde a la disminución de contenido de arenas, sin embargo, pese a esto el contenido de arenas continuó predominando en la estación EST5 (Tabla 6, Fig. 13).

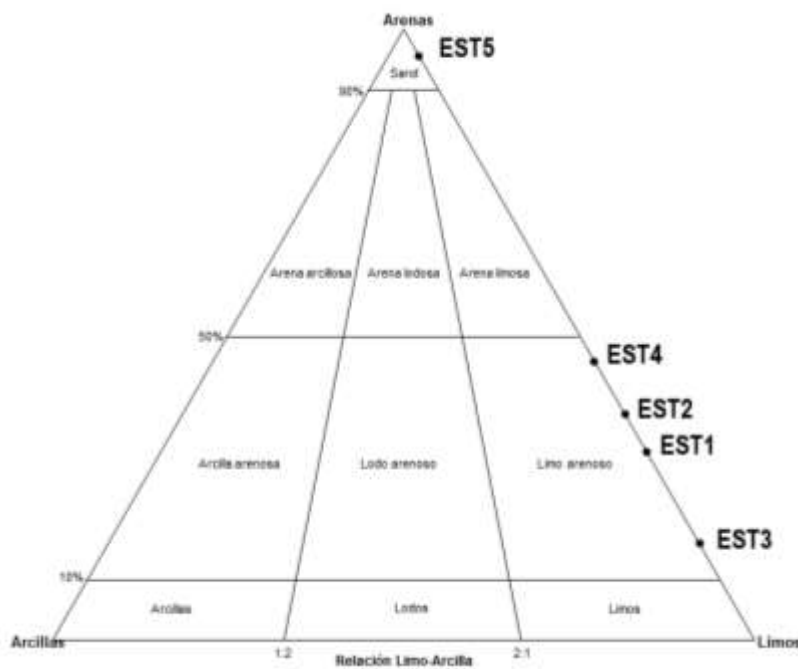


Figura 13. Diagrama ternario para la nomenclatura de sedimentos (arenas, limos y arcilla) durante febrero 2023

Discusión

Precipitación y temperatura

La Laguna Pom y sus canales adyacentes son un sistema heterogéneo visto desde el enfoque temporal, presentando un gradiente estacional de temperatura y precipitación

que refleja el patrón climático del sitio. Durante el periodo evaluado julio de 2022 a octubre de 2023, es posible identificar dos picos de precipitación, distintivos de la época de lluvias en la región. Algunos autores como Ramos-Miranda *et al.* (2005) establecen que la duración de esta época es entre los meses de junio a septiembre, sin embargo, autores como Yáñez-Arancibia *et al.* (2013) establecen la duración entre los meses de junio a octubre. El volumen de precipitación, del año 2022 destacó por presentar un mayor aporte fluvial durante la época de lluvias y nortes, respecto al año 2023.

En cuanto a la temperatura, los resultados obtenidos coinciden con los datos recabados de la estación meteorológica El Carmen, este aumento gradual durante los primeros meses del año que culmina en el mes de junio como punto máximo y su posterior disminución llegada la época de nortes es común en muchas regiones tropicales, donde la temporada de lluvias es caracterizada por poseer altas temperaturas atmosféricas que oscilan entre los 30.0 °C a 35.0 °C e influyen directamente con la columna de agua del sistema (Tapia-González *et al.*, 2008). Es importante mencionar que la campaña de octubre 2023 registró temperaturas ligeramente más altas (27.4 a 29.6 °C) a lo esperado (26.2 a 27.0 °C). Esta variabilidad puede atribuirse a procesos que ocurren en escalas de tiempo muy cortas, como los ciclos diurnos y semidiurnos, influenciados por la dinámica del sistema, la turbidez inducida por el viento y los efectos de las mareas (Acosta-Ruiz y Lara-Lara, 1978; Millán-Núñez *et al.*, 1981; Álvarez-Borrego y Álvarez-Borrego, 1982).

Este análisis resalta la complejidad del comportamiento térmico en la región, donde se logran identificar pequeñas diferencias entre estaciones de muestreo, pero diferencias importantes entre las campañas de muestreo, presentando significancia entre julio 2022 y febrero 2023, que es el inicio de la época de secas, es por esto que el comportamiento de la temperatura se asocia a los procesos de convección que ejercen las masas de aire frío sobre la laguna (Aguilar-Martínez, 2015), subrayando la importancia de considerar factores geográficos y climáticos específicos al interpretar datos climatológicos.

Estas observaciones contribuyen a la comprensión más completa de la variabilidad climática local y su impacto en las distintas estaciones de muestreo. Es relevante señalar que las fluctuaciones moderadas de temperatura en los ecosistemas tropicales crean un entorno propicio para la reproducción de una amplia variedad de organismos, como lo

menciona Ruiz-Marín *et al.* (2009), lo que permite que éste entorno sea idóneo para el desarrollo del pez Diablo.

Salinidad

A pesar de las fluctuaciones en las concentraciones de salinidad, éstas se mantuvieron consistentemente bajas (0.03 a 0.91), indicando un entorno de agua dulce en la laguna Pom y sus canales adyacentes. La baja salinidad se atribuye a la escasa intrusión salina, razón por la cual a lo largo del año presenta un patrón limnético (0 a 0.5) y oligohalino (0.5 a 1.0) poco variable, de acuerdo con la clasificación de Carriker (1967). Aunque desde el punto de vista estadístico la salinidad no explicó de manera significativa la variabilidad observada en el sistema estudiado, desde una perspectiva ecológica su influencia es notoria en otros subsistemas del APFFLT, donde desempeña un papel determinante en la estructuración de comunidades y dinámicas ambientales.

La variación de las concentraciones de salinidad entre las campañas de muestreo está estrechamente relacionada con el comportamiento de la precipitación en el periodo evaluado. Ruiz-Marín *et al.* (2009) señalan que durante la época de secas se registran los valores más altos de salinidad que fluctúan entre 3.0 y 4.0 en abril, mientras que para la época de lluvias se observan concentraciones más bajas, de 0.5 a 2.0 en los meses de julio a septiembre. Por lo contrario, en el presente estudio, se observan discrepancias con lo reportado en la literatura, ya que durante el mes de julio 2022 las concentraciones fueron mayores respecto a las otras dos campañas, esto puede explicarse a la ausencia de la precipitación en el sistema durante este mes. A su vez, la influencia de actividades antropogénicas pudo haber contribuido a estas concentraciones altas, destacando así la importancia de considerar factores humanos en la interpretación de los resultados.

Por otro lado, durante el mes de febrero 2023, mientras que se esperaba un aumento en la salinidad, resultado de una menor influencia de agua dulce y una mayor evaporación, observamos una disminución en la concentración de sales. Esta discrepancia puede deberse a dos razones, la primera de ellas es que la campaña de muestreo se realizó en el primer mes del inicio de la temporada de secas, momento en el que inicia el primer

periodo de calentamiento y con escasos volúmenes de evaporación; en segundo lugar, la temporada de nortes del 2022 se caracterizó por poseer un mayor aporte de agua dulce por parte de la precipitación en contraste con nortes del 2023, lo que podría explicar la disolución de las ya escasas concentraciones de salinidad en el momento del muestreo. Así mismo, es conveniente mencionar que además de los aportes fluviales existen otros factores que condicionan el comportamiento de la salinidad como la topografía y la hidrología en cada época climática.

Oxígeno disuelto

Mediante el análisis de las concentraciones de oxígeno disuelto no fue posible identificar un patrón temporal a lo largo de las tres campañas de muestreo, sin embargo, espacialmente fue posible visualizar diferencias. Estas disparidades en la distribución de la concentración de oxígeno disuelto podrían atribuirse a factores biológicos, los patrones de circulación y el tiempo de residencia del agua, como sugieren Medina-Gómez y Herrera-Silveira (2003).

Durante el mes de julio 2022, las concentraciones de oxígeno presentaron homogeneidad entre sitios de muestro (4.34 a 4.95 mg/L), la cual puede ser explicada por los aportes constantes de agua dulce fluvial, lo que contribuye a mantener niveles consistentes de oxígeno en la columna de agua, sin embargo, es importante destacar que la concentración media de oxígeno disuelto para esta época se encontró por debajo de los límites mínimos establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 (DOF, 1989), siendo 5 mg/L la concentración mínima para la protección de la vida acuática en agua dulce y 6 mg/L para cuerpos de agua de uso pecuario.

La variabilidad en las concentraciones de oxígeno disuelto observada durante febrero de 2023 sugiere fluctuaciones en la disponibilidad de este gas en el cuerpo de agua, posiblemente asociadas con el sitio de muestreo, la cobertura vegetal circundante y las condiciones de evaporación. En particular, las estaciones EST2 y EST3 registraron niveles moderados de saturación (5.48 y 5.39 mg/L, respectivamente), atribuibles a la presencia activa de productores primarios y a la dinámica cotidiana del ecosistema en

dichas áreas. Por lo contrario, los valores bajos en las estaciones EST4 (3.28 mg/L) y EST5 (3.1 mg/L) probablemente se encuentren asociados a una alta demanda biológica debido a las cantidades de material orgánico aportado por los ríos. De igual forma, de acuerdo con los criterios mencionados, las concentraciones de las estaciones mencionadas se encontraron por debajo del valor óptimo para la protección de la vida acuática (7 a 8 mg/L), lo que plantea preocupaciones sobre el estado de salud del ecosistema acuático durante esta época.

El mes de octubre 2023, presentó una mayor variación en la concentración de oxígeno entre sus estaciones respecto a las campañas anteriores, la cual responde a la dinámica propia de la temporada, que incluye cambios bruscos en la circulación y mezcla en la columna de agua (Gutiérrez-Mendieta *et al.*, 2006). A su vez, durante esta campaña, previo al muestreo, se presentó el fenómeno, conocido localmente como “turbonada”, caracterizado por la presencia de fuertes vientos acompañados de grandes volúmenes de precipitación, que a su paso generan fuertes aportes de agua dulce por los ríos que terminan estancándose en sistemas menos altos, el cual provocó que las estaciones EST1 y EST4 experimentaran condiciones de hipoxia (< 2 mg/L) (Drabrowski *et al.*, 2004).

Por último, es importante señalar que la EST1, presentó un patrón de disminución en sus concentraciones de oxígeno disuelto a través de las tres épocas climáticas (Fig. 7) lo cual puede atribuirse a su proximidad al muelle de la comunidad de San Antonio Cárdenas y su constante contribución de residuos y material orgánico en suspensión, Kennish (1986), sugiere que el incremento en material orgánico conlleva a su posterior descomposición por actividad microbiana, reduciendo los niveles de oxígeno en la columna de agua.

pH

Comparativamente, se observó una tendencia general de mayor alcalinidad durante julio 2022 (8.17 a 9.67), concentraciones homogéneas en febrero 2023 (7.6 a 7.8) y una marcada acidificación durante octubre 2023 (5.9 a 6.87), similar a los valores reportados por Ruíz-Marín *et al.* (2009) que fluctuaron entre 7.6 y 8.8 en laguna Pom y Atasta. Estos resultados sugieren que la variable del pH se encuentra fuertemente influenciada por el

sistema de CO₂-carbonatos (Broecker, 1974), lo que explica la casi ausencia de condiciones ácidas. Así mismo, pese a las fluctuaciones de pH es importante destacar que las concentraciones durante las tres campañas de muestreo permanecieron por debajo de los límites máximos permisibles para la vida acuática (< 9). Es importante mencionar que se presentaron similitudes en el comportamiento de la temperatura y pH, ya que en los sitios donde la temperatura fue alta las concentraciones de pH también lo fueron y viceversa. Esta asociación coincide con trabajos previos, donde se ha documentado que el pH está directamente correlacionado con la temperatura en aguas tropicales superficiales (Zirino y Lieberman, 1985; Zirino *et al.*, 1997).

Esta variabilidad puede atribuirse a la influencia de lluvia y viento, ya que la hidrodinámica del sitio y su geomorfología desempeñan un papel determinante en dichas variaciones. Esto se evidencia al comparar la EST2, ubicada en el Estero La Colorada, caracterizado por ser un sitio aislado, rodeado de vegetación y de aguas someras, con la EST4, situada en el Canal de Los Muertos, que es un sitio más abierto, caracterizado por su fuerte corriente, y que actúa como punto de convergencia para el agua empujada por el viento en la laguna.

Sedimentos

Durante julio de 2022, se observó una predominancia de sedimentos finos en todas las estaciones de muestreo, lo que sugiere un mayor transporte de partículas finas debido a la actividad pluvial intensificada.

Por el contrario, durante febrero 2023, se observó un aumento en la proporción de los lodos en las estaciones EST1, EST3 y EST4, lo que podría estar relacionado con la reducción de la actividad pluvial. De acuerdo con Flemming (2000), la presencia de este tipo de sedimento se da cuando existen condiciones de baja energía en el sistema.

En cuanto a la composición de sedimentos, se observaron diferencias de la estación EST5 respecto al resto de estaciones, ya que mostró un mayor porcentaje de arenas gruesas durante ambas campañas de muestreo, atribuido a la presencia de bancos de almejas y ostiones y a procesos de erosión por parte del oleaje en el sitio. Por otro lado,

las estaciones EST1, EST2 y EST3, exhibieron una mayor presencia de limos gruesos, debido a la degradación de la vegetación de pantano y la materia orgánica del manglar.

Estos hallazgos resaltan la complejidad de los procesos de sedimentación en las lagunas y la importancia de considerar múltiples factores, como la actividad pluvial y la vegetación circundante, al comprender estos ecosistemas. Además, subrayan la necesidad de llevar a cabo más investigaciones para mejorar la comprensión de los mecanismos subyacentes y las interacciones entre estos factores en la sedimentación en lagunas costeras, lo que puede ser crucial para la gestión y conservación efectiva de estos ecosistemas vulnerables.

Conclusiones

El análisis de las variables fisicoquímicas mostró una importante variabilidad temporal y espacial en la laguna Pom y sus canales adyacentes. Desde el enfoque temporal, se observó un aumento en la temperatura máxima en 2023, sin embargo, esto es común para sistemas acuáticos tropicales. Por otro lado, la precipitación mostró el mayor volumen en 2022, lo que pudo haber influido en la carga de nutrientes y sedimentos en el agua.

Espacialmente, aunque no hubo diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, se registraron variaciones importantes en la salinidad, oxígeno disuelto y pH, lo que indica que distintas áreas del ecosistema tienen condiciones ligeramente diferentes. Para el estudio del pez Diablo, estos cambios son importantes, ya que factores como la temperatura, el oxígeno y la salinidad pueden afectar su crecimiento, comportamiento y distribución.

En cuanto a los sedimentos, se observó que la composición no presentó cambios entre las dos épocas climáticas. No obstante, se evidenció la ausencia de pez Diablo en zonas con sustrato arenoso, lo cual puede estar relacionado a las características tróficas de estos organismos y su afinidad por sedimentos más arcillosos con vegetación circundante que les provee alimento.

El análisis de parámetros fisicoquímicos es esencial como punto de partida para describir el establecimiento del pez Diablo frente a los cambios de las condiciones ambientales. Variables como el oxígeno, temperatura y tipo de sustrato, permiten identificar sus preferencias de hábitat, su distribución y posibles restricciones en el ambiente, aportando información valiosa para el diseño de estrategias de conservación y control de estas poblaciones.

Literatura citada

- Acosta-Ruíz JM y JR Lara-Lara. 1978. Resultados fisicoquímicos de un estudio de variación diurna en el área centra de Bahía Magdalena, B. C. S. *Ciencias Marinas*. 5(1): 37-46.
- Aguilar P. 2015. Variación estacional de parámetros ambientales e hidrológicos de la laguna Chacmochuch, Quintana Roo. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán. 141 p.
- Álvarez-Borrego J y S Álvarez-Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. *CalCOFI Reports*. 23: 188-197.
- Ayala-Pérez LA, Ramos-Miranda J y D Flores Hernández. 2003. La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Revista de Biología Tropical*. 51(3-4): 783-794.
- Ayala-Pérez LA, Terán-González GJ, Flores-Hernández D, Ramos-Miranda J y A Sosa-López. 2012. Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 40(1): 63-78.
- Broecker WS. 1974. *Chemical Ocenaography*, Harcourt Brace Jovanovich. EE. UU. 214 p.

- Blott SJ y K Pye. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*. 26(11): 1237-1248.
- Carriker MR. 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. En: Lauff GH (Ed.). *Estuaries*. AAAS. EE. UU. 442-487 pp.
- De La Fuente A, Olivera B, Arredondo O, Ayrikyan T, Castillo M, Escamilla O, Garduño J, Guzmán S y M Llano. 2017. Las actividades extractivas en México: Estado actual. Anuario 2016. Fundar Centro de Análisis e Investigación. México. 235 p.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 1989. CE-CCA-001/89: Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Consultado: 10 de noviembre de 2024. Disponible: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989#gsc.tab=0
- Drabrowski KL, Guz KL, Verhac L y V Gabaudan. 2004. Effects of dietary ascorbic acid on oxygen stress (hypoxia o hyperpoxia), growth and tissue vitamin concentrations in juvenile rainbow trout. *Aquaculture*. 233: 382-392.
- Edwards RJ. 2001. New additions and persistence of the introduced fishes of the upper San Antonio River, Bexar County, Texas. *Texas Journal of Science*. 53: 3-12.
- Eschmeyer WN y Fong JD. 2019. Species by Family/Subfamily. Consultado: 22 de agosto de 2022. Recuperado: <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>.
- Flemming BW. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research*. 20(10-11): 1125-1237.
- Folk RL y WC Ward. 1957. Brazos river bar: a study of the significance of grain size parameter. *Journal of Sedimentary Petrology*. 27(1): 3-26.
- Folk RL. 1974. *Petrology and sedimentary rocks*. Hemphil Publishing Company. EE. UU. 182 p.

- Galindo EJ. 2020. Biogeoquímica de dos cabeceras esturianas de la Laguna de Términos, Campeche. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. 172 p.
- Gutiérrez-Estrada M, Malpica-Cruz VM y J Martínez-Reyes. 1982. Geomorfología y sedimentos recientes del sistema lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.* 9(1): 89-99.
- Gutiérrez-Mendieta FJ, Varona-Cordero F y F Contreras-Espinosa. 2006. Caracterización estacional de las condiciones fisicoquímicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica.* 16(2): 137-146.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. XIII Censo general de población y vivienda 2010. *Anuario estadístico de Campeche 2010.* México.
- Kjerfve B. 1994. Coastal lagoons process. *Elsevier Oceanography Series.* 60: 1-8.
- Kennish MJ. 1986. *Ecology of Estuaries. Physical and Chemical Aspects.* CRC Press. EE. UU. 254 p.
- Mack R, Simberloff D, Lonsdale W, Evans H, Clout M y F Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications.* 10: 689-710.
- Martínez-Palacios CA, Campos-Mendoza A, Díaz-Pardo E, Arreguín-Sánchez F, Rueda-Jasso R, Fonseca-Madriral J, Gutiérrez-Hernández A, Pacheco-Aguilar R, Ramírez-Suarez JC, Ríos-Durán MG, Toledo-Cuevas EM, Salas-Razo G, Rasso LG, Shimadda-Miyasaka A, Viana-Castrillón MT, Sánchez-Chinchillas A, Ávila-González E y E Gasca-Leyva. 2010. Bagres armados: ¿erradicación o utilización? *Ciencia y Desarrollo.* 36(247): 28-33.
- McNeely JA. 2001. *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species.* IUCN Publications. Reino Unido. 242 p.
- Mahapatro D, Panigraphy RC y S Panda. 2013. Coastal Lagoon: Present Status and Future Challenges. *International Journal of Marine Science.* 3(23): 178-186.

- Medina-Gómez I y JA Herrera-Silveira. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58(3): 455-465.
- Mendoza R, Contreras S, Ramírez C, Koleff P, Álvarez P y V Aguilar. 2007. Los peces diablo: especies invasores de alto impacto. *Biodiversitas*. 70: 1-5.
- Mendoza R, Cudmore B, Orr R y S Contreras. 2009. Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras. *Comisión para la Cooperación Ambiental*. 72(1): 70-80
- Millán-Núñez R, Ortiz-Cortez FJ y S Álvarez-Borrego. 1981. Variabilidad temporal y espacial de nutrientes y fitoplancton en una laguna costera a finales de verano. *Ciencias Marinas* 7(1): 103-128.
- Muciño-Márquez R, Aguirre-León A y MG Figueroa-Torres. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Paliza del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*. 27(3): 281-291.
- Nico L y R Martin. 2001. The South American suckermouth armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (Pisces: Loricariidae), in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest. *The Southwestern Naturalist*. 46(1): 98-104.
- Pérez-Rojas A y AZ Márquez-García. 2017. *Sedimentología*. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 59 p.
- Ramírez-Martínez C. 2005. La producción y comercialización de peces de ornato de agua dulce, como vector de introducción de especies acuáticas invasivas en México. México: INAPESCA.
- Ramos-Miranda J, Quiniou L, Flores-Hernández D, Do-Chi T, Ayala-Pérez LA y A Sosa-López. 2005. Spatial and temporal changes in the nekton of the Términos lagoon, Campeche, Mexico. *Journal of Fish Biology*. 66(2): 513-530.

- Ramos-Miranda J, Flores-Hernández D, Ayala-Pérez LA, Rendón-von Osten J, Villalobos-Zapata G y A Sosa-López. 2006. *Atlas Hidrológico e Ictiológico de la Laguna de Términos*. Universidad Autónoma de Campeche. México. 173 p.
- Ruiz-Marín A, Campos-García S, Zavala-Loría J y Y Canedo-López. 2009. Hydrological aspects of the lagoons of Atasta and Pom, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10(1): 63-74.
- Secretaria de Desarrollo Social (SEDESOL). 2011. *Atlas de Peligros Naturales del Municipio de Carmen 2011*. SEDESOL. Carmen, Campeche, México. 138 p.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN). 2024. Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvias. Comisión Nacional del Agua. Consultado: 15 de noviembre del 2024. Recuperado: <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>.
- Shepard FP. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology*. 24(1): 151-158.
- Spaulding ML. 1994. Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In B. Kjerfve (Ed.). *Coastal lagoon process*. Amsterdam. 103-132pp.
- Tapia-González FU, Herrera-Silveira JA y ML Aguirre-Macedo. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 76(1): 418-430.
- Udden JA. 1914. Mechanical composition of classic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America*. 25(1): 655-744.
- Vitousek P, D'Antonio C, Loope L y R Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*. 84: 468–478.
- Wentworth CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*. 20(5): 377-392.
- Yáñez-Arancibia A, Day JW, Lara-Domínguez AL, Sánchez-Gil P, Villalobos-Zapata GJ y JA Herrera-Silveira. 2013. Ecosystem functioning: the basis for sustainable

management of Terminos Lagoon, Campeche, México. En Day JW y A Yáñez-Arancibia (Eds.). *The Gulf of Mexico origin, water and biota. Vol. 4. Ecosystem-based managment*. Texas A&M University Press. EE. UU. 167-199 pp.

Zar JH. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice International. EE. UU. 718 p.

Zirino A y SH Lieberman. 1985. *Mapping strategies in chemical oceanography*. In: A Zirino (Ed.). *Advances in Chemistry*. Ser 209. American Chemical Soc. EE. UU. 465 p.

Zirino A, Hernández-Ayón JM, Fuhrman RA, Álvarez-Borrego SA, Gaxiola-Castro G, Lara-Lara R y RL Bernstein. 1997. Estimaciones superficiales de PCO₂ en el Golfo de California a partir de mediciones continuas de pH e imágenes de satélite. *Ciencias del Mar*. 23(1): 1-22.

Capítulo II. Análisis de la estructura poblacional y el crecimiento del pez Diablo.

Resumen

La determinación de la edad y el crecimiento en peces es esencial para comprender la dinámica de las poblaciones y es una herramienta en la gestión pesquera. El presente capítulo tiene como objetivo analizar la estructura poblacional y el crecimiento del pez Diablo a través de la lectura de anillos de crecimiento en sus vértebras. Se recolectaron 88 organismos en las tres campañas de muestreo. Durante la campaña de julio 2022 se cuantificaron 36 peces (17 hembras, 16 machos y 3 indeterminados), en el mes de febrero del 2023 se recolectaron 21 (14 hembras 7 machos), mientras que en octubre del 2023 se capturaron 31 (15 hembras, 8 machos y 8 indeterminados). Los resultados revelaron una longitud total promedio de 320.5 mm y un peso promedio de 284.55 g, con variaciones notables entre las diferentes campañas de muestreo, destacando el mes de julio 2022 con intervalos de talla y peso menores, y el mes de febrero 2023 con intervalos mayores. La relación longitud total-peso mostró coeficientes de alometría (b) de 3.10 para hembras, 3.09 para machos y 3.076 en general, indicando crecimiento isométrico, corroborado por la prueba t-Student con un valor ($P > 0.05$), y similar al de otros estudios. El análisis de las vértebras reveló siete clases de edad con organismos mostrando entre 0 y 5.5 anillos de crecimiento. El grupo de edad 2 fue el más frecuente (38%), seguido por las clases 3 y 1 (22% y 17% respectivamente), mientras que las clases 0 y 5 tuvieron una menor presencia con tan solo el 6% de los peces evaluados. El modelo de crecimiento von Bertalanffy mostró valores similares a lo reportado para este género por otros autores. A pesar de las limitaciones en el arte de pesca utilizado y la metodología de análisis de vértebras, el estudio proporcionó información valiosa sobre la dinámica de crecimiento y la estructura de edad de los peces.

Abstract

Determining age and growth in fish is essential to understand population dynamics and is a tool in fisheries management. This chapter aims to analyze the population structure and growth of Diablo fish through the reading of growth rings in their vertebrae. A total of 88 organisms were collected in the three sampling campaigns. During the July 2022 campaign, 36 fish were quantified (17 females, 16 males, and 3 indeterminate), in February 2023, 21 were collected (14 females, and 7 males), while in October 2023, 31 were captured (15 females, 8 males, and 8 indeterminate). The results revealed an average total length of 320.5 mm and an average weight of 284.55 g, with notable variations among the different sampling campaigns, highlighting the month of July 2022 with smaller length and weight intervals, and February 2023 with larger intervals. The total length-weight relationship showed allometry coefficients (b) of 3.10 for females, 3.09 for males, and 3.076 in general, indicating isometric growth, corroborated by the t-Student test with a value ($P > 0.05$), and similar to that of other studies. The analysis of the vertebrae revealed seven age classes with organisms showing between 0 and 5.5 growth rings. Age group 2 was the most frequent (38%), followed by classes 3 and 1 (22% and 17%, respectively), while classes 0 and 5 had a lower presence, with only 6% of the fish evaluated. The von Bertalanffy growth model showed values similar to those reported for this genus by other authors. Despite limitations in the fishing gear used and the vertebrae analysis methodology, the study provided valuable information on fish's growth dynamics and age structure.

Introducción

La determinación de la edad y crecimiento son procedimientos fundamentales en el estudio de la estructura poblacional de peces, la relación entre estos parámetros junto con la abundancia, permite una descripción más adecuada en la dinámica de la población. El conocimiento de la edad en que los individuos alcanzan la longitud adecuada para su reclutamiento, así como el crecimiento y mortalidad, son aspectos importantes en la regulación pesquera (Tresierra y Culquichicon, 1993).

Dada su importancia, hoy en día existen una variedad de métodos especializados para su determinación, por un lado se encuentran los métodos indirectos, los cuales se basan en el análisis de grupos de individuos con tallas similares, que representan a las poblaciones de especies que se reproducen estacionalmente y presentan flujos regulares de nuevos reclutas de tal forma que al muestrearse continuamente, revelarán una estructura de tamaños, formado de diferentes modas señalando varios grupos de edad (Everhart y Youngs, 1981; King, 2007).

Además, están los métodos directos, los cuales están enfocados en la interpretación de capas anuales, en la observación directa de discontinuidades del crecimiento en estructuras esqueléticas, como escamas, otolitos, cleitra, urohiales, espinas, radios y vértebras, (Holden y Raitt, 1975; Tavares, 2001; Araya y Cubillos, 2002); que se forman debido a factores intrínsecos, como el desove, metabolismo y cambios ambientales, como temperatura, salinidad, luz y alimento (González, 1977, 1979).

Para el caso de los peces óseos, la formación de anillos de crecimiento es provocada por los cambios estacionales del medio en que se encuentran, las causas del crecimiento anual aún no son claras; algunos autores los relacionan con los periodos de puesta y otros con los cambios de la temperatura del agua (Morales-Nin, 1992).

Cada método ofrece perspectivas únicas y valiosas para abordar cuestiones cruciales en la investigación pesquera, proporcionando información esencial para respaldar la toma de decisiones.

Antecedentes

Los estudios presentados en la literatura ofrecen un importante punto de partida para comprender la relación de los parámetros de crecimiento y su importancia interpretativa en el contexto de su ecología y comportamiento.

Samat *et al.* (2008), evaluaron las relaciones longitud-peso y el factor de condición de *Pterygoplichthys pardalis* en el río Langat de la península de Malasia durante el período de agosto 2003 y octubre de 2004, donde no observaron influencia significativa de las

épocas de secas y lluvias sobre los peces, sin embargo, observaron que el cálculo del factor de condición es más exacto en organismos con una longitud de 300 a 400 mm de longitud total.

Wakida-Kusunoki y Amador-Del Ángel (2011), analizaron los aspectos biológicos de *Pterygoplichthys pardalis*, realizando muestreos mensuales en el periodo junio de 2008 a mayo de 2009, donde reportan tallas máximas y mínimas mediante la longitud total y el peso. Así mismo, obtuvieron la relación peso-longitud para ambos sexos, el factor de condición y coeficiente de alometría.

Con el objetivo de describir el grado de dispersión de *Pterygoplichthys* spp., Cruz (2013), realizó muestreos bimestrales sobre la parte baja del río Chacalapa y la represa artesanal denominada “La Chinampita” en el estado de Veracruz, dichos muestreos durante el periodo de julio de 2012 a mayo de 2013. En esta investigación determinó la presencia inequívoca de dos especies de pecos: *P. pardalis* y *P. disjunctivus*. Para este análisis se cuantificó la distribución de tallas y comparó la relación talla-peso de los organismos.

Durante un ciclo anual que abarcó desde abril de 2007 hasta abril de 2008, Rueda-Jasso *et al.* (2013) llevaron a cabo la recolección mensual de organismos en la presa El Infiernillo ubicada entre los estados de Michoacán y Guerrero, en cuatro sitios de muestreo, con el propósito de evaluar el grado de invasión de *P. disjunctivus* y proponer medidas para el control de sus poblaciones. En este estudio al igual que en investigaciones previas, se examinó el crecimiento de estos organismos y se analizó la relación entre su talla y peso.

Deza (2018), evaluó los aspectos reproductivos y de crecimiento del género *Pterygoplichthys* en 23 sitios distribuidos en la cuenca del río Amacuzac, Morelos, durante el periodo de mayo de 2015 hasta abril de 2016. Se pudieron observar diferencias, pero no significancia en el coeficiente de alometría entre hembras y machos.

Por último, Chávez (2022), presentó los parámetros de crecimiento asociados a *Pterygoplichthys* spp., en la Presa Emiliano Zapata y río Amacuzac en el estado de Morelos, de marzo 2017 hasta mayo 2018. Registró los datos biométricos de los peces,

la relación talla peso y el cálculo de la edad a través de métodos directos con los anillos de crecimiento y apoyado por el modelo de crecimiento von Bertalanffy.

Como se puede observar en los estudios antes mencionados, las metodologías para la determinación de la edad y crecimiento en *Pterygoplichthys* spp., han ido evolucionando desde análisis simples hasta análisis más detallados como el conteo de anillos de crecimiento y el uso de modelos como el de von Bertalanffy que permiten estimaciones más exactas sobre su desarrollo y longevidad. En el contexto del presente estudio, la determinación de estos parámetros es esencial, ya que proporciona información crucial sobre la dinámica poblacional del pez Diablo y sus efectos en el ecosistema, así mismo, emplear estas metodologías es fundamental para el diseño de estrategias de control.

Objetivo

Analizar la estructura poblacional y el crecimiento del pez Diablo a partir de su talla y edad.

Material y Método

Durante el periodo julio de 2022 – octubre de 2023, se recolectaron un total de 88 organismos del género *Pterygoplichthys* a través de tres campañas de muestreo nocturnas (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023), para la captura de organismos se utilizó una red agallera de 50 metros de largo por 2 metros de altura y una luz de malla de 4.8 cm. Durante la recolecta se cuantificó el número de individuos por punto de muestreo (Fig. 1). El método de sacrificio de los organismos fue inmediato a su captura, mediante el enfriamiento rápido o inmersión en hielo depositando los organismos en un contenedor con hielo, considerando la Norma Oficial Mexicana NOM-033-SAG/ZOO-2014, donde se describen los métodos de sacrificio para animales domésticos y silvestres, cuidando en medida de lo posible el menor sufrimiento. Con un ictiómetro se registró la longitud total (mm) y longitud estándar (mm), con el vernier la altura (mm) y con una cinta métrica se registró la circunferencia (mm). Mediante el uso de una balanza

digital marca OHAUS, con precisión de 0.1 y peso máximo de 5000 g, se obtuvo el peso total. Posteriormente los organismos fueron categorizados por sitio de muestreo en hembras y machos.

Actividades de laboratorio

A cada organismo capturado se le extrajo una sección de columna vertebral de la región media (sinarcual) de entre 5 y 7 vértebras, de acuerdo con lo sugerido por Zavatteri (2010). Para su limpieza, el segmento de vértebras fue inmerso en agua hirviendo con el fin de facilitar la remoción de tejido. Posteriormente, fueron sumergidas por periodos de 10, 5 y 2 minutos en una solución de 20 g de hojuelas de NaOH+ (sosa cáustica) diluidos en 100 ml de NaClO (hipoclorito de sodio) al 6%. El tiempo de inmersión dependió del tamaño de la vértebra, posteriormente se cepillaron con un cepillo dental con cerdas de tamaño medio hasta observar que las vértebras no contaban con rastros de tejido muscular y se percibieran los anillos de crecimiento. Al finalizar, las vértebras se enjuagaron en agua corriente y se dejaron secar por 24 horas de acuerdo con Villavicencio (2000). Por último, para la lectura de anillos se utilizaron tres vértebras del individuo, el criterio de selección fue de acuerdo con la visibilidad de anillos, posteriormente fueron rotuladas para su posterior análisis.

Posterior al proceso de limpieza, las vértebras fueron inmersas en una solución de 1.5 g/L de KOH en agua, cuya función fue formar fisuras y poros en estas, el tiempo de inmersión osciló de 1 a 4 horas, el cual estuvo sujeto al tamaño de la vértebra. Una vez que las vértebras poseían un color blanco/opaco, fueron secadas y teñidas en una solución de rojo de alizarina al 0.1% por un periodo de 4 a 8 horas. Posteriormente se refrigeraron en un contenedor cubierto de papel aluminio para evitar el paso de luz y por último fueron sumergidas en glicerina durante 24 horas para su conservación y posterior análisis.

La lectura de anillos de crecimiento se elaboró acorde a los criterios propuestos por Villavicencio (2000) y Sánchez (2016) que establecen: con un microscopio estereoscópico, las vértebras deben ser revisadas identificando las marcas de

crecimiento, tomando en cuenta las distancias entre ellas y determinar el esquema de formación; posteriormente se cuantificó el número de bandas (anillos) en pares (hialinas y opacas), la observación se realizó por triplicado, con diferentes lectores tomando en cuenta que cuando las dos primeras lecturas fue idéntica, se utilizó el valor cuantificado, cuando no fue así se calculó el valor promedio de estas. Es importante mencionar que la lectura se realizó sin previo conocimiento de la longitud total (L_t) a fin de evitar que esto influyera sobre el lector al momento de asignar el número de anillos a cada ejemplar.

Análisis estadístico

Con las medidas morfométricas de los peces, tomando en cuenta la longitud total (L_t), longitud estándar (L_e) y peso se elaboraron tablas comparativas, así mismo, se cuantificaron los valores mínimos y máximos por campaña de muestreo.

El intervalo de talla se elaboró con una tabla por medio de la regla de Sturges (1926):

$$K = 1 + 3.322 \log(N)$$

Donde **K** representa el número de intervalos de clase y (N) es el tamaño de muestra o población.

El **intervalo de clase** o también conocido como **amplitud** de clase, se determinó dividiendo el rango (R) entre el número de intervalos de clase (K); lo cual se expresa en la siguiente formula:

$$I_c = \frac{R}{K}$$

Posteriormente se elaboró el análisis de la relación de la longitud total (L_t) – peso, tomando en cuenta el género y de manera indistinta mediante el modelo desarrollado por Ricker (1975), el cual se expresa mediante la siguiente función:

$$W = aL_t^b$$

W : Peso total en g.

L_t : Longitud total en cm.

a : Longitud del pez en un tiempo 0.

b : Coeficiente de alometría (factor que describe la tasa de cambio de peso-longitud)

Para determinar el tipo de crecimiento, los valores de b fueron sometidos a la prueba t-Student (Sokal y Rohlf, 1987), donde $b < 3$ indica crecimiento de tipo alométrico negativo, que describe cómo el peso aumenta más lentamente respecto a la longitud; $b > 3$ crecimiento alométrico positivo, que se refiere a que el peso aumenta más rápidamente que la longitud; y valores $b = 3$, crecimiento isométrico, que indica que tanto el peso y la longitud se incrementan proporcionalmente (Pauly, 1984). Por último, para describir el crecimiento de los individuos se implementó el modelo de von Bertalanffy, que es uno de los más utilizados para estimar los parámetros de crecimiento en peces (Cailliet y Goldman, 2004).

El modelo de von Bertalanffy se describe de la siguiente manera:

$$L_t = L_{\infty} \cdot \left(1 - e^{(-k \cdot (t - t_0))}\right)$$

Donde L_t es la longitud a la edad t ; L_{∞} es la longitud asintótica; k es el coeficiente de crecimiento o parámetro de curvatura que determina la rapidez con el que el pez alcanza L_{∞} ; t representa la edad de los peces generalmente medida en años y t_0 llamado “parámetro de condición inicial”, determina el punto en el tiempo en el que el pez hipotéticamente tiene una longitud inicial a cero. Esta ecuación describe un patrón de crecimiento en el cual, a medida que aumenta la longitud decrece la tasa de crecimiento (Kaufmann, 1981).

Resultados

Se obtuvo un total de 88 organismos capturados a lo largo de las tres campañas de muestreo: 45 hembras, 31 machos y 12 indeterminados, registrando una longitud total promedio de 320.5 mm, oscilando entre 211 a 480 mm durante el periodo evaluado. Las

tallas menores correspondieron a la época de lluvias de 2022, con intervalo de talla de 211 a 339 mm, mientras que la época de secas destacó con registros de 291 a 480 mm de longitud total, teniendo un intervalo más amplio. Durante octubre 2023, se registró un intervalo de talla de 294 a 442 mm. Para el caso del peso, se obtuvo un promedio general de 284.55 g, en julio 2022 se presentaron valores mínimos y máximos de 70 y 333 g, para el mes de febrero 2023 se obtuvieron organismos con peso mayor, registrando valores mínimos de 215 g y máximos de 853 g, mientras que la campaña de octubre 2023 registró valores mínimos y máximos de 177 g y 561 g (Tabla 7).

Tabla 7. Máximos, mínimos y promedios de medidas morfométricas de pez Diablo en durante las tres campañas de muestreo. Donde Lt= longitud total; Le= longitud estándar.

Campaña	N	Lt (mm)		Le (mm)		Peso (g)	
		min	max	min	max	min	max
Julio 2022	36	211	345	121	266	70	333
Febrero 2023	21	291	480	202	370	162	853
Octubre 2023	31	294	442	183	370	177	561
Promedio		320.5		223.3		284.5	

Se establecieron siete intervalos de clase (K) para las tallas con una amplitud de 4 cm de Lt, con una marca de clase mínima de 232 mm y una mayor 480 mm. El intervalo de clase que representó la frecuencia más alta fue el de 290 mm a 330 mm, registrando 22 organismos, seguido por el intervalo de 330 mm a 370 mm con 18 peces (Fig.14, Tabla 8).

Tabla 8. Ordenamiento y clasificación de tallas por intervalos

Intervalos de clase	X	F. absoluta	F. relativa	F.A. acumulada	F.R. acumulada	Promedio intervalo
210-250	232	12	0.136	12	0.136	23.2
250-290	272	16	0.182	28	0.318	27.2
290-330	302.6	22	0.25	50	0.568	30.2
330-370	349.8	18	0.204	68	0.773	34.9
370-410	393.6	15	0.170	83	0.943	39.3
410-450	433.5	4	0.045	87	0.989	43.3
450-490	480	1	0.01	88	1	48
Totales		88	1			

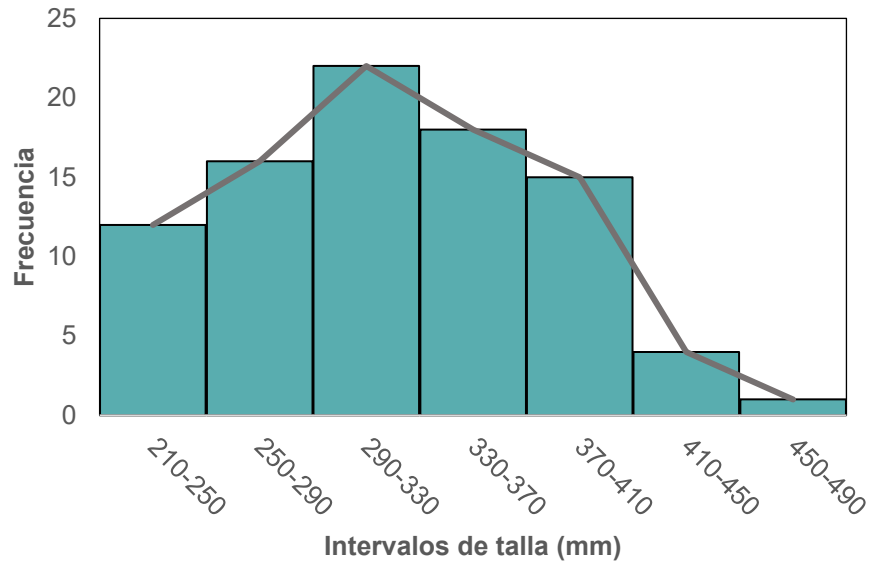
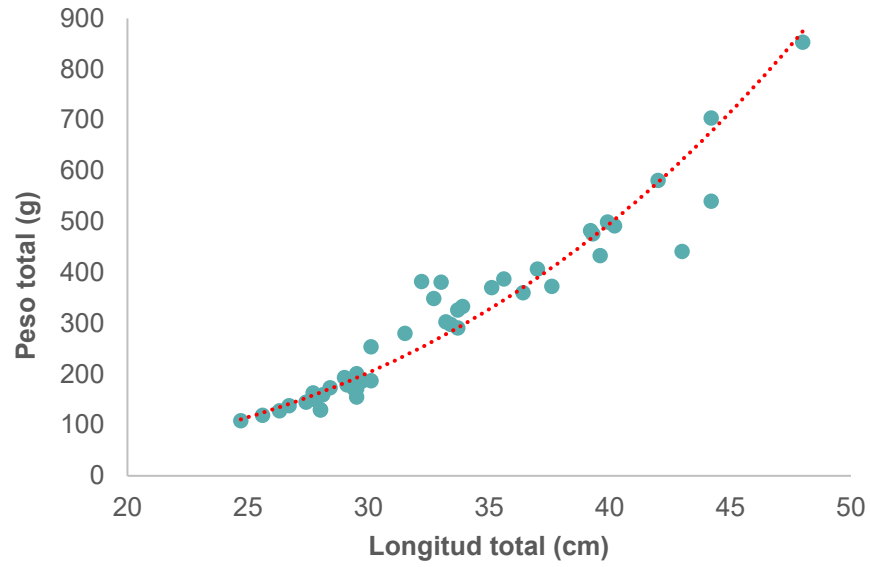


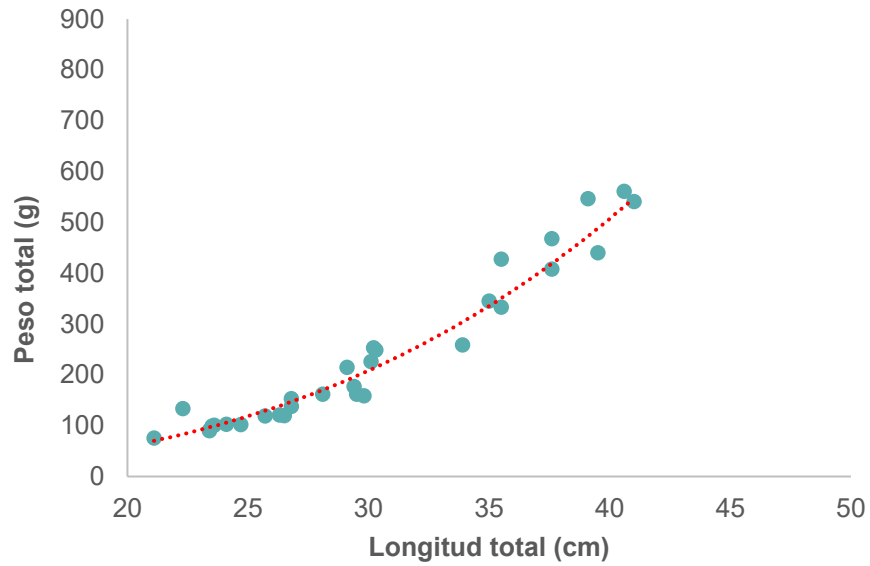
Figura 14. Histograma de frecuencia de tallas.

El cálculo de la relación entre el peso y la longitud total, para el caso de las hembras presentó un coeficiente de alometría $b = 3.10$ (isométrico) con un valor de $R^2 = 0.9204$ (Fig.15). Por otro lado, esta relación en machos registró un coeficiente de alometría $b = 3.09$ (isométrico) con un valor $R^2 = 0.9581$ (Fig. 16). En general, sin distinguir en género se obtuvo un coeficiente de alometría $b = 3.076$ con un valor de $R^2 = 0.931$ (Fig. 17). Los siguientes valores fueron sometidos a la prueba t-Student obteniendo un valor ($P > 0.05$), indicando que la población analizada presenta crecimiento isométrico (Tabla 9).



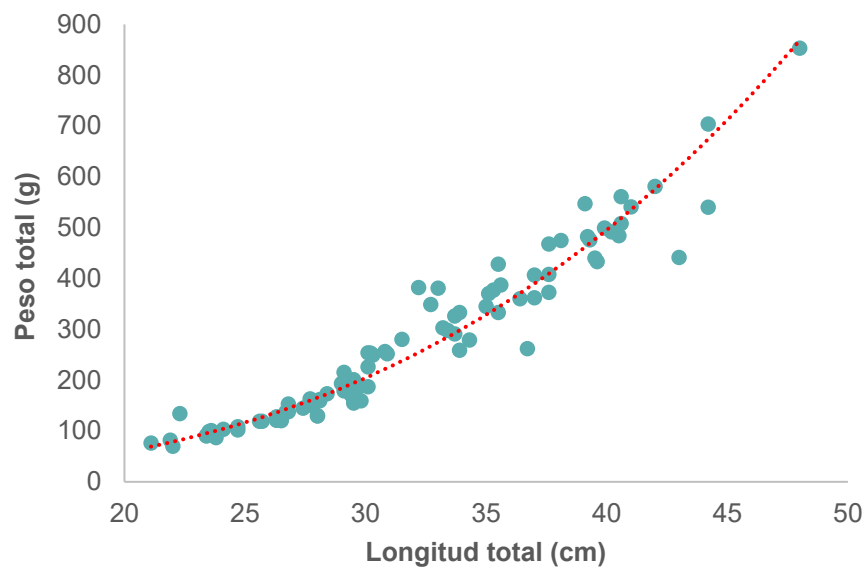
$$R^2 = 0.9204 \quad y = 0.0052x^{3.1061}$$

Figura 15. Relación peso-talla para hembras



$$R^2 = 0.9581 \quad y = 0.0056x^{3.0921}$$

Figura 16. Relación peso-talla para machos



$$R^2 = 0.9310 \quad y = 0.0058x^{3.0764}$$

Figura 17. Relación peso-talla poblacional

Tabla 9. Prueba T-Student de la población de *Pterygoplichthys* spp.

T-Student				
abs de b-3	t calculada	p	conclusión	t tablas
0.0827	0.24886084	0.8040618	existe isometría	1.96

La Tabla 10, presenta los resultados sobre el crecimiento del pez Diablo, obtenidos de estudios realizados en diferentes sitios y años, donde se observa variación en los parámetros de crecimiento.

Tabla 10. Comparación de los coeficientes de la relación longitud total - peso.

Autor	Sexo	a	B	R ²	Longitud	C.A
Rueda-Jasso <i>et al.</i> (2013)	-	0.044 - 0.116	2.302 - 2.696	0.86 - 0.90	LT	< 3
Wakida y Amador (2011)	-	0.0003	2.7819	0.8921	LT	< 3
	Hembras	0.00004	2.7209	0.9286	LT	< 3
	Machos	0.00002	2.8392	0.8782	LT	< 3
Samat <i>et al.</i> (2008)	-	0.04	2.538	-	LT	< 3
Cruz (2013)	-	-	-	-	-	-
	hembras	-	3.4176	0.8829	LT	> 3
	Machos	-	2.7214	0.9261	LT	< 3
Ayala-Pérez <i>et al.</i> (2014)	-	5x10 ⁻⁶	3.1	0.9600	LT	> 3

Deza (2018)	-	-	-	-	-	-
	Hembras	-1.12	2.5	0.8300	LT	< 3
	Machos	-1.028	2.45	0.9400	LT	
Cháves-Valadés (2022)	-	0.0193	2.7384	0.9293	LT	< 3
Kakade (2023)		0.0293	2.9740	0.8489	LE	< 3
Este estudio	-	0.0058	3.076427	0.9310	LT	= 3
	Hembras	0.0052	3.1061	0.9204	LT	= 3
	Machos	0.0049	3.0921	0.9581	LT	= 3

El análisis de las vértebras resultó con organismos que poseyeron entre 0 a 5.5 anillos de crecimiento, dando un total de 7 clases de edad. Donde observamos que los organismos con tallas promedio de 302.63 a 349.83 mm, fueron los más abundantes, registrando 43 organismos (Tabla 11).

Tabla 11. Clave talla-edad de *Pterygoplichthys* spp.

Talla (mm)	Grupo de edad	n
232.08	0	4
272.00	1	12
302.63	2	27
349.83	3	16
393.60	4	8
433.50	5	2
480.00	5.5	1

La asignación de anillos mostró que el grupo de edad 2, es decir, aquellos que poseyeron dos anillos de crecimiento, fue el más abundante registrando el 38% de peces evaluados, seguido por el grupo 3 y 1, con 22% y 17% respectivamente. Los grupos con menor presencia en este estudio se encontraron a los extremos, donde los organismos del grupo de edad 0 y 5 registraron tan solo el 6% de peces evaluados (Fig. 18).

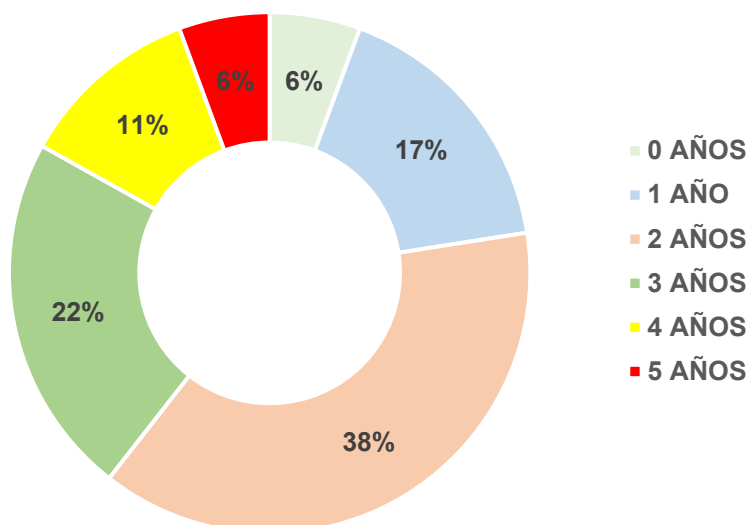


Figura 18. Porcentaje de individuos por clase de edad obtenidos a través de la lectura de vértebras.

El modelo de von Bertalanffy desarrollado con apoyo del programa Stata 14, presentó un valor de L_{∞} de 545.60, un coeficiente de crecimiento (k) de 0.35 y momento de eclosión (t_0) = -0.40. (Fig.19, Tabla 12).

Tabla 12. Parámetros de crecimiento del pez Diablo. L_{∞} = longitud asintótica (mm); k = coeficiente de crecimiento; t_0 = longitud a la edad cero; errores estándar, valores P , intervalos de confianza y correlaciones de aproximación asintótica.

Source	SS	df	MS	Number of obs = 8		
Model	896777.121	3	298925.707	F(3, 5) = 81.74		
Residual	18284.2825	5	3656.8565	Prob > F = 0.0001		
				R-squared = 0.9800		
				Adj R-squared = 0.9680		
Total	915061.404	8	114382.675	Root MSE = 60.47195		
				Res. dev. = 84.57786		
von Bertalanffy growth function,mblen=b0*(1-exp(-b1*(age-b2)))						
mblen	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
b0	545.6057	159.4958	3.42	0.019	135.6088	955.6027
b1	.3576019	.245406	1.46	0.205	-.2732344	.9884382
b2	-.4062089	.4041715	-1.01	0.361	-1.445165	.632747

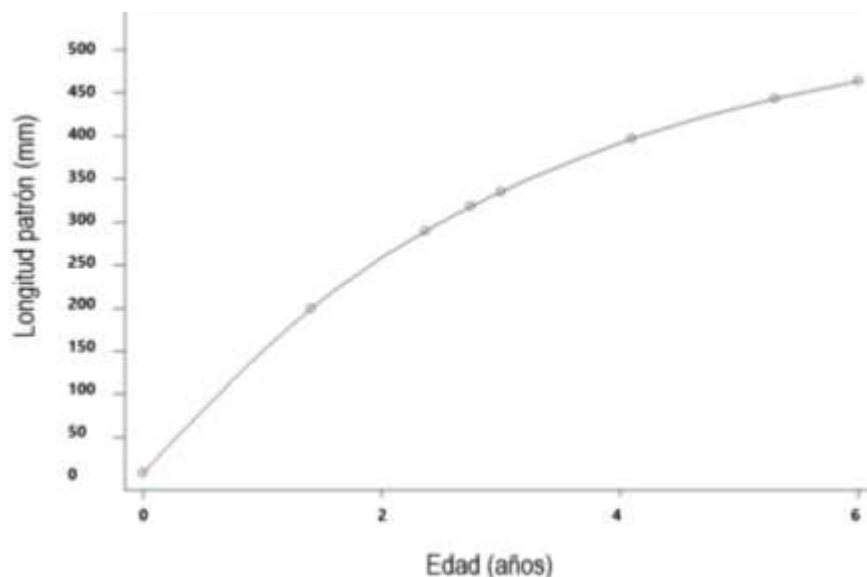


Figura 19. Modelo de crecimiento del pez Diablo.

Discusión

Los intervalos de longitud total de la población oscilaron entre los 211 a 480 mm, que coincide con las tallas reportadas para el género *Pterygoplichthys* en el estado de Campeche por Ayala-Pérez *et al.* (2014), quienes registraron tamaños de 140 a 355 mm, y por Wakida-Kusunoki y Amador-Del Ángel (2011) quienes determinaron intervalos de 222 a 422 mm. Sin embargo, algunos autores como Mendoza *et al.* (2007) y Reis y Weber (1990), sugieren que algunas especies pueden llegar a alcanzar los 700 mm de longitud total. De manera similar, en el río Amacuzac, Morelos, Deza (2018) documentó organismos que alcanzaron hasta 635 mm de longitud total. Esto evidencia que la talla máxima de estos organismos está determinada por una combinación de factores ambientales y el contexto ecológico en el que se desarrollan.

De acuerdo con la distribución de tallas, se observó que la captura total estuvo dominada por organismos adultos (86.33%). Esto se determinó considerando que algunas especies de este género adquieren la madurez sexual a los 250 mm de longitud (Capps *et al.*, 2011). Es importante mencionar que durante el muestreo el arte de pesca utilizado actuó

de forma excluyente, ya que el tamaño de la luz de malla impidió la captura de individuos más pequeños.

El coeficiente de alometría (b) calculados para hembras, machos y de forma general resultaron en valores mayores a tres, lo que es característico en peces de regiones tropicales, cuyos coeficientes oscilan entre 2.5 a 3.5 (Abdallah, 2002; Morey *et al.*, 2003; Froese, 1998). En este estudio, las hembras presentaron un coeficiente alométrico de 3.1, ligeramente superior a los machos con 3.09, un patrón similar al reportado por Cruz (2013), quien obtuvo un $b = 3.41$ en hembras y $b = 2.72$ en machos en organismos de la cuenca de Chacalapa y Coatzacoalcos, Veracruz. Deza (2018), también observó esta tendencia en el Río Amacuzac, Morelos, con coeficientes de $b = 2.5$ en hembras y $b = 2.45$ en machos. Esto indica que, en general, las hembras ganan más peso por unidad de talla que los machos, sin embargo, en este caso, la diferencia entre sexos no fue significativa ($P < 0.05$).

Es importante destacar que el coeficiente de alometría, tras ser sometido a la prueba t-Student, indicó que los organismos, al menos para esta zona de estudio, presentaron un crecimiento de tipo isométrico ($b = 3$). Este valor contrasta con los reportados por otros autores como Rueda-Jasso *et al.* (2013), cuyos coeficientes oscilaron de 2.30 a 2.69; Samat *et al.* (2008), obtuvo un coeficiente de 2.53; Chávez (2022) reportó un valor de 2.73 y por último Kakade (2023), que calculó un coeficiente de 2.97 muy aproximado a 3. Coincidentemente, Ayala-Pérez *et al.* (2014), obtuvieron valores de 3.1 para este género. Adicionalmente estos valores son muy similares en algunos peces Siluriformes, como es el caso de *Chrysichthys nigrodigitatus* (familia: Bagridae), con un valor de $b = 3.0$. Estas diferencias o similitudes respecto al valor del coeficiente alométrico pueden atribuirse a factores intrínsecos (genéticos) de las especies como a las características del hábitat y la época del año (Gómez y Guzmán, 1998).

Respecto al modelo de crecimiento von Bertalanffy, los valores obtenidos de $k = 0.35$ y $L^\infty = 545.60$, se encuentran dentro del rango de los registrados en la literatura. Gibbs *et al.* (2013), reportaron un valor de $k = 0.26$ al año y $L^\infty = 520$ mm, mientras que Raj *et al.* (2020), observaron un valor de $k=0.53$ al año y $L^\infty = 489$ mm, en vida libre de los organismos. De igual forma esta condición de crecimiento está dada por los factores

genéticos y ecológicos de los organismos, entre los que se encuentran el ambiente, la densidad de peces, su fisiología y la densidad energética del alimento (Da Costa *et al.*, 2018; Da Silva *et al.*, 2020).

El valor t_0 habitualmente será negativo, ya que se asume que es la edad teórica del individuo cuando la talla es 0. En el caso de los peces, al momento de eclosión o nacimiento ya poseen una longitud determinada. Estas estimaciones sugieren que en algunas especies de peces planos como *Pterygoplichthys* spp., el crecimiento es rápido durante el primer año y lento en los siguientes. En la curva de crecimiento (Fig. 19), muestra que los organismos en este estudio comienzan a disminuir su crecimiento entre los grupos de edad 2 y 3, con una máxima disminución en el grupo de edad 6, alcanzando su longitud asintótica cerca de los 6 años. Este resultado es cercano a lo obtenido por Gibbs *et al.* (2013), quien documentó una edad máxima de 6 años de estos organismos en vida silvestre.

Por último, en cuanto al uso de métodos para este estudio, la aplicación de técnicas directas para la determinación de edad y crecimiento de *Pterygoplichthys* spp., resulta fundamental debido a la precisión que estos ofrecen en la comprensión del ciclo de vida y dinámica poblacional. La lectura de anillos en estructuras calcificadas, como las vértebras, son esenciales para analizar el crecimiento y en ocasiones la alta tasa de supervivencia, que son aspectos clave en especies invasoras caracterizadas por su alta capacidad de adaptación (Campana, 2001). Así mismo, permiten evaluar el impacto ecológico a través de la correlación del crecimiento con los patrones de competencia y alteración de hábitats (Chávez *et al.*, 2006). Su efectividad sobre los métodos indirectos radica en que proporcionan información más detallada sobre las cohortes y las tasas de crecimiento en el contexto del manejo y control poblacional (DeVries y Frie, 1996).

Conclusiones

La limitación más notable de este estudio fue el arte de pesca utilizado, que actuó de manera excluyente y no permitió la captura de individuos de tallas menores. Esto se reflejó en la ausencia de intervalos más pequeños, lo que pudo haber proporcionado

información adicional sobre la estructura de edad y la dinámica poblacional de *Pterygoplichthys* spp.

La proporción de hembras respecto a machos en la población estudiada fue consistente con lo observado en otros estudios sobre estas especies. La mayor presencia de hembras podría estar relacionada con su mayor tamaño y peso, lo que concuerda con la tendencia de las hembras a ganar más peso por unidad de talla. Esta observación se alinea con los hallazgos de otros autores y sugiere una característica biológica común en *Pterygoplichthys* spp.

Por último, la observación de un crecimiento isométrico en la población estudiada es consistente con la biología conocida del pez Diablo. Esta especie, común en regiones tropicales, muestra un patrón de crecimiento típico de peces de esta área, con coeficientes de alometría que oscilan entre 2.5 y 3.5. Factores intrínsecos, como la genética de la especie, así como factores ambientales y de hábitat, influyen en su crecimiento y desarrollo.

El análisis de las vértebras no fue el método más práctico en la determinación de la edad y el crecimiento, ya que resultó ser un proceso poco práctico y que requirió mucho tiempo. Sin embargo, fue el método que mejor se adaptó a nuestras condiciones de trabajo, a pesar de estas limitaciones, demostró ser efectivo al proporcionar información valiosa sobre los organismos estudiados. La asignación de anillos de crecimiento permitió estimar la edad de los individuos y comprender mejor la dinámica de crecimiento de la población.

Literatura citada

- Abdallah M. 2002. Length-weight relationship of fishes caught by trawl off Alexandria, Egypt. *Naga The WorldFish Center*. 25(1): 19-20.
- Araya M y L Cubillos. 2002. The retrospective analysis of the growth in fish and their associated problems. *Gayana (Concepción)* 66: 161-179.

- Ayala-Pérez LA., Pineda-Peralta AD, Álvarez-Guillen H y LE Amador-Del Ángel. 2014. El pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.) en las cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche. En Low-Pfeng AM, Quijón PA y EMP Recagno (Eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 313-336.
- Cailliet GM y KJ Goldman. 2004. Age determination and validation in Chondrichthyan fishes. En: Carrier JC, Musick JA y MA Heithaus. *Biology of sharks and their relatives*. CRC PRESS. EE. UU. 398-447 pp.
- Campana SE. 2001. Accuracy precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology*. 59(2): 197-242.
- Capps K, Nico L, Mendoza-Carranza M, Arevalo-Frias W, Ropicki A, Hellpern S y R Rodiles-Hernández. 2011. Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) in south-eastern Mexico: Implications for invasion and dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 21(6): 528–540.
- Chávez HM, Anaya-Rojas JM y M Romero-Martínez. 2006. *Pterygoplichthys* spp.: A review of its invasive potential and impacts. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77(1): 123-134.
- Chávez JA. 2022. Evaluación de la dinámica poblacional del pez Diablo en el río Amacuzac y la presa Emiliano Zapata en Tilzapotla, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. 122 p.
- Cruz ZI. 2013. Dinámica poblacional del pez invasor del género *Pterygoplichthys* en la Cuenca de Chacalapa y primeros registros de su distribución en la Cuenca baja de Coatzacoalcos, Veracruz, México. Tesis de Ingeniería. Universidad Veracruzana. 53 p.
- Da Costa MR, Tubino RA y C Monteiro-Neto. 2018. Length-based estimates of growth parameters and mortality rates of fish populations from a coastal zone in the Southeastern, Brazil. *Zoologia*. 35(1): 1–8.

- Da Silva RS, Lopes JRT, Do Espírito Santo RV, Dos Santos MAS, Cordeiro CAM, Yoshioka ETO, Corrêa R, Matins Júnior H y JB De Lou.Renco-Junior. 2020. Palm kernel meal (*Elaeis guineensis*) as a substitute for corn (*Zea mays*) in diets of Tambaqui (*Colossoma macropomum*). *Aquaculture Research*. 51(8): 3358-3366.
- DeVries DR y RV Frie. 1996. Determination of age and growth. En BR Murphy y DW Willis. (Eds.). *Fisheries techniques*. 2da Edición. Bethesda: American Fisheries Society. 483-512.
- Deza SR. 2018. Distribución y aspectos reproductivos del género *Pterygoplichthys* en la Cuenca del Río Amacuzac, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 87 p.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2015. NOM-033-SAG/ZOO-2014. Métodos para dar muerte a los animales domésticos y silvestres. Consultado: 10 de septiembre 2025. Disponible: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/133499/4.-NORMA_OFICIAL_MEXICANA_NOM-033-SAG-ZOO-2014.pdf.
- Everhart WH y WD Youngs. 1981. *Principles of Fishery Science*. Cornell University Press. EE. UU. 350 p.
- Froese R. 1998. Length-weight relationships for 18 less-studied fish species. *Journal of Applied Ichthyology*. 14(1-2): 117-118.
- Gibbs MA, Kurth BN y CD Bridges. 2013. Age and growth of the loricariid catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*. 8(2): 207-218.
- Gómez G y R Guzmán. 1998. Relación longitud peso y talla de madurez de la gónada (*Umbrina coroides*), en el norte del estado de Sucre, Venezuela. *Revista de Zootecnia Tropical*. 16: 267-276.
- González LW. 1977. Aspectos técnicos de preparación de otolitos para estudios de edad de algunas especies del género *Cynoscion* (Pisces: Sciaenidae). *Lagena*. 39-40: 43-48.

- González LW. 1979. Determinación de la edad del *Paralichthys peruanus* (Steindachner, 1875) (Pisces: Sciaenidae) mediante el uso de los otolitos. *Informe Museo del Mar*. 22: 1-19.
- Holden MJ y DFS Raitt. 1975. *Manual de ciencia pesquera. Parte 2. Métodos para investigar los recursos y su aplicación*. FAO Documento Técnico de Pesca No. 115. Italia. 211 p.
- Kakade V. 2023. Length-weight relationships of indigenous fish species *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Siluriformes: Loricariidae). From Ujani Wetland, India. *International Journal of Zoological Investigations*. 9(1): 671-673.
- Kaufmann KW. 1981. Fitting and using growth curves. *Oecología*. 49: 293-299.
- King M. 2007. *Fishers Biology. Assessment and Management*. Fishing News Books. Blackwell Science. 383 p.
- Mendoza R, Contreras S, Ramírez C, Koleff P, Álvarez P y V Aguilar. 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas*. 70: pp.1-5.
- Morales-Nin B. 1992. Determinación del crecimiento de peces óseos en base a la microestructura de los otolitos. FAO Documento Técnico de Pesca No. 322. Italia. 58 p.
- Morey G, Moranta J, Massuti E, Grau A, Linde M, Reira F y B Morales-Nin. 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research*. 62(1): 89-96.
- Muciño-Márquez RE, Aguirre-León A y MG Figueroa-Torres. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*. 27(3):281-291.
- Pauly D. 1984. *Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators*. Studies and Reviews 8. International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Filipinas. 325 p.

- Raj S, Kumar AB. Raghavan R y N Dahanukar. 2020. Amazonian invaders in an Asian biodiversity hotspot: Understanding demographics for the management of the armored sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* in Kerala, India. *Journal of Fish Biology*. 96(2): 549–553.
- Reis R y C Weber. 1990. Review of the genus *Hypostomus la cepede*, 1803 from southern Brazil, with descriptions of three new species. *Revue Suisse de Zoologie*. 97(3): 729-766.
- Ricker W. 1975. Computation and interpretation on biological statistics off fish population. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*. 191: 1-392.
- Rueda-Jasso RA, Campos-Mendoza A, Arreguín-Sánchez F, Díaz-Pardo E y CA Martínez-Palacios. 2013. The biological and reproductive parameters of the invasive armored catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from Adolfo López Mateos El Infiernillo Reservoir, Michoacán-Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84(1): 318-326.
- Samat A, Shukor M, Mazlan A, Arshad A y M Fatimah. 2008. Length-weight relationship and condition factor of *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) in Malaysia Peninsula. *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*. 3: 48-53.
- Sánchez CJB. 2016. Edad y crecimiento de la raya mariposa, *Gymnura marmorata* (Cooper, 1864) en la porción sur de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. 52 p.
- Sokal R y FJ Rohlf. 1987. *Introduction to biostatistics*. Freeman. EE. UU. 363 p.
- Sturges H. 1926. The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association*. 21(153): 65-66.
- Tavares R. 2001. Estudio sobre la biodiversidad de tiburones en el parque nacional Archipiélago Los Roques. Informe técnico final para la oficina de diversidad biológica del Ministerio del Ambiente y de Los Recursos Naturales. Fundación Científica Los Roques. Venezuela. 73 p.
- Tresierra A y Z Culquichicon. 1993. *Biología pesquera*. Libertad. Perú. 226 p.

- Villavicencio GCJ. 2000. Taxonomía, abundancia estacional, edad y crecimiento y biología reproductiva de *Narcine entemedor* Jordan y Starks (Chondrichthyes; Narcinidae), en Bahía Almejas, BCS, México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. 50 p.
- Wakida-Kusunoki AT y LE Amador-Del-Ángel. 2011. Aspectos biológicos del pleco invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82(3): 870-878.
- Zavatteri A. 2010. Estudio de edad y crecimiento de la raya hocicuda *Diapterus chilensis* (Guichenot, 1848) en el Atlántico Sudoccidental (34-55 LS y 52-69 LW). Universidad Nacional de Mar del Plata. Argentina. 11-50p.

Capítulo III. Dinámica reproductiva del pez Diablo a través del desarrollo gonadal.

Resumen

Se evaluó la biología reproductiva de *Pterygoplichthys* spp., durante tres campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023). Se observó una proporción de sexos a favor de las hembras en las tres campañas, similar a lo reportado por otros autores, con un predominio de 1.48:1 en promedio. En cuanto a la madurez gonadal, la mayoría de los individuos se encontraron en fases de maduración temprana (I, II y III), con un aumento de hembras maduras y reproductoras en febrero y octubre. El índice gonadosomático (IGS) fue mayor en hembras, especialmente en febrero, reflejando mayor actividad reproductiva. La talla de primera madurez sexual se determinó en 306 mm LT para hembras y 326 mm LT machos. La fecundidad absoluta media fue de 2584 ovocitos, la menor correspondió a un ejemplar de 256 mm de LT con 170 ovocitos. Por otro lado, la fecundidad absoluta más alta registrada fue en un organismo de 480 mm con 7773 ovocitos. Para el caso de la fecundidad relativa se observó variabilidad entre campañas de muestreo, la más baja de 2 huevos/g para el mes de julio 2022 y la más alta en octubre 2023 con 7 huevos /g, lo que sugiere que el género puede reproducirse durante todo el año. Este estudio evidenció que la especie presenta flexibilidad reproductiva, con adaptaciones a las condiciones ambientales que permiten un ciclo reproductivo continuo o extendido a lo largo del año.

Abstract

The reproductive biology of *Pterygoplichthys* spp. was evaluated during three sampling campaigns (July 2022, February 2023 and October 2023). A sex ratio in favor of females was observed in the three campaigns, similar to that reported by other authors, with a predominance of 1.48:1 on average. Regarding gonadal maturity, most individuals were found in early maturity stages (I, II, and III), with an increase in mature and reproductive females in February and October. The gonadosomatic index (GSI) was higher in females,

especialmente en febrero, reflejando una mayor actividad reproductiva. La longitud al primer madurez sexual fue 306 mm LT para hembras y 326 mm LT para machos. La fecundidad absoluta promedio fue 2584 oocitos, la menor fue en un espécimen de 256 mm LT con 170 oocitos. Por otro lado, la mayor fecundidad absoluta registrada fue en un organismo de 480 mm con 7773 oocitos. En el caso de la fecundidad relativa, se observó variabilidad entre campañas de muestreo, la menor fue 2 huevos/g para el mes de julio 2022 y la mayor en octubre 2023 con 7 huevos/g, sugiriendo que el género puede reproducirse durante todo el año. Este estudio demostró que la especie presenta flexibilidad reproductiva, con adaptaciones a las condiciones ambientales que permiten un ciclo reproductivo continuo o prolongado durante todo el año.

Introducción

La proliferación de especies invasoras en los ecosistemas acuáticos constituye una amenaza cada vez más urgente de atender para la conservación de la biodiversidad y la estabilidad de los hábitats acuáticos. Este fenómeno plantea desafíos significativos, impulsados en gran medida por el tipo de reproducción que presentan estas especies, que les confiere una ventaja competitiva sobre las especies autóctonas. Además de esto, la presencia de estos organismos llega a provocar impactos asociados al medio en el que se establecen. Greene y Lee (2009), señalan que durante su época reproductiva tienden a excavar túneles en las márgenes de los cuerpos de agua, amenazando la estabilidad del sistema, aumentando la erosión, resultando en problemas ecológicos asociados con su presencia.

Entre las especies invasoras que han encontrado un hábitat propicio en diversas regiones del mundo se encuentran los peces del género *Pterygoplichthys*, comúnmente conocidos como plecos, limpia vidrios o pez Diablo, los cuales son originarios de las regiones neotropicales, particularmente de la cuenca del río Amazonas (Weber, 2003). Estos peces han logrado establecerse con éxito en lugares distantes como el territorio nacional, como han señalado Guzmán y Barragán (1997), Mendoza et al. (2007), y Mejía-Mojica et al. (2014), entre otros autores. La adaptabilidad de *Pterygoplichthys* spp. a una amplia

gama de ambientes se debe a sus características morfológicas y fisiológicas, que los convierten en competidores fuertes y resistentes, algunos de estos atributos son la talla de primera maduración, la alta tasa reproductiva, el comportamiento de anidación y cuidado parental, que les otorgan una ventaja significativa en su supervivencia (Hoover *et al.*, 2004).

El análisis detallado del desarrollo gonadal del pez Diablo se vuelve esencial para entender su dinámica reproductiva, esto no solo implica determinar aspectos como la madurez sexual y los ciclos reproductivos, sino el evaluar la fecundidad que juega un papel crucial en la dinámica reproductiva de especies invasoras como *Pterygoplichthys* spp. La evaluación de la fecundidad no solo ofrece información clave sobre la tasa de crecimiento poblacional, sino que su cuantificación permite estimar el potencial invasivo de la especie. En última instancia, este parámetro resulta fundamental para el diseño de estrategias eficaces de gestión y control.

Antecedentes

En este capítulo, se presenta la síntesis de los aspectos reproductivos que caracterizan a *Pterygoplichthys* spp., a través de la revisión de estudios que han explorado la proporción sexual, el desarrollo gonadal, el cálculo del índice gonadosomático y la estimación de la fecundidad en diferentes entornos y períodos, incluyendo aquellos relacionados con nuestra área de investigación. Estos estudios proporcionan una base sólida para comprender la interrelación entre los parámetros reproductivos y su significado dentro del contexto más amplio de su ecología y comportamiento.

Liang *et al.* (2005), examinaron la población de *Liposarcus multiradiatus*, hoy conocido como *P. multiradiatus*, en el Río Kaoping, Taiwán. Los aspectos que tomaron en cuenta fue la proporción de sexos, la talla de primera madurez y el cálculo del índice gonadosomático. Concluyeron que esta especie posee un periodo reproductivo de hasta 7 meses y presentan cuidado parental.

Hernández-Santos (2008), aporta datos para el conocimiento de los aspectos reproductivos en *P. pardalis*, en la Laguna de las Ilusiones, Tabasco, México, obtenidos

entre septiembre de 2005 y noviembre 2006. En este estudio evaluó el índice gonadosomático, factor de condición, tipo de reproducción, fecundidad, proporción de sexos y talla de primera madurez. Los resultados le permitieron establecer que la proporción de machos fue mayor en los meses de marzo, agosto y septiembre además de que estos peces se reproducen durante todo el año, presentando un fuerte incremento en el periodo de mayo a septiembre.

Govinda (2010), durante el periodo de febrero a septiembre de 2009, estudió la biología reproductiva de *P. pardalis*, en los humedales de La Libertad, Río Usumacinta, Chiapas, entre los aspectos que consideró se encontraron el índice gonadosomático, el factor de condición, la frecuencia de distribución mensual de las etapas de desarrollo gonadal y la fecundidad. Observó huevos de diferentes clases de tamaño, indicando el desove múltiple de la especie, además encontró que no existieron diferencias significativas en el modelo de crecimiento entre sexos.

Por último, Wakida-Kusunoki y Amador-Del Ángel (2011), realizaron el cálculo del índice gonadosomático y de la talla de primera madurez de *P. pardalis* en el río Palizada en Campeche, un sitio cercano al área del presente estudio. Realizaron muestreos mensuales en el periodo junio de 2008 a mayo de 2009. Donde obtuvieron resultados similares a los reportados en otras regiones del mundo.

Gibbs *et al.* (2017), monitorearon las estrategias reproductivas de *P. disjunctivus*, durante un periodo de 10 años, el cual fue de 2005 a 2014 en el Río St. Johns, Volusia Blue Spring, Florida. Después de analizar la fecundidad y la estacionalidad reproductiva, observaron que esta especie redujo la inversión en crías individuales, mientras que aumento su fecundidad y el índice gonadosomático. Así mismo, visualizaron que su estación reproductiva se amplió, concluyendo que esta especie no parece encajar en ninguna estrategia reproductiva dentro del esquema de Winemiller y Rose (1992).

Elfidasari *et al.* (2022), durante el mes de mayo de 2020, evaluaron los aspectos reproductivos de *P. pardalis* en el río Ciliwung, Indonesia, entre los aspectos considerados se determinaron el diámetro de los huevos, la fecundidad, el índice de madurez gonadal, el índice hepatosomático, la correlación de la fecundidad y el peso gonadal. Entre los resultados que obtuvieron se encontró que los machos

mayoritariamente se encontraban en estadio I de madurez gonadal, mientras que las hembras en su mayoría se encontraron en estadio IV.

Como se puede observar, el estudio de los aspectos reproductivos de *Pterygoplichthys* spp., ha evolucionado con el tiempo, mejorando tanto en metodologías como en hallazgos clave. Inicialmente, se enfocaron en aspectos generales como la proporción de sexos, la talla de primera madurez y el índice gonadosomático. Con el tiempo, se incluyeron análisis más complejos como lo son la fecundidad, etapas de desarrollo gonadal y estacionalidad reproductiva que han permitido identificar patrones como desoves múltiples y picos reproductivos en ciertos meses. Hoy en día, comprender la biología reproductiva de estas especies es crucial, especialmente debido a su expansión en ecosistemas no nativos, lo que hace necesario implementar estrategias de manejo para mitigar su impacto ecológico.

Objetivo

Analizar la dinámica reproductiva del pez diablo a través del desarrollo gonadal.

Material y Métodos

Durante la evaluación, la diferenciación entre hembras y machos fue a través de las características morfológicas, aunque en algunos casos fue mediante la observación de sus gónadas. Con una balanza digital marca OHAUS, con precisión de 0.1 y peso máximo de 5000 g, se determinó el peso total de cada par de gónadas. Una vez finalizada la cuantificación, los pares de gónadas fueron empaquetados en bolsas plásticas etiquetadas y conservadas en frascos con solución de Davison; más adelante, esta solución fue reemplazada por alcohol al 30% y mediante una serie de recambios, se ajustó gradualmente a una concentración del 70%, donde las gónadas permanecieron hasta su análisis correspondiente (Morlans, 2004).

Actividades de laboratorio

Para la evaluación de la madurez gonádica, se realizó la observación macroscópica, donde se tomó en cuenta el tamaño, color, forma de la gónada, presencia y ausencia de huevos, los cuales posteriormente fueron comparados con los criterios propuestos por Nikolsky (1963) (Tabla 13).

Tabla 13. Clave de madurez gonadal propuesta por Rodríguez-Gutiérrez (1992).

ESTADIOS DE MADUREZ		DESCRIPCIÓN
I	Inmaduro	Organismos jóvenes que aún no han alcanzado la madurez sexual; no es posible determinar el sexo debido al tamaño de las gónadas.
II	En descanso	Los productos sexuales no han alcanzado a desarrollarse; presencia de ovarios con ovocitos no distinguibles a simple vista.
III	En maduración	Las gónadas con mayor tamaño sufren un incremento en su peso; los testículos cambian de transparentes a un color rosado pálido; los ovarios con ovocitos distinguibles a simple vista.
IV	Maduros	Productos sexuales maduros; las gónadas ocupan toda la cavidad abdominal, pero los productos sexuales no salen cuando se aplica presión al vientre.
V	En reproducción	Los productos sexuales se expulsan en respuesta a una ligera presión de la región abdominal; el peso de las gónadas disminuye rápidamente desde el principio del desove a su terminación.
VI	Desovados	Los productos sexuales han sido expulsados; las aberturas genitales están inflamadas; las gónadas tienen la apariencia de sacos desinflados; los ovarios generalmente contienen unos cuantos ovocitos residuales y los testículos residuos de esperma.
VII	En recuperación	Los productos sexuales han sido expulsados; la inflamación alrededor de la abertura genital ha disminuido hasta desaparecer; las gónadas vuelven a tener un tamaño pequeño y no se distinguen los ovocitos a simple vista.

Fecundidad

Para este análisis se utilizaron gónadas de hembras que contuvieran ovocitos vitelogénicos, es decir, en estadio IV y V, esto de acuerdo con lo descrito por Rodríguez (1992). El conteo se realizó mediante una modificación del método gravimétrico de Saborido *et al.* (2004), en el cual se tomaron dos submuestras por cada gónada, una en

la región anterior de la gónada y otra en la región media, el peso para cada submuestra osciló entre los 130 y los 160 mg. Para cada caso, se cuantificó el número de huevos con un microscopio estereoscópico Olympus NZ40, por último, se registró el peso de los huevos obtenidos mediante la balanza de precisión.

Análisis estadístico

La proporción de sexos se calculó mediante la fórmula propuesta por Manangkangi *et al.* (2009):

$$X = \frac{H}{M}$$

Donde:

X : proporción de sexos

M : número de machos

H : número de hembras

Posteriormente se aplicó la prueba de Ji-cuadrada con el fin de determinar si existen diferencias significativas en la proporción de sexos para cada época climática mediante la siguiente ecuación:

$$X^2 = \sum \left(\frac{O_i - E_i}{E_i} \right)^2$$

Donde:

O_i : resultados observados

E_i : resultados esperados

El índice gonadosomático (IGS), se calculó mediante la fórmula desarrollada por Ferry y Cailliet (1996) y Vazzoler (1996), el cual permitió comparar la madurez estacional de los organismos a través de las tres campañas de muestreo.

$$IGS = \frac{Wg}{Wt} (100)$$

Donde:

IGS = Índice gonadosomático

W_g = Peso de la gónada (g)

W_t = Peso total del organismo (g)

El factor de condición (K), se estimó mediante la metodología descrita por Rodríguez-Gutiérrez (1992) mediante la siguiente ecuación:

$$K = \frac{W_t}{L_t^b}$$

Donde:

K = Factor de condición total

W_t = Peso total del ejemplar (g)

L_t = Longitud total del ejemplar (mm)

b = Coeficiente de alometría obtenido a través de la relación peso-longitud

El cálculo de la fecundidad absoluta se obtuvo empleando la siguiente fórmula (Holden y Raitt, 1975):

$$FA = \frac{nG}{g}$$

Donde:

FA : fecundidad absoluta

n : número de huevos en la submuestra

G : peso total de la gónada (g)

g : peso de la submuestra (g)

La fecundidad relativa (FR) se calculó a partir de la fórmula propuesta por (Chaves y Vazzoler 1984).

$$FR = \frac{FA}{W_t}$$

Donde:

FR: fecundidad relativa

FA: fecundidad absoluta

Wt: peso total del ejemplar (g)

Resultados

Proporción sexual

Se obtuvo un total de 88 organismos de los cuales 46 fueron hembras, 31 machos y 11 organismos cuyo sexo no fue identificado. Para la proporción de sexos se excluyeron los organismos indeterminados, donde la proporción general presentó una razón de 1:1.48 (M:H), para cada campaña de muestreo la proporción fue de 1:1.06 en julio 2022 (lluvias), 1:2 en febrero 2023 (secas) y 1:1.87 para el mes de octubre 2023 (nortes). De forma general, la proporción estuvo inclinada hacia las hembras, sin embargo, no presentaron diferencias significativas (Fig. 20, Tabla 14).

Tabla 14. Proporción sexual en cada campaña de muestreo.

Época	Hembra	Macho	Sin identificar	Proporción (H-M)	Frecuencia Hembras (%)	Frecuencia Machos (%)
Julio	17	16	3	1.06	51.51	48.49
Febrero	14	7	0	2	66.66	33.34
Octubre	15	8	8	1.87	65.21	34.79
Total	46	31	11	1.48	59.74	40.26
X²	Grados de libertad		p - valor		Interpretación	
1.63	2		0.44		No existen diferencias significativas en la proporción de sexos entre campañas de muestreo ($P > 0.05$)	

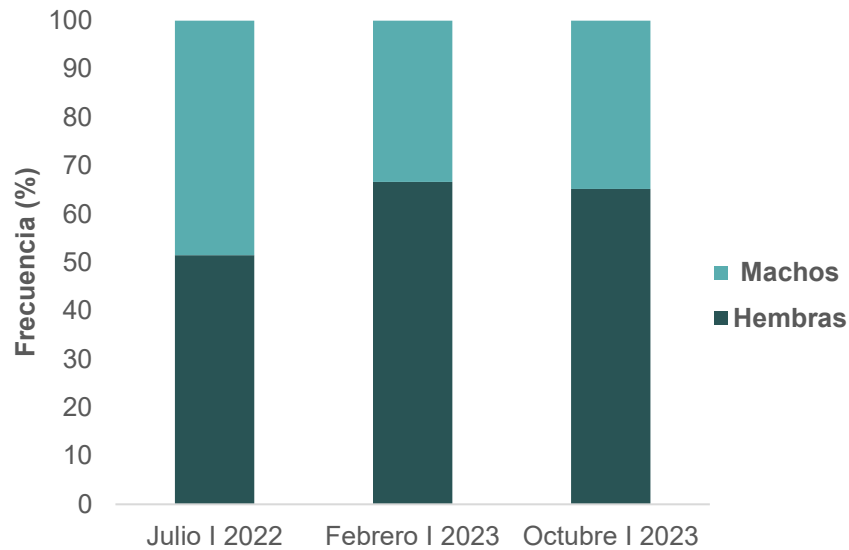


Figura 20. Proporción sexual durante cada campaña de muestreo.

Proporción de fases de madurez gonadal

En relación con las fases de madurez gonádica, fue posible observar los siete estadios de madurez de manera general. Las fases de madurez más frecuentes fueron la fase V (en reproducción), representando el 23% del total, en hembras se caracteriza por presentar ovarios hemorrágicos de color amarillo anaranjado que ocupan casi todo el espacio de la cavidad abdominal. En los machos, los testículos son tubulares y alargados de color blanquecino y relativamente pequeños en comparación con la cavidad celómica. Tanto en hembras como machos, los productos sexuales son expulsados con facilidad en respuesta a la presión en la región abdominal.

El estadio de madurez III (en maduración), representó el 21% de la captura, durante esta fase, en las hembras los ovarios comienzan a ganar peso y comienzan a ocupar una parte importante del espacio libre en el celoma. En los machos, los testículos presentan forma tubular de color rojo y cambian de forma gradual hacia un color más blanco pálido. Existió presencia de la fase II (en descanso), con un 22% y la fase de madurez IV (maduros), con un 18%, esta última en hembras se caracteriza por presentar ovarios que ocupan gran parte de la cavidad abdominal, los cuales han alcanzado su tamaño máximo,

sin embargo, los productos sexuales no son expulsados al aplicar presión al vientre. Para el caso de los machos, los testículos son tubulares, blanquecinos y de manera similar, no expulsan sus productos con facilidad al aplicar presión en el vientre.

Por otro lado, las fases de madurez menos frecuentes fueron la fase VI y VII, con un 3 y 1% respectivamente. Durante la etapa VI, tanto en hembras como en machos, los productos sexuales han sido expulsados. En hembras, las gónadas adquieren una apariencia de sacos desinflados y pierden turgencia, en algunos organismos es posible observar restos de huevos de diversos tamaños. En el caso de los machos, los testículos también pierden turgencia y tienen una apariencia de sacos desinflados, aunque mantienen su tamaño. La fase VII, En hembras, se observa que los productos sexuales han sido expulsados y las gónadas tienen un tamaño pequeño; los huevos no son distinguibles a simple vista. A diferencia de la fase de maduración II, el aspecto de las gónadas es más hemorrágico. En el caso de los machos, los productos sexuales han sido expulsados y los testículos son de tamaño reducido (Fig. 21).

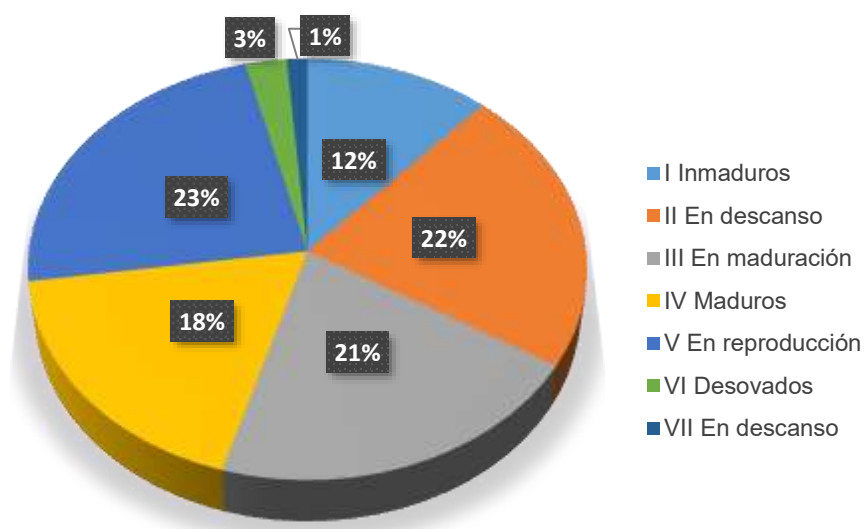


Figura 21. Porcentaje de las fases de madurez de hembras y machos presentes en las cinco estaciones de muestreo.

A través de las tres campañas de muestreo se observaron variaciones en la incidencia de organismos en las diferentes fases de madurez gonádica, tanto para hembras como para machos. El mes de julio 2022, destacó por la presencia de organismos en fase II, donde las hembras representaron un 21.21% y los machos un 15.15%. Cabe destacar que durante esta campaña abundaron organismos en etapa de madurez I, donde se registró un 21.21% de machos y 6.06% de hembras. Durante la campaña de muestreo del mes de febrero de 2023, hubo una clara predominancia de organismos en fase V, registrando 38.09% de hembras y 4.76% de machos, así mismo, la fase III fue notable, con 19.04% de machos y 9.52% de hembras. Por último, durante el mes de octubre de 2023, destacaron las fases de madurez IV y V, representando el 26.08 % y el 34.77% respectivamente. Es importante señalar que muy similar al mes de febrero, ya que se encontró una clara presencia y dominancia de organismos maduros durante este periodo. Por último, durante esta campaña fue posible ver organismos en fase VII, representando el 1% de la captura total (Fig. 22).

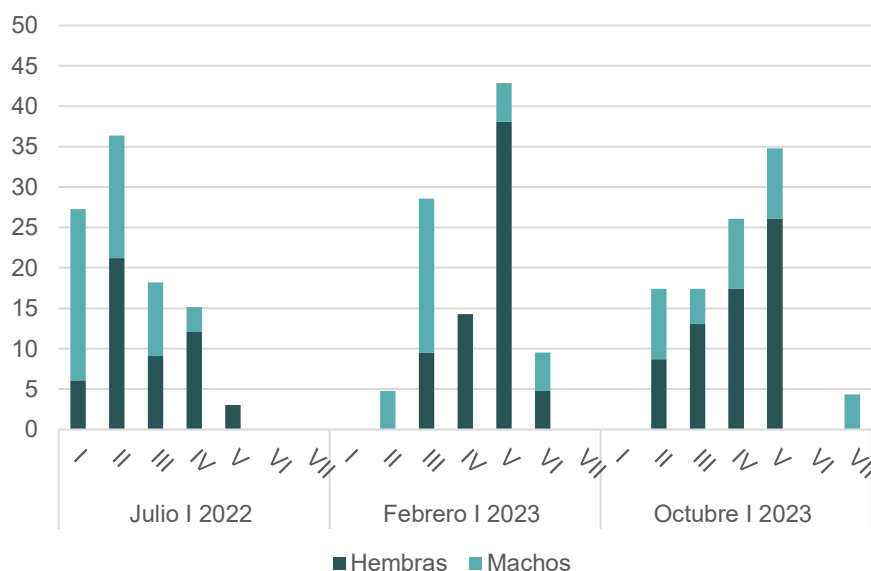


Figura 22. Fases de madurez gonádica de los organismos colectados en los tres meses de colecta.

Índice gonadosomático (IGS)

El índice gonadosomático, representa la relación de peso de la gónada respecto al peso total del organismo expresado como porcentaje, es utilizado para medir la madurez sexual en relación con el desarrollo de los ovarios o los testículos. Durante el mes de julio de 2022, los machos promediaron 0.07%, mientras que las hembras 1.32%, lo que sugiere la diferencia en el tamaño de las gónadas entre los sexos, donde la gónada femenina es significativamente más grande que las de los machos. En las hembras se puede observar gran variación de este porcentaje durante este mes, registrando porcentajes que oscilan entre 0.01% a 6.01%. Durante febrero de 2023, se registró un aumento en el IGS promedio para ambos sexos donde las hembras obtuvieron 4.52% y machos 0.32%, indicando una posible actividad reproductiva intensificada o un estado de mayor madurez gonadal en ambas poblaciones durante la temporada seca. La variación de este porcentaje en hembras fue de 0.43% a 7.10%.

Por último, el mes octubre de 2023, presentó una ligera disminución en el IGS respecto al mes de febrero, tanto en hembras (4.33%) como en machos (0.13%), lo que sugiere la reducción en la actividad reproductiva o un estado de madurez gonadal decreciente en relación con la temporada seca. La variación de estos porcentajes en las hembras fue de 0.29% a 10.85%, siendo este mes donde se obtuvo el porcentaje más alto y la mayor variabilidad entre las tres campañas de muestreo (Fig. 23).

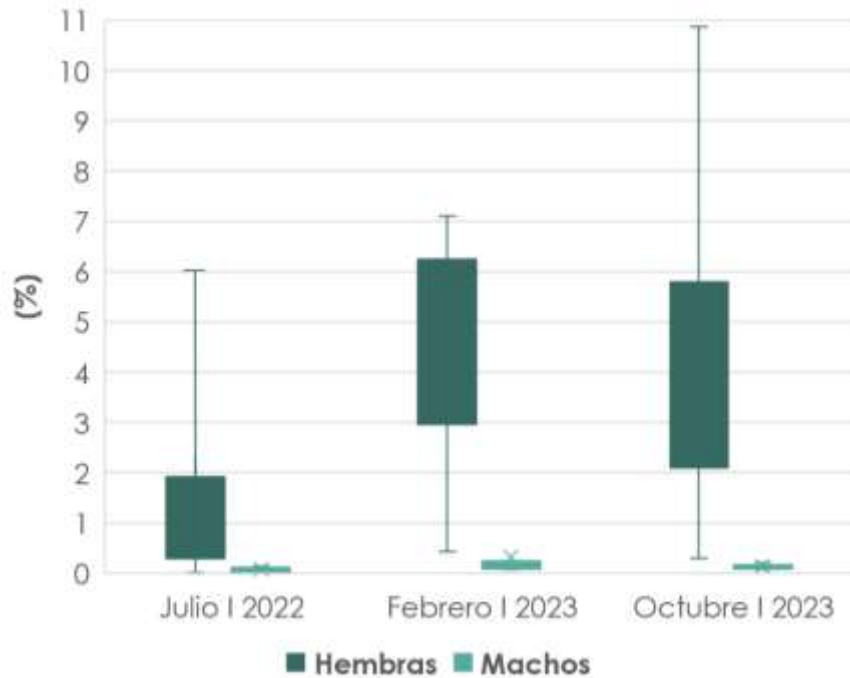


Figura 23. Índice gonadosomático de hembras y machos durante las tres campañas de muestreo.

Factor de condición

Respecto al factor de condición que presentaron los organismos, se contrastaron los grupos de hembras y machos a través de las tres campañas de muestreo, para el caso de las hembras se observaron diferencias significativas en el factor de condición en la campaña de julio 2022 (lluvias) y octubre 2023 (nortes) ($P < 0.05$), durante la campaña del mes de julio 2022 se observó un valor promedio de 2.35×10^{-3} en hembras, siendo el más bajo de las tres campañas, de forma contraria se registró un valor promedio de 7.6×10^{-2} en los machos, siendo el valor más alto respecto a las otras campañas de muestreo. Durante el mes de febrero 2023, se registraron valores de 4.21×10^{-2} y 3.93×10^{-2} para hembras y machos respectivamente. Posteriormente, en el mes de octubre se observaron valores promedio de 2.63×10^{-2} para el caso de las hembras, mientras que en machos 1.64×10^{-3} , representando el valor promedio más bajo de machos de las campañas de muestreo (Fig. 24).

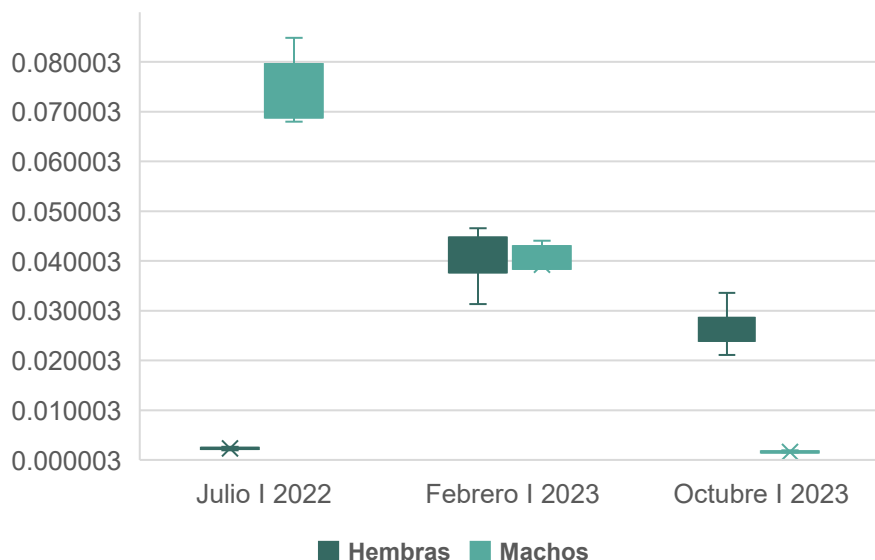


Figura 24. Factor de condición gonadal (K) para hembras y machos de *Pterygoplichthys* spp. durante las tres campañas de muestreo.

Talla de primera madurez

La talla de madurez inicial que presentaron los organismos mostró ligeras diferencias entre machos y hembras. Para el análisis de cada uno de ellos se observó que el 50% de las hembras alcanzan la madurez con una talla de 306.81 mm (L_{50}). En el caso de los machos se registró que el 50% fueron sexualmente maduros a los 326.55 mm (Fig. 25).

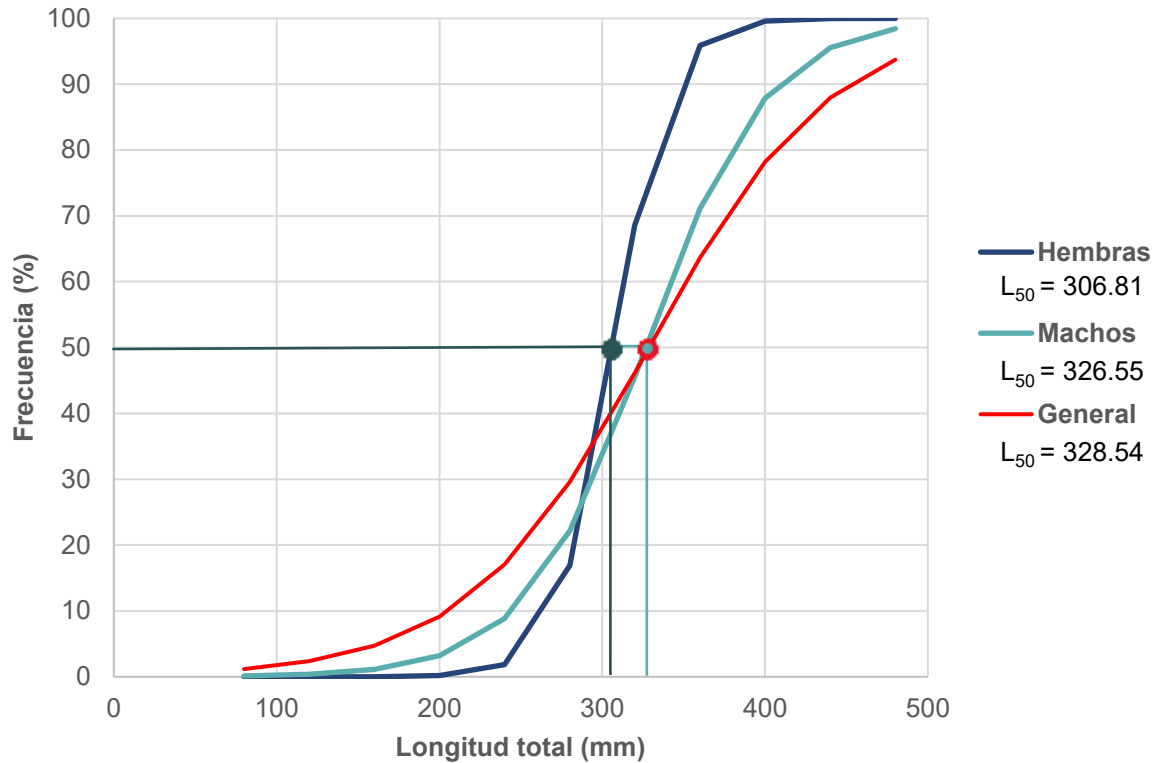


Figura 25. Distribución de la talla de primera madurez sexual de *Pterygoplichthys* spp. (L_{50}), basado en el criterio de Vazzoler (1996).

Fecundidad

Del total de hembras capturadas, se analizaron solo aquellas que se encontraron en las fases de madurez IV y V, dando como total 26 hembras (4 en IV y 1 en V durante julio 2022; 3 en IV y 8 en V en febrero 2023; 4 en IV y 6 en V en octubre 2023). La fecundidad absoluta media fue de 2584 ovocitos, la menor correspondió a un ejemplar de 256 mm de LT y con 170 ovocitos. Por otro lado, la fecundidad absoluta más alta registrada fue en un organismo de 480 mm con 7773 ovocitos. Para el caso de las relaciones entre la fecundidad y los atributos biométricos de los organismos, se observó que existe una relación media entre la fecundidad absoluta y la longitud total con un coeficiente de relación de 0.5 (Fig. 26), así mismo, la relación entre la fecundidad absoluta y el peso total fue descrita como media con un coeficiente de 0.52 (Fig. 27).

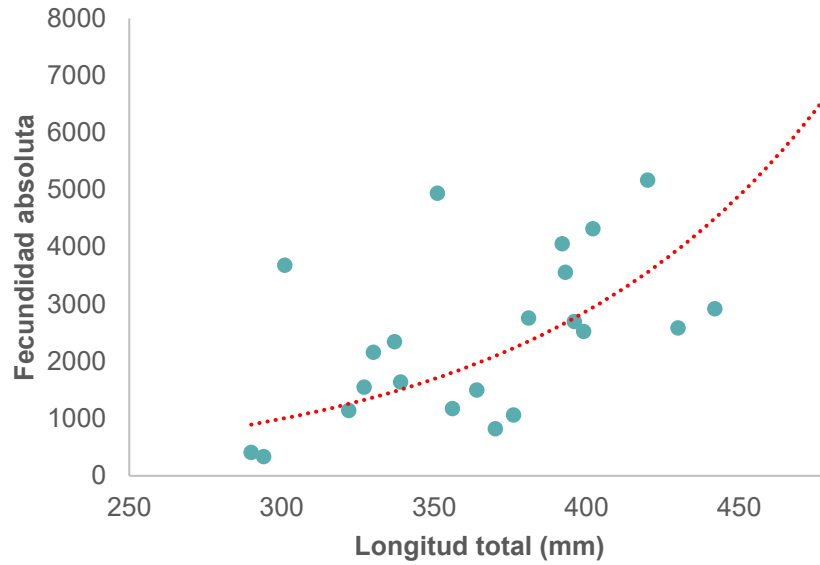


Figura 26. Gráfica de relación entre la fecundidad absoluta y la longitud total.

$$R^2 = 0.5061 \quad y = 41.214e^{0.0106x}$$

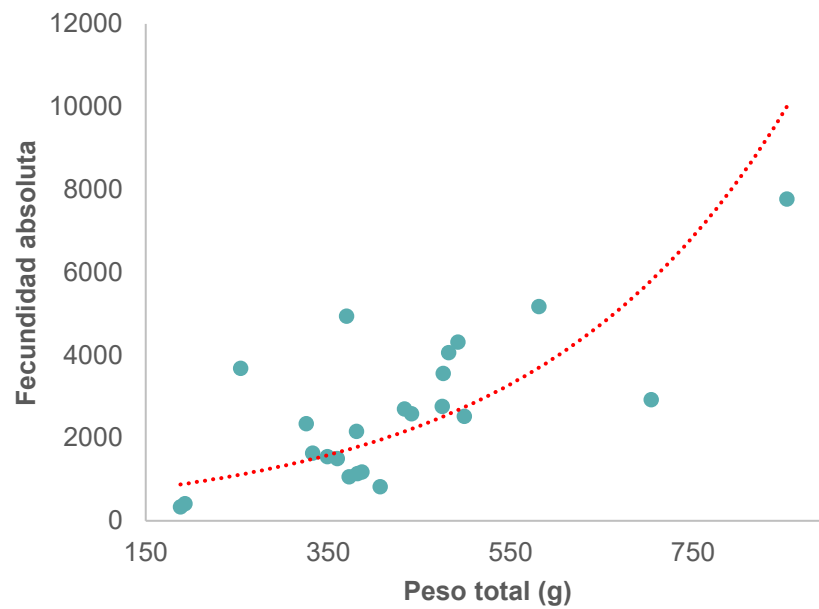


Figura 27. Gráfica de relación entre la fecundidad absoluta y el peso total.

$$R^2 = 0.5255 \quad y = 441.14e^{0.0037x}$$

Durante la campaña de julio 2022, la fecundidad promedio de 548 ovocitos, la hembra con la fecundidad más baja fue de 170 ovocitos, con una longitud total de 256 mm y un peso de 119 g. En contraste, la hembra con la fecundidad más alta registró 1637 ovocitos, con una LT de 339 mm LT y un peso de 333 g. Durante la campaña de febrero 2023 la fecundidad promedio fue de 3,314 ovocitos. La hembra con la fecundidad más baja presentó 1,061 ovocitos, con una LT de 376 mm y un peso de 373 g, mientras que la fecundidad más alta registró 7,773 ovocitos en una hembra de 480 mm LT y 853 g. Por último, en la campaña de octubre de 2023, se observó un aumento significativo en la fecundidad promedio, alcanzando 2,799 ovocitos. La hembra con la fecundidad más baja presentó 824 ovocitos, con una LT de 370 mm y un peso de 407 g, mientras que la hembra con la fecundidad más alta registró 5696 ovocitos, con una LT de 442 mm y un peso de 540 g.

La fecundidad relativa mostró una marcada variabilidad entre los periodos de muestreo analizados. El promedio más bajo se registró en julio de 2022, con un valor de 2.32 huevos / g, y un rango que osciló entre 1.37 y 4.91 huevos / g. En febrero de 2023, la fecundidad relativa alcanzó un promedio intermedio de 6.16, con valores mínimos y máximos de 2.84 y 9.11 huevos / g, respectivamente. El mayor valor promedio se observó en octubre de 2023, con 7.27 huevos / g, presentando una amplitud de valores entre 2.02 y 14.50 huevos / g. Estos resultados indican que las hembras evaluadas en octubre exhibieron una mayor capacidad reproductiva en términos relativos, en comparación con los otros meses analizados (Fig. 28).

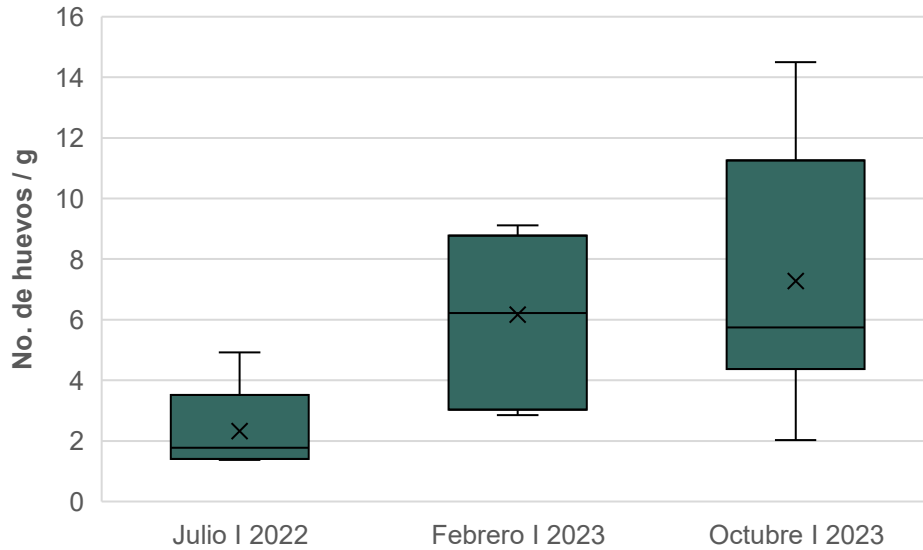


Figura 28. Fecundidad relativa para hembras de *Pterygoplichthys* spp. durante las tres campañas de muestreo

Discusión

Proporción de sexos

Las poblaciones de *Pterygoplichthys* spp., presentaron una proporción sexual predominante de las hembras sobre los machos durante las tres campañas de muestreo, siendo mayor durante febrero 2023 y menor en julio 2022. Lo anterior, fue muy similar a lo obtenido por Ayala-Pérez *et al.* (2014), quien marcó una predominancia de hembras respecto a machos de 2:1. Por otro lado, Liang *et al.* (2005), en un estudio similar en el Río Kaoping (Sur de Taiwán), reportó que *P. multiradiatus* presentó una proporción mayor para las hembras que va de 1:2.4 a 1:3, lo que puede indicar que esta proporción es aceptable para las poblaciones de *Pterygoplichthys* no solo en Campeche, sino en otros sistemas en el mundo.

De acuerdo con Nikolsky (1963), estos cambios en la proporción son el resultado de la adaptación que asegura el predominio de las hembras cuando las condiciones son favorables para la producción de huevos, principalmente durante la colonización de un nuevo ambiente. Esto podría indicar que las poblaciones presentes en el área de estudio están constituidas por ejemplares con este tipo de estrategia.

Por otro lado, los resultados obtenidos difieren de los estudios de Hernández (2008) en la Laguna de las Ilusiones, Tabasco, y Govinda (2010) en Río Usumacinta, Chiapas, en los que la proporción fue mayor en los machos. Duarte *et al.* (2007), sugiere que la proporción sexual varía según la edad y la especie, además de que las zonas con mayor alimento están fuertemente relacionadas con mayores proporciones de hembras.

Proporción de fases de madurez gonadal

Los resultados en este estudio mostraron comportamientos interesantes, para comenzar la distribución de hembras y machos durante el mes de julio 2023 fueron en su mayoría individuos que se encontraban en fases de maduración I y II, registrando únicamente 4 hembras maduras y 1 en reproducción. Estos resultados indican una baja actividad reproductiva en ese mes, a pesar de las condiciones cálidas y lluviosas que favorecen la reproducción en muchas especies tropicales (Duarte *et al.*, 2007). Para el caso de los machos, la distribución fue ligeramente más equilibrada en las primeras fases de desarrollo, sin embargo, de igual forma la fase IV fue menos común, mientras que la fase V fue nula, lo que sugiere que, aunque algunos machos ya han alcanzado la madurez, no todos están involucrados activamente en la reproducción en ese momento.

Durante la campaña de febrero 2023, se observó un aumento en el número de hembras maduras y reproductoras, sugiriendo que, a pesar de que la temporada de lluvias no se encontraba presente, las condiciones ambientales favorecieron la reproducción. En cuanto a los machos, aunque fueron poco abundantes los reproductores, hubo presencia en etapa III, indicando que están en proceso de alcanzar la madurez. El aumento de la actividad reproductiva en esta campaña de muestreo podría explicarse por contar con temperaturas más estables y una mayor abundancia de alimento, lo que favoreció la maduración gonadal y la reproducción. A diferencia de julio donde la presencia de hembras maduras y reproductoras es baja, febrero pudo haber ofrecido un contexto ambiental más favorable, derivado de los grandes aportes fluviales registrados a finales del año 2022 favoreciendo el hábitat para el desove.

Por otro lado, es importante considerar la flexibilidad reproductiva del género *Pterygoplichthys*, ya que su reproducción no necesariamente sigue un patrón estrictamente estacional, sino que puede ocurrir de manera dispersa a lo largo del año dependiendo de las condiciones locales de hábitat y alimentación (Cruz-León, 2014).

La campaña de octubre 2023 mostró una distribución intermedia de hembras en fases IV y V, lo que indica que la actividad reproductiva continuaba, aunque a un nivel menor que en febrero. Como en las campañas anteriores, los machos en fases III y IV fueron los más abundantes, aunque la presencia de reproductores fue baja en comparación con las hembras. Esto sugiere que, a pesar de la madurez de algunos machos, la sincronización reproductiva entre los sexos podría no ser coincidente. Este comportamiento podría explicarse por ser octubre el final de un ciclo reproductivo iniciado en febrero o un repunte moderado de la actividad reproductiva hacia el final de la temporada de lluvias.

Por último, la baja presencia de machos en fase V a lo largo de todas las campañas podría indicar que el género *Pterygoplichthys* exhibe una estrategia reproductiva menos sincronizada con las hembras. Adicionalmente, factores como la competencia entre machos o la disponibilidad de hembras en su fase reproductiva podría estar limitando su participación en la reproducción en ciertos periodos, lo que se refleja en la proporción de sexos vista con anterioridad.

Índice gonadosomático (IGS)

Las observaciones realizadas durante el periodo de julio 2022 a octubre 2023, evidencian una clara diferencia entre sexos en el IGS, con las hembras mostrando un IGS mayor respecto a los machos en las tres campañas de muestreo. Este hallazgo es coherente con los estudios de Mazzoni y Caramaschi (1997), quienes describieron una mayor masa gonadal en las hembras de *Hypostomus* y otros géneros de loricáridos. Así mismo, encontraron que el periodo reproductivo para *Hypostomus luetkeni* e *H. affinis* se extiende de septiembre a febrero. Este periodo se alinea con el aumento del IGS en las hembras de estas especies y con la estacionalidad reproductiva observada en el presente estudio,

en particular el aumento del IGS en febrero 2023, donde las hembras mostraron un valor de 4.52% promedio, lo que sugiere un aumento en la actividad reproductiva.

La variabilidad observada del IGS en hembras durante el mes de julio 2023, con rangos entre 0.01% a 6.01%, resaltan la influencia de factores ambientales y la sincronización de madurez gonadal, que es un fenómeno descrito por Araujo *et al.* (1998), para *Loricariichthys spixii*, donde el ciclo reproductivo ocurre entre agosto y noviembre, sin embargo, la variabilidad extrema registrada en octubre 2023 (rango de 0.29% a 10.85% en las hembras) podría indicar un desajuste o desincronización dentro de la población, lo que sugiere una fase de transición o de declive en la actividad reproductiva ya sea al final de la época de lluvias (julio) o inicio de la época de secas (febrero).

La observación de que el IGS de los machos se mantiene en valores bajos durante todo el periodo, con una leve disminución en octubre (0.13%), también está en línea con los hallazgos de Hernández Santos (2008), quien reportó un IGS bajo en machos durante los meses de descenso reproductivo, como en septiembre (0.11%), lo que podría reflejar una menor necesidad de inversión gonadal en comparación con las hembras. Esta menor variabilidad en los machos se ha documentado también en otras especies, como *P. multiradiatus* en Taiwán y *P. disjunctivus* en Florida, donde el IGS para machos permanece relativamente constante durante la temporada reproductiva (Liang *et al.*, 2005; Gibbs *et al.*, 2008).

Finalmente, el estudio de la madurez sexual en relación con la longitud estándar de los individuos, como el realizado por Govinda (2010) y Liang *et al.* (2005), pone en evidencia la variabilidad de la madurez sexual dentro de una población. En el presente estudio, la maduración temprana observada en las hembras, comparada con otras especies que requieren mayores tamaños corporales para alcanzar la madurez sexual, podría ser una adaptación local a las condiciones ambientales o una diferencia inter-específica, como sugieren Gibbs *et al.* (2008).

Factor de condición

Se observó que las hembras mostraron un patrón de incremento en el factor de condición del mes de julio de 2022 (2.35×10^{-3}) a octubre 2023 (2.63×10^{-2}). Este patrón coincide con los hallazgos de Deza (2018), quien reportó que en *Pterygoplichthys* spp., los valores más altos de K se presentaron durante la temporada de lluvias, lo cual se asocia con la disponibilidad de alimentos y el desarrollo de las gónadas. Esta relación es crucial, ya que la energía invertida en la maduración gonadal y el proceso de desove está correlacionada con los valores altos de K, tal como lo sugirió Tavares-Días (2004).

En comparación con los machos, las hembras de *Pterygoplichthys* presentaron valores de K más altos durante febrero 2023 y octubre 2023, lo que se alinea con estudios previos que indican que en muchas especies de peces las hembras suelen presentar un factor de condición superior al de los machos debido a la mayor inversión en la producción de huevos y el desarrollo gonadal (Govinda, 2010). La variabilidad observada en el factor de condición en los machos presentó valores altos durante la campaña de julio de 2022 (7.61×10^{-2}) y un decremento en octubre de 2023 (2.63×10^{-2}). De acuerdo con Liang *et al.* (2005), la reproducción en *Liposarcus multiradiatus* tiende a incrementarse entre mayo y septiembre. Por lo tanto, si los machos de nuestra área de estudio se encontraban en una fase de acumulación de reservas energéticas o participaban en el cuidado parental, esto podría explicar el mayor factor de condición de julio 2022. En contraste, al concluir el periodo reproductivo, es posible que experimentaran una disminución en su estado corporal, reflejando los bajos valores en octubre de 2023.

Así mismo, la relación entre el factor de condición y el IGS observada en este estudio es consistente con los hallazgos de García *et al.* (2012) en *Farlowella vittata*, donde los valores altos de K coincidieron con altos valores de IGS, sugiriendo que un mayor factor de condición refleja una mayor inversión en el proceso reproductivo, especialmente durante el mes de octubre 2023.

Por otro lado, el estudio de Lima-Junior y Goitein (2006) indica que los valores bajos de factor de condición se asocian con la movilización de reservas energéticas durante la actividad reproductiva, reflejado en los meses previos y posteriores al pico reproductivo, como se observó en *Pterygoplichthys* spp., de este estudio. Este descenso puede

explicarse por la mayor demanda energética asociada con la preparación para la reproducción.

Talla de primera madurez

Los resultados en este estudio indican que la talla en la que el 50% de las hembras alcanzan la madurez sexual es de 306 mm LT (L_{50}), cifra similar a la reportada por Wakida-Kusunoki y Amador-Del Ángel (2011), quienes registraron tallas de 306 mm LT (L_{50}) en el Río Palizada, Campeche. En cuanto a los machos, el modelo mostró que alcanzan la madurez sexual a una talla de 326 mm LT (L_{50}), lo que refleja una mayor talla en comparación con las hembras. Este patrón coincide con los hallazgos de Cruz-León *et al.* (2016), quienes reportaron una talla de primera madurez sexual de 281 mm LT (L_{50}) para las hembras y 340 mm LT (L_{50}) para los machos en *P. disjunctivus*. De manera similar, Hernández (2008) observó una talla de 172 mm LP en hembras y 190 mm LP en machos, confirmando la tendencia de mayor tamaño en los machos respecto a las hembras en cuanto a talla de primera madurez.

Es importante señalar que el valor de la talla promedio de primera madurez sexual depende en gran medida de las tallas capturadas, lo que puede generar variaciones entre estudios. Además, debido a que la distinción entre las diferentes etapas de desarrollo de los testículos no siempre es clara, las conclusiones relacionadas con la talla de primera madurez en los machos deben interpretarse con cautela.

Fecundidad

Como se ha podido observar, la fecundidad de *Pterygoplichthys* fue variable a lo largo de las tres campañas de muestreo, teniendo una variación de 170 a 7,773 ovocitos, indicando que los representantes de este género tienen la capacidad de múltiples desoves a lo largo del año. A este tipo de reproducción se le reconoce como reproducción asincrónica, caracterizado por la presencia simultánea de ovocitos en todos los estados de desarrollo (Saborido, 2008). La variabilidad de la fecundidad absoluta y relativa entre

los periodos de muestreo y organismos es similar a Gibbs *et al.* (2008) y Hernández-Santos (2008), quienes observaron diferencias en la fecundidad dentro del género, dependiendo de las características del individuo, como tamaño y peso. En cuanto a la relación entre la fecundidad absoluta y relativa con los atributos biométricos de los organismos, se encontró una relación media tanto con la longitud total (coeficiente de 0.5) como con el peso total (coeficiente de 0.52). Este hallazgo concuerda con estudios previos, como el de Rueda-Jasso *et al.* (2013), quienes reportaron que la fecundidad de *Pterygoplichthys* está correlacionada con el tamaño corporal, reflejando que los ejemplares más grandes tienden a tener mayor fecundidad, lo que también se observa en el presente estudio.

La presencia de hembras en los estadios de madurez IV y V durante las tres campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023) sugiere que el proceso reproductivo de *Pterygoplichthys* es complejo y puede estar influenciado por una serie de factores, tales como las condiciones ambientales y la disponibilidad de alimento. La detección de hembras en estos estadios durante todas las campañas, incluso en meses que no corresponden estrictamente con los picos reproductivos típicos en muchas especies tropicales, podría indicar una adaptación especial del género para reproducirse en condiciones más constantes o durante períodos extendidos del año. Asimismo, al relacionar el comportamiento de la fecundidad con el factor de condición (K), es posible sugerir que la producción de ovocitos constituye un proceso altamente demandante desde el punto de vista energético. En este sentido, un valor bajo de K podría reflejar una disponibilidad energética limitada, lo que se traduciría en una menor cantidad de ovocitos producidos. Adicionalmente, en etapas posteriores al desove, es común observar valores reducidos en el factor de condición de las hembras, como consecuencia del desgaste energético asociado al proceso reproductivo.

Conclusiones

La clara predominancia de hembras durante las tres campañas de muestreo, particularmente en febrero 2023, sugiere que las poblaciones de *Pterygoplichthys spp.*

poseen una estrategia reproductiva que favorece la persistencia y expansión de este género. Desde el punto de vista biológico, una mayor proporción de hembras reproductivamente activas resulta en una alta fecundidad y, por lo tanto, una capacidad de reposición poblacional. En términos ecológicos, esta característica confiere a estos organismos una ventaja competitiva en ambientes nuevos o perturbados, garantizando un flujo constante de reclutas que puede sostener o incrementar densidades poblacionales aun bajo condiciones ambientales variables.

Los resultados de madurez gonadal obtenidos, con predominancia de fases tempranas (I-III) y el aumento de hembras maduras en febrero, refuerza la idea de que *Pterygoplichthys spp.* no depende estrictamente de la temporada de lluvias para iniciar su actividad reproductiva. Esta flexibilidad es una característica típica de especies invasoras exitosas, además, la reproducción asincrónica documentada reflejada en la amplia variabilidad en la fecundidad, permite asegurar el reclutamiento a lo largo del año, amortiguando el impacto de las fluctuaciones ambientales.

Los valores altos del índice gonadosomático (IGS) junto con el incremento del factor de condición (K) en hembras, señalan la notable inversión energética en la producción de gametos, lo que denota una estrategia reproductiva centrada en maximizar el número de descendientes. Desde el punto de vista ecológico, este esfuerzo reproductivo, aun fuera de los periodos climáticos favorables, sugiere que *Pterygoplichthys spp.* aprovecha la estabilidad presente en los sistemas dulceacuícolas y la disponibilidad continua de alimento para mantener la producción de huevos. Los machos con un IGS bajo y constante, parecen adoptar una estrategia reproductiva menos costosa, posiblemente centrada en el cuidado parental o en la defensa de nidos, lo que reduce la necesidad de ciclos de inversión energética pronunciados.

Finalmente, el hecho de que las hembras alcancen la primera madurez sexual a tallas relativamente pequeñas implica que pueden comenzar a reproducirse a edades tempranas, acelerando el crecimiento poblacional. Combinado con una alta variabilidad de fecundidad, este rasgo favorece el establecimiento de poblaciones densas y resilientes frente a la presión de depredadores o la extracción. En conjunto, los patrones reproductivos de *Pterygoplichthys spp.* evidencian las adaptaciones típicas de especies

invasoras exitosas como: la plasticidad fenológica, la alta capacidad de inversión reproductiva y las estrategias que maximizan el reclutamiento. Estos atributos no solo facilitan su invasión y expansión, sino que también implican un riesgo para las comunidades nativas, al aumentar la competencia por recursos y alterar las dinámicas ecológicas de los ecosistemas que coloniza.

Literatura citada

- Araujo FG, Fichber I y S Duarte. 1998. Reproductive cycle of *Loricariichthys spixii* (Steindachner, 1882) (Pisces-Loricariidae) in the Riberao das Lajes reservoir-RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*. 20(2): 309-318.
- Ayala-Pérez LA., Pineda-Peralta AD, Álvarez-Guillen H y LE Amador-Del Ángel. 2014. El pez Diablo (*Pterygoplichthys spp.*) en las cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche. En Low-Pfeng AM, Quijón PA y EMP Recagno (Eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 313-336.
- Chaves P y G Vazzoler. 1984. Aspectos biológicos dos peixes amazônicos. II. Anatomía microscópica de ovários, escala de maturidade e tipo de desova das espécies do genero Semaprochilodus. *Revista Brasileira de Biología*. 44(3): 347-359.
- Cruz-León ZI, Meiners C y AH Hernández-Romero. 2014. Aspectos morfométricos y reproductivos preliminares del plecos invasor del género *Pterygoplichthys* en el sur de Veracruz, México. XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, Cozumel. Quintana Roo, México.
- Cruz-León ZI. 2016. Ocurrencia y aspectos biológicos del pez invasor del género *Pterygoplichthys* en el Sistema de Lagunas Interdunarias de la Ciudad de Veracruz y Cuenca baja del Jamapa-Cotaxtla. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana. 71 p.
- Deza SR. 2018. Distribución y aspectos reproductivos del género *Pterygoplichthys sp.* En la Cuenca del Río Amacuzac, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 87 p.

- Duarte S., Gerson-Araújo F, Sales A y N Bazzoli. 2007. Morphology of gonads, maturity and spawning season of *Loricariichthys spixii* (Siluriformes, Loricariidae) in a Subtropical Reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 50(6): 1019-1032.
- Elfidasari D., Puspaningtias F y M Fahmi. 2022. Reproductive biology pleco (*Pterygoplichthys pardalis*, Castelnau, 1855), En Ciliwung River. *Jurnal Pembelajaran Dan Biologi Nukleus*. 8(2): 247-262.
- Ferry LA y GM Cailliet. 1996. Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly? In: MacKinlay D, Shearer K (Eds.). Feeding ecology and nutrition in fish: Proceedings of the symposium on the feeding ecology and nutrition in fish. International Congress on the Biology of Fishes. EE. UU. 71-80 pp.
- García C, Román C y A Barrero. 2012. Biología alimentaria y reproductiva de *Farlowella vittata* (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Guejar, Orinoquía, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. 60(4): 1873-1888.
- Gibbs MA, Shields JH, Lock DW, Talmadge KM y TM Farrell. 2008. Reproduction in an invasive exotic catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* in Volusia Blue Spring, Florida. U. S. A. *Journal of Fish Biology*. 73(7): 1562-1572.
- Gibbs MA, Watson P, Johnson-Sapp K y C Lind. 2017. Reproduction revisited – a decade of changes in the reproductive strategies of an invasive catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991), in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*. 12(2): 225-239.
- Govinda HLDW. 2010. Biología reproductiva de la especie exótica invasora *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae) en los humedales de La Libertad (sitio RAMSAR No. 79), Río Usumacinta, Chiapas, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. 111p.
- Green G y D. Lee 2009. Capítulo 4. Efectos socioeconómicos de los loricáridos en Florida. pp: 38-49. En: Mendoza RE, Cudmore B, Fisher JP, Contreras Balderas S, Courtenay WR, Koleff P, Mandrak N, Álvarez-Torres P, Arroyo M, Escalera C, Guevara A, Greene G, Lee D. Orbe A, Ramírez C y O Stabridis (Eds.), 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. Comisión para la Cooperación Ambiental. Canadá. 38-49 pp.
- Guzmán AF y SJ Barragán. 1997. Presencia de bagres sudamericanos (Osteichthyes: Loricariidae) en el río Mezcala, Guerrero, México. *Vertebrata Mexicana*. 3: 1-4.
- Hernández ME. 2008. Aspectos reproductivos del Loricarido *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) en la Laguna de las Ilusiones, Tabasco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Tabasco. 65p.
- Holden MJ y DFS Raitt. 1975. *Manual de ciencia pesquera parte 2. Métodos para Investigar los Recursos Pesqueros y su Aplicación*. FAO Documento Técnico de Pesca No. 115. Italia. 211p.
- Hoover J, Killgore K y A Cofrancesco. 2004. Suckermouth catfishes: Threats to Aquatic Ecosystems of the United States? on Aquatic Nuisance Species Research Program. *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*. 4(1): 1-9.
- Liang S, Wu H y B Shieh. 2005. Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in the Kaoping River of 71 southern Taiwan. *Zoological Studies*. 44: 252-259.
- Lima-Junior S y R Goitein. 2006. Factor de Condição e Ciclo Gonadal de Fêmeas de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) No Rio Piracicaba (SP. Brasil). Boletín del instituto de Pesca, São Paulo. 32(1): 87-94.
- Manangkalangi E, Rahardjo MF y DS Sjafei. 2009. Musim Pemijahan Ikan pelangi Arfak (*Melanotaenia arfakensis*) di Sungai Nimbai dan Sungai Aimasi, Manokwari. *Iktiologi Indonesia*. 9(1): 1-12.
- Mazzoni R y EP Caramaschi. 1997. Observations on the reproductive biology of female *Hypostomus luetkeni* (Lacepede, 1803). *Ecology of Freshwater Fish*. 6(1): 53-56.
- Mejia-Mojica H, Contreras-MacBeath T y G Ruiz-Campos. 2014. Relationship between environmental and geographic factors and the distribution of exotic fishes in

- tributaries of the Balsas River basin, Mexico. *Revista de Biología Tropical*. 98: 611-621.
- Mendoza R, Contreras S, Ramírez C, Koleff P, Álvarez P y V Aguilar. 2007. Los peces diablo: Especies invasoras de alto impacto. CONABIO. *Biodiversitas*. 70: 1-5.
- Morlans MC. 2004. *Introducción a la ecología de poblaciones. Área ecología*. Editorial Científica Universitaria. Argentina. 16 p.
- Nikolski GV. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press. Reino Unido. 352 p.
- Rodríguez-Gutiérrez M. 1992. *Técnicas de evaluación cuantitativa de la madurez gonádica en peces*. AGT Editor S. A. México. 79 p.
- Rueda-Jasso RA, Campos-Mendoza A, Arreguín-Sánchez F, Díaz-Pardo E y CA Martínez-Palacios. 2013. The biological and reproductive parameters of the invasive armored catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from Adolfo López Mateos El Infiernillo Reservoir, Michoacan-Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84(1): 318-326.
- Saborido F, Garabana D, Stransky C, Melnikov S y V Shibanov. 2004. Review of the population structure and ecology of *Sebastes mentella* in the Irminger Sea and adjacent waters. *Review in Fish Biology and Fisheries*. 14: 455-479.
- Saborido F. 2008. *Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos*. España: CISC. Universidad de Vigo. 71 p.
- Tavares-Días M. 2004. *Características biométricas de Brycon cephalus e Brycon orbignyanus (Characidae) oriundos de cultivo intensivo no Brasil*. IV congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura: 1-6.
- Vazzoler AEAM. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: Eduem. Brasil. 171 p.
- Wakida-Kusunoki AT y LE Amador-Del-Ángel. 2011. Aspectos biológicos del pleco invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 82(3): 870-878.

- Winemiller KO y KA Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. 49(10): 2196-2218.
- Weber, C. (2003). *Subfamily Hypostominae (armored catfishes)*. In *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. En: Reis RE, Kullander SO y CJ Ferraris, Jr. (Eds.). EDIPUCRS. Brasil. 729 p

Capítulo IV. Concentración de metales pesados en el pez Diablo: Revisión bibliográfica.

Resumen

Los metales pesados, presentes en pequeñas cantidades en la corteza terrestre, pueden ser esenciales para los organismos, pero en altas concentraciones resultan tóxicos para el ambiente y la salud humana. En ecosistemas acuáticos, estos metales pueden bioacumularse en los organismos y biomagnificarse en la cadena trófica, afectando especialmente a peces de mayor tamaño y longevidad. La contaminación por metales pesados en la Laguna Pom, vinculada a las actividades petroleras en la región, plantea riesgos ambientales y de seguridad alimentaria. Para la evaluación de estos impactos, se elaboró una revisión bibliográfica de trabajos asociados a metales pesados en *Pterygoplichthys* spp., agua y sedimentos de Pom-Atasta y otras regiones, incluyendo investigaciones en Indonesia. Los resultados revelaron que el consumo de *Pterygoplichthys* spp. en México, no representa un riesgo para la salud, ya que las concentraciones de plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg), se encontraron por debajo de los límites máximos permisibles de normativas nacional e internacionales para consumo humano. Es importante mencionar que, aunque México no presente un escenario alarmante, la contaminación ambiental varía entre ecosistemas, por lo que es necesario el constante monitoreo de zonas que se encuentren impactadas o afectadas por actividades humanas.

Abstract

Heavy metals present in small quantities in the earth's crust may be essential for organisms, but they are toxic to the environment and human health in high concentrations. In aquatic ecosystems, these metals can bioaccumulate organisms and biomagnify in the food chain, mainly affecting larger and longer-lived fish. Heavy metal contamination in Laguna Pom, linked to oil activities in the region, poses environmental and food safety risks. A literature review of studies associated with heavy metals in *Pterygoplichthys* spp.,

water, and sediments of Pom-Atasta and other regions, as well as research in Indonesia, was conducted to evaluate these impacts. The results revealed that the consumption of *Pterygoplichthys* spp. in Mexico does not represent a health risk since the concentrations of lead (Pb), cadmium (Cd), and mercury (Hg) were below the maximum permissible limits of national and international regulations for human consumption. It is important to mention that although Mexico does not present an alarming scenario, environmental contamination varies between ecosystems, so it is necessary to constantly monitor areas that are impacted or affected by human activities.

Introducción

Los metales pesados son un grupo de elementos no muy bien definido, exhiben propiedades metálicas e incluyen principalmente metales de transición, semimetales, lantánidos y actínidos. En conjunto constituyen menos del 1% de las rocas presentes en la corteza terrestre (Durá *et al.*, 2006). Estos metales son componentes naturales del ambiente acuático y, en pequeñas cantidades, son esenciales para el desarrollo de los sistemas biológicos, para funciones metabólicas importantes. No obstante, si su concentración es elevada puede ejercer efectos perjudiciales a la fauna, flora e incluso en la vida humana (Luoma & Rainbow, 2011).

La contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos representa un riesgo medioambiental y a la salud humana, ya que a que algunas sustancias dañinas se pueden bioacumularse y biomagnificarse en los organismos acuáticos y transferirse a los humanos a través de su consumo (Clark, 1997; Rodríguez *et al.*, 2009). La bioacumulación es la capacidad de una sustancia de ser concentrada en los organismos a niveles más elevados que los niveles naturales existentes, en función del tiempo (Viana, 2001). Por su parte, la biomagnificación consiste en el aumento progresivo de la concentración de un contaminante en los sucesivos niveles tróficos (Dallinger *et al.*, 1987).

En el caso de los peces, los metales pesados se bioacumulan en los individuos más longevos y de mayor talla. Su absorción puede darse de forma directa (agua: branquias)

o indirecta (alimentos, sedimentos contaminados: canal alimenticio) (Cheung *et al.*, 2008). Esta proporción es variable y depende de la especie (Marín *et al.*, 2007; Lombardi *et al.*, 2010). Dado que los peces son a menudo gran parte de la dieta de animales superiores, la biomagnificación lleva a que los contaminantes alcancen concentraciones especialmente altas en organismos “tope” en la cadena alimentaria.

Actualmente, la cercanía de las actividades desarrolladas por distintas industrias (PEMEX) en la Laguna Pom implica un riesgo potencial de contaminación. La intersección de la presencia del pez Diablo, su papel como recurso y la actividad industrial plantea un escenario crucial desde la seguridad alimentaria y la calidad ambiental. Por ello, mediante una revisión bibliográfica se elaboraron bases de datos que contienen las concentraciones de metales pesados (Pb, Cd, Hg, Mn y Fe), en diversos tejidos del plecos, así como en columna de agua y sedimento de diversas regiones. Esto permitió, evaluar si existe bioacumulación y determinar el riesgo asociado a su consumo.

Antecedentes

La bioacumulación de metales pesados en organismos acuáticos es un tema de gran relevancia ambiental y de salud pública, especialmente en especies invasoras como *Pterygoplichthys* spp. Diversos estudios han evaluado la presencia y distribución de estos metales en distintas regiones y matrices ambientales.

Por ejemplo, Salazar-Lugo *et al.*, (2014), realizaron la toma del perfil bioquímico y hematológico, así como la distribución de metales esenciales (Cu, Fe, Zn, Ca, Mg, Mo, Mn) y no esenciales (Cd y Pb) en tejidos de *P. multiradiatus*, sedimento y columna de agua provenientes de dos lagunas del delta del Orinoco, Tucupita, Venezuela.

Maldonado-Enríquez *et al.*, (2015), determinaron el contenido de metales pesados (Zn, Fe, Cu, Cd, Pb) en harina proveniente del músculo de *P. pardalis* del río Usumacinta, Tabasco, México, y compararon sus resultados con los límites máximos permisibles establecidos por la FAO/OMS.

Jarquín-Raymundo *et al.*, (2015), identificaron la concentración de metales pesados en especies invasoras entre las cuales se encontraban *P. pardalis* en el sistema fluvio-lagunar-deltaico del río Palizada, con el fin de desarrollar acciones de control, tomando esta información como marco de referencia en salud pública.

Lorenzo-Márquez *et al.*, (2016), cuantificaron la concentración de metales pesados (Cd, Cr, Mn y Pb) en tejido muscular del pez invasor *Pterygoplichthys* spp., y estimaron el riesgo por consumo oral de estos elementos en infantes mediante modelación probabilística de escenarios por el método Monte Carlo en las subcuencas Grijalva y Usumacinta en los estados de Chiapas y Tabasco, México. Los resultados de su trabajo reflejaron concentraciones promedio de Mn, Cr, Pb y Cd, bajas para ambas subcuencas. Para el caso particular del Pb, el modelo biocinético de exposición integral al plomo, se revelaron concentraciones mayores a 5 µg Pb/dL en sangre, mostrando riesgo de exposición en infantes.

Como se puede observar en los estudios descritos, la investigación sobre la presencia de metales pesados en el pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.) ha permitido evaluar la contaminación en diversos ecosistemas acuáticos y sus posibles implicaciones ambientales. Se ha identificado la acumulación de metales esenciales como cobre (Cu), hierro (Fe) y zinc (Zn), así como de metales tóxicos como cadmio (Cd) y plomo (Pb) en los tejidos del pez, el sedimento y la columna de agua. Estos estudios resaltan la importancia de monitorear la presencia de metales pesados en los ecosistemas y su bioacumulación en especies invasoras, proporcionando información clave para la gestión ambiental y la preservación de la calidad del agua como de la salud humana.

Material y Métodos

Se realizó una revisión bibliográfica sobre las concentraciones de metales pesados en diferentes tejidos de *Pterygoplichthys* spp., principalmente en el tejido muscular, así como estudios relacionados con la concentración de metales pesados en columna de agua y sedimento de la región de Pom-Atasta y sistemas adyacentes (río Palizada y Laguna de

Términos). También se incluyeron investigaciones relevantes realizadas en Indonesia, donde se han desarrollado estudios en especies del género.

Posterior a la búsqueda de información, se elaboraron dos bases de datos, la primera compete a la concentración de metales pesados en sedimentos y columna de agua; la segunda, contiene los datos correspondientes a las concentraciones de metales pesados en los tejidos del pez Diablo.

Finalmente, se realizó la comparación de concentraciones con los límites máximos permisibles establecidos por normas nacionales e internacionales, con el propósito de evaluar los niveles de contaminación y su posible impacto en la salud.

Resultados

Metales pesados en tejidos de *Pterygoplichthys* spp.

El análisis de la bioacumulación de metales pesados en *Pterygoplichthys* spp., mostró una amplia variabilidad de las concentraciones en función del tejido, la ubicación geográfica y la especie analizada. Los resultados indican que algunos metales como el plomo (Pb), el cadmio (Cd) y el mercurio (Hg), pueden encontrarse en concentraciones que superan los límites máximos permisibles establecidos por diversas normativas como la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, el Reglamento 2023/915 de la Unión Europea y las directrices del Codex Alimentarius de la FAO/OMS. De forma general, los tejidos que presentaron la mayor acumulación de metales fueron el hígado y el riñón, aunque en algunos casos el músculo presentó niveles elevados.

Plomo (Pb)

La normativa mexicana establece 1.0 mg/kg como límite para Pb en pescado de consumo, mientras que la Unión Europea y la FAO/OMS son más estrictas con un límite máximo de 0.3 mg/kg (Tabla 15). En el caso de *P. pardalis*, en el río Ciliwung, Indonesia, se reportaron concentraciones de hasta 1.3 mg/kg en músculo (Elfidasari *et al.*, 2022) y

de 2.88 mg/kg (Ernawati, 2014), que superan el límite de la normativa mexicana y multiplica el permitido por la FAO/OMS y la Unión Europea. Una situación similar se observó en *P. pardalis* del río Usumacinta, Campeche, donde los valores alcanzaron hasta 2.63 mg/kg (Maldonado-Enríquez *et al.*, 2015), más del doble del límite permitido en México y casi nueve veces más que el establecido por la FAO/OMS y la Unión Europea (Tabla 16).

En contraste, otras regiones presentan valores más bajos en este metal, por ejemplo, en *Pterygoplichthys* spp., del río Palizada, Campeche, los valores varían entre 0.001 mg/kg y 0.008 mg/kg (Ayala-Pérez *et al.*, 2015; Jarquin-Raymundo *et al.*, 2015), muy por debajo de los límites de las tres normativas. Sin embargo, la presencia de valores extremadamente elevados en ciertas áreas sugiere la existencia de fuentes puntuales de contaminación, lo que podría representar un riesgo de la fauna acuática y las poblaciones humanas que consumen estos peces.

Cadmio (Cd)

La regulación en México permite hasta 0.5 mg/kg de Cd en pescado, mientras que la Unión Europea y la FAO/OMS establecen un límite mucho más bajo de 0.5 mg/kg (Tabla 15). Las concentraciones de este metal en músculo se presentaron bajas en comparación con otros metales, sin embargo, fue posible ver en algunas regiones que excedieron los límites máximos permisibles. En *P. pardalis* del Río Usumacinta, Tabasco, se detectaron concentraciones de hasta 0.65 mg/kg en músculo (Maldonado-Enríquez *et al.*, 2015), superando el límite permitido por la FAO/OMS y la Unión Europea. En Indonesia, el estudio de la Laguna Tempe reportó 0.0402 mg/kg de este metal en hígado y 0.322 mg/kg en intestino (Kasmiati *et al.*, 2022); la mayor acumulación en hígado puede reforzar la función de este órgano en la detoxificación de metales pesados. Aunque estos valores son inferiores al límite máximo permitido en México, se acercan al umbral de la FAO/OMS y la Unión Europea, lo que sugiere que los peces en esta región podrían estar expuestos a fuentes de contaminación por cadmio.

El valor más alto reportado se observó en el estudio de Elfidasari *et al.* (2022), que registró una concentración de 0.7 mg/kg en el Río Ciliwung, Indonesia.

Mercurio (Hg)

La normativa mexicana establece un límite de 1.0 mg/kg, mientras que la FAO/OMS y la Unión Europea establecen un límite más estricto de 0.5 mg/kg para especies generales y 1.0 mg/kg para peces predadores grandes (Tabla 15).

En la mayoría de los estudios revisados, los valores de Hg en músculo son relativamente bajos y se mantienen por debajo de los límites máximos permisibles, sin embargo, *P. pardalis* del Río Ciliwung, Indonesia, presentó concentraciones de hasta 0.7 mg/kg en músculo y harina de pescado (Elfidasari *et al.*, 2022). Estos valores superan el límite emitido por la FAO/OMS y la Unión Europea para peces predadores, aunque aún se mantiene dentro del umbral de la normativa mexicana.

Por otro lado, en México los valores en músculo son generalmente bajos, con un máximo reportado de 0.01263 mg/kg en el área de Pantanos de Centla (Alvarado-Arcia *et al.*, 2014), muy por debajo de los límites de las normativas a comparar. No obstante, la detección de niveles elevados en Indonesia sugiere que, en ciertas regiones, estos peces pueden representar un riesgo potencial de exposición al mercurio, especialmente si se consideran formas más tóxicas de metilmercurio.

Otros metales: Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn)

El hierro y el manganeso no cuentan con límites máximos permisibles en las normativas de seguridad alimentaria, pero su presencia en altas concentraciones puede indicar contaminación ambiental y procesos de bioacumulación en órganos metabólicamente activos (Hasan y Ali, 2010).

En el caso del Fe, se detectaron valores extremadamente altos en hígado de *P. multiradiatus* en el Río Orinoco, Venezuela, alcanzando 1406 mg/kg (Salazar-Lugo *et al.*,

2014). De manera similar, en el riñón de esta misma especie se registraron hasta 365 mg/kg, lo que indica una fuerte capacidad de acumulación de este metal en órganos de detoxificación.

El Mn, aunque menos reportado, también presentó valores elevados en algunos estudios, por ejemplo, en México, *P. pardalis*, presentó valores que alcanzaron 1.7354 mg/kg en músculo, mientras que en Venezuela *P. multiradiatus* registró hasta 3.02 mg/kg. Aunque no existen límites establecidos, estas concentraciones sugieren que estos peces podrían estar expuestos a fuentes de contaminación por estos metales.

Tabla 15. Comparación de los límites máximos permisibles de metales pesados en pescados según las normativas de México, la Unión Europea y la FAO/OMS.

Metal pesado	México (NOM-242-SSA1-2009) (mg/kg)	Unión Europea (Reglamento 2023/915) (mg/kg)	FAO/OMS (Codex Alimentario) (mg/kg)
Plomo (Pb)	1.0	0.3	0.3
Cadmio (Cd)	0.5	0.05	0.05
Mercurio (Hg)	1.0	0.5 (especies generales)	0.5
Metilmercurio	0.5	1.0 (peces predadores grandes)	1.0 (peces predadores grandes)

Tabla 16. Concentración de metales pesados en diferentes tejidos de *Pterygoplichthys* spp. (mg/kg).

Autor	Especie	País	Lugar	Tejido	Pb	Cd	Hg	Mn	Fe
Salazar-Lugo et al. (2014)	<i>P. multiradiatus</i>	Venezuela	Río Orinoco	Músculo	1.32	0.519		0.08	12.7
				Hígado	0.92	0.01		3.02	1406
				Riñón	-	0.011		1.1	365
				Músculo	0.973	0.006		0.199	12.1
				Hígado	0.874	-		1.78	519
				Riñón	0.73	-		0.85	169
Ernawati (2014)	<i>P. pardalis</i>	Indonesia	Río Ciliwung	Músculo	2.88	0.005	0.001		
Ayala-Pérez et al. (2015)	<i>Pterygoplichthys</i> spp	México	Río Palizada	Músculo	0.001	0.0001	0.0005		
Jarquin-Raymundo et al. (2015)	<i>P. pardalis</i>	México	Río Palizada	Músculo	0.0057	0.0069			
					0.008	0.0089			
					0.0078	0.0088			
Maldonado-Enríquez et al. (2015)	<i>P. pardalis</i>	México	Río Usumacinta	Músculo	2.46	0.61			
				Músculo	2.3	0.61			
				Músculo	2.63	0.65			
						0.31	0.41	4.24	
Lorenzo-Márquez et al. (2016)	<i>Pterygoplichthys</i> spp.	México	Grijalva-Usumacinta	Músculo	0.038	0.2046 2		0.7347	
Hasrianti-Armayani et al. (2022)	<i>Pterygoplichthys</i> spp.	Indonesia	Laguna Sidenreng	Músculo	0.01	0.01	0.0005		
Kasmiati et al. (2022)	<i>P. pardalis</i>	Indonesia	Laguna Tempe	Hígado	0.0651	0.0402	0.0928		
				Intestino	0.042	0.0322	0.0671		
				Branquias	0.0593	0.0319	0.0865		
				Músculo	0.0356	0.0221	0.047		
				Hueso	0.0327	0.018	0.0519		
Elfidasari et al. (2020)	<i>P. pardalis</i>	Indonesia	Río Ciliwung	Músculo	1.3	0.05	0.7		
				Harina	0.8	0.7	0.7		
				Hueso	1.95	0.3	0.35		
Alvarado-Arcia et al. (2024)	<i>P. pardalis</i>	México	Pantanos de Centla	Músculo	0.0143	0.0087 5	0.0126 3	1.2773	
					0.1012	0.0136	0.0228 5	0.7972	
					0.019	0.0193 2	0.0126 3	1.7354	
					0.0883	0.0106 3	0.0126 3	0.9406	

Metales pesados en agua superficial y sedimentos

Plomo (Pb)

Los límites máximos permisibles variaron de acuerdo con cada normativa consultada. Para el caso de los sedimentos esta variación estuvo entre 30 mg/kg (DOF, 2012 y la Directiva 2013/39/EU) y 50 mg/kg (Water Quality Criteria, EPA) (Tabla 17). En los estudios analizados (Tabla 18), las concentraciones de Pb presentaron valores que oscilaron entre 0.7 mg/kg (Canedo-López *et al.*, 2014) y 16.05 mg/kg (La Cruz-Landero *et al.*, 2013). Aunque ninguno de los valores superó los límites establecidos, los sitios con mayores concentraciones como la Laguna de Términos, podrían requerir monitoreo continuo debido a su tendencia a la acumulación de metales pesados.

Cadmio (Cd)

En sedimentos, las normativas establecen un valor máximo de 1.0 mg/kg (Tabla 17), las concentraciones reportadas oscilaron entre 0.005 mg/kg (Ernawati, 2014) y 16.7 mg/kg (Navarrete-Rodríguez *et al.*, 2020). Esta última significativamente superior al límite establecido, sugiriendo que para este año el sistema Palizada del Este presentó un elevado grado de contaminación, especialmente en la época de secas, lo que puede estar relacionado con fuentes antropogénicas y al aumento de la temperatura.

En agua, los valores máximos permitidos varían entre 5 y 10 µg/L, los estudios revisados no presentan datos sobre cadmio en agua, lo que refleja la necesidad de evaluar la presencia y efectos en el ecosistema en futuras investigaciones.

Mercurio (Hg)

En sedimentos el límite máximo permisible es de 0.15 mg/kg de acuerdo con la normativa mexicana e internacional, en los estudios revisados, las concentraciones reportadas presentaron valores entre 0.001 mg/kg (Ernawati, 2014) y 9.73 mg/kg (Montalvo *et al.*, 2014), en donde destacaron las concentraciones de Palizada del Este durante la época

de secas, ya que superó ampliamente los límites recomendados, representando un riesgo para la biota acuática y la salud humana.

En agua, el mercurio tiene un límite de 0.05 µg/L en México y 1-2 µg/L en normativas internacionales. En la Laguna Sur (Salazar-Lugo *et al.*, 2014), se reportó una concentración de 0.017 µg/L, dentro de los límites establecidos, lo que sugiere que para esta zona el mercurio no presenta un riesgo significativo.

Otros metales: Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn)

El hierro y el manganeso son elementos esenciales, pero en concentraciones elevadas pueden afectar la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos, en la presente revisión, las concentraciones de Fe en sedimentos variaron entre 225.89 mg/kg (Montalvo *et al.*, 2014) y 3822 mg/kg (Salazar-Lugo *et al.*, 2014), mientras que las del manganeso oscilaron entre 9.5 mg/kg y 320 mg/kg (Sastre-Conde *et al.*, 2003). Estas variaciones pueden estar relacionados con procesos geológicos naturales, aunque también influenciados por actividades humanas como la minería y la industria.

En agua las concentraciones de manganeso registradas fueron de 0.017 µg/L a 0.054 µg/L (Salazar-Lugo *et al.*, 2014), lo que indica una presencia dentro de los valores esperados, aunque el impacto ecológico de su acumulación debe evaluarse a largo plazo.

Tabla 17. Límites máximos permisibles de metales pesados en agua superficial y sedimentos según normativas internacionales. México (agua) NOM-001-SEMARNAT-2021; Unión Europea (agua) DIRECTIVE 2000/60/EC; EPA (agua) EPA-822-R-01-012; México (sedimentos) NOM-138-SEMARNAT-SSA1-2012; Unión Europea (sedimentos) DIRECTIVE 2013/39/EU; EPA (sedimentos) Water Quality Criteria (EPA)

Metal Pesado	México NOM-001-	Unión Europea 2000/60/EC	EPA	México NOM-138	Unión Europea 2013/39/EU	EPA Water Quality
Plomo (Pb)	50 µg/L	25 µg/L	10 µg/L	30 mg/kg	30 mg/kg	50 mg/kg
Cadmio (Cd)	10 µg/L	5 µg/L	5 µg/L	1 mg/kg	1 mg/kg	1 mg/kg
Arsénico (As)	50 µg/L	10 µg/L	10 µg/L	20 mg/kg	20 mg/kg	20 mg/kg
Mercurio (Hg)	0.05 µg/L	1 µg/L	2 µg/L	0.15 mg/kg	0.15 mg/kg	0.15 mg/kg
Cobre (Cu)	1,000 µg/L	1,000 µg/L	1,300 µg/L	100 mg/kg	100 mg/kg	150 mg/kg
Zinc (Zn)	1,000 µg/L	1,000 µg/L	120,000 µg/L	200 mg/kg	200 mg/kg	200 mg/kg

Tabla 18. Concentración de metales pesados en sedimentos y agua en diferentes regiones y estaciones del año.

Autor	País	Lugar	Muestra	Pb	Cd	Hg	Mn	Fe
Sastre-Conde et al. (2003)	México	Laguna Pom	Sedimento		7.1		320	
		Laguna Atasta	Sedimento		5.5		165	
La Cruz-Landero et al. (2013)	México	Laguna de Términos	Sedimento	9.96	0.44			
			Sedimento	16.04	0.39			
			Sedimento	9	0.39			
			Sedimento	16.05	0.75			
Ernawati (2014)	Indonesia	Río Ciliwung	Sedimento	7.23	0.005	0.001		
			Sedimento	7.97	0.005	0.001		
			Sedimento	8.9	0.005	0.001		
Canedo-López et al. (2014)	México	Laguna de Términos	Sedimento	0.7			47.39	806.21
Salazar-Lugo et al. (2014)	Venezuela	Río Orinoco	Agua	-	-		0.017 µg/L	0.594 µg/L
			Sedimento	5.22	0.075		28.2	3662
			Agua	-	-		0.054 µg/L	10.01 µg/L
			Sedimento	5.78	0.142		47.9	3822
Montalvo et al. (2014)	México		Sedimento		1.426		187.903	225.89
			Sedimento		1.335		9.5	219.948
			Sedimento		2.261		6.4262	23.769
Navarrete-Rodríguez et al. (2020)	México		Sedimento	8.2	16.7			
			Sedimento	7.6	14.8			
			Sedimento	6.6	9			
Benítez-Pineda et al. (2022)	México	San Antonio Cárdenas	Suelo	6.22	0.01			
			Suelo	8.75	0.02			
			Suelo	10.32	0.02			
Botello et al. (2022)	México	Laguna de Términos	Sedimento	5.67				
			Sedimento	5.23				
			Sedimento	6.83				
			Sedimento	5.24				
			Sedimento	4.33				
			Sedimento	6.23				
			Sedimento	5.09				
			Sedimento	4.44				
			Sedimento	4.66				

Discusión

El establecimiento de límites máximos permisibles (LMP) para metales pesados en productos derivados de la pesca, así como en agua y sedimentos, es fundamental en la protección de la salud pública, ya que garantiza la calidad e inocuidad de los alimentos. Organismos internacionales como la FAO/OMS, la Unión Europea y la FDA de Estados Unidos han desarrollado regulaciones para evitar el consumo de alimentos con presencia de contaminantes. Sin embargo, la comparación entre límites de cada normativa resulta en diferencias entre unos y otros, lo que plantea preguntas sobre la rigurosidad y eficacia de las regulaciones nacionales frente a los estándares internacionales (Figueroa-Sanez *et al.*, 2024).

Un ejemplo claro de estas discrepancias se observa en los niveles de plomo reportados por Ernawati (2014), en el Río Ciliwung, Indonesia, de 2.88 mg/kg, muy por encima de los límites establecidos por la FAO/OMS y la UE (0.3 mg/kg), e incluso superando el límite más flexible de México en la NOM-242-SSA1-2009 (1.0 mg/kg). La diferencia en los estándares regionales hace evidente que algunos países podrían estar operando con regulaciones menos estrictas lo que podría traducirse en un mayor riesgo de exposición para los consumidores (Reyes *et al.*, 2016).

Comparar los LMP entre distintas normativas permite detectar los posibles vacíos regulatorios y riesgos para la salud pública. En casos donde metales pesados como el plomo o el cadmio alcanzan concentraciones elevadas en peces de una región, es importante evaluar la normativa aplicable y si es suficientemente estricta para garantizar seguridad al consumidor. Uno de los principales problemas es que no todos los países han adoptado estándares rigurosos, podemos asumir implícitamente que es porque la población puede tolerar mayores niveles de exposición a sustancias, sin embargo, esto evidenciaría la desigualdad en la protección de salud pública. En este contexto, es inaceptable que la regulación varíe significativamente entre países, ya que la toxicidad de estos elementos no cambia en función de la región o la economía de un país (Codex Alimentarius, 2015).

Plomo (Pb)

El plomo es un metal altamente tóxico que puede acumularse en los organismos acuáticos y, al ser consumidos genera efectos adversos en la salud, como daño neurológico y disfunción renal (Tomailla e Iannacone, 2018). Las concentraciones reportadas en los estudios mencionados evidencian un grave problema, ya que la acumulación de este metal en especies acuáticas está relacionada con fuentes de contaminación industrial y urbana. En el caso del río Ciliwung, Indonesia, su contaminación a lo largo de los años ha sido resultado de las descargas industriales y a los desechos vertidos por las actividades antropogénicas. Estos contaminantes han ingresado a los organismos acuáticos a través de sus tejidos e incluso bioacumulados a través de la cadena alimentaria (Elfidasari *et al.*, 2020). Al comparar estos resultados con las bajas concentraciones del río Palizada, México (0.0057 mg/kg) (Jarquín-Raymundo *et al.*, 2015), las diferencias pueden explicarse a la variación en la densidad poblacional, así como la intensa actividad industrial y urbana de cada región.

Algunos estudios han señalado una tendencia en la acumulación del plomo en músculo porque a diferencia de otros órganos, como el hígado y los riñones, no posee mecanismos de detoxificación. A su vez se evidenció, que el hueso es otro de los tejidos capaces de bioacumular este metal, provocándole a los peces curvaturas espinales (Martínez *et al.*, 2004). En un principio la presencia de plomo en huesos no implica un riesgo en estos organismos, sin embargo, podría significar un problema al momento de ser utilizado como subproducto en diferentes actividades pecuarias.

Entre las implicaciones ecológicas que existen en sistemas con altas concentraciones de plomo, que acumulan plomo en sus tejidos pueden afectar negativamente a los depredadores que los consumen, incluyendo aves, reptiles y mamíferos. Además, el plomo es tóxico para los organismos acuáticos, ya que interfiere con sus sistemas metabólicos, inhibiendo enzimas y afectando el crecimiento y la reproducción de los organismos.

Cadmio (Cd)

El cadmio es un metal que puede afectar el sistema renal y óseo en humanos cuando se consume en altas concentraciones a través de alimentos contaminados. En cuerpos de agua dulce, puede ser más tóxico que en agua salada, dado que en sistemas salinos forma compuestos menos biodisponibles para los organismos (Shuhaimi-Othman *et al.*, 2013).

Este metal alcanzó la mayor concentración (0.7 mg/kg) en la harina de *P. pardalis* en el río Ciliwung, Indonesia (Elfidasari *et al.*, 2022). Un nivel considerablemente alto comparándolo con el resto de los estudios. Por ejemplo, en el río Palizada, Campeche, las concentraciones registradas fueron cercanas a 0.0001 mg/kg en el músculo de *P. pardalis* (Ayala-Pérez *et al.*, 2015). Al igual que en el caso del Pb, las altas concentraciones en Cd reflejan la alta contaminación del río Ciliwung.

De acuerdo con los límites máximos permisibles, el Cd no debe superar los 0.05 mg/kg en tejido muscular y 0.1 mg/kg en vísceras (hígado). La alta concentración excede con creces estos límites en el río Ciliwung, lo que podría significar que el consumo de peces en esta región afectaría fuertemente la salud humana. En contraste, los valores reportados para estudios en río Palizada como el de Jarquín-Raymundo *et al.* (2015) y Alvarado-Arcia *et al.* (2024) en Pantanos de Centla, Tabasco, se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles, indicando la seguridad en el consumo del pez Diablo.

Mercurio (Hg)

El mercurio es uno de los metales pesados más peligrosos debido a su alta capacidad de bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica, lo que provoca efectos adversos tanto en la salud como en el medio ambiente (Gotelli *et al.*, 1985). Su nivel de toxicidad varía según su forma química, cantidad, vía de exposición y vulnerabilidad de la persona u organismos expuestos (Clarkson, 1997).

La mayor concentración de mercurio se encontró en el hígado de *P. pardalis* en la Lago Tempe, Indonesia, con un valor de 0.0928 mg/kg (Kasmiati *et al.*, 2022). Los límites

máximos permisibles de la FAO/OMS para el mercurio establecen que no debe superar los 0.5 mg/kg en los músculos y 0.5 mg/kg en las vísceras (hígado). Este valor, aunque está por debajo de los límites máximos permisibles, sigue siendo una concentración notablemente alta en comparación con otras regiones. Por ejemplo, en el Río Usumacinta en México, las concentraciones fueron mucho más bajas (0.41 mg/kg) (Maldonado-Enríquez *et al.*, 2015). La alta concentración de mercurio en la Laguna Tempe refleja la presencia de actividades mineras y agrícolas cercanas que liberan mercurio al ambiente acuático.

En cuanto a su distribución en los tejidos, la mayoría de los estudios señalan una mayor acumulación en el músculo. Sin embargo, el hígado también es un órgano responsable en la retención de metales pesados por procesos de desintoxicación, redistribución y transformación de sustancias contaminantes. No obstante, la variación en las concentraciones de mercurio en el hígado y otros tejidos está influenciada por su forma química, la especie de pez estudiada, así como por factores como el sexo, la edad, el tamaño, los hábitos alimenticios, el nivel de contaminación del ecosistema acuático y el grado de exposición (Havelková *et al.*, 2008).

Manganeso (Mn)

El manganeso fue uno de los metales con mayor concentración en cada uno de los estudios que lo analizaron, los valores obtenidos fueron muy similares. La elevada concentración de Mn en *Pterygoplichthys* puede atribuirse a sus hábitos alimenticios bentónicos, que los hace propensos a la bioacumulación debido al contacto constante con el sedimento (Dhanakumar *et al.*, 2015).

Es importante destacar que el Mn, es un micronutriente esencial para diversas funciones biológicas en los seres vivos, sin embargo, actualmente no existen límites máximos permisibles para su concentración en peces destinados al consumo humano dentro de la normatividad mexicana ni en regulaciones internacionales. Aunque es un elemento necesario en pequeñas cantidades, su ingesta en concentraciones elevadas puede representar un riesgo para la salud. De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental

de los Estados Unidos, la Dosis de Referencia (RfD) para la exposición oral crónica al manganeso es de 0.14 mg/kg de peso corporal por día (USEPA, 1996),

En los cuatro estudios donde se evaluó la concentración de Mn, se observó que este metal tiende a acumularse en el músculo, donde desempeña un papel fundamental en los procesos metabólicos y en la formación ósea. Su presencia se encuentra asociada, al igual que el mercurio, a los hábitos alimenticios de *Pterygoplichthys*. Durante su alimentación remueven zonas en las que ocurren reacciones geoquímicas, como la reducción de oxígeno, nitratos y óxidos de Mn y Fe. Estas reacciones son más intensas en la región cercana a la interfase agua-sedimento, donde las formas reducidas de estos compuestos pueden presentar una mayor solubilidad (Depledge y Sanders, 1998).

La presencia de manganeso en los tejidos de los peces también tiene implicaciones ecológicas, ya que el exceso de este metal en el agua puede alterar los equilibrios metabólicos de los organismos acuáticos. A largo plazo, la acumulación de manganeso en los ecosistemas acuáticos podría afectar la salud de las especies locales y alterar el funcionamiento de los ecosistemas (Zeiton, 2014).

Hierro (Fe)

El hierro es un elemento fundamental para el crecimiento y la supervivencia de una amplia variedad de organismos, ya que desempeña un papel clave en múltiples procesos biológicos fundamentales. Entre sus funciones más relevantes se encuentra la respiración celular, el transporte de oxígeno a través de la hemoglobina y la mioglobina, así como su participación en la biosíntesis de ADN (Ong *et al.*, 2006). No obstante, a pesar de su gran relevancia, en concentraciones elevadas puede generar efectos adversos en los organismos. Su acumulación descontrolada puede inducir estrés oxidativo al catalizar la formación de especies reactivas de oxígeno, lo que provoca daño en las membranas celulares, proteínas e incluso al material genético. Esta toxicidad puede comprometer la integridad estructural y funcional de las células, que en casos extremos culmina con la muerte celular (Kohgo *et al.*, 2008).

Hasta el momento, no existen normativas nacionales ni internacionales que establezcan límites máximos permisibles específicos para el contenido de hierro (Fe) en los tejidos de peces destinados al consumo humano, las regulaciones vigentes suelen enfocarse en metales pesados como el Pb, Cd y Hg debido a su alta toxicidad y capacidad de bioacumulación. En relación con los valores reportados, el estudio de Salazar-Lugo *et al.* (2014) registró la mayor concentración de hierro en el hígado de *P. multiradiatus* en el Río Orinoco, Venezuela, con un valor de 1406 mg/kg. Esta elevada acumulación se debe en gran parte a la función del hígado como principal órgano de almacenamiento y metabolismo, lo que lo convierte en un sitio clave para la retención de este metal en estos peces (Hibiya, 1982).

En cuanto a la dinámica de acumulación de Fe, es importante mencionar que todas las especies presentan una dinámica propia de absorción y retención de metales. En el caso de *P. multiradiatus*, al tratarse de una especie bentónica, su dinámica puede estar influenciada por sus hábitos alimenticios, su fisiología y la permanencia cercana al sustrato (Hosseini *et al.*, 2012).

Por otro lado, el exceso de hierro puede generar una serie de efectos negativos en los ecosistemas acuáticos. Aunque es un micronutriente esencial, en concentraciones elevadas se vuelve tóxico para muchas especies acuáticas, afectando su crecimiento, reproducción y supervivencia. Una de las principales consecuencias es la alteración de la calidad del agua, ya que en niveles altos puede causar turbidez, lo que interfiere con los procesos fotosintéticos, perjudicando la salud general del ecosistema (Castro-Estrada, 2021).

Estos desequilibrios pueden provocar fuertes alteraciones en la biodiversidad, desplazando especies vulnerables y favoreciendo a aquellas que toleran mayores concentraciones de hierro. Así mismo, el exceso de este metal puede interferir con los ciclos biogeoquímicos, especialmente con la disponibilidad de nutrientes como el fósforo, lo que podría llevar a la eutrofización y a la creación de condiciones anóxicas en el agua (Avalos-Mancera, 2009). Por último, si los organismos acuáticos contaminados con hierro son consumidos por humanos, podrían surgir problemas de salud, como trastornos gastrointestinales o acumulación tóxica en órganos como el hígado.

Metales pesados en sedimento y agua superficial

Los resultados obtenidos indican que la mayor contaminación por metales pesados en sedimentos se presentó en la Laguna de Términos, México, con concentraciones de plomo (16.05 mg/kg) y cadmio (0.75 mg/kg) registradas en el Sitio 4 (La Cruz-Landero *et al.*, 2013). Este sitio se caracteriza por una intensa actividad industrial y portuaria, lo que podría estar contribuyendo a la acumulación de estos contaminantes en el ambiente. En contraste, la menor contaminación en sedimentos se observó en el estudio de Canedo-López *et al.* (2014), con valores promedios de plomo de 0.7 mg/kg. Esta diferencia sugiere que la influencia antrópica es un factor clave en la contaminación por metales pesados en los cuerpos de agua.

Para el caso de la contaminación en agua, las concentraciones de metales pesados fueron significativamente menores en comparación con los sedimentos. En el caso del hierro, la Laguna Guaical, Venezuela, presentó el mayor valor registrado en agua (10.01 µg/L) (Salazar-Lugo *et al.*, 2014). Dado que el hierro es un elemento esencial para el metabolismo de los organismos acuáticos, su presencia en concentraciones elevadas puede alterar los ciclos biogeoquímicos y la disponibilidad de otros micronutrientes en el ecosistema. La menor contaminación en agua se observó en la Laguna Sur del Río Orinoco, con valores de 0.594 µg/L de hierro. Estas diferencias pueden deberse a las fuentes de contaminación cercanas y a las características físico-químicas del agua que influyen en la solubilidad y movilidad del metal (Pabón *et al.*, 2020).

El impacto ecológico de la contaminación por metales pesados es amplio y variado. En sedimentos, la acumulación de metales como el plomo y el cadmio puede afectar los ciclos biogeoquímicos al modificar la disponibilidad de nutrientes esenciales y alterar la microbiota sedimentaria. Estos cambios pueden tener repercusiones en la biodiversidad acuática, reduciendo la abundancia de organismos bentónicos y afectando la cadena trófica (Cruz-Casanova, 2014). Por otro lado, en agua, la presencia de metales como el manganeso en concentraciones elevadas puede generar estrés oxidativo en los

organismos acuáticos, comprometiendo su desarrollo y supervivencia (Livingstone, 2003).

La contaminación por metales pesados también impacta los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas acuáticos. En el caso del plomo y el cadmio, su acumulación en sedimentos puede alterar la disponibilidad de nutrientes y afectar la estructura de la comunidad microbiana. Además, estos metales pueden ser reintroducidos en la columna de agua por procesos de resuspensión, afectando a organismos filtradores y depredadores acuáticos. El hierro, al ser un elemento esencial, puede influir en la productividad primaria al modificar la disponibilidad de otros micronutrientes como el fósforo y el nitrógeno, lo que puede generar floraciones algales y afectar la calidad del agua (Avalos-Mancera, 2009).

Conclusiones

El establecimiento de límites máximos permisibles (LMP) para los metales pesados en peces es crucial para proteger la salud pública. No obstante, la disparidad entre los estándares establecidos por diferentes organismos internacionales pone en evidencia la desigualdad en la protección de los consumidores, ya que en algunos países las regulaciones laxas podrían aumentar el riesgo de intoxicación.

El análisis de los niveles de metales pesados como el plomo, cadmio, mercurio, manganeso y hierro, en diversos ecosistemas acuáticos, muestra que la contaminación varía considerablemente entre regiones. Esto subraya la importancia de normativas más estrictas y armonizadas, a nivel global, para garantizar la seguridad alimentaria y ecológica.

Estos estudios revelan que el consumo del pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.) en México no representaría un riesgo significativo para la salud, ya que los niveles de metales pesados detectados se encuentran muy por debajo de LPM establecidos por organismos internacionales como la FAO/OMS. Sin embargo, para regiones donde las concentraciones fueron más altas, es necesario adoptar medidas más rigurosas y

coherentes a nivel internacional para mitigar los riesgos asociados con la contaminación por metales pesados.

Literatura citada

- Alvarado-Arcia A, Martínez-Salinas RI, Barba-Macías E, Morales-López JJ y Torres-Dosal A. 2024. Metales pesados en músculo de *Pterygoplichthys pardalis* y especies acompañantes en Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Hidrobiológica*. 34(3): 191-206.
- Avalos-Mancera DA. 2009. Interacción de fósforo y hierro en la interfase sedimento-agua respecto a la eutrofización de la presa la llave. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. 86 p.
- Ayala-Pérez LA, Vega-Rodríguez BI, Terán-González GJ y GE Martínez-Romero. 2015. *El pez diablo en México: Guía para administradores y usuarios de recursos pesqueros*. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 63 p.
- Benítez-Pineda PA, Ramírez-Elías MA y M Abatal. 2022. Concentración y distribución de metales pesados en suelos de la región de Atasta, San Antonio Cárdenas y nuevo Progreso, Campeche. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Carmen. Ciudad del Carmen. 128 p.
- Botello AV, Armstrong-Altrin JS, Villanueva SF, Velandia LA y AR Arellano. Evaluation of potentially toxic metal concentrations in the Terminos Lagoon, Campeche, Gulf of México. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 17(2): 245-258.
- Canedo-López Y, Ruiz-Marín A y JC Chi-Ayil. 2014. Diagnóstico de la contaminación por metales pesados en sedimento superficial de la Laguna de Términos, Campeche: Una aproximación estadística. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. 7(2): 95-104.
- Castro-Estrada JA. 2021. Estándares de calidad del agua asociados a metales y metaloides, para el uso del agua en la preservación de la fauna y flora en

Colombia. Trabajo de grado especialización. Universidad de Antioquia. Medellín. Colombia. 46 p.

Clarkson TW. The toxicology of mercury. *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences*. 34(49): 369-403.

Codex Alimentarius. 2015. *General standard for contaminants and toxins in food and feed (CXS 193-1995)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and World Health Organization (WHO). Consultado: 20 de enero de 2025. Disponible: https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/fr/?Ink=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf

Comisión Europea. 2023. Reglamento (UE) 2023/915 de la Comisión de 25 de abril de 2023 sobre los niveles máximos de contaminantes en los alimentos. Diario Oficial de la Unión Europea. Consultado: 20 de enero de 2025. Disponible: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj/eng>.

Cruz-Casanova FE. 2014. Efectos de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas costeros del sureste de México. *Kuxulkab'*. 19(37): 65-68.

Depledge MH y B Sanders. 1998. *Metal metabolism in aquatic environments*. Springer Science Bussines Media. Reino Unido. 460 p.

Dhanakumar S, Solaraj G y R Mohanraj. 2015. Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region. India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 113: 145-151

Elfidasari D, Ismi LN y I Sugoro. 2020. Heavy metals concentration in water, sediment, and *Pterygoplichthys pardalis* in the Ciliwung River, Indonesia. *AACL Bioflux*. 13(3): 1764-1778.

Ernawati Y. 2014. The analysis of the concentration of heavy metals cadmium, mercury and lead in the flesh of suckermouth catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) in Ciliwung River, Indonesia. *Aacl Bioflux*. 7(1): 33-42.

European Parliament and Council. 2000. Directive 2000/60/EC. Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. Consultado: 23 enero de 2025. Disponible: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng>.

European Parliament and Council. 2013. Directive 2013/39/EU. Amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Official Journal of the European Union. Consultado: 23 enero 2025. Disponible: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng>.

FAO/OMS. 1995. Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos (CODEX STAN 193/1995). Codex alimentarius. Consultado: 20 de enero de 2025. Disponible: https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/livestockgov/documents/CXS_193s.pdf.

Figueroa-Sanez MF, Martín García AR y KK Encinas-Soto. 2024. Efectos tóxicos de las NOM de metales pesados en agua con normas internacionales. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*. 8(1): 5088-5104.

Gotelli CA, Astolfi E, Cox C, Cernichiari E y TW Clarkson. 1985. Early biochemical effects of and organic mercury fungicide on infants: "dose makes the poison". *Science*. 227(4687): 638-640.

Hasrianti-Armayani M, Surianti-Putri ARS y AH Akbar. 2022. Analysis of nutritional content and heavy metals of suckermouth catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) in Lake Sidenreng, South Sulawesi, Indonesia. *Biodiversitas*. 23(7): 3539-3545.

Hasan S y MA Ali. 2010. Occurrence of manganese in groundwater of Bangladesh and its implications on safe water supply. *Journal of Civil Engineering*. 32(2): 121-128.

Havelková M, Dusek L, Nemetová D, Poleszczuk G y Z Svobodová. 2008. Comparison of mercury distribution between liver and muscle. A Biomonitoring of Fish from Lightly and Heavily Contaminated Localities. *Sensors*. 8(7): 4095-4109.

Hibiya T. 1982. *Atlas of fish histology*. Kodansha. Japan. 147 p.

- Hosseini AA, Karbassi A, Hassanzadeh KB, Monavari SM y MS Sekhavatjou. Bioaccumulation of trace elements in different tissues of three commonly available fish species regarding their gender, gonadosomatic index, and condition factor in wetland ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184(4): 1865-1878.
- Jarquín-Raymundo E, Lango-Reynoso F, Castañeda-Chávez MR, Wakida-Kusunoki AT y C Landeros-Sánchez. 2015. Metales pesados en especies invasoras del sistema fluvio-lagunar-deltaico del Rio Palizada. En: Del Angel-Pérez AL. 2015. (Eds.), El Agro Veracruzano 2015. Vol. 2. Academia Veracruzana de Ciencias Agrícolas, Pecuarias, Forestales, Acuícolas y Pesqueras, Veracruz, México. 84-98 pp.
- Kasmiati N, Latuconsina N, Putri AA, Khasanah R Nurfaidah N, Fahrul F y M Minanga. 2022. Species determination and heavy metal content of sailfin catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) from Temple Lake, South Sulawesi, Indonesia. *Biodiversitas*. 23(9): 4409-4417.
- Kohgo Y, Ikuta K, Ohtake T, Torimoto Y y J Kato. 2008. Body iron metabolism and pathophysiology of on overload. *International Journal of Hematology*. 88(1):7-15.
- La Cruz-Landero N, Alderete-Chávez A y S Laffón-Leal. 2013. Acumulación de metales pesados en sedimentos del ecosistema manglar en Laguna de Términos, Campeche, México. *Foresta Veracruzana*. 15(1): 25-30.
- Livingstone DR. 2003. Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Revue de Médecine Vétérinaire*. 154(6): 427-430.
- Lorenzo-Márquez H, Torres-Dosal A, Barba-Macias E, Ilizaliturri-Hernández CA, Martínez-Salinas RI, Morales-López JJ y I Sánchez-Moreno. 2016. Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de plecos (*Pterygoplichthys spp.*) en infantes de comunidades ribereñas de los Ríos Grijalva y Usumacinta, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 32(2): 153-164.
- Maldonado-Enríquez EJ, López-Noverola U, Salinas-Hernández RM, González-Cortés N, Cuenca-Soria CA, Jiménez-Vera R y JL Hernández-Juárez. 2015. Contenido de

- metales pesados en músculo de pez Diablo (*Pterygoplichthys pardalis*). *Revista Iberoamericana de Ciencias*. 2(1): 67-73.
- Martínez CBR, Nagae M, Zaia C y D Zaia. 2004. Acute morphological and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Brazilian Journal of Biology*. 64(4): 797-807.
- Montalvo C, Aguilar CA, Amador LE, Cerón JG, Cerón RM, Anguebes F y AV Córdova. 2014. Metal contents in sediments (Cd, Cu, Mg, Fe, Mn) as indicators of pollution of Palizada River, México. *Environment and Pollution*. 3(4): 89-98.
- Navarrete-Rodríguez G, Castañeda-Chávez MDR y F Lango-Reynoso. 2020. Geoaccumulation of heavy metals in sediment of the fluvial-lagoon-deltaic system of the Palizada River, Campeche, México. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 17(3): 689.
- Ong ST, Ho JZS, Ho B y JL Ding. 2006. Iron-withholding strategy in innate immunity. *Immunobiology*. 211(4): 295-314.
- Pabón SE, Benítez R, Sarria-Villa RA y JA Gallo. 2020. Contaminación del agua por metales pesados, métodos y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*. 14(27): 9-18.
- Reyes Y, Vergara I, Torres O, Lagos MD y EEG Jiménez. 2016. Contaminación por metales pesados: Implicaciones de salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista de Ingeniería Investigación y Desarrollo*. 16(2): 66-77.
- Salazar-Lugo R, Vargas A, Moreno C, Centeno L, Astudillo H y M Lemus. 2014. Parámetros sanguíneos y metales pesados en tejido del pez *Pterygoplichthys multiradiatus* del Rio Orinoco, Venezuela. *Revista Científica de la Facultad de Ciencias Veterinarias*. 24(3): 261-266.
- Sastre-Conde I, Reyes-Fernández ZE, Cancino-Contreras RC, Rejon-Lorenzo A, Santoyo-Velázquez ME, Sabido-Pérez MY, Ruíz-Marín A y JA González-Oreja. 2003. Heavy metal distribution in the sediments of the fluvial-lagoons system Pom-Atasta, Campeche, México. En: Pellei M y A Posta (Eds.). *Remediation of*

contaminated sediments. Second International Conference on remediation of contaminated sediments. Battelle Press. EE. UU.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2012. NOM-138-SEMARNAT-SSA1-2012. Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificaciones para la remediación. Consultado: 13 de febrero 2025. Disponible: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5313544&fecha=10/09/2013#sc.tab=0.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2021. NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores. Consultado: 13 de febrero de 2025. Disponible: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#sc.tab=0.

Shuhaimi-Othman M, Nadzifah Y, Nur-Amalina R y N Umirah. 2013. Deriving freshwater quality criterio for copper, cadmium, aluminum and manganese for protection of aquatic life in Malaysia. *Chemosphere*. 90(11): 2631-2636.

SSA. 2009. NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación. Disponible: <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4295/salud2a/salud2a.htm>.

Tomailla J y J Iannacone. 2018. Toxicidad letal y subletal del arsénico, cadmio, mercurio y plomo sobre el pez *Parachaeiroduon innesi* neon tetra (Characidae). *Revista de Toxicología*. 35(2): 95-105.

United States Environmental Protection Agency. 2001. EPA-822-R-01-012. National recommended water quality criteria. Office of Water. Consultado: 17 de febrero 2025. Disponible: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-tables>.

USEPA. 1996. CASRN 7439-96-5 Manganese. Integrated risk information system.
Consultado: 18 de febrero de 2025. Disponible:
https://iris.epa.gov/static/pdfs/0373_summary.pdf.

Zeiton M. 2014. Impact of water pollution with heavy metal son fish health: Overview and updates. *Global Veterinaria*. 12(2): 219-231.

Capítulo V. Distribución espacio-temporal de la abundancia del pez Diablo.

Resumen

El estudio de la distribución y abundancia del pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.) ayuda a entender su impacto ecológico, particularmente en los sistemas lagunares de México. Su distribución depende de factores ambientales, como condiciones bióticas y abióticas, y la capacidad de adaptación de la especie. La estructura de la población de peces se analizó mediante la cuantificación de la abundancia, la densidad absoluta (ind/m²), el peso promedio y la biomasa (g/m²). Se realizó un análisis de componentes principales para evaluar la relación entre la abundancia y las variables ambientales a lo largo de las tres épocas climáticas. La mayor abundancia se registró en julio 2022, en la EST2. En febrero 2023 hubo menor abundancia en la EST1. La densidad fue más alta en EST2 en julio 2022 y en EST4 en octubre 2023. El peso promedio y la biomasa fueron más altos en EST1 en julio 2022 y febrero 2023, y en EST4 en octubre 2023. No hubo diferencias significativas en el análisis temporal y espacial. La temperatura y el oxígeno mostraron una fuerte correlación positiva con la abundancia, mientras que el pH no influyó. La relación entre las características ambientales y la abundancia de peces acuáticos invasores, como *Pterygoplichthys* spp., es esencial para entender su dinámica ecológica y los impactos en los ecosistemas. Factores abióticos como la temperatura y el oxígeno disuelto son determinantes clave en la distribución de estas especies.

Abstract

The study of the distribution and abundance of the Diablo fish (*Pterygoplichthys* spp.) provides valuable insight into its ecological impact, particularly in Mexico's lagoon system. Its distribution is influenced by environmental factors, including biotic and abiotic conditions, as well as species adaptative capacity. Fish population structure was analyzed by quantifying abundance, absolute density (ind/m²), average weight and biomass (g/m²). Principal component analysis was performed to evaluate the relationship between

abundance and environmental variables across the three climatic epochs. The highest abundance was recorded in July 2022, in EST2. In February 2023 there was lower abundance in EST1. Density was highest in EST2 in July 2022 and EST4 in October 2023. Mean weight and biomass were higher in EST1 in July 2022 and February 2023, and EST4 in October 2023. There were no significant differences in temporal and spatial analysis. Temperature and oxygen showed a strong positive correlation with abundance, while pH did not influence. The relationship between environmental characteristics and the abundance of invasive aquatic fish, such as *Pterygoplichthys* spp. is essential to understand their ecological dynamics and ecosystem impacts. Abiotic factors such as temperature and dissolved oxygen are key determinants in the distribution of these species.

Introducción

El estudio de la distribución espacio-temporal de peces es fundamental para comprender la dinámica ecológica, la interacción entre especies y los cambios ambientales en los ecosistemas acuáticos. En este contexto, el pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.), ha generado un creciente interés debido a su capacidad de desplazamiento, su fuerte estrategia depredadora y su impacto en las comunidades locales. Su abundancia y distribución espacial ha variado a lo largo del tiempo, impactando fuertemente los cuerpos acuáticos de México, específicamente en los subsistemas lagunares que constituyen el Área de Protección de Flora y Fauna, Laguna de Términos, debido a su interconectividad hidráulica (Edwards, 2001; Martínez-Palacios *et al.*, 2010).

La zona geográfica donde se distribuyen los plecos está compuesta por diversos factores relacionados, los cuales interactúan de forma dinámica y con una fuerza diferencial de acuerdo con su escala (Gaston, 2003; Pearson & Dawson, 2003). Los factores determinantes del sitio en el que habita una especie son cuatro: factores bióticos, factores abióticos, regiones accesibles a la dispersión y la capacidad evolutiva de la especie para adaptarse a nuevas condiciones (Soberón y Peterson, 2005).

El presente estudio se fundamenta en que la heterogeneidad de las condiciones ambientales, que se refiere a las variaciones en los factores ecológicos en diferentes partes de un ecosistema, juega un papel crucial en la distribución desigual de los individuos dentro de un área geográfica. Estos factores incluyen elementos como la temperatura, la humedad, la disponibilidad de recursos alimenticios, la presencia de competidores o depredadores, entre otros. La distribución de la población de una especie no es aleatoria, sino que sigue un patrón en el que los individuos tienden a concentrarse en áreas que ofrecen las mejores condiciones para su supervivencia y reproducción, en otras palabras, los individuos de una población se distribuyen en función de los recursos disponibles, la competencia, y otros factores ambientales que inciden en su supervivencia (Smith y Smith, 2007).

Antecedentes

Wakida-Kusunoki y Amador-Del Ángel (2011), evaluaron el comportamiento de la abundancia entre otros parámetros en el Río Palizada en Campeche, México, a través de muestreos mensuales entre el mes de junio de 2008 y mayo de 2009. Encontraron que el periodo de mayor abundancia se presentó entre los meses de junio a agosto, donde no se obtuvieron diferencias significativas de la abundancia durante el día.

Cano (2011), determinó la abundancia de pecos en los sistemas lagunares y ribereños de cuerpos concesionados de las cooperativas pesqueras en el municipio de Balancán, Tabasco. Mediante dos campañas de muestreo realizadas en mayo de 2008 y noviembre 2008.

Guevara-Carrió et al. (2014), analizaron el impacto socio-económico del género *Pterygoplichthys* en el sistema fluvio lagunar río Palizada. Su estudio determinó que la presencia de esta especie de peces invasores se debe a la introducción con fines acuícolas para el desarrollo de pesquerías promovidos por programas del gobierno. Además, identificaron que *P. pardalis* se encuentra más abundantemente en el sistema Palizada del Este.

Castillo-Capitán et al. (2014), obtuvieron datos básicos de *P. pardalis* como la abundancia en el río Chacalapa y la represa artesanal “La Chinampita” en la zona de Chinameca, Veracruz. Mediante muestreos mensuales entre el mes de julio 2012 y mayo de 2013.

Ayala-Pérez et al. (2014), describieron la abundancia y la distribución de loricáridos en cuatro cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche, a partir de seis campañas de muestreo bimestrales entre los meses de noviembre de 2008 y octubre de 2009. En este estudio discutieron los cambios en la estructura comunitaria de peces. En el sistema Pom-Atasta y Palizada del Este, *Pterygoplichthys* fue numéricamente dominante.

La investigación sobre la abundancia y distribución del pez Diablo (*Pterygoplichthys* spp.) ha evolucionado significativamente, incorporando diversas metodologías para comprender su impacto ecológico y socioeconómico. Inicialmente, los estudios se enfocaron en muestreos mensuales y estacionales en ríos y lagunas, permitiendo identificar patrones de abundancia con picos en ciertos meses y la ausencia de variaciones significativas a lo largo del día. Posteriormente, se ampliaron las investigaciones hacia sistemas lagunares y ribereños, analizando la densidad de la especie en diferentes épocas del año. Con el tiempo, el enfoque se diversificó, integrando aspectos socioeconómicos para explicar la proliferación de la especie, vinculándola con programas gubernamentales de acuacultura.

Material y Métodos

Estimación de la abundancia

La estructura de la población de peces se analizó mediante la cuantificación de la abundancia, la densidad la cual se cuantificó como el número de individuos capturados dividido entre el área de muestreo (ind/m^2). El cálculo del peso promedio y la biomasa que se expresó como el peso total en gramos entre el área de muestreo (g/m^2).

La distribución espacio-temporal de la abundancia se representó a través de mapas en los que se aplicó la técnica de interpolación IDW en el programa ArcGis.

Análisis de datos

Para la determinación de diferencias significativas entre la abundancia entre estaciones y campañas de muestreo, previamente se comprobó la homogeneidad de varianza mediante la prueba de Shapiro Wilk y Curtosis. El resto de las pruebas estadísticas se realizaron conforme a los métodos descritos por Zar (1984) en el programa Statistica.

Por último, para evaluar la relación de la abundancia y su relación con las variables ambientales, se elaboró el análisis de componentes principales para visualizar los cambios en la distribución a través de las tres épocas climáticas.

Resultados

La mayor abundancia se registró durante la campaña de julio 2022 con un total de 36 individuos. En esta campaña, la EST2 contó con 24 ejemplares, siendo la de mayor número mientras que en la EST5 no se registraron capturas. En contraste, la campaña de febrero de 2023 presentó la menor abundancia con solo 21 ejemplares, destacando la EST1 con 13 individuos y registrando ausencia de ejemplares en las estaciones EST4 y EST5.

Para el caso de la densidad, la campaña de julio 2022 presentó los valores más altos en la EST2 con 0.08 ind/m² y los más bajos en EST4 con 0.005 ind/m². Durante la campaña de febrero 2023, la densidad más alta se observó en la EST1 con 0.065 ind/m², mientras que la más baja fue en EST2 con 0.01 ind/m². Durante la campaña de octubre 2023, la densidad más alta se registró en la EST4 con 0.085 ind/m² y la menor densidad en EST2 con 0.01 ind/m². Es importante mencionar que para determinar la densidad más baja no se consideraron aquellas estaciones donde no se reportaron capturas.

En lo que respecta al peso promedio, durante la campaña de julio 2022 el valor más alto se observó en la EST1 con 221.8 g, mientras que el más bajo fue de 130.9 g correspondiente a la EST2. En febrero de 2023, el peso promedio más alto se registró en la EST1 y el menor en EST2 con 464.3 g y 287.3 g respectivamente. En la campaña de

octubre 2023, el peso promedio más alto se encontró en la EST4 con 401.1 g y el más bajo en la EST2 con 182.2 g.

La biomasa mostró un comportamiento relacionado con los parámetros mencionados anteriormente, a excepción de la campaña de julio 2022, donde la mayor biomasa se encontró en la EST2 con 7.85 g/m² y la menor en EST4 con 0.76 g/m². En la campaña de febrero 2023, la biomasa más alta coincidió con el peso promedio más alto en la EST1 con 30.18 g/m² y la menor en EST2 con 2.87 g/m². La campaña de octubre 2023, registró la biomasa más alta en la EST4 con 34.09 g/m² y la más baja nuevamente en la EST2 con 2.43 g/m² (Tabla 19).

Tabla 19. Parámetros: abundancia, densidad, peso promedio y biomasa de las estaciones de muestreo en las tres campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023).

		No. Ind.	Área (m ²)	Densidad (ind/m ²)	Peso Promedio (g)	Biomasa (g/m ²)
Julio 2022	EST1	5	200	0.025	221.8	5.545
	EST2	24	300	0.08	130.9	7.85
	EST3	6	200	0.03	135.3	4.06
	EST4	1	200	0.005	153	0.765
	EST5	0	200	0	0	0
Febrero 2023	EST1	13	200	0.065	464.3	30.18
	EST2	3	300	0.01	287.3	2.87
	EST3	5	200	0.025	315.6	6.3135
	EST4	0	200	0	0	0
	EST5	0	200	0	0	0
Octubre 2023	EST1	11	200	0.055	374.1	20.57
	EST2	3	300	0.01	182.25	2.43
	EST3	0	200	0	0	0
	EST4	17	200	0.085	401.1	34.09
	EST5	0	200	0	0	0

Los parámetros: abundancia, densidad, peso promedio y biomasa no cumplen en su totalidad con los criterios de normalidad ($P < 0.05$) y ($K < 3$; $K > 3$) (Tabla 20). Por lo que su análisis se realizó a través de pruebas no paramétricas.

Tabla 20. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk y Curtosis para los indicadores de la abundancia (abundancia, densidad, peso promedio y biomasa).

Criterios de normalidad		
Parámetro	Shapiro-Wilk (p)	Curtosis (K)
Abundancia	0.0048	1.4510
Densidad	0.0054	-0.43420
Peso promedio	0.0874	-1.1615
Biomasa	0.0002	1.6216

El análisis temporal demostró que no existieron diferencias significativas entre las campañas de muestreo para ninguno de los cuatro parámetros analizados ($P > 0.05$) (Tabla 21). De manera similar, el análisis espacial no reveló diferencias significativas entre los sitios de muestreo para los cuatro parámetros ($P > 0.05$).

Tabla 21. Comparación entre campañas de muestreo (julio 2022, febrero 2023 y octubre 2023) de los parámetros mediante la Prueba de Kruskal-Wallis.

Kruskal Wallis				
	Abundancia	Densidad	Peso promedio	Biomasa
p				
	0.827	0.862	0.748	0.989
Épocas climáticas	p			
Julio 2022 – Febrero 2023	0.601	0.530	0.707	0.070
Julio 2022 – Octubre 2023	0.353	0.212	0.565	0.070
Febrero 2022 – Octubre 2023	0.247	0.318	0.141	0.141

En el análisis de correlación canónica entre los parámetros ambientales y la abundancia de *Pterygoplichtys* spp., la temperatura muestra una correlación fuerte en el eje X (0.642), lo que indica una relación significativa con la abundancia en esta dimensión, por otro lado,

en el eje Y la relación es débil (0.198). La salinidad presenta una correlación nula en el eje X (-0.09) y una relación muy fuerte e inversa en el eje Y (-1.029), sugiriendo que la abundancia disminuye a medida que aumenta la salinidad en esta dimensión. El oxígeno muestra una correlación negativa fuerte en el eje X (-0.979), indicando que las bajas concentraciones favorecen la presencia de estos organismos. Finalmente, el pH presenta correlaciones prácticamente nulas en ambos ejes (-0.072 y -0.035), lo que indica una relación insignificante con la abundancia (Tabla 22, Fig. 29). Según la escala de Cohen *et al.* (2002), la temperatura y el oxígeno (en el eje X) muestran correlaciones fuertes, mientras que la salinidad en el eje Y es muy fuerte, y el pH presenta correlaciones nulas.

Tabla 22. Correlación canónica de los parámetros ambientales respecto a la abundancia.

Correlación canónica de la abundancia		
Parámetros	Eje X	Eje Y
Temperatura	0.642	0.198
Salinidad	-0.09	-1.029
Oxígeno	-0.979	0.144
pH	-0.073	-0.035

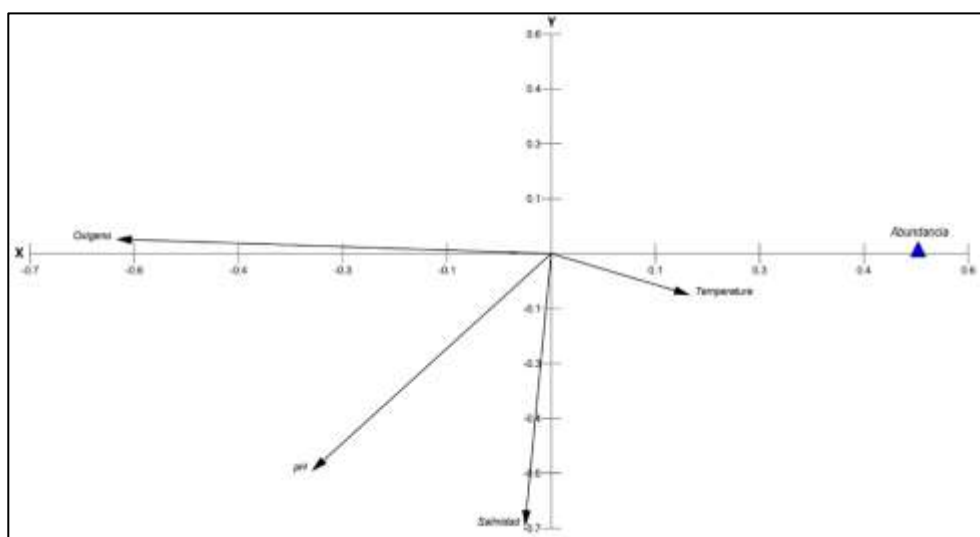


Figura 29. Correlación canónica de los parámetros ambientales respecto a la abundancia.

Discusión

Los componentes abióticos como la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y nivel del agua son determinantes en la evaluación de la dinámica de las poblaciones de peces, ya que influyen notablemente en los patrones espaciales y temporales de su abundancia (Castillo, 1995). En este contexto, la laguna de Pom y sus canales adyacentes evidenciaron un gradiente estacional de temperatura y precipitación que refleja el patrón climático local y en como este ha contribuido en la presencia o ausencia del pez Diablo.

La alta captura de organismos durante la campaña de julio se conformó por organismos de tallas menores (265 mm promedio), esto puede asociarse a que fueron colectados próximos a uno de sus periodos de desoves. De acuerdo con Jumawan y Herrera (2014) se ha observado que la época reproductiva del pez Diablo es durante la época de lluvias, ya que los periodos de inundación favorecen el desarrollo de los organismos más jóvenes. Caso contrario con la época de secas, donde disminuye su densidad, pero los organismos incrementan su tamaño (Mendoza *et al.*, 2007).

Para la distribución espacial, la abundancia mostró variaciones de acuerdo con las estaciones. En julio de 2022, la distribución del pez Diablo presentó una notable heterogeneidad, destacando la EST2 por albergar el mayor número de organismos capturados, en su mayoría de tallas pequeñas. Este sitio se caracteriza por estar rodeado de vegetación que provee refugio y protección a los individuos jóvenes. Al tratarse de un cuerpo de agua cerrado y distante de la laguna Pom, presentaba corrientes lentas y poco movimiento, lo que favorece la crianza y el desarrollo de los organismos más jóvenes (Liang *et al.*, 2005; Ayala *et al.*, 2015). En contraste, la ausencia de organismos en la EST5 podría explicarse principalmente por la composición del fondo, caracterizado por un mayor porcentaje de arenas gruesas y la presencia de bancos de almejas y ostiones. Además, la alta velocidad de corriente en el interior de la laguna y la escasa vegetación no son condiciones afines para estos organismos (West *et al.*, 1985).

En febrero de 2023, la distribución del pez Diablo mostró una notable disminución en la abundancia total, especialmente en la EST2, donde solo se registraron tres organismos, lo que sugiere el abandono de los nuevos reclutas de la zona de crianza. Por otro lado, la EST1 presentó la mayor concentración de peces con 13 organismos. Es importante

mentar, que durante esta campaña se obtuvieron los ejemplares con el mayor peso promedio, indicando la presencia predominante de adultos. Shih-Hsiung *et al.* (2005) señalan que los organismos adultos suelen encontrarse en áreas con corrientes más fuertes de agua a diferencia de los organismos de juveniles, que prefieren zonas más calmadas, Al igual que en la campaña anterior, la EST5 continuó sin registrar captura de pez Diablo debido a las características del sustrato.

En octubre 2023, se observó un cambio en la distribución espacial de la abundancia, con una mayor cantidad de organismos en la EST1 y EST4, donde predominaron ejemplares adultos. La ausencia de peces en la EST3 podría indicar que las condiciones no fueron favorables en ese momento. Cabe resaltar que previo a la campaña de recolecta, la región experimentó fuertes descargas fluviales asociadas a el paso de un norte, lo que provocó un aumento en el nivel de agua y encharcamientos en algunas zonas. Esto trajo consigo la descomposición de materia orgánica, especialmente en este par de estaciones, lo cual se constató con las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en esas áreas. Aunque de acuerdo con Armbruster y Page (2004) y Nico y Martín (2001), una de las ventajas fisiológicas del pez Diablo es su capacidad de respirar oxígeno atmosférico cuando las concentraciones de oxígeno disuelto no son las adecuadas.

Se observó que el oxígeno disuelto y la temperatura fueron los parámetros que influyeron más en la abundancia del pez Diablo, actuando como moduladores en la presencia y la distribución en las distintas estaciones de muestreo. Estos dos factores, junto con la adaptabilidad fisiológica del pez Diablo, explican en gran medida las variaciones observadas durante las tres campañas de muestreo.

Se encontró que en las estaciones donde las concentraciones de oxígeno fueron bajas la abundancia del pez Diablo fue alta. Esta relación, conocida como correlación negativa, resalta la importancia del oxígeno como factor determinante en la distribución de estos individuos. Como se mencionó anteriormente, algunas especies del género *Pterygoplichthys* tienen la capacidad de adaptarse a condiciones de hipoxia. Cano (2011), describe como los loricáridos poseen un estómago vascularizado que funciona como pulmón, permitiéndoles sobrevivir hasta por 30 días en bajos niveles de oxígeno. Por otro lado, la temperatura presentó una correlación fuerte positiva con la abundancia,

indicando que es un factor crucial en el pez Diablo, ya que prefieren intervalos de 20 a 28 °C (Mendoza *et al.*, 2009). Lo anterior sugiere que las temperaturas de julio (más cercanas a su rango óptimo), pudieron haber provocado la abundancia más alta durante esta campaña.

Conclusiones

La mayor abundancia del pez Diablo se observó durante la temporada de lluvias en julio de 2022. Las estaciones más destacadas fueron la EST2, que albergó principalmente juveniles debido a su vegetación y aguas lentas que favorecen el desarrollo de los organismos jóvenes, y la EST1. En contraste, la temporada con menor cantidad de organismos fue la de febrero de 2023 pero que destacaron por ser los organismos más grandes y pesados. Por último, la EST5 no registró ejemplares durante las tres campañas de muestreo, lo que podría estar relacionado con las características de su sustrato, compuesto por arenas gruesas y bancos de almejas y ostiones.

Los parámetros que más influyeron en la abundancia del pez Diablo fueron la temperatura y el oxígeno disuelto. La temperatura mostró una fuerte correlación positiva, siendo más favorable durante las temperaturas más altas de julio (29-31°C), cerca de su rango óptimo. Para el caso del oxígeno disuelto, se observó que en zonas donde las concentraciones eran bajas y poco favorables, la abundancia del pez Diablo fue más alta, lo que resalta la capacidad del pez Diablo para sobrevivir en condiciones de baja concentración de oxígeno, adaptándose a la hipoxia.

Literatura citada

Armbruster JW y LM Page. 2004. Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). *Neotropical Ichthyology*. 4(4): 401-409.

- Ayala-Pérez LA, Pineda-Peralta AD, Álvarez-Guillen H y LE Amador-Del Ángel. 2014. El pez Diablo (*Pterygoplichthys spp.*) en las cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche. 24 p.
- Ayala LA, Vega BI, Terán GJ y GE Martínez. 2015. *El pez diablo en México: Guía para administradores y usuarios de recursos pesqueros*. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 63 p.
- Cano MP. 2011. El plecos (*Pterygoplichthys spp.*): su invasión y el abordaje de las cooperativas balcanenses. Tesis de Doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. 152 p.
- Castillo-Capitán G, Cruz-León ZI, Meiners-Mandujano CG, Hernández-Romero AH y N Rodríguez-Orozco. 2014. Dinámica poblacional del pez invasor *Pterygoplichthys* en la cuenca de Chacalapa (cuenca de Coatzacoalcos) Veracruz, México. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan*. 2(1): 142-146.
- Castillo M. 1995. Aspectos ecológicos de la ictiofauna de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 95 p.
- Cohen J, Cohen P, West SG y LS Aiken. 2002. *Applied Multiple Regression/Correlation Analysis for the Behavioral Sciences*. Routledge. EE. UU. 736 p.
- Edwards RJ. 2001. New additions and persistence of the introduced fishes of the upper San Antonio River, Bexar County, Texas. *Texas Journal of Science*. 53(1): 3-12.
- Gaston K. 2003. *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University Press. Reino Unido. 266 p.
- Guevara-Carrió E y LE Amador-Del Ángel. 2014. Aspectos biológicos e impacto socio-económico de los plecos del género *Pterygoplichthys* y dos cíclidos no nativos en el sistema fluvio lagunar deltáico Río Palizada, en el Área Natural Protegida Laguna de Términos, Campeche. Facultad de Ciencias Pesqueras. Universidad Autónoma del Carmen. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto GN004. México, D. F.

- Jumawan J y A Herrera. 2014. Ovary morphology and reproductive features of the female sucker mouth sailfin catfish. *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber 1991) from Marikina River, Philippines. *Asian Fisheries Science*. 27: 75-89.
- Liang S, Wu H y B Shieh. 2005. Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in the Kaoping River of 71 southern Taiwan. *Zoological Studies*. 44: 252-259.
- Martínez-Palacios CA, Campos-Mendoza A, Díaz-Pardo E, Arreguín-Sánchez F, Rueda-Jasso R, Fonseca-Madrigal J, Gutiérrez-Hernández A, Pacheco-Aguilar R, Ramírez-Suarez JC, Ríos-Durán MG, Toledo-Cuevas EM, Salas-Razo G, Rasso LG, Shimadda-Miyasaka A, Viana-Castrillón MT, Sánchez-Chinchillas A, Ávila-González y E Gasca-Leyva. 2010. Bagres armados: ¿Erradicación o utilización? *Ciencia y Desarrollo*. 36(247): 28-33.
- Mendoza R, Contreras S, Ramírez C, Koleff P, Álvarez P y V Aguilar. 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. CONABIO. *Biodiversitas*. 70: 1-5.
- Mendoza R, Cudmore B, Orr R y S Contreras. 2009. Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras. *Comisión para la Cooperación Ambiental*. 72(1): 70-80
- Nico LG y RT Martin. 2001. The South American armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (Pisces: Loricariidae), in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest. *The Southwestern Naturalist*. 46(1): 98-104.
- Pearson RG y TP Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*. 12: 361-371.
- Shi-Hsiung L, Hsiao-Ping W y S Bao-Sen. 2005. Size structure, reproductive phonology and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in Kaoping River of Southern Taiwan. *Zoological Studies*. 44: 252-259,
- Smith RB y TM Smith. 2007. *Ecología*. Pearson Educación S. A. Madrid. España. 776 p.

- Soberón J y AT Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Wakida-Kusunoki AT y LE Amador Del Ángel. 2011. Aspectos biológicos del pleco invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82(3): 870-878.
- West RC, Psuty NP y BG Thom. 1985. *Las tierras bajas de Tabasco en el Sureste de México*. Gobierno del Estado de Tabasco. México. 199 p.
- Zar JH. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice International. EE. UU. 718 p.

Capítulo VI. Acciones de control del pez Diablo

Resumen

En la actualidad la transferencia de conocimiento y tecnología (TCT), se ha consolidado como un proceso esencial en la implementación de innovaciones que impulsan el desarrollo económico, social y la transformación organizacional. En el caso del pez Diablo, su presencia como especie invasora en la laguna de Pom ha generado importantes desafíos ecológicos, económicos y sociales, lo que hace que la TCT funja como clave para desarrollar estrategias eficaces de aprovechamiento como medida de control de las poblaciones del pez Diablo. En este sentido, se desarrolló un intercambio entre alumnos y académicos para presentar los hallazgos de esta investigación, así como para generar soluciones prácticas y accesibles. El encuentro fue realizado en la Universidad Autónoma del Carmen, en donde además de compartir los resultados del proyecto elaborado el público presente compartió sus testimonios de su saber sobre el pez Diablo. Además, ellos intercambiaron propuestas de aprovechamiento directas e indirectas. Este encuentro permitió vivir en experiencia propia la importancia de la TCT como herramienta esencial en el desarrollo de soluciones adaptativas y sostenibles, siendo un proceso continuo que permite ajustar los modelos a diferentes contextos.

Abstract

Currently, knowledge and technology transfer of (TCT) has become crucial for implementing innovations that drive economic and social development and organizational transformation. In the case of the suckermouth catfish its presence as an invasive species in the Pom Lagoon has generated important ecological, economic, and social challenges, making TCT a key to develop effective population control strategies. To address this issue, an exchange between students and academics took place to present the findings of this research, as well as to generate practical and accessible solutions. The meeting was held at the Universidad Autónoma del Carmen, where, in addition to sharing the project results, attendees contributed their knowledge regarding the suckermouth catfish. They also

exchanged proposals for direct and indirect use. This meeting allowed to experience the importance of TCT as an essential tool in the development of adaptive and sustainable solutions, being a continuous process that allows adjusting the models to different contexts.

Introducción

En los últimos años, la transferencia de conocimiento y tecnología (TCT en adelante), ha adquirido gran relevancia, ya que se ha consolidado como un proceso clave para la implementación de innovaciones que impulsan el desarrollo económico, social y la transformación en las organizaciones modernas. La TCT se refiere al conjunto de conocimientos ya sean creados, almacenados o recuperados que, al ser compartidos, tienen el potencial de generar o mejorar procesos en diversos sectores ya sean productivos, educativos, culturales entre otros, cuyo objetivo es promover beneficios significativos para la sociedad (Lee et al., 2005).

En este contexto, la TCT se vuelve una herramienta idónea para abordar los desafíos ecológicos, económicos y sociales derivados de la presencia de especies invasoras, como es el caso de *Pterygoplichthys* spp., en la laguna de Pom. La presencia de estos peces ha alterado de manera significativa los ecosistemas acuáticos locales, afectando no solo al ambiente sino también a las comunidades asentadas en el territorio. En este sentido aplicar la TCT en el estudio y manejo del pez Diablo resulta esencial, ya que permitiría diseñar estrategias efectivas para el control de las poblaciones, aprovechamiento del pez como recurso y mitigar el impacto ecológico, económico y social de la región y la comunidad.

Este capítulo tiene como objetivo reflexionar sobre los resultados alcanzados durante el intercambio de conocimiento con los estudiantes y académicos de la Universidad Autónoma de Ciudad del Carmen (UNACAR). En el marco de este evento se presentaron los resultados finales del proyecto de tesis presentado a los alumnos de último año de la carrera de Biología Marina y algunos académicos presentes. Asimismo, al final de la presentación existió la oportunidad de escuchar y compartir los testimonios sobre las

afectaciones del pez Diablo en la comunidad. Es importante mencionar que esta oportunidad no solo funcionó como un intercambio académico, sino también como una vía para generar un puente entre el conocimiento científico y la realidad local de Ciudad del Carmen y San Antonio Cárdenas.

Posteriormente al finalizar se discutieron las alternativas en desarrollo para aprovechar este pez invasor como parte de las estrategias de control y manejo sostenible, subrayando la importancia de la TCT para generar soluciones prácticas que favorezcan tanto al medio ambiente como a las comunidades locales.

Antecedentes

Desde el primer registro de *Pterygoplichthys* spp., en el río Mezcala, Guerrero, en 1995, su establecimiento ha sido un tema de gran interés para la comunidad científica. Por ello se han realizado diversos estudios enfocados en comprender la biología y dinámica de estas especies, cuyo objetivo es desarrollar estrategias de aprovechamiento que contribuyan al control de sus poblaciones. A continuación, se describirán algunos trabajos que han aportado conocimiento relevante sobre esta problemática.

Existen un gran número de trabajos donde han demostrado el uso efectivo de la harina de pescado para diversas actividades pecuarias, uno de ellos es el estudio de Filigrana (2016), donde se utilizó para la elaboración de dietas para la producción de tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*).

Otro ejemplo dentro del sector alimenticio se encuentra el estudio de Fonseca y Vargas (2018), que evaluaron la factibilidad técnica y financiera del uso de la harina de pez Diablo para engorda de ganado vacuno en Costa Rica, sus resultados fueron viables económicamente, sin embargo, la cuestión legal frena a corto plazo el proyecto porque las artes de pesca utilizadas para estos organismos no son permitidas en la región.

Dentro del sector agrícola se encuentra el trabajo de Ruíz-Aguilar *et al.* (2022), donde evaluaron el efecto del tiempo de aplicación de harina de pescado de pez Diablo como fuente de fertilización en cultivos de invernadero, observando resultados efectivos.

Adicionalmente, se han explorado el uso del pez Diablo en la alimentación. El estudio de Castañeda-Valbuena *et al.* (2019), mediante análisis bromatológicos demostró que *Pterygoplichthys pardalis* es una especie rica en proteínas lo que confiere la viabilidad de ser consumido. Además, mencionan que esta riqueza no solo se encuentra en el tejido muscular, sino en sus subproductos pudiendo ser utilizada en el sector agroindustrial.

La tecnología del ensilado también ha sido explorada para el aprovechamiento de estos organismos, el trabajo de Ángeles-Melgoza (2008), evaluó la calidad nutricional del ensilado de pez Diablo como fuente de proteína para la engorda de pollos, concluyendo que este producto puede ser una fuente alternativa de proteínas para este sector pecuario.

Aguilera (2023), evaluó el desempeño de tecnologías ambientales alternativas para la remoción de contaminantes para producir bioenergía a partir de hueso de pez Diablo, además del uso de su biomasa para el tratamiento de aguas en donde obtuvieron resultados favorables para la implementación de estas tecnologías.

Limón-Hernández *et al.* (2023), mediante su artículo de revisión describen la gravedad y problemáticas que desencadena la presencia del pez Diablo en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz. Enfatizando que es necesario el esfuerzo científico en informar a la población en general sobre el impacto de estos organismos con el fin de evitar futuros establecimientos y en sistemas invadidos controlar las poblaciones de este organismo.

Materiales y métodos

El día 7 de junio de 2024 se presentaron los resultados alcanzados en el proyecto de tesis en el marco del foro por el Día Mundial del Medio Ambiente en la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma del Carmen. Durante este evento se llevaron a cabo diversas ponencias dirigidas a los alumnos de la Licenciatura en Biología Marina. Además de presentar los resultados, se escucharon testimonios de los alumnos y algunos docentes respecto a la problemática de las especies invasoras y las consecuencias que ha traído consigo su establecimiento, se puntualizó sobre los efectos que tiene el pez Diablo en la región. También compartieron alternativas para el control de

las poblaciones. Al finalizar se discutió sobre la importancia de la investigación y la elaboración de proyectos tomando en cuenta como eje principal la contribución social de estos (Fig. 30)



Figura 30. Presentación en el Foro del Día Mundial del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen.

Resultados

Desde el primer registro de pez Diablo en México, se han realizado múltiples trabajos para describir su biología, distribución y los impactos ambientales y sociales que provoca, así mismo, se han elaborado trabajos que proponen y generan alternativas para el control de sus poblaciones en las localidades afectadas. Los resultados obtenidos en este proyecto, sumado a los testimonios e intercambio en el foro permitieron conocer el estado de la invasión del pez Diablo en la laguna Pom, desde la perspectiva de los alumnos y docentes en su día a día, además que el dialogo permitió conocer los impactos

ocasionados en la comunidad de San Antonio Cárdenas y otras localidades adyacentes a la región. Mediante este ejercicio se escuchó y enlistaron las propuestas de aprovechamiento para el control de las poblaciones de peces, sugeridas por parte de los alumnos y profesores

El establecimiento exitoso del pez Diablo se asocia principalmente a sus atributos morfológicos y fisiológicos únicos, que le confieren un gran éxito adaptativo en los sistemas acuáticos a los que ha sido introducido. Entre las principales problemáticas derivadas de su establecimiento se encuentran desde una perspectiva ambiental el desplazamiento de especies nativas, de las cuales algunas son de gran importancia comercial. Además, sus características conductuales, como su forma de alimentación en grupo han provocado erosión en las zonas de alimentación. Así mismo, como parte de sus hábitos de reproducción, excavan cámaras para el desove crianza, contribuyendo a la erosión del sustrato que afecta la morfología del sitio como también la química del ecosistema.

Visto desde una perspectiva económica y social, la presencia de este pez ha amenazado de manera directa e indirecta a la población de San Antonio Cárdenas. Algunos de estos problemas se mencionan a continuación. La destrucción de las artes de pesca y por ende al daño en las manos de los pescadores. La disminución en la captura de especies comerciales, que se traduce en menos capital para las familias de la localidad. Por último, al retirar a los plecos de las redes (muertos), éstos son depositados en las márgenes de los cuerpos de agua, creando focos de contaminación y problemas de salud por la propagación de moscas y mosquitos.

Desde el punto de vista social, uno de los problemas más significativos es el fenómeno migratorio que afecta a la localidad, donde los habitantes, principalmente hombres se ven obligados a abandonar su lugar de residencia en busca de mejores oportunidades laborales. Este desplazamiento está vinculado con el deterioro de la actividad pesquera, que poco a poco ha dejado de ser una fuente estable de ingresos debido a los impactos efectuados por el pez Diablo mencionados con anterioridad. Ante la disminución de las oportunidades en este sector, muchos habitantes han optado por cambiar de actividad, transitando hacia otros sectores más productivos, como lo son la construcción o el

comercio, mientras que otros ante la falta de alternativas locales se ven forzados a migrar a otras localidades dentro o fuera del estado de Campeche. Este fenómeno al final no solo afecta la estructura económica local, sino que también la cohesión social, fragmentando la dinámica familiar y comunitaria.

Con el fin de reducir los impactos antes mencionados, en los últimos años se han realizado diversas investigaciones que se centran en el aprovechamiento del pez Diablo como solución para controlar sus poblaciones. Algunas de estas se enfocan en el uso directo como es el consumo de la carne del pez, Por otro lado, existe un enfoque de consumo indirecto, en el que no solo se utiliza la carne, sino el organismo en su totalidad para la generación de productos que beneficien a otros sectores pecuarios.

Consumo directo

Debido a su aspecto, en México no se le considera un producto atractivo en comparación a otras especies comerciales, hoy en día, estos organismos han sido subutilizados, ya que al pescarlos son desechados al momento de ser capturados, sin embargo, cabe resaltar que en regiones de Perú y Brasil son muy apreciados. Su carne es considerada de excelente calidad, De acuerdo con Ayala *et al.* (2015) el pez Diablo posee un bajo contenido de grasas y altos niveles de proteínas, por lo que se clasifica como pescado blanco, reportando un porcentaje de humedad de 82.34% (gr/100gr), 17.66% de materia seca, 0.8% grasa cruda base húmeda, 4.54% grasa cruda base seca, 14.31% nitrógeno total, proteína cruda base húmeda 15.79% y proteína cruda base seca 89.45%, respectivamente.

Aunado a lo anterior, aunque el pez Diablo se identifica como una fuente nutritiva y económica, su incorporación a la dieta del mexicano se ve obstaculizada principalmente por las percepciones sociales y culturales asociadas a este recurso. Una de las principales problemáticas es la visión negativa de los habitantes hacia el pez, que van desde la percepción como un agente invasor o como lo mencionan algunos locales “plagas”, hasta su mal aspecto y olor. Esta percepción contribuye a que muchas personas rechacen el recurso, generando una resistencia a su consumo por los locales.

Otro factor es la preferencia por otros tipos de pescado que tradicionalmente forman parte de la dieta del sitio; las costumbres gastronómicas que son parte integral de la identidad local han ido evolucionado alrededor de especies específicas por lo que el cambio o incorporación de una especie invasora genera un choque a sus tradiciones culinarias. Sin embargo, existen comunidades o trabajos de acercamiento con los locales donde se ha experimentado con la carne de pez Diablo, estas iniciativas a menudo se limitan a un grupo pequeño por lo que es necesario el trabajo constante para el acercamiento y posteriormente la aceptación.

Huevo de pez Diablo

Una alternativa para el consumo del pez Diablo, sería el consumo de la huevo del pez, ya que las gónadas llegan a representar el 20-30% del peso total dependiendo de la especie. Las gónadas se caracterizan poseer un color amarillo que a simple vista es atractivo para el consumidor. En general, la huevo de pescado presenta altas concentraciones de proteína (16% a 30%) y contenido lipídico (menos del 5% a 20%) (Bledsoe *et al.*, 2003) convirtiéndola en una importante fuente de aminoácidos esenciales y no esenciales, así como de vitaminas (A, B, C) y elementos minerales (Moradi, 2003).

De acuerdo con el trabajo desarrollado por Guillén (2009) la huevo del pez Diablo posee un contenido de humedad de 58.5-63%, proteína de 22.6-26%, grasa de 8.2-9.4%; cenizas 1.7-2.2% y 1.1-7.4% de carbohidratos, siendo esta composición similar a las especies *Mugil cephalus* (lisa) y *Oncorinchus keta* (salmón) (De Andrade-Ferreira, 2006). Por esta razón, se ha considerado su potencial para la producción de caviar de excelente calidad.

Es importante mencionar que la viabilidad de esta propuesta enfrenta varios desafíos, en primer lugar, al igual que el consumo de la carne la aceptación cultural puede ser limitada por las percepciones previamente mencionadas. Además, el proceso de recolección y procesamiento de las huevas para obtener caviar de calidad puede requerir una infraestructura especializada, lo que representa una inversión significativa. Por otro lado, la producción de caviar a partir de pez Diablo puede verse afectada por factores como la

disponibilidad de reproductores. Sin embargo, a pesar de estos retos la propuesta tiene un gran potencial, siempre y cuando se supere la barrera cultural y la inversión de capital inicial.

Consumo indirecto. Harina de pescado

La harina de pescado es reconocida como una fuente de proteína ideal en las dietas de organismos acuáticos, incluyendo tanto carnívoros como algunos omnívoros debido a su alto contenido proteico (entre 64% y 72%), combinado con su alto contenido de aminoácidos, ácidos grasos esenciales, minerales y vitaminas (Hernández, 2012).

En este contexto, la harina de pez Diablo, se presenta como una alternativa para la elaboración de dietas para crías de *O. niloticus*, mostrando resultados satisfactorios en el crecimiento, eficiencia alimenticia y actividad enzimática digestiva de los peces (Filigrana, 2016). Adicionalmente, se ha identificado que este subproducto ofrece mejores resultados al optimizar su proceso de fabricación ajustando la proporción de ingredientes proteínicos, sustituyendo parcialmente algunos de origen vegetal por esta harina. De esta forma, no solo se aprovecharían los beneficios nutricionales, sino que se mejora la sostenibilidad de las prácticas acuícolas.

Además de su potencial en el sector de la acuicultura, la harina de pez Diablo tiene aplicaciones en la agricultura como fertilizante orgánico, ya que posee un contenido elevado de proteínas (47.9%) y cenizas (34.7%), lo cual aporta nutrientes esenciales como nitrógeno (7.74%) y fósforo (4.65%), convirtiéndolo en un valioso suplemento para el cultivo. Otra de las ventajas que tiene el uso de esta harina en el sector agrícola, es que reduce la producción de gases de efecto invernadero, como el metano (59.33%) y el dióxido de carbono (15.25%), posicionándola como una alternativa ecológica frente a los fertilizantes nitrogenados inorgánicos (Escalera-Gallardo *et al.*, 2012).

Ensilado de pez Diablo

Esta opción ha sido viable para aprovechar la biomasa en la producción de alimento para ganado y fertilizantes orgánicos. El proceso de ensilado implica la conservación del pez a través de la fermentación anaeróbica, otorgando una vida útil al producto y facilitando su transporte y almacenamiento. De acuerdo con Balsinde *et al.* (2004), el ensilado es un alimento que posee gran digestibilidad, proporcionándole al alimento proteínas de un elevado valor nutricional. Uno de los aspectos positivos de este proceso es su bajo costo de producción. Debido a la alta abundancia del pez Diablo en diversos sistemas, su recolección no representaría una inversión significativa, además el proceso del ensilado no requiere tecnologías sofisticadas, lo que lo convierte en una opción atractiva para las comunidades locales que buscan soluciones prácticas y accesibles.

Hoy en día los retos a los que se enfrenta esta propuesta son mínimos, la aceptación de este producto es uno de ellos, ya que existen muy pocos productores que utilizan el ensilado como un procedimiento para elaborar las dietas de su ganado. El desafío podría tornarse en la calidad de la biomasa del pez Diablo, ya que el tamaño, la edad y el lugar de captura podría influir en su valor nutritivo.

Biogás

El aprovechamiento del pez Diablo para la producción de biogás y fertilizantes orgánicos es una opción interesante y sostenible que permite convertir una especie invasora en recursos útiles para la agricultura y la producción de energía. El proceso de conversión biomasa a biogás se basa en la fermentación anaeróbica, un proceso natural en el cual los microorganismos descomponen la materia orgánica y producen metano, un gas con alto poder calorífico que puede ser utilizado como fuente de energía. Adicional a esto, el residuo generado en el proceso de digestión (digestato), puede ser utilizado como fertilizante orgánico dado a su alto contenido de nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo y potasio, lo que se convierte en una excelente alternativa ante los fertilizantes químicos (Chávez, 2016).

Hoy en día esta tecnología está en uso por parte de los primeros productores, los biorreactores son una tecnología accesible ya que no requiere una gran infraestructura para pequeños sectores productivos por lo que se traduce en una alta rentabilidad.

Remoción de contaminantes en agua

El siguiente uso es resultado del trabajo innovador de Aguilera (2023), el cual se centró en evaluar tecnologías ambientales basadas en el aprovechamiento integral y sostenible de la biomasa de pez Diablo para remediar cuerpos de agua contaminados. A través de cuatro etapas desarrollo soluciones que incluyen la producción de bioenergía mediante la degradación de ibuprofeno y carbamazepina en celdas de combustibles microbianas, utilizando bioánodos fabricados a partir del carbonizado de huesos de pez Diablo. Además, evaluó el efecto de la harina de pescado como coagulante natural para el tratamiento de aguas residuales en la industria cerámica y una granja acuícola, demostrando su efectividad alcanzando altos niveles de remoción contaminante.

Discusión

La transferencia de tecnología y conocimiento es fundamental para el avance científico y tecnológico en diversas disciplinas. La interacción entre científicos, estudiantes, académicos y otros sectores de la población desempeña un papel crucial en la generación de ideas, diseño de metodologías innovadoras y soluciones prácticas para el control de especies invasoras como el pez Diablo.

Los foros de discusión y los encuentros interdisciplinarios son plataformas valiosas para este intercambio, ya que permiten a los científicos compartir sus hallazgos, aprender de la experiencia de otros y recibir retroalimentación de distintos actores involucrados en la problemática. No solo enriquecen el proceso investigativo, sino que también facilitan la adopción de tecnologías y enfoques en contextos locales, lo cual es esencial para la implementación exitosa de programas que respondan a una problemática.

Otra de las ventajas que poseen estos eventos es que permiten acercar el conocimiento científico a sectores que pueden no estar familiarizados con los aspectos técnicos de la investigación, como comunidades rurales, algunos estudiantes y emprendedores del sitio. En este sentido, la participación de académicos en estos eventos fomenta un entorno de colaboración, donde el conocimiento se democratiza y se hace accesible a un público más amplio. Los estudiantes, por ejemplo, tienen la oportunidad de involucrarse en las discusiones y proyectos de investigación, lo que los prepara para el ejercicio profesional, mientras que las comunidades pueden obtener herramientas prácticas para enfrentar los problemas que les afectan directamente.

La transferencia de tecnología y conocimiento, entonces, no solo es una responsabilidad académica, sino también una oportunidad para generar impacto social y ambiental positivo.

En cuanto a las propuestas de aprovechamiento del pez Diablo antes descritas, han sido una respuesta innovadora a los desafíos ecológicos y económicos que esta especie invasora genera. Las metas establecidas en este tipo de iniciativas son importantes, ya que buscan transformar una amenaza ecológica en una fuente de recursos útiles y sostenibles. Sin embargo, es esencial destacar que estas son solo algunas de las posibles soluciones, y la innovación continúa siendo clave para el desarrollo de nuevas alternativas.

La transferencia de tecnología y conocimiento juega un rol central en este proceso de innovación. Al compartir y adaptar los avances científicos, se fomenta la creación de soluciones que no solo sean eficaces, sino también adaptables a diferentes contextos. Por ejemplo, aunque el aprovechamiento del pez Diablo para la producción de biogás o fertilizantes es prometedor, no todos los entornos o comunidades pueden contar con la infraestructura necesaria para implementarlos a gran escala, es ahí donde la transferencia de conocimiento, sumada a la colaboración con diferentes sectores, puede generar ajustes en los modelos de producción y facilitar la implementación de tecnologías más accesibles y escalables.

Es importante que, al avanzar con estas propuestas, se sigan explorando alternativas, ya que la innovación constante es crucial para mejorar los procesos y alcanzar los objetivos

de sostenibilidad. La ciencia nunca debe considerarse estática, y las soluciones aplicadas en un contexto específico pueden no ser aplicables a otros sin ajustes o adaptaciones.

En este sentido, la transferencia de conocimiento y la colaboración entre diferentes disciplinas y sectores de la sociedad son esenciales para fomentar una cultura de innovación abierta, que permita seguir desarrollando soluciones más eficientes y sostenibles en el aprovechamiento del pez Diablo y otras especies invasoras.

Conclusiones

El intercambio de conocimientos entre científicos, estudiantes y la sociedad es clave no solo para abordar los desafíos actuales, sino también para fomentar un entorno de innovación continua que permita encontrar soluciones efectivas y adaptativas a los problemas ambientales, económicos y sociales que enfrentamos. La colaboración en foros, la transferencia de tecnología y la apertura hacia nuevas ideas son la base sobre la cual se pueden construir las metas de aprovechamiento del pez Diablo, y más allá de ellas, un futuro más sostenible y equitativo.

Literatura citada

- Aguilera MM. 2023. Aprovechamiento integral de la especie invasora pez Diablo en el desarrollo de tecnologías para la remoción de contaminantes en agua y un análisis de ciclo de vida de su implementación. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 84 p.
- Ayala LA, Vega BI, Terán GJ y GE Martínez. 2015. *El pez diablo en México: Guía para administradores y usuarios de recursos pesqueros*. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 63 p.
- Balsinde RM, Fraga CI y LJ Galindo. 2004. Inclusión del ensilado de pescado: Alternativa en la elaboración de un alimento extruido para el camarón de cultivo. II Congreso

- Iberoamericano Virtual de Acuicultura. La Habana: Centro de Investigaciones Pesqueras (CIVA). 303-309.
- Bledsoe G, Bledsoe CD y B Rasco. 2003. Caviars and fish roe products. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*. 43(3): 317-356.
- Castañeda-Valbuena D, Castro-Flórez Y y SL Ovando-Chacón. 2019. Pez Diablo (*Pterygoplichthys pardalis*): ¿Una plaga con potencial para el aprovechamiento agroindustrial?. Congreso Internacional de Investigación Académica Journals Chiapas.
- Chávez JA. 2016. Producción de biogás y biofertilizante a partir del uso de productos pesqueros para el aprovechamiento del pez Diablo. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.
- De Andrade-Ferreira F. 2006. Desenvolvimento del producto tipo caviar a base de hueva de Tainha (*Mugil platanus*). Ingeniería y ciencia de los alimentos. Rio Grande, RS: Universidad Federal de Rio Grande. 77p.
- Escalera-Gallardo C, Arroyo-Damián M, Moncayo-Estrada R y JA Zarazúa. 2012. *Pesquería sustentable y desarrollo local. Uso y aprovechamiento potencial del pez Diablo*. Universidad de Guanajuato. Guanajuato. México. 281 p.
- Filigrana G. 2016. Uso de la harina de pez Diablo (*Pterygoplichthys spp*) en la alimentación de tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*). Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. 56 p.
- Fonseca R y P Vargas. 2018. Estudio de factibilidad del aprovechamiento económico de una especie invasora *Hipostomus plecostomus* en el humedal de Caño Negro, Costa Rica. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*. 10(2): 31-49.
- Guillén EJ. 2009. Efecto del almacenamiento en hielo sobre las características físico-químicas de la hueva de pez Diablo (*Pterygoplichthys disjunctivus*) y su vialidad para elaborar caviar. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo. 108 p.

- Hernández C. 2012. *Uso de subproductos para la alimentación de tilapia y camarón*. Editorial Académica Española. España. 81 p.
- Lee KC, Lee S y I Kang. 2005. KMPI: measuring knowledge management performance. *Information & Managment*. 42(3): 469-482.
- Limón-Hernández LE, Jiménez-Badillo ML y C Meiners-Mandujano. 2023. El pez Diablo, una especie exótica invasora en la mira de la Cuenca del río Papaloapan. *Revista Multidisciplinaria de Ciencia, Innovación y Desarrollo*. 2(1): 9-13.
- Moradi Y. 2003. HACCP in Iranian Caviar. *Emirate Journal of Agriculture Science*. 15(2): 72-79.
- Ruíz-Aguilar MY, Montes-Molina JA, Castañón-González, Gutiérrez-Miceli FA, Hernández-Guzmán M, López-López H, Ruíz-Valdiviezo VM y JJ Villalobos-Maldonado. 2022. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 39(1): 159-169.

