

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**Ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Una
aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo.**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

**DOCTOR EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMA TROPICALES**

PRESENTA

Vicente Castro Castro

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Marzo, 2025





UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

SECRETARÍA ACADÉMICA DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 03 de marzo de 2025

Oficio No. SA/DIP/0189/2025

Asunto: Autorización de Impresión de Tesis

C. Vicente Castro Castro

CVU: 201480

Candidato al Grado de Doctor en Ciencias en Biodiversidad y

Conservación de Ecosistemas Tropicales

Instituto de Ciencias Biológicas

UNICACH

Presente

Con fundamento en la opinión favorable emitida por escrito por la Comisión Revisora que analizó el trabajo terminal presentado por usted, denominado Ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabillo, Chiapas, México. Una aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo cuyo Director de tesis es el Dr. Gustavo Rivera Velázquez (CVU: 206282) y Co-Director el Dr. Miguel Ángel Peralta Meixueiro (CVU: 47263) quienes avalan el cumplimiento de los criterios metodológicos y de contenido; esta Dirección a mi cargo autoriza la impresión del documento en cita, para la defensa oral del mismo, en el examen que habrá de sustentar para obtener el Grado de Doctor en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales.

Es imprescindible observar las características normativas que debe guardar el documento impreso, así como realizar la entrega en esta Dirección de un ejemplar empastado.

Atentamente

“Por la Cultura de mi Raza”

Dra. Dulce Karol Ramírez López
DIRECTORA



DIRECCIÓN DE
INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

C.c.p. Dra. Alma Gabriela Verdugo Valdez, Directora del Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.
Dr. Miguel Ángel Peralta Meixueiro, Coordinador del Posgrado, Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.
Archivo/minutario.

EPL/DKRL/bb/igp/gtr



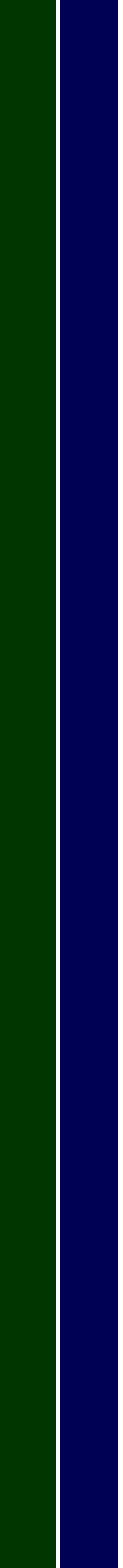
Ilustración: Noé Zenteno

2025, Año de la mujer indígena

Año de Rosario Castellanos



Ciudad Universitaria, libramiento norte
poniente 1150, col. Lajas Maciel C.P. 29039.
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México
investigacionyposgrado@unicach.mx



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**Ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Una
aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
DOCTOR EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TROPICALES**

PRESENTA
Vicente Castro Castro

Director
Dr. Gustavo Rivera Velázquez
Instituto de Ciencias Biológicas
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas

Co-director
Dr. Miguel Ángel Peralta Meixueiro
Instituto de Ciencias Biológicas
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas

Asesor
Dr. Francisco Javier López Rasgado
Instituto de Ciencias Biológicas
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Marzo, 2025

Esta investigación se realizó bajo la Dirección del Dr. Gustavo Rivera Velázquez, la Co-Dirección del Dr. Miguel Ángel Peralta Meixuero y la Asesoría del Dr. Francisco Javier López Rasgado. El estudio de campo se llevó a cabo con apoyo de la SCPP “Pescadores del Cabildo”, mientras que el estudio de laboratorio y gabinete se realizó en el área de Conservación de Recursos Naturales y Cambio Climático de la Escuela de Sistemas Alimentarios de la Universidad Autónoma de Chiapas; así como, en el laboratorio de Acuacultura y Evaluación Pesquera del Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, además del laboratorio de Ecología de Recursos Pesqueros del Centro de Investigaciones Costeras del Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

DEDICATORIA

No hay motor más grande y más fuerte en esta tierra, para que un hombre luche y alcance sus metas, que sus hijos. Este logro va dedicado a esos cuatro angelitos, hoy todos unos adultos universitarios, que motivan y alegran mi vida, María Cristina, José Vicente, Isaac Baruc y Ángel Gabriel, hijos les amo.

A mis hermanos José Luis, Elaine Salome y Carlos Eduardo, con quienes desde niños jugamos, peleamos, compartimos y hoy en día son piezas fundamentales de mi vida, mejores hermanos, no pude tener. ¡Gracias hermanos!

A mis hermanos Yadira Esmeralda y Miguel Ángel, que junto con la tía Conchy, son piezas invaluables de mi vida. Siempre presentes en mi vida.

A quienes desde niño velaron por mí, y me apoyaron siempre en mi formación profesional, hoy ya ausentes, a mi madre María Elena (mi ruquis) y mi padre Manuel (Don meme), gracias, muchas gracias por todo.

“Piensa en que puedes triunfar, créelo firmemente y entonces harás lo que sea necesario para tener éxito”

Dale Carnegie



AGRADECIMIENTOS

Las palabras suelen ser muchas veces insuficientes para expresar todo el sentimiento de agradecimiento por el respaldo y guía recibidos en un proceso tan complejo como es la formación profesional de alto nivel; no obstante, un gracias sincero les expreso a:

- ❖ Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, hoy un *Alma Mater* más de mi formación profesional.
- ❖ A mi Director Dr. Gustavo Rivera Velásquez, por el apoyo, confianza y creer en un servidor.
- ❖ A mis asesores Dr. Miguel Ángel Peralta Meixueiro y Dr. Francisco Javier López Rasgado, excelentes guías en este proceso doctoral y excelentes seres humanos.
- ❖ A mi Comité Sinodal, Dra. Clara Luz Miceli Méndez, Dra. Genoveva Cerdáñares Ladrón de Guevera, Dr. Emilio Ismael Romero Berny y Dr. Ernesto Velázquez Velázquez. Sus sugerencias sin duda enriquecieron y mejoraron la calidad de tesis elaborada. Gracias mil.
- ❖ A la SCPP “Pescadores del Cabildo” de Puerto Madero, su apoyo fue fundamental para el trabajo de campo. Gracias amigos.
- ❖ A la Universidad Autónoma de Chiapas por darme ese espacio y libertad para realizar mi pasión profesional y, además, pagarme por ello.
- ❖ A esas amigas y amigos que siempre han estado y están ahí para compartir momentos malos, buenos, especiales, y felices.

A todos gracias, mil gracias por ayudarme a alcanzar esta meta



Contenido

Contexto	1
Capítulo 01. Complejidad ambiental de una laguna costera de un ecosistema de manglar Environmental complexity of a coastal lagoon in a mangrove ecosystem	5
Capítulo 02. Ictiodiversidad en un sistema lagunar estuarino del Pacífico Sur de México Ichthyodiversity in an estuarine lagoon system in the South of Mexico	16
Capítulo 03. Influencia de factores ambientales en los cambios de la ictiodiversidad de Laguna Pampa el Cabildo, Chiapas, México Influence of environmental factors on the changes in ichthyodiversity of Laguna Pampa el Cabildo, Chiapas, Mexico	46
Capítulo 04. Efecto de la alta temperatura del agua en tres especies de peces de una laguna costera tropical. Una aproximación experimental con mesocosmo Effect of high water temperature on three fish species in a tropical coastal lagoon. An experimental mesocosm approach	69
Capítulo 05. Ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Una aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo Ichthyodiversity of Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, Mexico. An approach to analysis as a complex adaptive system	83
Capítulo 06. Conclusiones generales General conclusions	103

Contexto

Biodiversidad, variedad de vida. Desde 1992 la Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB), manifestó la importancia crítica de la biodiversidad para satisfacer las necesidades de alimentación, de salud y de otra naturaleza para la población mundial en crecimiento (CDB, 1992). Así, es claro que la humanidad necesita, incuestionablemente, de la biodiversidad para su supervivencia.

La biodiversidad, se define como “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (CDB, 1992). Considerando que la misma definición menciona a la biodiversidad de ecosistemas y complejos ecológicos, lo que involucra no sólo las interacciones intra

y entre especies, sino también las relaciones con los factores ambientales y socioecológicos, resulta incuestionable considerar a la biodiversidad como un sistema complejo (Fig. 1), y a su vez, un componente valioso de un sistema complejo superior (Fig. 2), donde su análisis, conservación y aprovechamiento sustentable, presenta grandes desafíos. “El mundo que nos rodea es complejo, como lo es también cada célula que nos compone” (Hernández-Hernández & González-González, 2016).

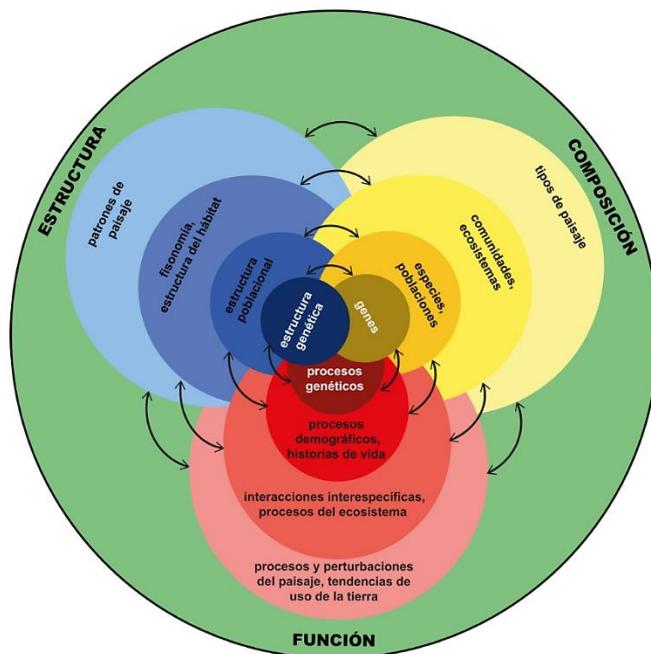


Figura 1. Esquema representativo que muestra la estructura jerárquica de organización de la diversidad biológica, considerando su complejidad de composición, estructura y función. Imagen tomada de Brandão et al. (2021).

desde una perspectiva holística y heurística, el presente trabajo aporta inicialmente en este sentido.

La ictiodiversidad es un cúmulo de una inmensa variedad de peces de diferentes niveles tróficos que interactúa con otros grupos taxonómicos y su ambiente, resulta pues todo un sistema complejo necesario de ser analizado

Esta investigación, es una primera aproximación al análisis de la diversidad de peces desde una perspectiva de sistema complejo, destacando que dicho tipo de análisis ha sido poco estudiado. En este sentido, el estudio inició desde la investigación de las condiciones ambientales de la comunidad de peces en una laguna costera tropical del Pacífico mexicano, que forma parte del capítulo 01, donde se realiza la propuesta de un índice de complejidad ambiental (ICAM), índice que toma como base la estadística inferencial.

En el capítulo 02, se describe la diversidad de peces capturados a lo largo de un año de trabajo de campo en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. El estudio hace uso de los índices de Shannon-Wiener, equidad de Pielou y dominancia de Simpson, se calculó la diversidad verdadera o número efectivo de especies (números de Hill) de orden cero (⁰D), orden uno (¹D) y orden dos (²D). Cabe destacar que el presente estudio es el primer análisis de ictiodiversidad de esta laguna costera.

En el capítulo 03 se analiza, a partir de modelos lineales generalizados (MLG) la influencia de los factores ambientales en el número efectivo de especies de orden uno y orden dos. Los modelos generados permiten comprender, estadísticamente, la magnitud de cambio de la diversidad verdadera ante el incremento de la temperatura del agua lagunar, ya que fue el único factor ambiental que presentó relación significativa ($p<0.05$) con el número efectivo de especies de orden uno y dos.

En la siguiente etapa de la investigación, capítulo 04, se realizó un experimento controlado a nivel de mesocosmos, donde bajo temperatura controlada se valoró la sobrevivencia de tres especies de peces de hábitos bentónicos y de amplia disponibilidad en la laguna, lo que permitió conocer la tasa de mortalidad en el rango de temperatura promedio registrada en el agua de la laguna. El experimento resultó clave para conocer la posibilidad y probabilidad de que el incremento de temperatura pueda causar la desaparición de una especie.

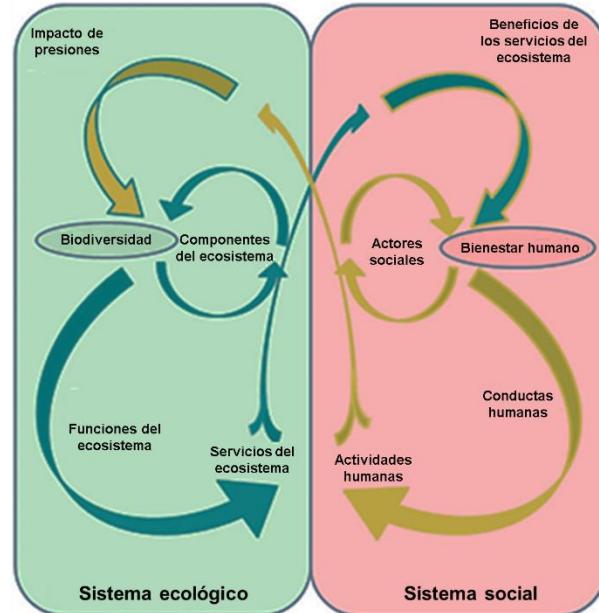


Figura 2. Sistema socioecológico. Imagen tomada de Piet et al. (2020).

El capítulo 05, realiza una primera aproximación para modelar la respuesta de pérdida de la diversidad verdadera (1D y 2D) ante el incremento promedio de la temperatura ambiental del agua de la laguna. Cada elemento del proceso de modelaje, se basó en datos reales y análisis de los datos realizados en esta investigación, y si bien el modelo que se presenta es sencillo, su valía se centra en ser uno de los primeros estudios que modela los cambios en la ictiodiversidad de una laguna costera tropical por consecuencia del incremento de su temperatura ambiental, realizando una representación gráfica con el software NetLogo 6.4.0.

Finalmente, se realiza una integración de toda la información generada y se realiza un análisis holístico de la relación entre la pérdida de diversidad de peces y los factores ambientales, principalmente la temperatura del agua. Así mismo, se finaliza realizando recomendaciones de líneas de investigación que permitan ampliar el escenario para el estudio de ictiodiversidad y factores ambientales, al mismo tiempo se realizan sugerencias que permitan reducir la perdida de la diversidad de peces. Este trabajo, plantea una línea base del análisis de la ictiodiversidad en Laguna Pampa El Cabildo, cuya composición, estructura y función tendrán cambios con el paso del tiempo, lo que permitirá ir enriqueciendo y realizando ajustes (adaptando) al modelo originalmente aquí planteado.

Referencias citadas

- Brandão, R. A., Vargas, Z. M. & Fernandes, S. E. (2021). Biodiversity as a complex clockwork/A biodiversidade como uma engrenagem complexa/La biodiversidad como un engranaje complejo. *Heringiana* 15: 1-16. <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v15i1.917957>
- CDB. (1992). *Convenio sobre la diversidad biológica*. Naciones Unidas.
<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Hernández-Hernández, V., & González-González, C. (2016). Tejiendo redes: Desde las células hasta los ecosistemas. En G. Laguna-Sánchez, R. Marcelín-Jiménez, E. G. Patrick, & H. G. Gerardo. Vázquez (Eds.), *Complejidad y sistemas complejos: Un acercamiento multidimensional* (pp. 1-16).
<http://scifunam.fisica.unam.mx/mir/copit/TS0013ES/TS0013ES.pdf>
- Piet, G., Delacámarra, G., Kraan, M., Röckmann, C., & Lago, M. (2020). *Ecosystem-Based Management, Ecosystem Services and Aquatic Biodiversity: Theory, Tools and Applications* (T. G. O'Higgins, M. Lago, & T. H. DeWitt, Eds.). Springer International Publishing.
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-45843-0>

♪Capítulo 01♪

Complejidad ambiental de una laguna costera de un ecosistema de manglar
Environmental complexity of a coastal lagoon in a mangrove ecosystem

Complejidad ambiental de una laguna costera de un ecosistema de manglar

Vicente Castro-Castro^{1,*} , Gustavo Rivera-Velázquez² , Miguel Ángel Peralta-Meixueiro² , Francisco Javier López-Rasgado³ 

(1) Programa de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente No. 1150, colonia Lajas Maciel, C.P. 29039, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

(2) Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente No. 1150, colonia Lajas Maciel, C.P. 29039, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

(3) Centro de Investigaciones Costeras, Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Calle Juan José Calzada S/N, colonia Evolución, CP 30500 Tonalá, Chiapas, México.

(4) * Autor de correspondencia: V. Castro-Castro [vicente.castro@e.unicach.mx; vicente.castro@unach.mx]

> Recibido el 11 de octubre de 2022 - Aceptado el 21 de septiembre de 2023

Como citar: Castro Castro, V., Rivera Velázquez, G., Peralta Meixueiro, M.Á., López Rasgado, F.J. 2023. Complejidad ambiental de una laguna costera de un ecosistema de manglar. *Ecosistemas* 32(3): 2483. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2483>

Complejidad ambiental de una laguna costera de un ecosistema de manglar

Resumen: Laguna Pampa El Cabildo es una laguna costera dentro de un ecosistema de manglar y que forma parte del área natural protegida El Cabildo Amatal, por lo que su conservación debe ser una prioridad para los tres niveles de gobierno y para la sociedad. El objetivo se centró en la propuesta de construcción de un índice de complejidad ambiental de la laguna de estudio, empleando algunas variables ambientales, a partir de la estadística inferencial ($p<0.05$), un índice de construcción sencilla y de fácil entendimiento. Bimensualmente, durante la marea alta diurna (MAD) y marea alta nocturna (MAN), se realizaron mediciones por cuadruplicado de temperatura (°C), salinidad, oxígeno disuelto (mg/L), pH y turbidez (UNT) en 11 sitios (S) de muestreo. Se realizó un análisis descriptivo de las variables analizadas (promedio, desviación estándar, valor mínimo y valor máximo), se exploraron similitudes espacio-temporales (análisis de conglomerados) y se propuso un índice de complejidad ambiental (ICAM), teniendo como base el análisis de varianza, con niveles que van de un sistema muy heterogéneo/complejo a un sistema homogéneo/no complejo. Se registró una amplia variación promedio de los factores analizados entre meses y una menor variación entre sitios. El análisis de similitud destacó, en cuatro de las cinco variables analizadas, similitudes en los S1 y S2, sugiriendo esta área como una unidad ambiental distinta al resto de la laguna. Los ICAM calculados describen una laguna temporalmente compleja (0.25 y 0.35) y espacialmente poco compleja (0.69 y 0.79) tanto en MAD como en MAN respectivamente. Se sugiere considerar las unidades ambientales y los niveles de complejidad identificadas en este estudio, en decisiones de conservación de la laguna.

Palabras clave: complejidad ambiental; Chiapas; factores fisicoquímicos; índice de complejidad; unidad ambiental

Environmental complexity of a coastal lagoon of a mangrove ecosystem

Abstract: Laguna Pampa El Cabildo is a coastal lagoon within a mangrove ecosystem and is part of the El Cabildo Amatal protected natural area, so its conservation should be a priority for the three levels of government and for society. The objective focused on the proposal to construct an index of environmental complexity of the study lagoon, using some environmental variables, based on inferential statistics ($p<0.05$), a simple construction index that is easy to understand. Every two months, during the daytime high tide (DHT) and night-time high tide (NHT), in quadruplicate measures of temperature (°C), salinity, dissolved oxygen (mg/L), pH and turbidity (UNT) in 11 sampling points (p) were carried out. A descriptive analysis of the studied variables (average, standard deviation, minimum value and maximum value) was carried out, similarities temporal-spaces were explored (analysis of conglomerates) and environmental complexity index was proposed (ECI), having as a basis the analysis of variance, with levels which go from a very heterogeneous/complex system to a homogeneous/non-complex system. A broad average variation of the analyzed factors among months and a less variation among sampling points were registered. The analysis of similarity highlighted, in four of the five analyzed variables, similarities in the S1 and S2, showing this area as an environmental unit different to the rest of the lagoon. The calculated ECI describe a temporarily complex lagoon (0.25 and 0.35) and spatially a little complex (0.69 and 0.79) as in DHT as in NHT respectively. It is suggested to consider the environmental units and the identified levels of complexity in this study, to make decisions for conservation of the lagoon.

Keywords: environmental complexity; Chiapas; physicochemical factors; complexity index; environmental unit

Introducción

Los sistemas complejos son sistemas fuera de equilibrio termodinámico, constituidos por un conjunto grande de componentes individuales con interacción fuerte entre sí, que presentan una jerarquía de escalas de descripción comúnmente asociados a procesos de auto organización (Miramontes 1999; Dagdug 2014). Los

sistemas complejos buscan explicar, entre otras cosas, como los componentes o elementos simples pueden organizarse como un colectivo y generar nuevos patrones, además de estudiar los cambios o momentos de transformación de un sistema u organización a otra fase o etapa (Mitchell 2009; Luengo 2018), conocer tales cambios, contribuiría a anticiparse a posibles consecuencias nocivas en el sistema. El ecosistema es un conjunto de sistemas com-

plejos, seres vivos (biodiversidad) y ambiente físico, que interactúan en diferentes escalas temporales y espaciales, permiten el cambio entre la materia y energía, por lo que poseen estructura y función específica, consecuentemente son más que la simple suma de sus componentes (Baddi et al. 2007). Muchos científicos y teóricos han manifestado que la complejidad es una característica de importancia del ambiente (Cannon y St. John 2007). Las lagunas costeras pueden ser sistemas más complejos de lo esperado (Pérez-Ruzafa et al. 2004; 2005; 2007; 2008).

Las lagunas costeras son ecosistemas acuáticos complejos que proporcionan valiosos servicios ambientales (producción de oxígeno, captura de carbono, biodiversidad, entre otros), y en los trópicos suelen estar bordeados por manglares (Kennish y Paerl 2010), por lo que es cierto decir (Kathiresan y Bingham 2001; Mitra et al. 2017), que las lagunas costeras (áreas de pesca comercial y pesca de subsistencia) y el manglar (producción de hojarasca que sustenta redes tróficas) son componentes asociados al ecosistema de manglar. Comprender la gran complejidad de los procesos que interaccionan, determinan y mantienen la biodiversidad en los ecosistemas de manglar resultan todo un desafío (Feller et al. 2010), donde las condiciones del agua de la laguna (factores ambientales) resultan importantes al ser condiciones que regulan la biodiversidad a través de procesos de clasificación de especies (Norberg 2004).

Sin pretender entrar en un análisis detallado sobre las formas de medir la complejidad, algunas formas de realizarlo son las simulaciones de cómputo, análisis de fragmentación, índices de bifurcación Horton-Strahler, el índice de ramificación Carrillo-Mendoza, la complejidad de Kolmogorov entre otros (Casas y Romero 2016); sin embargo, el gran desafío es lograr medir de una manera clara, y lo más sencillo posible, el nivel de complejidad de un sistema. El reto es lograr convertir la información obtenida en un modelo matemático, que refleje lo que ocurre en el sistema, por lo tanto, debe reducir el sistema al mínimo sin omitir variables de alta importancia y saber cuáles pueden ser ignoradas, sin renunciar a la complejidad del modelo (ser tan sencillo como sea posible sin perder la complejidad), lo que facilitará su análisis y procesamiento (Holling 2001; Green et al. 2005; Casas y Romero 2016). Los índices compuestos responden a esta propuesta de ser lo más sencillo posible sin perder complejidad, ya que pueden reflejar un “sistema complejo” formado por numerosos “componentes” y facilita su comprensión como un conjunto y no en piezas individuales (Greco et al. 2019); además, han sido aplicados en estudios ambientales (Juwana et al. 2012; Wirehn et al. 2015). Así, resulta necesario y de gran interés construir un índice de complejidad ambiental de una laguna costera, a partir de un procedimiento sencillo y de fácil comprensión, que contribuya a entender las condiciones y procesos socioecológicos que existen (pesca, acuacultura, biodiversidad, dinámica entre otros), que a su vez aporte elementos para su conservación y manejo. El presente estudio aporta en este sentido.

Los estudios sobre la complejidad estructural del bosque de manglar, incluyendo en Chiapas, son comunes (Blanco et al. 2001; Samper-Villarreal y Silva-Benavides 2015; Torres 2019 y Velázquez-Pérez et al. 2019 entre otros), otros estudios centran su interés en la complejidad de la estructura de comunidades de peces (Padilla-Serrato et al. 2017), mientras que otros analizan la complejidad de las lagunas costeras a partir de diversos índices como los de ocupación costera, afectación agrícola, de incidencia mixta, impacto de fragmentación entre otros (García-Ayllón 2017); sin embargo, el desarrollo, análisis y entendimiento resultan complejos. No obstante, y considerando la relevancia de las características ambientales del agua lagunar, no se localizó estudio alguno que abordará la complejidad ambiental acuática, por lo que el presente trabajo plantea que es posible la construcción, desarrollo y análisis de un índice de complejidad ambiental sencillo y de accesible comprensión de un sistema lagunar.

Dado que es posible evaluar lo complejo, y uno de los modelos de evaluación es el de medición estadística (Le Moigne 1990; Ta-

rride 1995), el presente trabajo propone, utilizando la estadística inferencial, construir un índice compuesto, el índice de complejidad ambiental (ICAM). Nuestra propuesta inicia considerando que al realizar un análisis estadístico inferencial, deseamos conocer si entre los sitios de muestreo o tratamientos experimentales existe o no diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). En el caso de los análisis ambientales, si comparamos sitios, podemos considerar que, a mayor número de sitios comparados con diferencias estadísticas significativas, entonces el ambiente es más diferente, heterogéneo y/o complejo, mientras que, a mayor número de sitios con no existencia de diferencias estadísticas significativas, el ambiente es más similar, homogéneo y/o no complejo. El objetivo se centró en la propuesta de construcción de un índice de complejidad ambiental de la laguna de estudio, empleando algunas variables ambientales, a partir de la estadística inferencial, un índice de construcción sencilla y de fácil entendimiento.

Materiales y métodos

Laguna de estudio

La investigación de campo se realizó en “Laguna Pampa El Cabildo”, una laguna costera tropical que forma parte de la zona sujeta a conservación ecológica (ZSCE) y humedal de importancia internacional (sitio Ramsar 1771) “El Cabildo Amatal”, área natural protegida (ANP) localizada entre los municipios de Tapachula y Mazatlán, Chiapas, México (Fig. 1). De acuerdo a la clasificación climática de Koppen, modificado por García y CONABIO (1998), su clima es cálido subhúmedo (Aw1), con temperatura media anual superior a 22°C y temperatura del mes más frío mayor de 18°C. Precipitación del mes más seco menor de 60 mm; lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55.3 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual. La vegetación dominante es manglar (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*) y popal (Ovalle-Estrada et al. 2022).

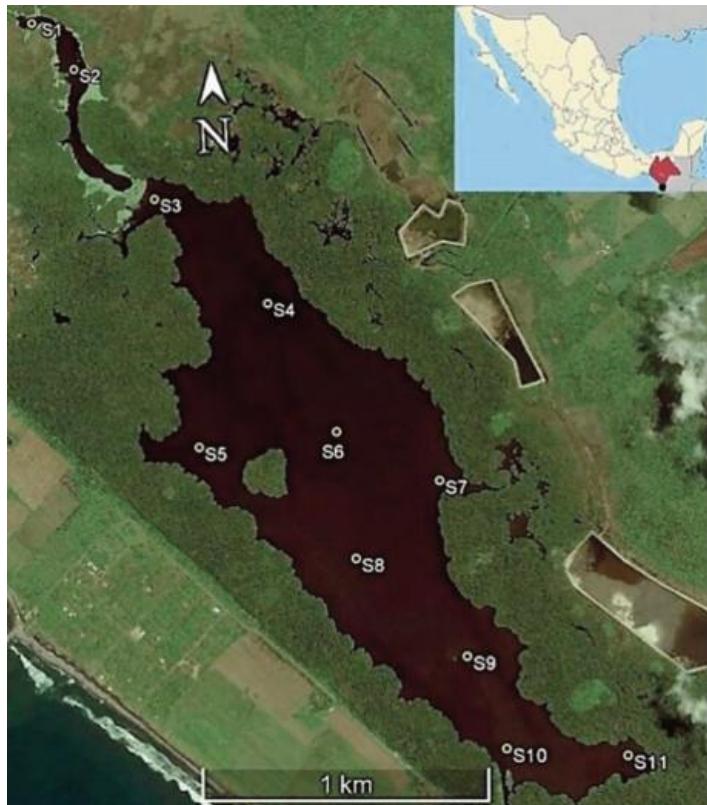


Figura 1. Laguna Pampa El Cabildo, Tapachula, Chiapas.

Figure 1. Laguna Pampa El Cabildo, Tapachula, Chiapas.

Trabajo de campo

Bi mensualmente de octubre 2019 a julio 2020 se realizaron por cuadruplicado, durante la marea alta diurna (MAD) y la marea alta nocturna (MAN), registros de temperatura (°C) y pH con un potenciómetro Hanna (HI98108), salinidad con un refractómetro Hanna (HI96822), turbidez (UNT) con un turbidímetro Hanna (HI98703) y oxígeno disuelto (mg/L) con un oxímetro Hanna (HI9146) del agua superficial (cinco a 10 centímetros de profundidad) de la laguna en 11 sitios de trabajo (Fig. 1), los cuales se establecieron de forma que permitiera abarcar la mayor superficie posible de la laguna y permitiera abarcar el intervalo de marea alta que se calculó en aproximadamente cinco horas en promedio.

Análisis de la información

Los datos ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y turbidez), fueron analizados inicialmente, por estaciones y meses de trabajo, mediante un análisis exploratorio de datos que permitió tener una primera valoración de patrones o tendencias. También se realizó un análisis multivariado de conglomerados (AMC), empleando el índice de similitud de Bray-Curtis con el fin de definir similitudes entre sitios y meses de muestreo de las variables analizadas. Seguidamente se realizó un análisis inferencial a partir de un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía ($\alpha=0.05$) para comparar cada factor ambiental (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto y turbidez) por meses y por sitios, cuando no se logró la normalidad ni la homogeneidad de los datos, fue necesario un análisis de varianza por permutaciones (PERMANOVA) que permitió ver los sitios y meses de muestreo estadísticamente diferentes. El análisis por factor permitió conocer que tan cambiante resulta cada variable y su aportación a la complejidad lagunar. La información fue procesada con los programas computacionales Excel y Past 4.03 (Hammer et al. 2001).

Tabla 1. Escala propuesta de complejidad ambiental.

Table 1. Proposed scale of environmental complexity.

0.00-0.20	0.21-0.40	0.41-0.60	0.61-0.80	0.81-1.00
Sistema muy heterogéneo/complejo	Sistema heterogéneo/complejo	Sistema medianamente heterogéneo/complejo	Sistema poco heterogéneo/complejo	Sistema homogéneo/no complejo

Resultados

Los cambios de los factores ambientales en MAN y MAD en la laguna, por meses de trabajo, se muestran en la Figura 2. La temperatura del agua mostró el valor promedio más elevado durante la MAD con 36.0 ± 0.7 °C durante el mes de julio, inicios de la temporada de lluvias, y el valor promedio más bajo durante la MAN con 25.7 ± 2.2 °C en el mes de enero. Importante destacar la amplia diferencia entre el valor mínimo (23.3 °C) y valor máximo (37.0 °C) registrado en la laguna (13.7 °C). La salinidad registró los mayores valores durante el pico de la temporada de estiaje (enero y marzo) y los valores más bajos durante el pico de la temporada de lluvias (octubre y noviembre), tanto en MAN como en MAD. El oxígeno disuelto (OD), registró valores más homogéneos, siendo, generalmente, más elevados durante la MAD. Los valores promedio de pH oscilaron de 6.7 ± 0.3 en el mes de mayo durante la MAN, hasta 8.7 ± 0.5 en el mes de noviembre también durante la MAN. Finalmente, la turbidez presentó el valor promedio más bajo en MAD (5.0 ± 3.1 UNT) y el valor promedio más alto en MAN (46.0 ± 7.5 UNT).

Para la construcción el ICAM, se partió del ANDEVA de una vía realizado por sitios y meses (unidades de muestreo), seguidamente se calculó la complejidad de cada factor (Ecuación 1):

$$CFA = 1 - (nUMD/nTUM) \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

CFA= Complejidad de cada factor ambiental analizado

nUMD= número de unidades de muestreo con diferencia estadística significativa

nTUM= número total de unidades de muestreo

A continuación, se aplicó una ponderación equitativa para cada factor ambiental analizado, considerando que esta ponderación es la más utilizada en el desarrollo de índices compuestos (Bandura 2008; OECD 2008; Greco et al. 2019), y se procedió al cálculo del ICAM (Ecuación 2):

$$ICAM = (\sum CFA) / nFA \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

ICAM= Índice de complejidad ambiental

nFA= número de factores ambientales analizados

El valor del ICAM obtenido se comparó con la escala de complejidad ambiental propuesta en la Tabla 1 para definir el ICAM lagunar.

Finalmente se aplicó un análisis de varianza de dos vías para tener un escenario adicional de la influencia de los meses-mareas y sitios-mareas en los factores ambientales, de esta manera considerar posibles cambios en la complejidad ambiental de la laguna.

Los cambios de los factores ambientales en MAN y MAD en la laguna, por sitios de trabajo se muestran en la Figura 3. Las temperaturas más cálidas se registraron siempre durante la MAD, que en promedio fue 5.5 °C superior que en MAN. Tanto en MAN como en MAD, las temperaturas promedio más bajas registradas se dieron en los sitios 1 y 2. Los valores promedio presentaron una clara tendencia a disminuir del sitio 11 (sitio más próximo a la zona marina) hacia el sitio 1 (sitio con mayor influencia del agua proveniente del río Coatán), lo cual fue más notorio durante la MAN. También fue claro que los sitios 1 y 2 presentaron, tanto en MAN como en MAD, los valores mínimos. El OD promedio osciló de 4.5 ± 1.7 (S2, MAN) a 9.7 ± 5.0 mg/L (S5, MAD), los valores promedios más altos se registraron durante la MAD, mientras que los valores más bajos se registraron en los S1 y S2, en MAN como en MAD. El pH presentó valores más homogéneos, donde el promedio general de la MAN sólo fue 0.2 unidades de pH menor que el promedio general de la MAD, al igual que las variables anteriores, los S1 y S2, presentaron los promedios más bajos, tanto en MAN como en MAD. Finalmente, la turbidez presentó amplias variaciones promedio, oscilando de 7.7 ± 1.2 (S9, MAN) a 22.1 ± 20.6 (S5, MAD) UNT.

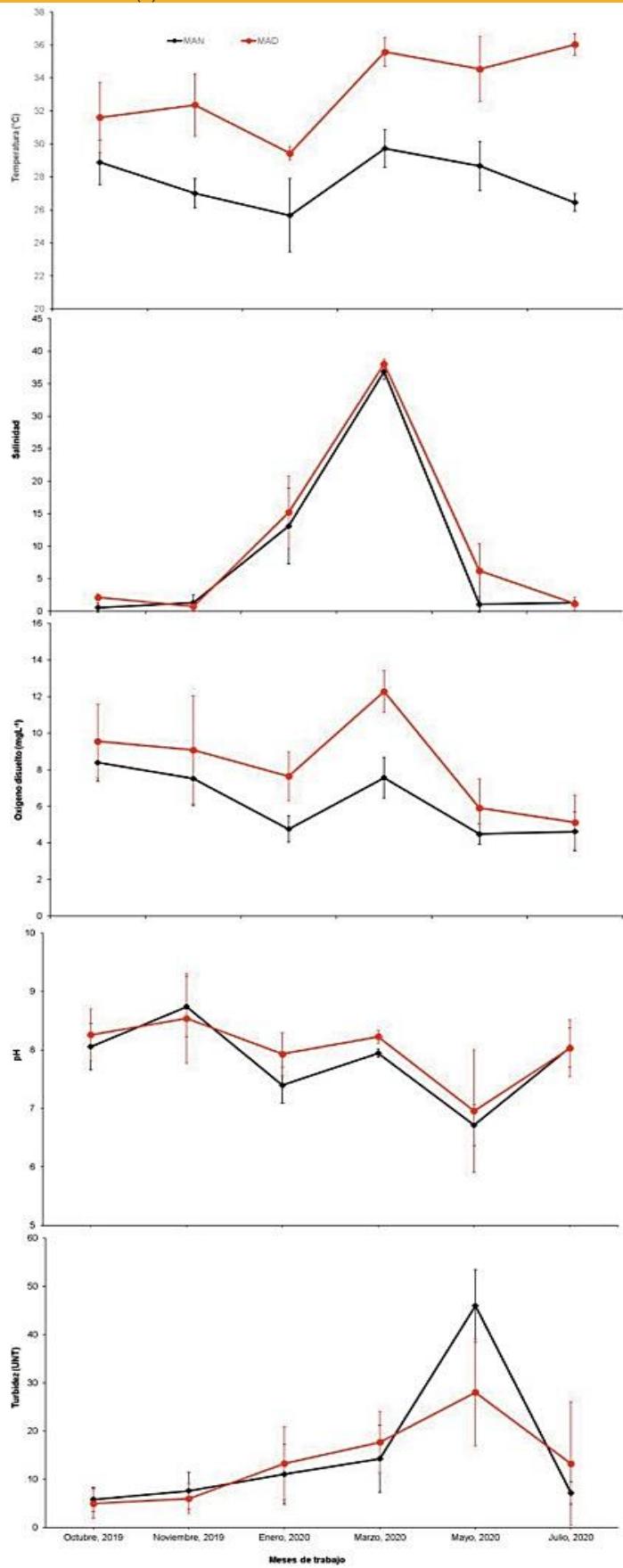


Figura 2. Variaciones de los factores ambientales analizados en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Se presentan valores promedio \pm desviación estándar de marea alta nocturna (MAN) y marea alta diurna (MAD) por meses de trabajo.

Figure 2. Variations of the environmental factors analyzed in Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, Mexico. Mean values \pm standard deviation of nocturnal high tide (NHT) and diurnal high tide (DHT) are presented by months of work.

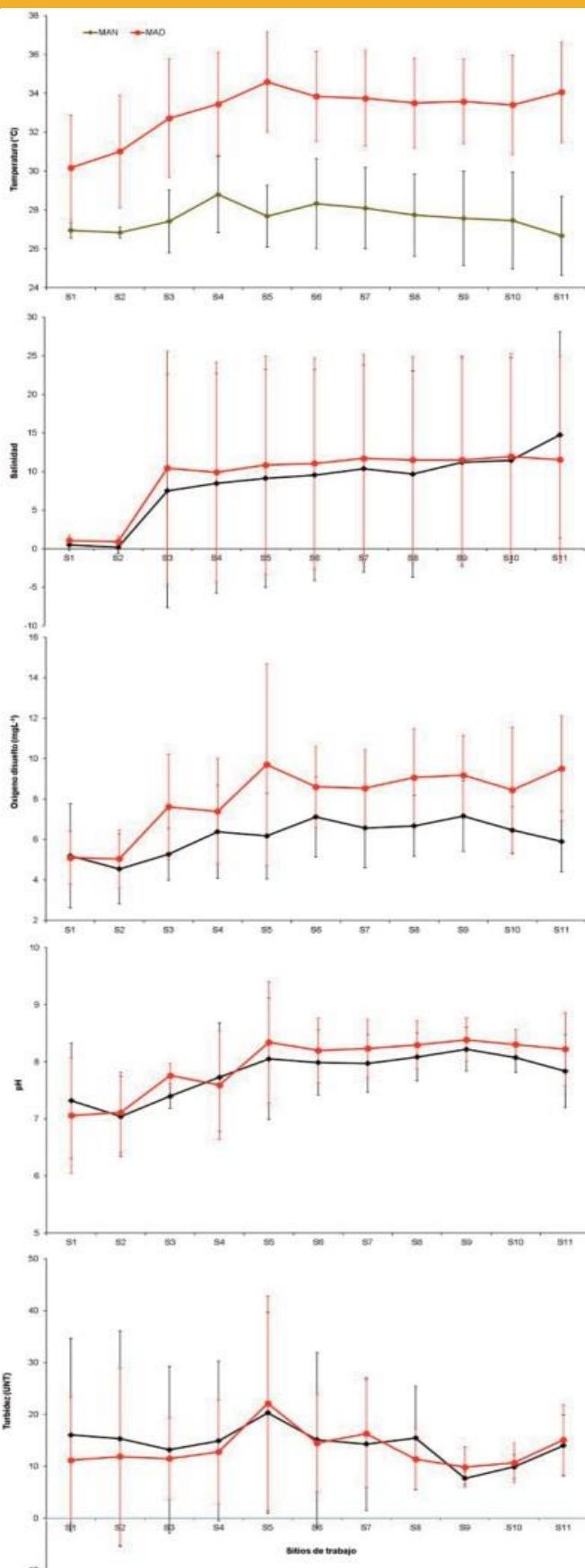


Figura 3. Variaciones de los factores ambientales analizados en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Se presentan valores promedio \pm desviación estándar de marea alta nocturna (MAN) y marea alta diurna (MAD) por sitios de trabajo.

Figure 3. Variations of the environmental factors analyzed in Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, Mexico. Mean values \pm standard deviation of nighttime high tide (NHT) and daytime high tide (DHT) are presented by work sites.

A partir del AMC la temperatura del agua no presentó similitudes importantes, y si mostró que enero fue un mes, tanto en MAN y MAD, separado de cualquier otro mes (promedio general más bajo, $27.5 \pm 2.5^{\circ}\text{C}$), mientras que la salinidad presentó similitud entre los meses de enero y marzo (periodo de estiaje), tanto en MAN como en MAD. El pH presentó alta similitud (mayor a 0.98) entre los meses de julio (de los primeros meses de lluvia) y octubre (de los últimos meses de lluvias), mientras que mayo fue un mes atípico, que se separó totalmente del resto de los meses que se analizaron. El OD y la turbidez, no presentaron patrones claros de similitud. Por sitios de trabajo, el AMC destacó claramente que, con excepción de la turbidez, los sitios 1 y 2 fueron muy similares (Fig. 4).

Referente al análisis inferencial, el ANDEVA mostró diferencias significativas ($p<0.05$) entre la MAN vs MAD para todas las variables ambientales analizadas, excepto la turbidez; sin embargo, no existieron diferencias significativas ($p>0.05$) entre meses y entre sitios (Fig. 5) para la temperatura del agua de la laguna. Por su parte la salinidad, OD y pH mostraron diferencias significativas entre MAN vs MAD, entre meses y sitios de muestreo (Fig. 5).

Considerando que a mayor número de meses y sitios de trabajo con diferencias significativas mayor es la complejidad ambiental, en cuanto a la temperatura es claro que la laguna es homogénea tanto entre meses como entre sitios de muestreo. Entre meses de muestreo, la salinidad presentó el 80% de las comparaciones con diferencias significativas durante la MAN, y el 100% en la MAD (Fig. 6). El OD mostró diferencias significativas en el 73.3% de las comparaciones durante la MAN y de 93.3% durante la MAD (Fig. 6). El pH registró diferencias significativas del

80 y 86.7% en las comparaciones durante la MAN y MAD respectivamente (Fig. 6). La turbidez, al no existir diferencias significativas entre la MAN vs MAD, se analizó juntando los datos de ambas mareas y el 93.3% de las comparaciones presentaron diferencias significativas (Fig. 6).

En el análisis por sitios de muestreo, la salinidad durante la MAN fue totalmente homogénea (0% de sitios con diferencias significativas), mientras que en la MAD el 32.7% de las comparaciones fueron diferentemente significativas (Fig. 7). Para el OD, durante la MAN y MAD, el porcentaje de comparaciones con diferencias significativas fue de 32.7 y 43.6 respectivamente (Fig. 7). El pH presentó un 41.8 % de comparaciones con diferencias significativas en MAN y de 50.98 % en MAD (Fig. 7). Finalmente, la turbidez al no presentar diferencias entre mareas, el análisis de los datos en conjunto mostró un 29.1 % de diferencias significativas (Fig. 7).

Los valores de complejidad ambiental obtenidos por factor analizado, por sitios y por meses de trabajo, y el ICAM lagunar se presentan en las Tablas 2 y 3. El análisis por sitios mostró que la complejidad, por factor analizado, va de no complejo a medianamente complejo, donde el ICAM lagunar fue el de una laguna poco compleja; mientras que el análisis por meses mostró que, por factor analizado, va de no complejo a muy complejo, y el ICAM lagunar se calculó como de una laguna ambientalmente compleja.

El análisis de varianza de dos vías, meses-mareas/factores ambientales mostró que si existió interacción significativa ($p<0.05$) en todos los casos (Tabla 4), mientras que en el caso de sitios-mareas/factores ambientales, las interacciones significativas se presentaron en temperatura y oxígeno disuelto (Tabla 4).

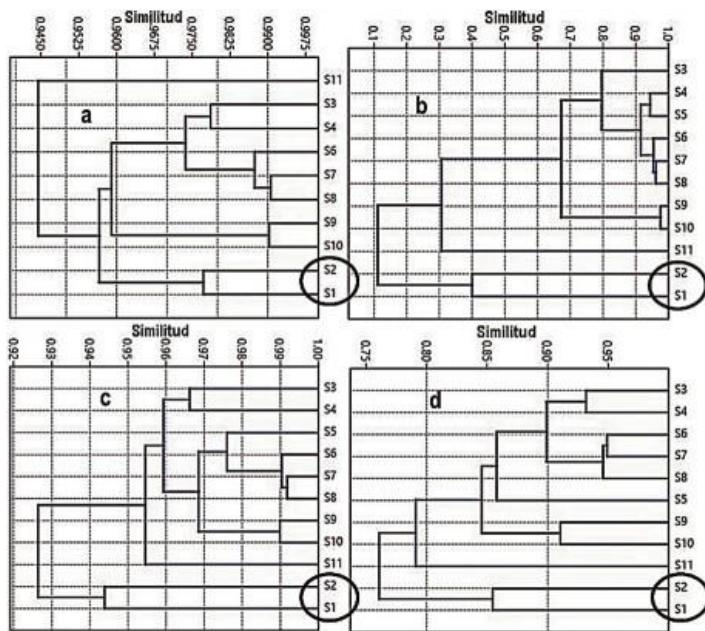


Figura 4. Similitud por sitios de trabajo. a= temperatura, b= salinidad, c= pH y d= OD. Los círculos muestran la similitud de los sitios 1 y 2. Las gráficas integran MAN y MAD.

Figure 4. Similarity by work sites. a= temperature, b= salinity, c= pH and d= DO. The circles show the similarity of sites 1 and 2. The graphs integrate NHT and DHT.

Temperatura del agua de la laguna			
MAN vs. MAD	Entre meses		
	Entre sitios		
$p<0.05$			
MAN vs. MAD	Entre meses		
	Entre sitios		
$p>0.05$			
Salinidad del agua de la laguna			
MAN vs. MAD	Entre meses		
	Entre sitios		
$p<0.05$			
Oxígeno disuelto del agua de la laguna			
MAN vs. MAD	Entre meses		
	Entre sitios		
$p>0.05$			
pH del agua de la laguna			
MAN vs. MAD	Entre meses		
	Entre sitios		
$p>0.05$			
Turbidez del agua de la laguna			
MAN vs. MAD	Entre meses		
	Entre sitios		
$p>0.05$			

Figura 5. Diferencias significativas (rojo) y no significativas (negro) de las variables ambientales analizadas en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

Figure 5. Significant (red) and non-significant (black) differences of the environmental variables analyzed in Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

Salinidad									
MAN					MAD				
Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio	Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio
Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo	Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo
Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio	Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio
Oxígeno disuelto									
MAN					MAD				
Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio	Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio
Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo	Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo
Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio	Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio
pH									
MAN					MAD				
Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio	Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio
Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo	Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo
Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio	Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio
Turbidez									
MAN					MAD				
Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio	Oct.-Nov.	Oct.-Enero	Oct.-Marzo	Oct.-Mayo	Oct.-Julio
Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo	Nov.-Enero	Nov.-Marzo	Nov.-Mayo	Nov.-Julio	Enero-Marzo
Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio	Enero-Mayo	Enero-Julio	Marzo-Mayo	Marzo-Julio	Mayo-Julio

Figura 6. Comparación entre meses de trabajo, durante la MAN y MAD, en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. Rojo = diferencias significativas, negro= no diferencias significativas.

Figure 6. Comparison between months of work, during NHT and DHT, in Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. Red = significant differences, black = no significant differences.

Salinidad									
MAN					MAD				
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S4-S5	S4-S6	S4-S7
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S5-S6	S5-S7	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S4-S5	S4-S6	S4-S7
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S5-S6	S5-S7	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
Oxígeno disuelto									
MAN					MAD				
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S4-S5	S4-S6	S4-S7
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S5-S6	S5-S7	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S3-S12	S4-S5	S4-S6
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S4-S12	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11	S5-S12
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
pH									
MAN					MAD				
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S4-S5	S4-S6	S4-S7
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S5-S6	S5-S7	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S3-S12	S4-S5	S4-S6
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S4-S12	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11	S5-S12
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
Turbidez									
MAN					MAD				
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S4-S5	S4-S6	S4-S7
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S5-S6	S5-S7	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					
S1-S2	S1-S3	S1-S4	S1-S5	S1-S6	S1-S7	S1-S8	S1-S9	S1-S10	S1-S11
S3-S5	S2-S4	S2-S5	S2-S6	S2-S7	S2-S8	S2-S9	S2-S10	S2-S11	S3-S4
S3-S5	S3-S6	S3-S7	S3-S8	S3-S9	S3-S10	S3-S11	S3-S12	S4-S5	S4-S6
S4-S8	S4-S9	S4-S10	S4-S11	S4-S12	S5-S8	S5-S9	S5-S10	S5-S11	S5-S12
S6-S7	S6-S8	S6-S9	S6-S10	S6-S11	S7-S8	S7-S9	S7-S10	S7-S11	S8-S9
S8-S10	S8-S11	S9-S10	S9-S11	S10-S11					

Figura 7. Comparación entre sitios de trabajo, durante la MAN y MAD, en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. Rojo = diferencias significativas, negro= no diferencias significativas.

Figure 7. Comparison between work sites, during NHT and DHT, in Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. Red = significant differences, black = no significant differences.

Tabla 2. Complejidad de cada variable analizada espacialmente e ICAM lagunar, por régimen de marea.**Table 2.** Complexity of each variable analyzed spatially and lagoon ICAM, by tidal regime.

	Variable analizada					ICAM Lagunar
	Temperatura	Salinidad	pH	Oxígeno disuelto	Turbidez	
MAN	1.00	1.00	0.58	0.67	0.71	0.79
MAD	1.00	0.67	0.56	0.49	0.71	0.69

Tabla 3. Complejidad de cada variable analizada temporalmente e ICAM lagunar por régimen de marea.**Table 3.** Complexity of each variable analyzed temporally and lagoon ICAM by tidal regime.

	Variable analizada					ICAM Lagunar
	Temperatura	Salinidad	pH	Oxígeno disuelto	Turbidez	
MAN	1.00	0.20	0.27	0.20	0.07	0.35
MAD	1.00	0.00	0.07	0.13	0.07	0.25

Tabla 4. Valores de significancia de las interacciones (ANDEVA de dos vías) meses-marea/factores ambientales y sitios-marea/factores ambientales.**Table 4.** Significance values of the interactions (two-way ANOVA) months-tide/environmental factors and sites-tide/environmental factors.

	Temperatura	Salinidad	OD	pH	Turbidez
Meses-Mareas	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Sitios-Mareas	0.002	0.999	0.012	0.519	0.935

Discusión

En los sistemas lagunares-estuarinos, la mezcla de aguas marinas y epicontinentales fluctúa en el tiempo y espacio, e influye en las variaciones fisicoquímicas del agua y de la diversidad acuática; consecuentemente, el conocimiento de las condiciones ambientales de una laguna costera resulta fundamental para entender su funcionamiento e implicaciones para su manejo sostenible (Kjerfve 1994; De la Lanza-Espino et al. 1998; Sanderson y Taylor 2003; De Lanza-Espino y Gómez-Rojas 2004).

En Laguna Pampa El Cabildo, la temperatura ambiental del agua mostró variaciones significativas ($p<0.05$) entre la MAN y la MAD, esto por influencia directa de ausencia-presencia del calor solar; esta diferencia estadística no se observó entre meses y entre sitios de trabajo. La salinidad, el OD y el pH del agua, mostraron diferencias significativas entre los régimenes de marea; así como, entre meses y entre sitios. La turbidez, si bien no mostró diferencias entre MAN y MAD, si presentó diferencias entre meses y sitios. Los resultados muestran la evidente heterogeneidad ambiental de la laguna (Fig. 2 y 3), las diferencias fueron más destacadas entre meses que entre sitios. Diversos estudios han evidenciado las amplias variaciones ambientales en las lagunas costeras tropicales como resultado de diferentes factores como la lluvia, la magnitud de las mareas, la aportación de las aguas epicontinentales, las corrientes costeras e internas, el grado de insolación entre otros (Lara-Domínguez et al. 2011; Snedden et al. 2012; Aguirre-León et al. 2014), factores que seguramente están influyendo en la heterogeneidad ambiental de Laguna Pampa El Cabildo.

Un aspecto por destacar en el análisis de similitud es, con excepción de la turbidez, la similitud constante del sitio 1 con el sitio 2 y separados de los otros sitios de muestreo (Fig. 4). Para acentuar la similitud de los S1 y S2, así como su distanciamiento del resto de la laguna, un elemento relevante es la vegetación, que en los sitios 1 y 2 es dominante tular, vegetación acuática flotante y sumergida (Fig. 8a) mientras que en los otros sitios es totalmente manglar (Fig. 8b).

El distintivo de ANP de LPEC, destaca su relevancia incuestionable de conservación y manejo sostenible; sin embargo, inicialmente debe conocerse a mayor detalle posible todos sus componentes, en principio, el ambiental. Diferentes estudios sugieren que cuando un humedal es muy grande o complejo, realizar descripciones diferenciadas puede ser inicialmente útil (Ramsar Convention Secretariat 2010). Desafortunadamente lograr diferenciar áreas en un cuerpo de agua resulta altamente complejo, pues no es fácil distinguir áreas distintas por observación directa y se requieren estudios de campo y laboratorio para conocer las características de las aguas (Castro-Castro y Sokolov 2010). En este sentido la Ramsar Convention Secretariat (2010) sugirió establecer subsitios (unidades de manejo) cuando el humedal es extenso o cuando se pueden distinguir diversas características, mientras que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza sugirió que los límites de las unidades ambientales deben ser con bases ecológicas (IUCN 2004). El análisis de similitud mostró claramente que los sitios 1 y 2 integraron un grupo distinto al resto de los sitios de muestreo, aun cuando los últimos presentan disimilitudes al interior del grupo, por lo que es posible considerar a los sitios de trabajo 1 y 2 como una unidad ambiental estuarina, la que es definida como la porción de agua con características similares dentro de un sistema lagunar (Castro-Castro y Sokolov 2012), distinta al resto de la laguna. Adicionalmente, reforzando esta diferenciación, es claro observar (Fig. 8a y 8b) las diferencias en los tipos de vegetación para cada conjunto de sitios de trabajo.

Medir la complejidad, redundando, resulta altamente complejo, donde las herramientas estadísticas, matemáticas, de informática y de ciencias computacionales son esenciales (Green et al. 2005). Existen diversas propuestas que miden la complejidad ambiental (Casas y Romero 2016); sin embargo, su construcción y comprensión resultan complicados, por ejemplo, índices como los de homogeneidad múltiple, ganancia de información media, complejidad de fluctuación, complejidad de Kolmogorov entre otros (Jaimes 1988; Bates y Shepard 1993; Wackerbauer et al. 1994; Parrot 2010; Zenil 2013), más aún en un contexto de administración pública por tomadores de decisiones.

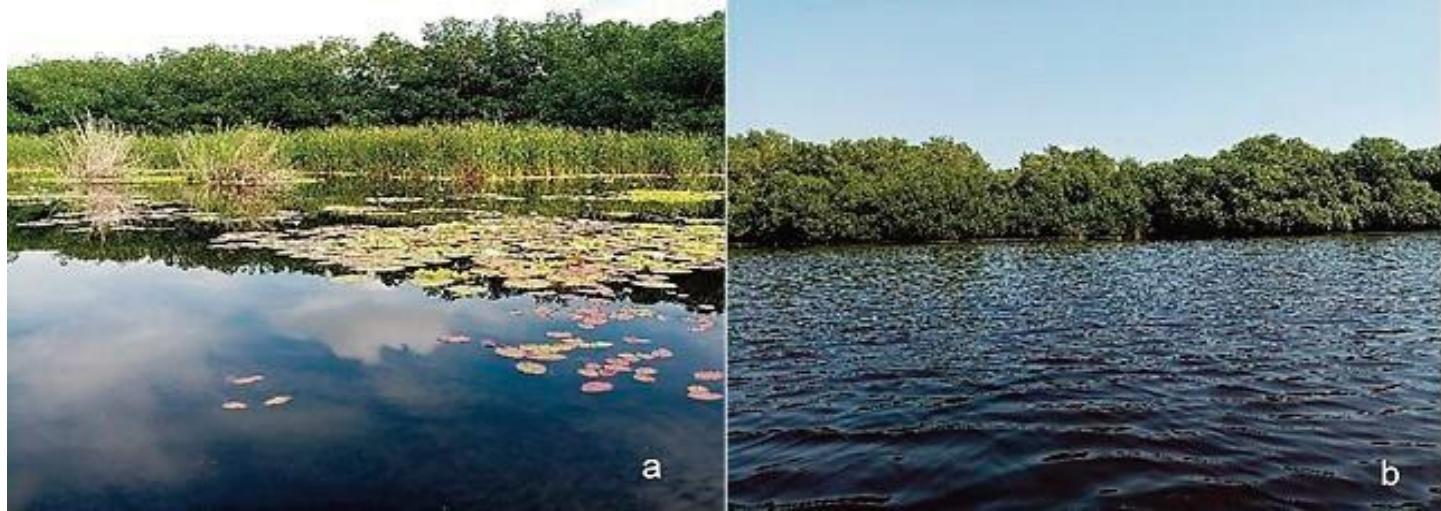


Figura 8. Tipos de vegetación encontrados en LPEC. a= tular, popal, vegetación acuática flotante y sumergida; b= manglar.

Figure 8. Types of vegetation found in LPC. a= tular, popal, floating and submerged aquatic vegetation; b= mangrove.

Los índices compuestos, como el índice de complejidad ambiental aquí propuesto, parte del análisis de la estadística inferencial por factor con un análisis de varianza de una vía (para una construcción y comprensión más sencilla), planteando como base que un análisis con comparaciones con gran número de diferencias significativas, implica una mayor complejidad (mayor heterogeneidad), y comparaciones con mayor número de no diferencias significativas, corresponde a mínima complejidad (mayor homogeneidad), sugiriendo de esta forma una escala de complejidad que va desde un nivel muy heterogéneo o complejo (0.00-0.20) hasta un nivel homogéneo o no complejo (0.81-1.00). Es importante aclarar que una mayor complejidad/heterogeneidad o mínima complejidad/heterogeneidad no debe entenderse como algo negativo, cada nivel y extremo de complejidad tienen sus propias particularidades, ventajas y desventajas que deberán irse describiendo y complementando con otros factores como la diversidad de especies acuáticas (peces, crustáceos, reptiles, mamíferos y aves), calidad del agua (contaminación), profundidad y actividades humanas, entre otros, además de procurar actualizar estos estudios cuando se detecte algún cambio relevante en las características o condición del área de estudio.

Otra ventaja de los índices compuestos, como el que proponemos, es que pueden seguir añadiéndose nuevas variables, lo que permitirá un índice cada vez más robusto. Es importante destacar que la herramienta descrita parte de la estadística inferencial, por lo que cada experto debe realizar la interpretación ecológica/ambiental correcta del resultado estadístico, en el presente estudio fue claro que la mayor complejidad se presentó en el contexto temporal, lo cual resulta coherente cuando observamos los cambios en las variables ambientales entre los períodos de lluvias y secas (**Fig. 2**). Cabe destacar que es necesario comprender la complejidad de las lagunas costeras para diseñar métodos de restauración que concilien la integridad del ecosistema con sus usos ([Pérez-Ruzafa et al. 2018](#)).

Nuestros resultados mostraron que temporalmente “Laguna Pampa El Cabildo” es una laguna totalmente heterogénea, mientras que espacialmente es mayormente heterogénea, esta heterogeneidad resulta coincidente con lo expresado por [Pérez-Ruzafa \(2015\)](#), quien afirma que los ecosistemas lagunares son caracterizados por su alta heterogeneidad (complejidad). Si bien la complejidad analizada en este trabajo se centra en las características físicoquímicas del agua, es un inicio para el futuro análisis práctico de la complejidad lagunar, sobre todo si consideramos la complejidad del ecosistema lagunar, resulta un proceso/atributo lagunar y un servicio ecológico/bien social ([Pérez-Ruzafa et al. 2019](#)).

Nuestra propuesta de Índice de Complejidad Ambiental, resulta novedosa, sencilla de calcular y con amplia posibilidad de aplicarse a otros cuerpos de agua, y áreas naturales protegidas en general, que cuenten con la información suficiente y accesible para calcular este índice; además, su sencilla comprensión permitirá a tomadores de decisión mejores elementos para la conservación de áreas naturales protegidas. Lo anterior, permite afirmar el cumplimiento del objetivo e hipótesis planteados.

Los resultados obtenidos en el ANDEVA de dos vías mostraron claramente que las interacciones meses/mareas fueron significativas en la totalidad de los factores analizados, mientras que en la interacción sitios/mareas las diferencias significativas se dieron en los factores temperatura y oxígeno disuelto (**Tabla 4**), lo anterior refuerza la consideración del tiempo como el de mayor influencia en la heterogeneidad (complejidad) de la laguna. La mayor incidencia de la temporalidad en los factores analizados, seguramente es debido a la fuerte diferencia entre las dos estaciones climáticas presentes en la región, lluvias y estiaje.

Conclusiones

Laguna Pampa El Cabildo presentó variaciones espacio-temporales, siendo las variaciones de la temperatura, por régimen de mareas (nocturno-diurno), las más pronunciadas como consecuencia directa de la ausencia-presencia del calor solar. Entre meses la variación más pronunciada se registró en la salinidad como consecuencia del régimen de lluvias-estiaje.

El análisis de similitud mostró claramente dos áreas distintas, una integrada por los S1 y S2, otra integrada por los sitios del 3 al 11, lo cual también se ve reflejado por los diferentes tipos de vegetación presente en cada área o unidad ambiental.

En general LPEC presentó, espacialmente, un nivel de laguna poco compleja, mientras que temporalmente el ICAM describe una laguna compleja. Los niveles, espacio-temporales, de complejidad ambiental identificados para esta laguna costera, debe entenderse como un componente inicial de diagnóstico, y debe ser tomado en cuenta en decisiones de conservación y manejo temporal de la laguna, diagnóstico que debe actualizarse cada seis años, como lo sugiere la [Ramsar Convention Secretariat \(2010\)](#).

El índice propuesto, resulta de construcción práctica y de comprensión sencilla.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Sociedad Cooperativa Pescadores del Cabildo por su apoyo en el trabajo de campo.

Contribución de los autores

V. Castro-Castro: Conceptualización, Adquisición de fondos, Investigación, Metodología, Análisis estadístico, Validación, Visualización, Redacción-borrador original, Redacción-revisión y edición. G. Rivera-Velázquez: Conceptualización, Investigación, Metodología, Validación, Visualización, Redacción-revisión. M. A. Peralta-Meixueiro: Investigación, Metodología, Validación, Redacción-revisión. F. J. López-Rasgado: Investigación, Metodología, Análisis estadístico, Validación, Redacción-revisión.

Referencias

- Aguirre-León, A., Pérez-Ponce, H.E., Díaz-Ruiz, S. 2014. Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Revista Biología Tropical* 6(2), 145-163. <https://doi.org/10.15517/RBT.V62I1.8212>
- Badii, M., Landeros, J., Cerna, E. 2007. Papel de los Ecosistemas en la Sustentabilidad. *Cultura Científica y Tecnológica* 21(4), 19-28. Disponible en: <https://erevistas.uacj.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/437/416>
- Bandura, R. 2008. *A survey of composite indices measuring country performance: 2008 update*. Technical report, Office of Development Studies, United Nations Development Programme (UNDP), Nueva York. Estados Unidos.
- Bates, J.E., Shepard, H. K. 1993. Measuring complexity using information fluctuation. *Physics Letters A* 172(6), 416–425. [https://doi.org/10.1016/0375-9601\(93\)90232-O](https://doi.org/10.1016/0375-9601(93)90232-O)
- Blanco, J.F., Bejarano, A.C., Lasso, J., Cantera, J.R. 2001. A new look at computation of the complexity index in mangroves: do disturbed forests have clues to analyze canopy height patchiness? *Wetlands Ecology and Management* 9, 91-101. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1011115220126>
- Cannon, A.R., St. John, C.H. 2007. Measuring Environmental Complexity. A Theoretical and Empirical Assessment. *Organizational Research Methods* 10(2), 296-321. <https://doi.org/10.1177/1094428106291058>
- Casas, P.D., Romero, F.J. 2016. Alcance de la definición de la complejidad enfocada hacia el estudio de lo ambiental. Monografía. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. Disponible en: <http://hdl.handle.net/11349/4220>
- Castro-Castro, V., Sokolov, M. 2010. Unidades ambientales estuarinas. Una propuesta para el manejo de cuerpos de aguas en áreas naturales protegidas. En: Lus, L., Bustos, H. (coords). *Memorias del XV Congreso Nacional de Oceanografía*, pp. 303-310. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.
- Dagdud, L.L. 2014. La diversidad en el estudio de los sistemas complejos. *ContactoS* 92, 26-32. Disponible en: <http://www2.itz.uam.mx/newpage/contactos/revista/92/pdfs/complejos.pdf>
- De la Lanza-Espino, G., Gómez-Rojas, J.C. 2004. Características fisicoquímicas del Golfo de México. En: Caso, M., Pisanty, I., Ezcurra, E. (comp.). *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, pp. 105-132. SEMARNAT-INE-IE-HRIGMS, D.F. México.
- De la Lanza-Espino, G., Sánchez-Santillán, N., Esquivel-Herrera, A. 1998. Análisis temporal y espacial fisicoquímico de una laguna tropical a través del análisis multivariado. *Hidrobiología* 8(2): 89-96. Disponible en: <https://hidrobiologica.itz.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/715/306>
- Feller, I.C., Lovelock, C.E., Berger, U., McKee, K.L., Joye, S.B., Ball, M.C. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2, 395–417. Disponible en: <https://citeserx.ist.psu.edu/view/doc/download?doi=10.1.1.1091.6236&rep=rep1&type=pdf>
- García-Ayllón, S. 2017. Integrated management in coastal lagoons of highly complexity environments: Resilience comparative analysis for three case-studies. *Ocean and Coastal Management* 143(1), 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.10.007>
- García, E., CONABIO. 1998. Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). México. Disponible en: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/clima1mgw.html> [Accedido 20 de septiembre de 2023].
- Greco, S., Ishizaka, A., Tasiou, M., Torrisi, G. 2019. On the Methodological Framework of Composite Indices: A Review of the Issues of Weighting, Aggregation, and Robustness. *Social Indicators Research* 141, 61-94. <https://doi.org/10.1007/s11205-017-1832-9>
- Green, J.L., Hastings, A., Arzberger, P., Ayala, F.J., Cottingham, K.L., Cudington, K., Davis, F., et al. 2005. Complexity in ecology and conservation: mathematical, statistical, and computational challenges. *BioScience* 55(6), 501-510. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0501:CIEACM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0501:CIEACM]2.0.CO;2)
- Hammer, A.E., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* 4(1). 9 p. Disponible en: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Holling, C. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems* 4(5), 390-405. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0101-5>
- IUCN. 2004. Managing marine protected areas. A toolkit for the western Indian Ocean. Eastern African Regional Programme. IUCN (International Union for Conservation of Nature). Nairobi, Kenya. Disponible en: https://www.iucn.org/sites/default/files/import/downloads/mpa_toolkit_wi_o.pdf
- Jaimes, E. 1988. Determinación de índices de homogeneidad múltiples globales en sistemas pedogeomorfológicos de la Cordillera de la Costa, Serranía del Litoral Central. Tesis de Doctorado, Universidad Central de Venezuela. Maracay, Venezuela.
- Juwana, I., Muttill, N., Perera, B.J.C. 2012. Indicator-based water sustainability assessment-A review. *Science of the Total Environment* 438(1), 357-371. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.093>
- Kathiresan, K., Bingham, B.L. 2001. Biology of mangroves and mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology* 40, 81-251. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)40003-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)40003-4)
- Kennish, M.J., Paerl, H.W. 2010. Coastal lagoons critical habitats of environmental change. En: Kennish, M. J., Paerl, H.W. (eds.). *Coastal Lagoons. Criticals hábitats of enviromental change*, pp. 1-15. CRC Press, Boca Ratón, Fl. Estados Unidos.
- Kjerfve, B. 1994. *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Science. Amsterdam, Países Bajos.
- Lara-Domínguez, A. L., Contreras-Espinosa, F., Castañeda-López, O., Barba-Macías, E., Pérez-Hernández, M.A. 2011. Lagunas costeras y estuarios. En: Cruz-Angón, A. (ed.). *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio del Estado*, pp. 301-317. CONABIO, México.
- Le Moigne, J.L. 1990. *La modélisation des systèmes complexes*. DUNOD. Paris, Francia.
- Luengo, G.E. 2018. *Las vertientes de la complejidad: pensamiento sistémico, ciencias de la complejidad, pensamiento complejo, paradigma ecológico y enfoques holistas*. ITESO. Guadalajara, México.
- Miramontes, O. 1999. Los sistemas complejos como instrumentos de conocimiento y transformación del mundo. En: Ramírez (ed.), *Perspectivas sobre teoría de sistemas*, pp. 83-92, UNAM-Siglo XXI, México.
- Mitchell, M. 2009. *Complexity: a guided tour*. OXFORD University Press. New York, USA.
- Mitra, A., Banerjee, K., Chaudhuri, T.R. 2017. *Recent developments in mangrove research: A works based on cutting-edge research and ground realities of the Indian ecosystem*. Hindustan Publishing Corporation. New Delhi, India.
- Norberg, J. 2004. Biodiversity and ecosystem functioning: A complex adaptive systems approach. *Limnology and Oceanography* 49(4, part 2), 1269–1277. https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1269
- OECD 2008. *Handbook on Constructing Composite Indicators. Methodology and user guide*. OECD. París, Francia. <https://doi.org/10.1787/9789264043466-en>
- Ovalle-Estrada, F., Vázquez-Lule, A.D., Tovilla-Hernández, C., Alcántara-Maya, J.A., Rodríguez-Zúñiga, M.T. 2022. Caracterización del sitio de manglar PS27 Lagunas Cabildo-Amatal-Gancho Murillo. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Actualización con datos a 2020. *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. CONABIO, México, CDMX. Disponible en: <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/15048.pdf>
- Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., Rodríguez-Romero, J., Acevedo-Cervantes, A., Galván-Magaña, F., Lluch-Cota, D. 2017. Changes in fish community structures in a coastal lagoon in the Gulf of California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52(3), 567-579. <https://www.redalyc.org/pdf/479/47954027013.pdf>
- Parrot, L. 2010. Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators* 10, 1069-1076. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.014>

- Pérez-Ruzafa, A. 2015. El papel de la conectividad restringida en la construcción de los ecosistemas marinos semiaislados: el ejemplo de las lagunas costeras y los archipiélagos. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 27(1), 411–456.
- Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J.I., García-Charton, J.A. Marcos, C. 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 64, 202-218. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00301.x>
- Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C. Gilabert, J., Quispe, J.I., García-Charton, J.A. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550:11-27. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4356-2>
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Barcala, E., Hegazi, M.I. Quispe, J. 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75(12), 175-188. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.030>
- Pérez-Ruzafa, A., Hegazi, M.I., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C. 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research* 65, 291-314. <https://doi.org/10.1016/j.marenres.2007.11.008>
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. 2018. Cuando mantener la integridad ecológica y la complejidad es la mejor herramienta de restauración: el caso de la laguna del Mar Menor. En: Quintana, X., Boix, D., Gascon, S., Sala, J. (coords). *Gestión y restauración de lagunas costeras mediterráneas en Europa*, pp. 67-95. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis. Torroella de Montgrí, España. https://www.museudelamediterrania.cat/pujades/files/_Recerca_i_Territori_10_ESP_MdM%20internet.pdf
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I.M., Newton, A., Marcos, C. 2019. Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. In Wolanski, E., Day, J. W., Elliott, M., Rama-chandran, R. (eds.). *Coasts and Estuaries. The Future* (253-276). Elsevier. Amsterdam, Países Bajos.
- Ramsar Convention Secretariat 2010. *Managing wetlands: Frameworks for managing Wetlands of International Importance and other wetland sites*.
- Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th edition, vol. 18. Disponible en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-18.pdf>
- Samper-Villarreal, J., Silva-Benavides, A.M. 2015. Complejidad estructural de los manglares de Playa Blanca, Escondido y Rincón de Osa, Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 63(1), 199-208. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23103>
- Sanderson, P.G., Taylor, D.M. 2003. Short-term water quality variability in two tropical estuaries, Central Sumatra. *Estuaries* 26(1), 156-165. <https://doi.org/10.1007/BF02691702>
- Snedden, G.A., Cable, J.E., Kjerfve, B. 2013. Estuarine geomorphology and coastal hidrology. En: Day, J.W., Crump, B.C., Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, Y. (eds.), *Estuarine ecology*, pp. 19-38, Wiley-Sons. New Jersey, USA. <https://doi.org/10.1002/9781118412787>
- Tarride, M. 1995. Complejidad y sistemas complejos. *História, Ciências, Saúde - Manguinhos* II(1), 46-66. Disponible en: <https://www.scielo.br/j/hcsm/a/cfGJmwpVSg8rwYJX3bXPjpv/?format=pdf&lang=es>
- Torres, D.J.A. 2019. Complejidad estructural aérea de bosques de manglar y su relación con contenido de carbono azul en suelos. Universidad Nacional de Colombia. Repositorio institucional UNAL.. Disponible en: https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/75951/1018411325_2019.pdf?isAllowed=y&sequence=1
- Velázquez-Pérez, C., Tovilla-Hernández, C., Romero-Berny, E.I., De Jesús-Navarrete, A. 2019. Estructura del manglar y su influencia en el almacén de carbono en la Reserva La Encrucijada, Chiapas, México. *Madera y Bosques* 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.253185>
- Wackerbauer, R., Witt, A., Atmanspacher, H., Kurths, J., Scheingraber, H. 1994. A comparative classification of complexity measures. *Chaos, Solitons and Fractals* 4, 133–173. [https://doi.org/10.1016/0960-0779\(94\)90023-X](https://doi.org/10.1016/0960-0779(94)90023-X)
- Wiréhn, L., Danielsson, A., Neset, T.S.S. 2015. Assessment of composite index methods for agricultural vulnerability to climate change. *Journal of Environmental Management* 156, 70-80. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.020>
- Zenil, H. 2013. Complejidad y aleatoriedad. *Ciencia* 64(4), 56-63. Disponible en: https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/64_4/PDF/Complejidad.pdf

♪Capítulo 02♪

Ictiodiversidad en un sistema lagunar estuarino del Pacífico Sur de México
Ichthyodiversity in an estuarine lagoon system in the South of Mexico

Ictiodiversidad en un sistema lagunar estuarino del Pacífico Sur de México

Ichthyodiversity in an estuarine lagoon system in the South of Mexico

Resumen

El objetivo del presente estudio fue conocer la ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo (LPEC), laguna costera tropical del sur de México. De octubre de 2019 a julio de 2020, cada dos meses, en pleamar diurna y nocturna se realizaron registros de cinco variables ambientales y se recolectaron peces para el análisis de diversidad y abundancia. Se hicieron mapas de isolíneas, se estimó el número efectivo de especies de orden cero (0D), orden uno (1D) y orden dos (2D), la diversidad taxonómica y la jerarquía ecológica de las especies. Los resultados mostraron una típica laguna costera tropical y una ictiodiversidad más rica ($^0D= 23$) de lo que se reportó anteriormente ($^0D= 5$). El número efectivo de especies de 1D y 2D fue mayor durante la pleamar diurna, en el Ch para 1D y en el S11 para 2D , así como en el mes de octubre de 2019 tanto para 1D y 2D , mientras que la diversidad taxonómica mínima calculada (Delta+) fue de 90.6 y se encontraron 12 especies raras, seis especies dominantes, cuatro ocasionales y una constante. La mayor proporción de especies raras identificadas resulta de gran relevancia, ya que ellas son prioridad de conservación por su vulnerabilidad, sobre todo si se toma en cuenta que las capacidades funcionales de un conjunto de especies está respaldada fuertemente por las especies raras, lo que hace de LPEC una laguna de gran importancia para la conservación.

Palabras clave: Chiapas, diversidad verdadera, diversidad taxonómica, jerarquía ecológica, laguna costera.

Abstract

The objective of this study was to determine the ichthyodiversity of Laguna Pampa El Cabildo (LPEC), a tropical coastal lagoon in southern Mexico. From October 2019 to July 2020, every two months, during daytime and nighttime high tide, five environmental variables were recorded and fish were collected for diversity and abundance analysis. Isoline maps were made, the effective number of species of order zero (0D), order one (1D) and order two (2D), taxonomic diversity and ecological hierarchy of the species were estimated. The results showed a typical tropical coastal lagoon and a richer ichthyodiversity ($^0D= 23$) than previously reported ($^0D= 5$). The effective

number of 1D and 2D species was higher during daytime high tide, in Ch for 1D and in S11 for 2D , as well as in October 2019 for both 1D and 2D , while the minimum taxonomic diversity calculated (Delta+) was 90.6 and 12 rare species were found, six dominant species, four occasional species and one constant species. The higher proportion of rare species identified is of great relevance, since they are a conservation priority due to their vulnerability, especially if one takes into account that the functional capacities of a set of species are strongly supported by rare species, which makes LPEC a lagoon of great importance for conservation.

Keywords: Chiapas, true diversity, taxonomic diversity, ecological hierarchy, coastal lagoon.

Introducción

En las zonas tropicales, comúnmente las lagunas costeras son bordeadas por manglares lo que contribuye a su alto nivel de productividad primaria; además, sus condiciones hidrológicas específicas como el ingreso de agua continental y su interacción ocasional o permanente con el mar, hacen a estos ecosistemas altamente dinámicos y hábitats críticos para un gran número de especies, donde los peces continentales, salobres, marinos estenohalinos y marinos eurihalinos son el principal componente (Kennish & Paerl, 2010; Vega-Cendejas & Hernández, 2010).

Los ecosistemas de manglar son humedales costeros críticos que proporcionan diversos servicios ecosistémicos: sin embargo, comprender la gran complejidad de los procesos de interacción que determinan y mantienen su biodiversidad y productividad, son un desafío importante (Feller et al., 2010). El manglar proporciona una serie de servicios de la mayor relevancia, como el sostentimiento de la diversidad de organismos terrestres y marinos (Stuthmann et al., 2021), entre los que destacan los peces. Una función importante de los peces que habitan en el manglar, es que proveen conexiones energéticas entre distintos ecosistemas en el mosaico de hábitats costeros de aguas someras (Nagelkerken, 2009), por lo que se ha sugerido que los peces también pueden obtener su alimento de fuentes externas al manglar (Igulu et al., 2013), lo que tiene implicaciones importantes para comprender el funcionamiento de los ecosistemas de manglares y los hábitats costeros adyacentes (Stuthmann et al., 2021). Lo anterior se suma a las muchas funciones de importancia de la ictiodiversidad del ecosistema de manglar.

Es necesario atender los desafíos en la investigación de la ictiodiversidad, tales como la cuantificación del riesgo de extinción y pérdida de peces en un ambiente cambiante, entender los efectos interactivos de múltiples factores de estrés en los ecosistemas, cuantificar las nuevas características de la crisis de la biodiversidad: homogeneización de la fauna de peces y el surgimiento de conjuntos novedosos, promover el rigor científico en las estrategias emergentes de conservación de peces y mejorar las estrategias de planificación de la conservación para las especies de peces (Olden et al., 2010).

El estado de la ictiodiversidad resulta entonces un excelente indicador de la salud del ecosistema de manglar (Arceo-Carranza et al., 2016; Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas, 2004), por lo que, tener el escenario claro del estado de la ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México, y contribuir en la atención a la crisis; así como en la conservación de ictiodiversidad, resultó el objetivo del presente trabajo.

Materiales y métodos

Sistema lagunar de estudio. La investigación de campo se realizó en Laguna Pampa El Cabildo (LPEC), una laguna costera tropical que forma parte de la zona sujeta a conservación ecológica (ZSCE) y humedal de importancia internacional (sitio Ramsar 1771) “El Cabildo Amatal”, área natural protegida (ANP) localizada entre los municipios de Tapachula y Mazatlán, Chiapas, México (Fig. 1). Su clima es cálido subhúmedo (Aw1), con temperatura media anual superior a 22 °C y temperatura del mes más frío mayor de 18 °C. Precipitación del mes más seco menor de 60 mm; lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55.3 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual. La vegetación dominante es manglar (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*) y popal (Ovalle-Estrada et al., 2022).

Muestreo de datos ambientales. En la laguna se realizaron muestreos bimensualmente de octubre 2019 a julio 2020, para el registro de temperatura (°C) y pH se utilizó un potenciómetro Hanna (HI98108), para la salinidad un refractómetro Hanna (HI96822), la turbidez (UNT) se empleó un turbidímetro Hanna (HI98703) y el oxígeno disuelto (mg/L) con un oxímetro Hanna (HI9146) del agua superficial (5 a 10 centímetros de profundidad) de la laguna en 11 sitios de trabajo (Fig. 1),

los registros se realizaron por cuadruplicado durante la marea alta diurna (MAD) y la marea alta nocturna (MAN).



Figura 1. Laguna Pampa El Cabildo, Tapachula, Chiapas. Se presentan los sitios (S) de muestreo.

Captura de peces. Para el análisis de ictiodiversidad, y considerando que el intervalo de marea alta se calculó en aproximadamente cinco horas en promedio, en cada sitio de muestreo se realizaron cuatro lances (el número de lances que permitió hacer el muestreo en toda la laguna durante el

intervalo de pleamar) con una atarraya con caída o radio de 3 m ($\approx 28.2 \text{ m}^2$) y una luz de malla de 1.5 pulgadas (luz de malla permitida de acuerdo con la NOM-002-SAG/PESC-2013). La captura de peces se realizó en MAN y MAD, adicionalmente se tomó, durante la marea baja nocturna, una muestra de peces del encierro rústico (arte de pesca fijo: 20 x 31 m, en forma de V, con malla alquitranada de 1.5 pulgadas de luz), de la parte denominada “chiquero (Ch)”, encierro ubicado fuera de la laguna (Fig. 1), en el canal de comunicación entre la laguna y el océano ($14^{\circ}43'42.32'' \text{ N}, 92^{\circ}25'39.32'' \text{ O}$), lo anterior para complementar el análisis de diversidad. Los peces capturados fueron colocados en bolsas de plástico debidamente etiquetados y colocados en hielera para su posterior traslado al laboratorio, donde fueron congelados para su ulterior análisis e identificación de acuerdo a guías especializadas de identificación (Fischer et al., 1995a; Fischer et al., 1995b; Miller, 2009; Tapia-García y Ayala-Pérez, 1996-1997), revisadas y comparadas con la base de datos Eschmeyer's Catalog of Fishes (<https://www.calacademy.org/scientists/projects/eschmeyers-catalog-of-fishes>).

Análisis estadístico. Los datos ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y turbidez) fueron analizados inicialmente, por estaciones y meses de muestreo, mediante un análisis exploratorio de datos que permitió tener una primera valoración de patrones o tendencias. Con la información ambiental anual de la laguna, se generaron mapas mediante la técnica de ponderación distancia inversa (IDW) utilizando QGIS.

Para el análisis de biodiversidad alfa, la información fue procesada para calcular la diversidad de Shannon-Wiener, equidad de Pielou y dominancia de Simpson, seguidamente se calculó el número efectivo de especies (números de Hill) ^0D , ^1D y ^2D ; además, se realizaron análisis para determinar posibles diferencias significativas entre sitios y meses utilizando la rutina Simprof (Similarity Profile). La estimación de la diversidad β , se realizó considerando la propuesta de Castro-Castro et al. (2021) y Castro-Castro & Sokolov (2010), que en Laguna Pampa El Cabildo se encuentran dos unidades ambientales estuarinas, diferenciadas por sus características ambientales y por dos tipos diferentes de vegetación: a) una pequeña porción en la parte norte de la laguna, de popal, tular y vegetación acuática flotante, y b) mayormente vegetación de manglar (principalmente de *Rhizophora mangle*). Los sitios de trabajo 1 y 2 se localizaron en lo identificado como una unidad ambiental (UAA), mientras que el resto de la laguna forma la segunda unidad ambiental (UAB).

El análisis de la diversidad beta se realizó a partir del índice de disimilitud de Jaccard, e índice de complementariedad.

A partir de la diversidad alfa y beta se estimó la diversidad gamma. Para el análisis de la diversidad, se empleó como guía base los procesos y recomendaciones de Moreno (2001), Schluter & Ricklefs (1993) y Villarreal et al. (2006). Finalmente se calculó la diversidad taxonómica para determinar cambios taxonómicos en las comunidades de peces (Clarke et al., 2014; Clarke & Warwick, 1998, 1999, 2001; Warwick & Clarke, 1995); así también, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para revisar posibles relaciones entre los factores ambientales y los índices de diversidad estimados. Para el cálculo de los índices, las diferencias estadísticas y la correspondencia entre los grupos de factores trabajados, se utilizaron los programas de cómputo Excel, PRIMER 6.1.12., PERMANOVA+ 1.0.2 y PAST 4.03.

Adicionalmente las especies identificadas se clasificaron a partir de la abundancia y la frecuencia de aparición, y se estableció una clasificación jerárquica con base en la prueba Olmstead-Tukey, modificada por González-Acosta et al. (2005).

Resultados

Los datos ambientales mostraron amplias diferencias de la temperatura superficial del agua entre la MAD y la MAN. Los registros promedio mayores, para la MAD y MAN, fueron de 28.8 y 34.6 °C en los sitios 4 y 5 respectivamente, mientras que entre meses los registros mayores fueron de 29.7 y 36.6 °C para marzo y julio consecutivamente. Los valores mínimos y máximos registrados en la laguna fueron de 23.3 y 37.0 °C en MAN y MAD respectivamente. La condición general a lo largo del periodo de trabajo, se puede observar (Fig. 2a) que la parte más cálida se ubica al centro de la laguna.

Los valores mínimos y máximos registrados de salinidad en la laguna fueron de cero y 40. Los valores promedio mayores por MAD y MAN fueron 11.7 y 14.8 en los sitios 7 y 11 consecutivamente. Por meses, los valores promedio más altos fueron 30.0 y 36.9, ambos en el mes de marzo (estiaje). En cuanto a la distribución de la salinidad en la laguna (Fig. 2b), a lo largo del año de trabajo se observó un gradiente de menor a mayor salinidad de norte a sur.

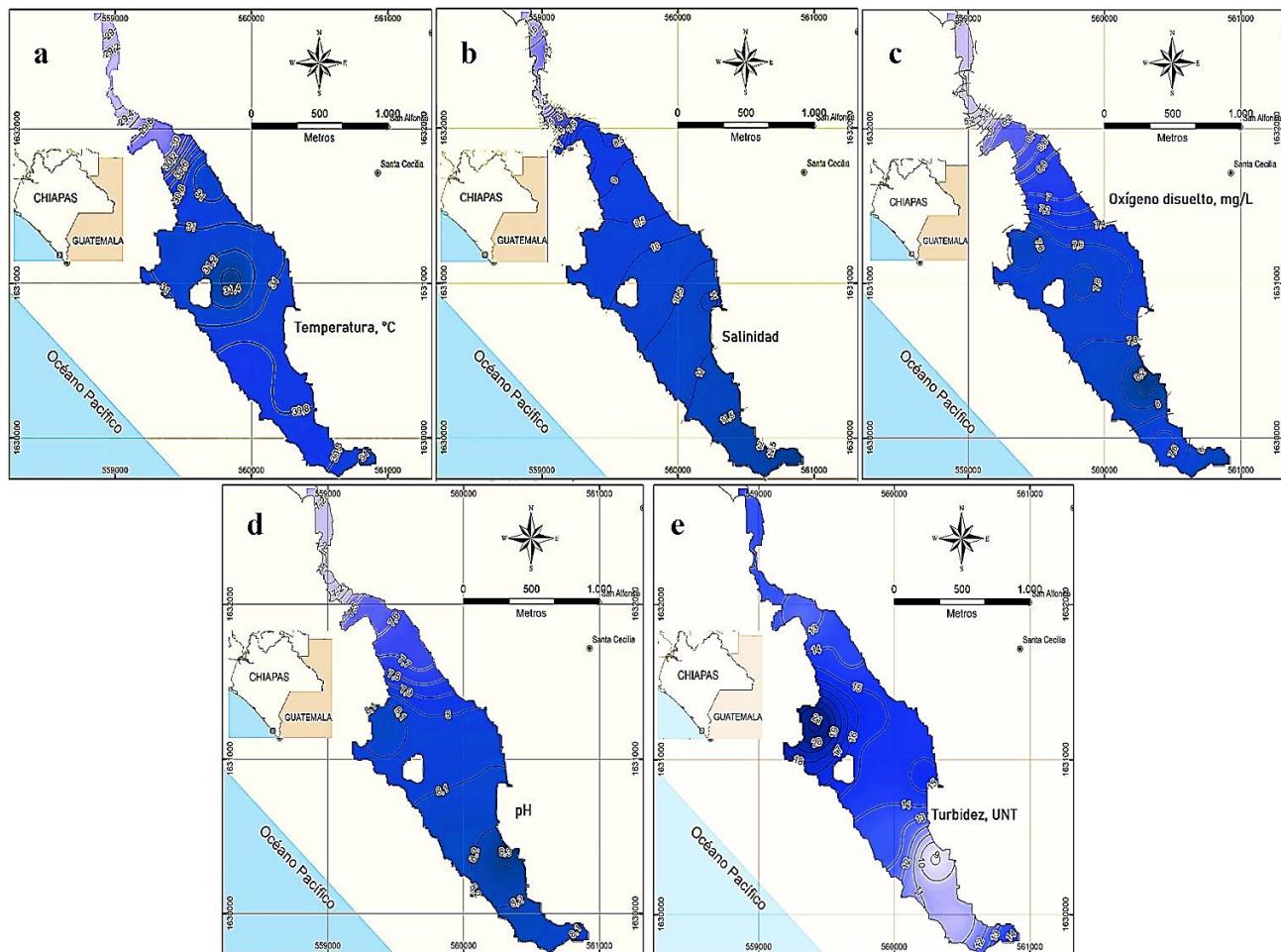


Figura 2. a) Temperatura superficial, b) salinidad, c) oxígeno disuelto, d) pH y, e) turbidez del agua de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

El oxígeno disuelto (OD) presentó amplias variaciones, los mayores valores promedio de oxígeno disuelto (OD), para la MAD y MAN, registrados oscilaron de 7.20 a 9.7 mg/L correspondiente a los sitios 9 y 5 respectivamente, mientras que en los meses de octubre y marzo se registraron los mayores promedios de 8.4 y 12.3 mg/L para la MAD y la MAN consecutivamente. Los registros mínimos y máximo fueron de 1.3 y 17.8 mg/L. Al igual que en la salinidad, se observó un gradiente de menor a mayor nivel de oxígeno disuelto de norte a sur (Fig. 2c).

Las variaciones de los valores promedio mayores de pH fueron reducidas, oscilando de 8.2 a 8.4 en el sitio 9 y para la MAN y la MAD respectivamente, mientras que los valores mínimos promedio fueron de 7.0 para el sitio 2 en MAN y de 7.1 para los sitios 1 y 2 en MAD. Por meses, los máximos valores promedio se registraron en el mes de noviembre con 8.5 y 8.7 en MAD y MAN, mientras

que los valores mínimos promedio fueron de 6.7 y 7.0 en el mes de mayo en MAN y MAD consecuentemente. Los valores mínimos y máximos registrados fueron de 5.1 y 9.8 de pH. En cuanto al pH del agua, el patrón se mantiene, con las concentraciones menores al norte de la laguna y los niveles mayores en el sur de la laguna (Fig. 2d).

En el caso de la turbidez, los valores máximos promedios se registraron en el sitio 5, oscilando de 20.3 a 22.1 UNT en MAN y MAD respectivamente. Los valores promedio más bajos se registraron el sitio 9, variando de 7.7 a 9.9 en MAN y MAD. En el mes de mayo se registraron los valores máximos promedio, variando de 28.0 a 46.0 UNT para la MAD y MAN, mientras que los valores mínimos promedio fueron de 5.0 a 5.8 UNT para el mes de octubre en MAD y MAN consecutivamente. Los valores mínimos y máximos registrados fueron de 0.8 y 88 UNT. La distribución de la turbidez mostró que los mayores niveles se presentaron al oeste de la parte media de la laguna (Fig. 2e).

Se recolectaron un total de 1,081 peces, de los cuales se registraron 13 órdenes, 18 familias, 22 géneros y 23 especies. Las familias con dos especies fueron Cichlidae, Engraulidae, Centropomidae, Gerreidae y Eleotridae; las otras familias presentes, con una especie, fueron Achiridae, Ariidae, Atherinopsidae, Lepisosteidae, Elopidae, Gobiidae, Lutjanidae, Mugilidae, Carangidae, Pristigasteridae, Poeciliidae, Synbranchidae y Synodontidae. El total de las especies identificadas se presentan en la figura 3.

El ANOVA, en cuanto al número de especies, presentó diferencias significativas ($p<0.05$) entre el sitio 1 vs 7 y entre el Chiquero vs todos los sitios de trabajo de la laguna. La riqueza de especies, por sitios de trabajo, fue incrementándose del sitio uno hacia el sitio Chiquero, gradiente correlacionado fuertemente ($r= 0.81$, $r_{crítica}= 0.58$). El mismo patrón se registró entre la abundancia y las estaciones de trabajo ($r= 0.62$), teniendo correlación significativa. El análisis inferencial arrojó que entre meses no existieron diferencias significativas en la abundancia ($p=0.185$) y ni en la riqueza de especies ($p=0.113$).

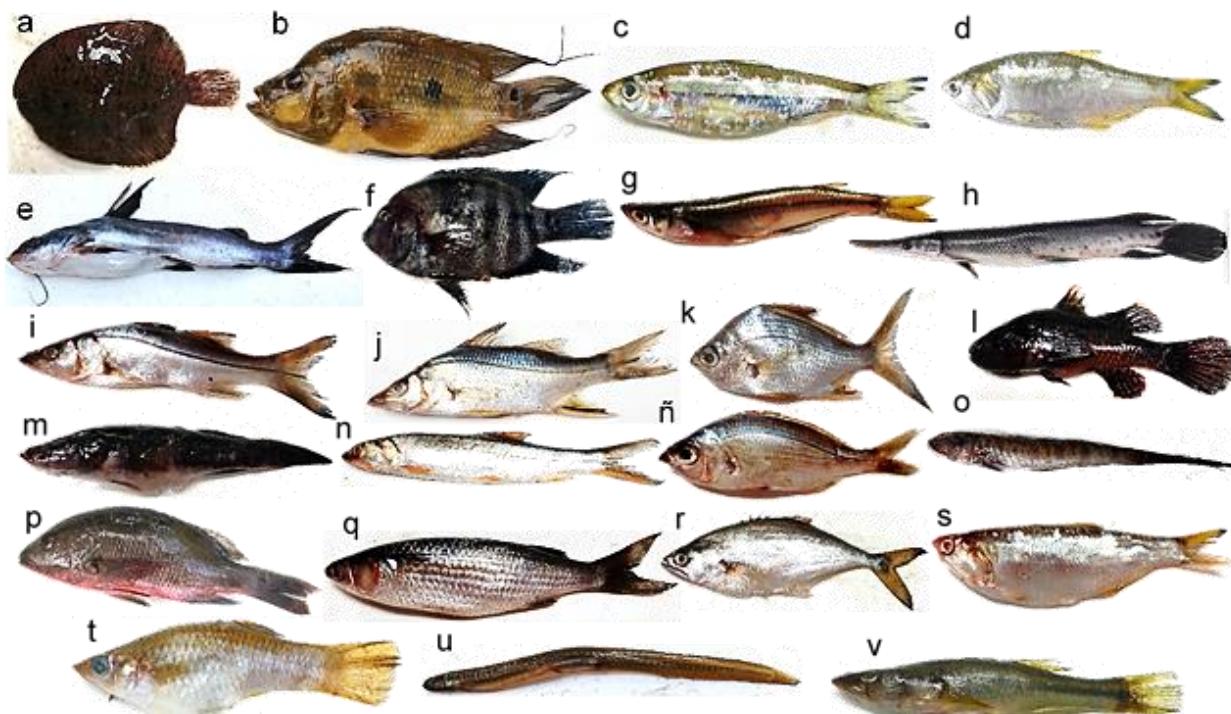


Figura 3. Peces capturados en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. a= *Achirus mazatlanus* (Steindachner, 1869), b= *Amphilophus trimaculatus* (Günther, 1867), c= *Anchoa curta* (Jordan & Gilbert, 1882), d= *Anchovia macrolepidota* (Kner, 1863), e= *Ariopsis guatemalensis* (Günther, 1864), f= *Astatheros macracanthus* (Günther, 1864), g= *Atherinella guatemalensis* (Günther, 1864), h= *Atractosteus tropicus* (Gill, 1863), i= *Centropomus nigrescens* (Günther, 1864), j= *Centropomus robalito* (Jordan & Gilbert, 1882), k= *Diapterus brevirostris* (Cuvier, 1830), l= *Dormitator latifrons* (Richardson, 1844), m= *Eleotris picta* (Kner, 1863), n= *Elops affinis* (Regan, 1909), ñ= *Eucinostomus dowii* (Gill, 1863), o= *Gobionellus microdon* (Gilbert, 1892), p= *Lutjanus colorado* (Jordan & Gilbert, 1882), q= *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), r= *Oligoplites altus* (Günther, 1868), s= *Opisthopterus dovii* (Günther, 1868), t= *Poecilia butleri* (Jordan, 1889), u= *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795), v= *Synodus scutuliceps* (Jordan & Gilbert, 1881).

La diversidad de peces en MAD, MAN y en el sitio “Chiquero” (alejado de la laguna y con captura únicamente durante la bajamar nocturna), mostró una mayor diversidad de especies en el “Chiquero”; sin embargo, la diversidad mayor se registró durante la MAD de acuerdo con los índices de H', ¹D y ²D (Tabla 1).

Tabla 1. Diversidad de peces de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, para la MAD, MAN y “Chiquero (en baja mar nocturna)”.

	$^0D(S)$	J'	$H'(\log 2)$	λ	1D	2D
MAN	11	0.6515	2.254	0.287	4.769	3.484
MAD	12	0.8381	3.005	0.157	8.026	6.361
Ch	22	0.6693	2.985	0.170	7.915	5.896

MAN= marea alta nocturna, MAD= marea alta diurna, Ch= chiquero en marea baja nocturna, 0D = número efectivo de especies de orden cero o riqueza de especies, J' = equidad de Pielou, H' = Sannon-Wiener, λ = dominancia de Simpson, 1D = número efectivo de especies de orden 1, y 2D = número efectivo de especies de orden 2.

Para la similitud entre las fases de marea, el dendograma mostró, con valor mínimo de 60 de similitud, que la MAD y la MAN presentaron similitud parecida, y si bien “Chiquero” se separó, no existieron diferencias significativas (Fig. 4).

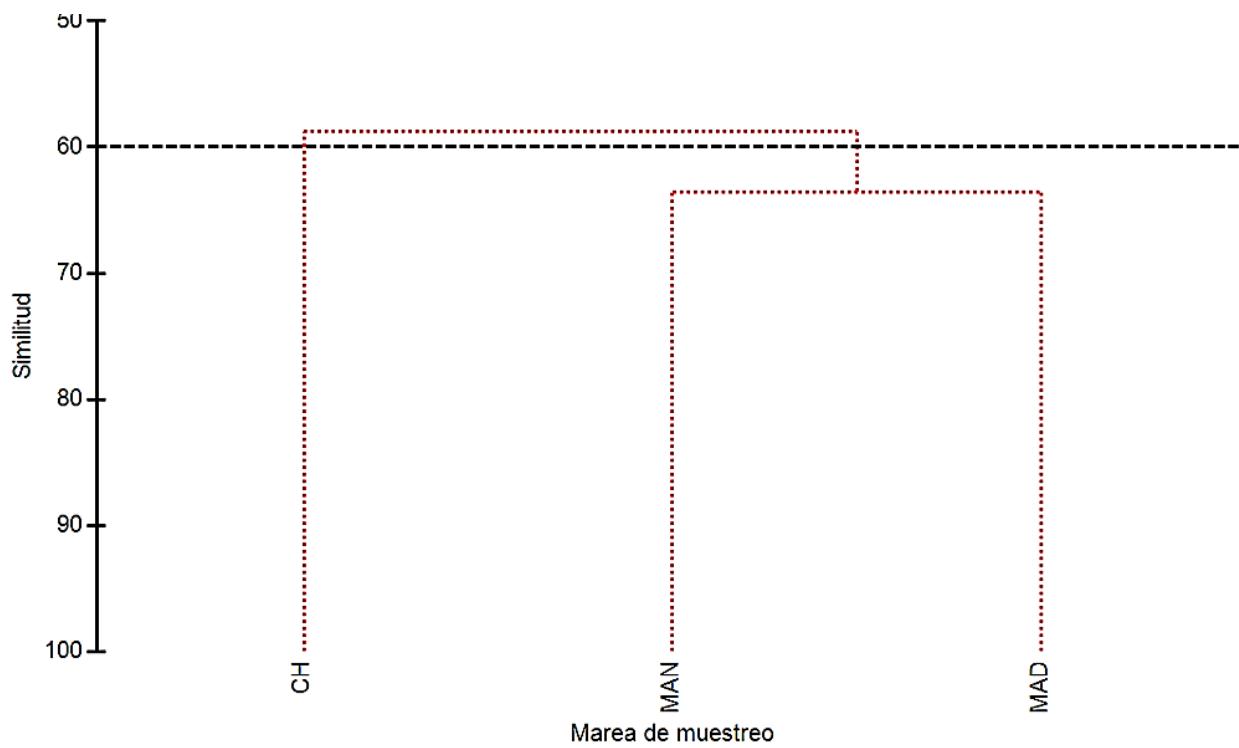


Figura 4. Ordenamiento jerárquico de MAD, MAN y CH (Chiquero) (bajamar nocturna) mediante la matriz de similitud de Bray-Curtis de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

Por sitios, la mayor diversidad se calculó para el sitio Chiquero ($H'=3.108$ y $^1D=8.623$) y el sitio 8 ($H'=2.876$ y $^1D=7.339$), consecuentemente estos sitios presentaron los menores valores de dominancia ($\lambda=0.152$). Los cálculos completos de los índices calculados se pueden observar en la

tabla 2. En cuanto a la similitud por sitios de muestreo, el dendograma mostró, con valor mínimo de 60 de similitud, que se integraron solo dos grupos similares, y donde los sitios 1 y 2 presentaron diferencias significativas (líneas negras) con el resto de los sitios de la laguna (Fig. 5).

Tabla 2. Índices de diversidad de peces de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por sitios de trabajo.

Sitios de trabajos	$^{\circ}D(S)$	J'	$H'(\log 2)$	λ	1D	2D
S1	1	****	0.000	1.000	1.000	1.000
S2	2	0.918	0.918	0.556	1.890	1.800
S3	2	1.000	1.000	0.500	2.000	2.000
S4	3	0.874	1.384	0.431	2.611	2.323
S5	4	0.723	1.447	0.482	2.726	2.077
S6	5	0.822	1.908	0.315	3.752	3.173
S7	7	0.824	2.472	0.224	5.548	4.469
S8	9	0.907	2.876	0.152	7.339	6.586
S9	8	0.713	2.140	0.328	4.406	3.053
S10	11	0.569	1.968	0.349	3.913	2.865
S11	5	0.920	2.135	0.247	4.392	4.050
Ch	22	0.719	3.108	0.152	8.623	6.581

Por meses, la mayor equidad y diversidad se registró en el mes de octubre ($J'=0.846$, $H'=2.928$ y $^1D=7.610$), correspondiente al pico de la estación de lluvias. La totalidad de los índices calculados se muestran en la tabla 3. Por meses de trabajo, con valor de similitud mínimo de 60, los meses octubre 2019 y enero 2020, integraron un grupo (Fig. 6); sin embargo, éste no presentó diferencias significativas con el resto de los meses. La similitud por especies, a partir de los sitios, se muestra en la figura 7. Es importante destacar a *A. trimaculatus* y *E. affinis* con valor de 100 de similitud. También destacan *A. tropicus* y *P. butleri*, totalmente separadas del resto de las especies. Las diferencias significativas entre la similitud por especies, puede observarse (líneas negras) en el dendograma de la figura 7.

Tabla 3. Índices de diversidad de peces de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por meses de trabajo.

Mes de trabajo	$^oD(S)$	J'	$H'(\log 2)$	λ	1D	2D
Oct_19	11	0.846	2.928	0.151	7.610	6.641
Nov_19	8	0.583	1.749	0.371	3.362	2.695
Ene_20	13	0.775	2.867	0.174	7.297	5.760
Mar_20	10	0.529	1.758	0.453	3.383	2.210
May_20	7	0.727	2.041	0.324	4.117	3.091
Jul_20	10	0.656	2.180	0.338	4.530	2.957

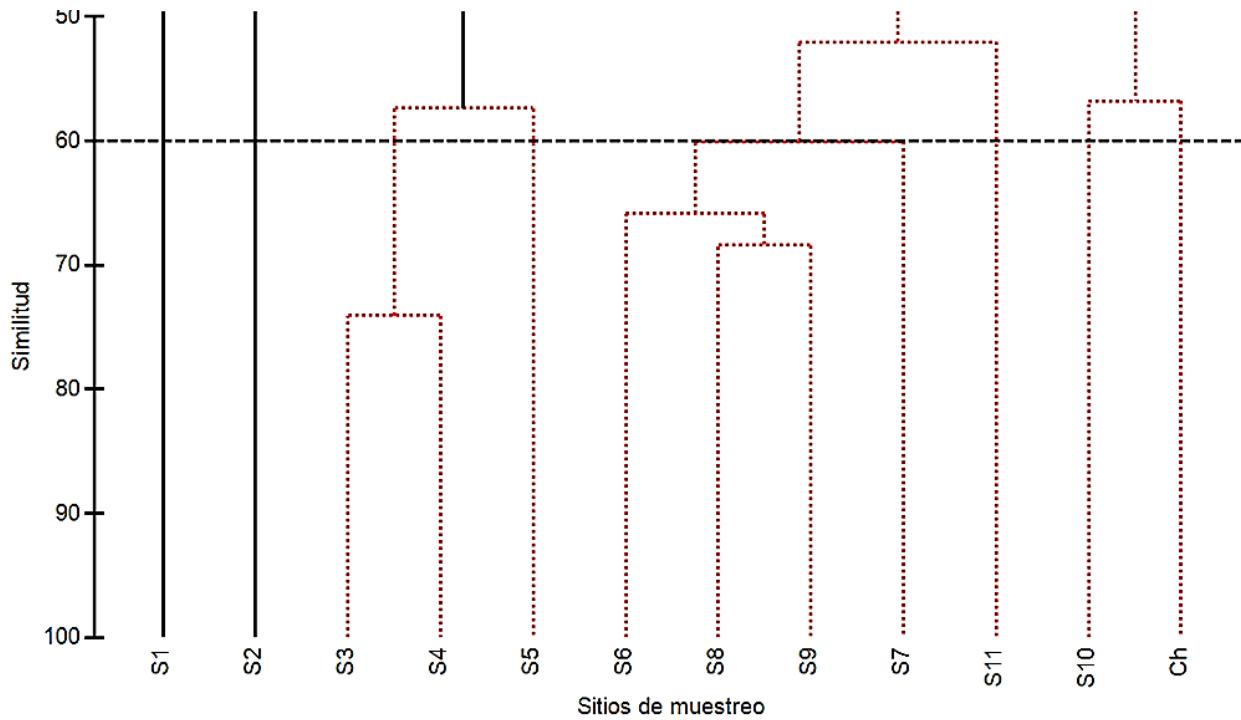


Figura 5. Ordenamiento jerárquico de los sitios de trabajo mediante la matriz de similitud de Bray-Curtis de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

Respecto a la diversidad taxonómica (Delta +) estimada, destaca que a pesar de que el sitio Chiquero tiene el mayor número de especies, la mayor diversidad taxonómica (100) se presentó en los sitios 2, 3, 4 y 5 (Fig. 8), ubicándose por arriba de la diversidad taxonómica promedio esperado por azar (96.1). En cuanto a meses de trabajo, en mayo del 2020 se mostró la mayor diversidad taxonómica (100), a pesar de registrar el menor número de especies, además de ser el único mes

por arriba de la diversidad taxonómica promedio esperado por azar (96.2) (Fig. 9). Para el régimen de mareas (MAN, MAD y Chiquero en baja mar nocturna), la MAD y Chiquero presentaron (Fig. 10) los mayores valores de diversidad taxonómica, con 95.6 y 95.9 respectivamente; no obstante, estuvieron por debajo del valor de la diversidad taxonómica promedio esperado por azar (96.3).

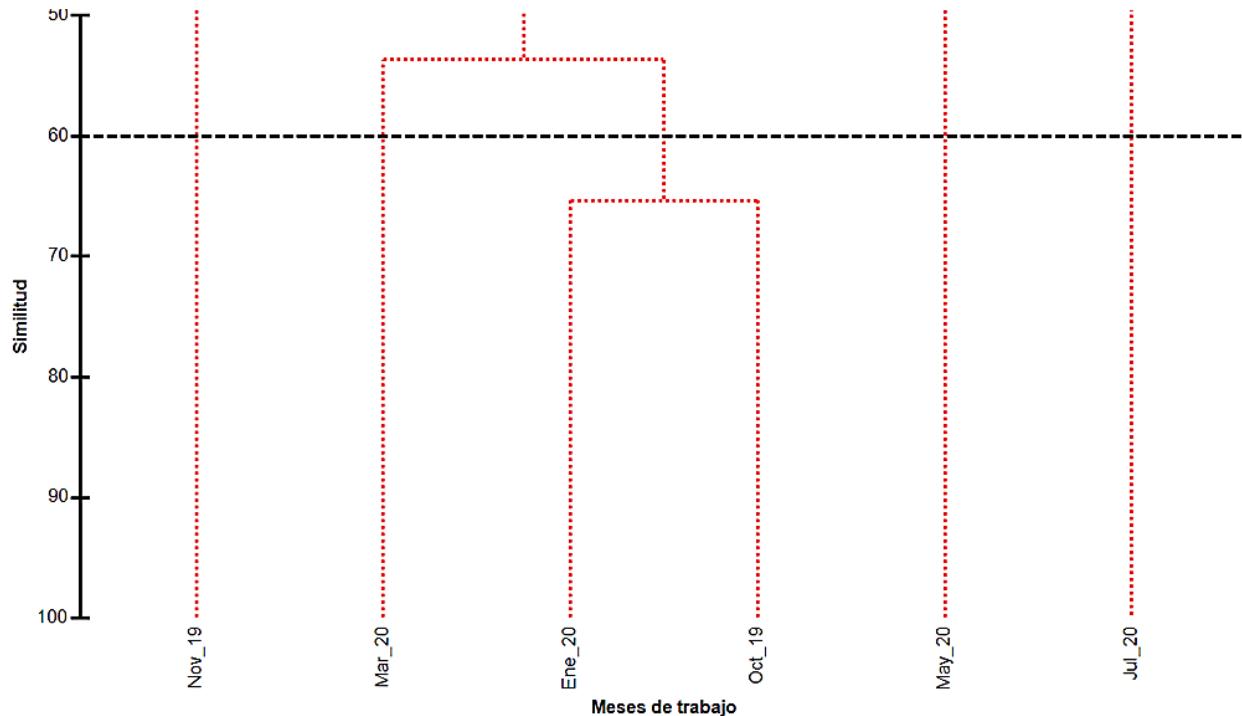


Figura 6. Ordenamiento jerárquico de los meses de trabajo mediante la matriz de similitud de Bray-Curtis de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

El índice Jaccard mostró una clara disimilitud ($IJ=0.04$) entre las unidades ambientales analizadas, es decir, no hay especies compartidas, lo cual se confirma al aplicar el índice de complementariedad (CAB) entre dos sitios con valor de 1, lo cual nos indica que las especies de ambos sitios son totalmente distintas. Finalmente se estimó la diversidad gamma (γ) se calculó en 22, valor muy semejante al número de especies registradas (23) en toda la laguna.

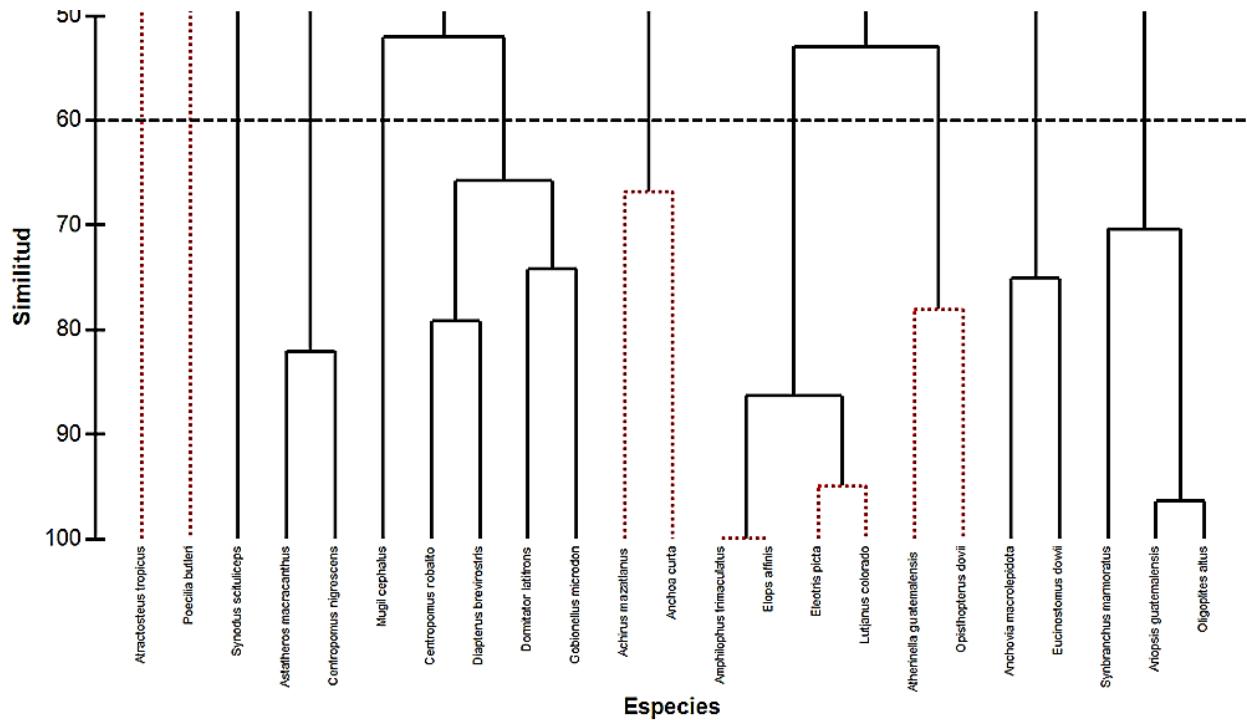


Figura 7. Ordenamiento jerárquico de peces por sitios de trabajo mediante la matriz de similitud de Bray-Curtis de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

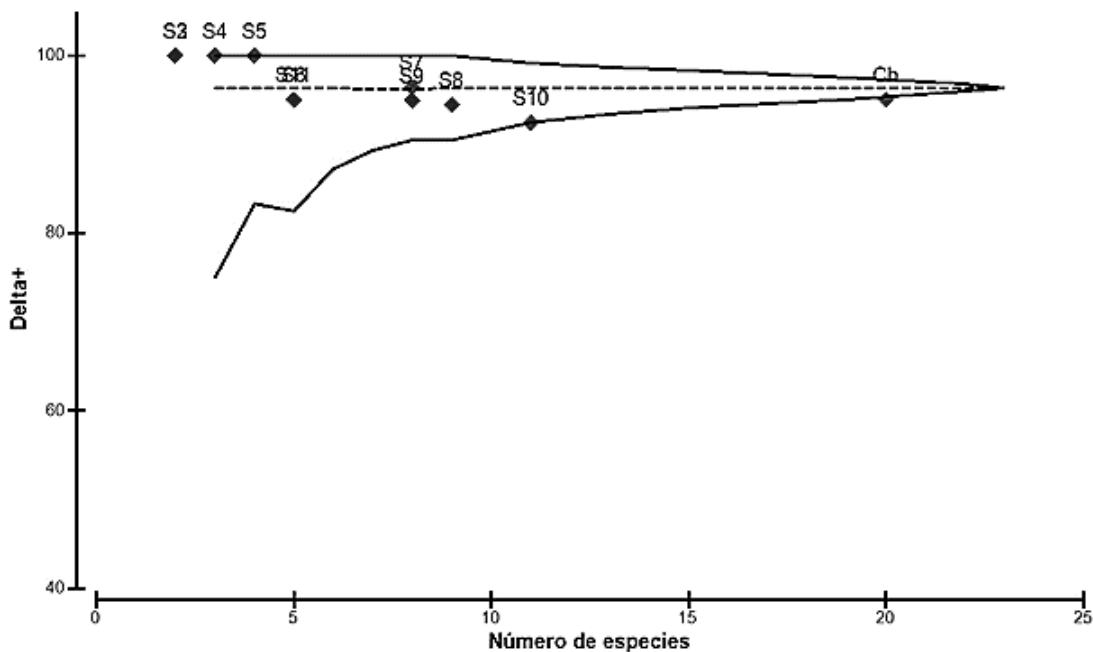


Figura. 8. Diversidad taxonómica de peces, por sitios de trabajo, en Laguna Pampa El Cabildo Chiapas.

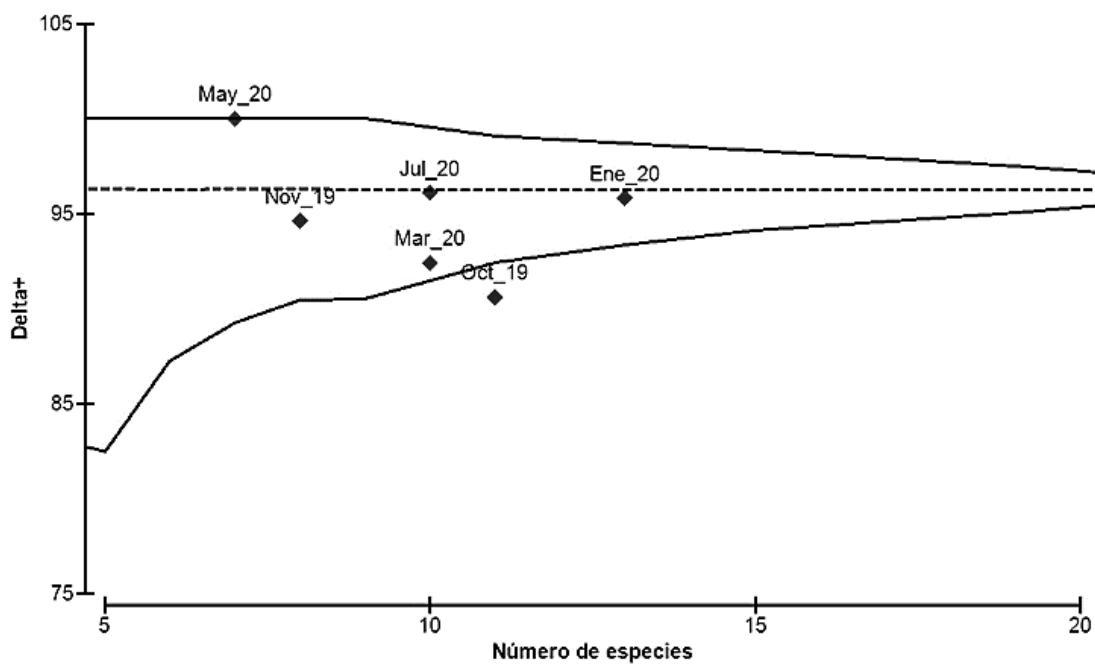


Figura 9. Diversidad taxonómica de peces, por meses de trabajo, en Laguna Pampa El Cabildo Chiapas.

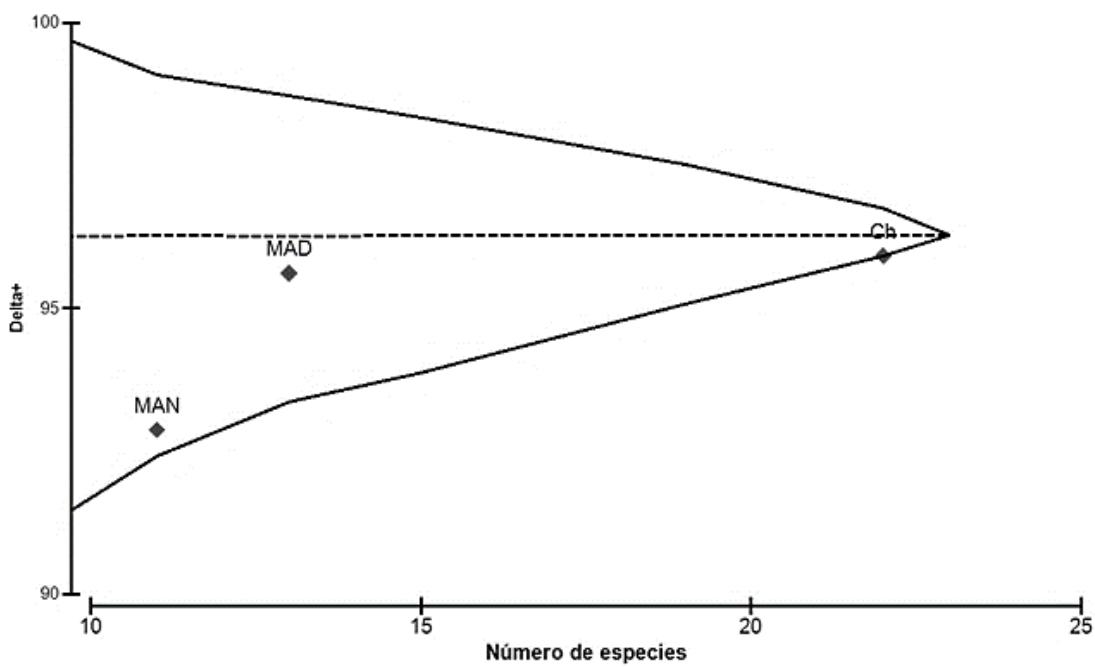


Figura 10. Diversidad taxonómica de peces para la MAD, MAN y Chiquero (baja mar nocturna) en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas.

El análisis de correspondencia canónica entre meses de trabajo, factores ambientales e índices de diversidad mostró (Fig. 11), una mejor correspondencia de la salinidad con el índice de diversidad verdadera de orden cero (0D); mientras que entre sitios de trabajo, en los factores ambientales e índices de diversidad no se observó (Fig. 12) correspondencia alguna.

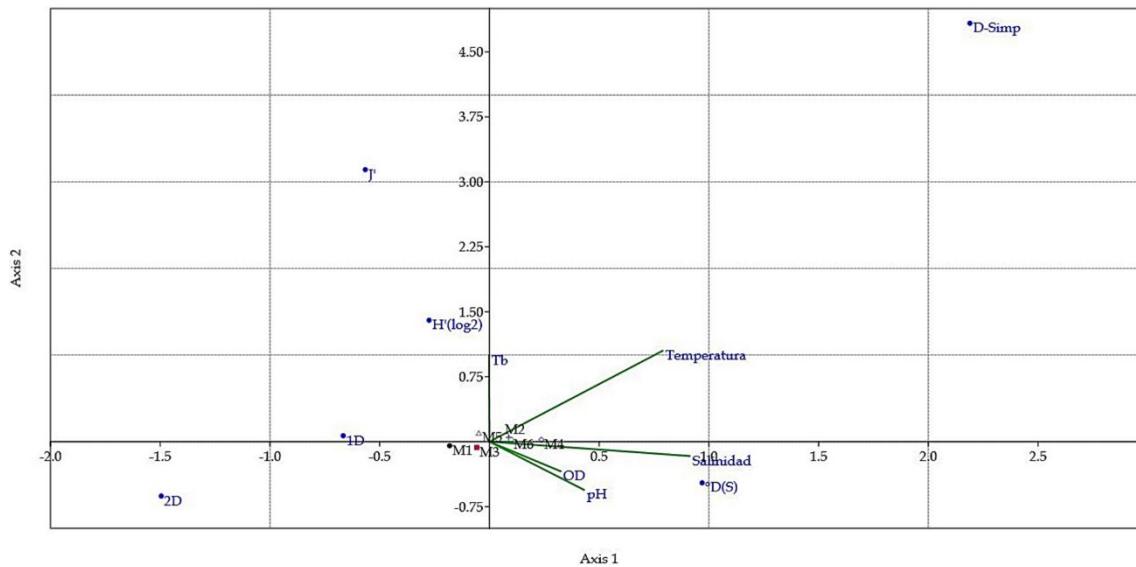


Figura 11. Análisis de correspondencia canónica entre meses, factores ambientales e índices de diversidad de peces en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

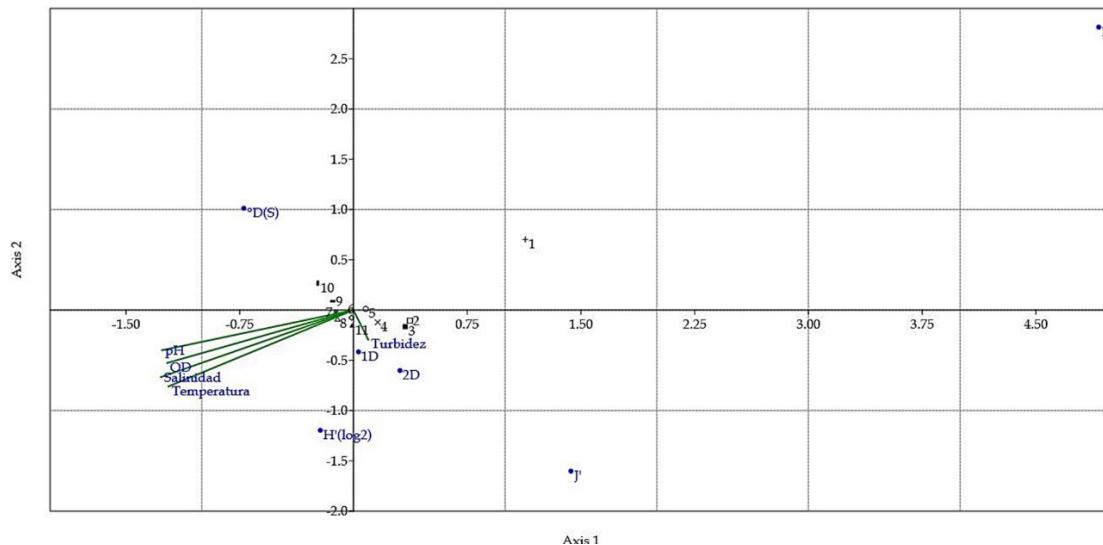


Figura 12. Análisis de correspondencia canónica entre sitios, factores ambientales e índices de diversidad de peces en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

En cuanto a la jerarquía ecológica de las especies identificadas, el 52.2 % correspondió a especies raras, el 26.1 % a especies dominantes, el 17.4 % a especies ocasionales y 4.3 % a especies constantes. La jerarquía por especie se presenta en la tabla 4.

Tabla 4. Jerarquía ecológica de especies de peces registradas en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

Id	Orden	Familia	Género	Especie	Jerarquía
1	Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil</i>	<i>cephalus</i>	D
2	Perciformes	Gerreidae	<i>Diapterus</i>	<i>brevirostris</i>	D
3	Carangiformes	Centropomidae	<i>Centropomus</i>	<i>nigrescens</i>	R
4	Carangiformes	Carangidae	<i>Oligoplites</i>	<i>altus</i>	O
5	Gobiiformes	Eleotridae	<i>Dormitator</i>	<i>latifrons</i>	D
6	Cichliformes	Cichlidae	<i>Astatheros</i>	<i>macracanthus</i>	O
7	Carangiformes	Achiridae	<i>Achirus</i>	<i>mazatlanus</i>	D
8	Gobiiformes	Gobiidae	<i>Gobionellus</i>	<i>microdon</i>	D
9	Siluriformes	Ariidae	<i>Ariopsis</i>	<i>guatemalensis</i>	O
10	Perciformes	Gerreidae	<i>Eleotris</i>	<i>picta</i>	O
11	Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoa</i>	<i>curta</i>	C
12	Clupeiformes	Pristigasteridae	<i>Opisthopтерus</i>	<i>dovii</i>	R
13	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus</i>	<i>scituliceps</i>	R
14	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus</i>	<i>colorado</i>	R
15	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia</i>	<i>butleri</i>	R
16	Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Atherinella</i>	<i>guatemalensis</i>	R
17	Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchovia</i>	<i>macrolepidota</i>	R
18	Carangiformes	Centropomidae	<i>Centropomus</i>	<i>robalito</i>	D
19	Cichliformes	Cichlidae	<i>Amphilophus</i>	<i>trimaculatum</i>	R
20	Lepisosteiformes	Lepisosteidae	<i>Atractosteus</i>	<i>tropicus</i>	R
21	Elopiformes	Elopidae	<i>Elops</i>	<i>affinis</i>	R
22	Perciformes	Gerreidae	<i>Eucinostomus</i>	<i>dowii</i>	R
23	Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus</i>	<i>marmoratus</i>	R

R= especie rara, D= especie dominante, O= especie ocasionales, C= especie constante.

Discusión

Resulta importante destacar, por su condición de “factores maestros” (Kinne, 1964), que la temperatura de LPEC a lo largo del año de estudio, fue acorde a lo obtenido en otras lagunas costeras tropicales de México. Laguna Chacmochuch en Quintana Roo, registró valores promedio entre 24 hasta 30 °C (Aguilar, 2015), mientras que en el sistema lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, se reportaron temperaturas promedio de 29.3 hasta 29.8 °C (Gómez, 2013). Cabe destacar que las altas temperaturas registradas en LPEC pueden atribuirse a la escasa profundidad de la laguna, entre 35.7 a 49.9 cm en promedio (González, 2000; Martínez, 2017), lo que lleva al sobrecalentamiento, por radiación solar, del agua de la laguna de estudio. Por otra parte, la salinidad en Laguna Pampa El Cabildo se modifica a lo largo del año, presentando valores bajos en lluvias y altas en temporada de estiaje, este mismo patrón se ha observado en otras lagunas costeras tropicales del Pacífico (Gómez, 2013; Gutiérrez et al., 2006).

A la fecha, no se encontró reporte alguno sobre la ictiofauna de LPEC, únicamente la mención de la Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda (SEMAVI) de cinco especies de peces en el Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación “El Cabildo Amatal” (SEMAVI, 2010); por lo que el presente estudio establece la línea base de ictiodiversidad de la laguna. De las 23 especies encontradas, la afinidad ecológica de acuerdo con Gómez-González et al. (2012), el 43 % fueron marino eurihalino (*A. mazatlanus*, *A. curta*, *A. guatemalensis*, *C. nigrescens*, *C. robalito*, *D. brevirostris*, *E. affinis*, *E. dowii*, *M. cephalus* y *O. altus*), 17 % fueron marino estenohalino (*A. macrolepidota*, *L. colorado*, *O. dovii* y *S. scituliceps*) y marino estuarino (*A. guatemalensis*, *D. latifrons*, *E. picta* y *G. microdon*), mientras que el 9 % fue catádromo (*P. butleri* y *S. marmoratus*). Las especies aquí reportadas y su afinidad ecológica son similares a las reportadas por Gómez-González et al. (2012), González-Acosta et al. (2018), Romero-Berny et al., (2018) y Velázquez-Velázquez et al. (2016) para ambientes lagunares estuarinos de Chiapas, México. La proporción de especies presentes en Laguna Pampa El Cabildo fue de sólo 16.1 % con respecto al complejo lagunar más próximo, Chantuto-Panzacola, lo cual se entiende, a pesar de que es una laguna costera típica (ingreso constante de agua continental e ingreso de agua marina por efecto de marea), a que es una laguna relativamente pequeña, alrededor de 222 ha y poco profunda, lo que la hace un excelente laboratorio de campo para estudios ecológicos; además, la alta proporción de peces marino eurihalinos (43%), especies con capacidad de vivir en un amplio rango de salinidad,

representan una oportunidad de cultivo en México, tal como lo sugiere Escárcega-Rodríguez (2020).

Al realizar las transformaciones de H' y λ a 1D y 2D , la MAD y Ch presentaron los valores de número efectivo de especies más altos y muy similares entre ellos, mientras que en MAN se dio una menor diversidad, -47.6 % y -39.7 % comparado con MAD y Ch respectivamente, para la diversidad de orden 1(1D). Para la diversidad de orden 2 (2D) el patrón de diversidad fue similar al de la diversidad 1D . Es posible que la menor diversidad en MAN esté relacionada al hábito nocturno de algunos depredadores que ahuyentan a muchas de las especies presa. En este sentido, Botero (2004) mencionó que los peces silvestres invierten la mayor parte del tiempo en la búsqueda de alimento y escape de depredadores, y especies como los bagres son depredadores nocturnos (Pohlmann et al., 2001).

Por sitios, Ch fue el que presentó el mayor número efectivo de especies considerando que todas las especies fueran igual de abundantes (1D), la diferencia con el sitio 1, con menor valor 1D , fue de 88.4 %. Cuando se estimó, considerando la mayor sensibilidad a las especies dominantes (2D), el sitio 8 y Chiquero presentaron el mayor número efectivo de especies, siendo 84.8 % superior al del sitio con valor más bajo (S1). La mayor diversidad presentada en el sitio Chiquero, se explica al tomar en cuenta que este punto es el único sitio de tránsito de los peces de la laguna al océano, lo cual ocurre mayormente durante la baja mar nocturna.

Al analizar la ictiodiversidad por meses de muestreo, el mes más lluvioso del año (octubre) presentó el mayor número efectivo de especies, tanto para la diversidad de orden 1 como la de orden 2. Algunos estudios (Castillo-Rivera & Zárate, 2001; Marval-Rodríguez et al., 2019) han reportado que tanto la abundancia como la diversidad están influenciados por las temporadas climáticas. Barrios-Ramos y Castro-Castro (2019), reportaron una mayor abundancia durante el mes de octubre en la dársena de Puerto Chiapas, área portuaria contigua a LPEC.

Desde hace varios años, el número efectivo de especies o diversidad verdadera (qD) se ha venido utilizando con mayor frecuencia, ya que se considera una medida robusta de la biodiversidad que supera limitaciones de los índices de diversidad y riqueza de especies; no obstante, a la fecha no es

del todo claro si mejora la interpretación y comparación de la información de biodiversidad y en las decisiones de gestión de recursos, por lo que se ha sugerido que la medición de la diversidad de las comunidades ecológicas se de en tres aspectos: riqueza de especies, uniformidad y composición (Cao y Hawkins, 2019). En el presente trabajo se ha realizado el abordaje de la diversidad de peces desde los tres aspectos antes mencionados.

La diversidad taxonómica fue mayor (100) en los sitios con menor número de especies (S2, S3, S4 y S5), así como la abundancia (3 a 13 organismos). Patrón similar se pudo observar en la diversidad taxonómica por meses, ya que en mayo, mes donde se capturaron menos especies (7) y el segundo con menor abundancia (92), presentó el mayor valor de diversidad taxonómica (100). Por otra parte, a pesar de que la diversidad taxonómica fue alta en MAD y Ch, estas se mantuvieron por debajo del valor de la diversidad taxonómica promedio esperado por azar. La MAD, que presentó el valor de diversidad taxonómica mayor, presentó un número similar de especies con la MAN, pero con un número más bajo en la abundancia, mientras que Ch (bajamar nocturna) si bien se tuvo un valor de diversidad taxonómica similar a la MAD, el número de especies registradas fue casi del doble, pero la abundancia en esta marea fue cinco veces mayor. En LPEC los resultados sugieren que la diversidad taxonómica, por sitios y meses, se incrementa (mayor número de grupos taxonómicos: orden, clases y familias diferentes) cuando el número de especies es bajo, siempre que la abundancia también sea baja, esto puede deberse a que la diversidad taxonómica no depende del tamaño de muestra ni del esfuerzo de muestreo y se basa en la ausencia/presencia de especies, por lo que actúa como un indicador cualitativo (Clarke & Warwick, 1998; Clarke & Warwick, 2001; Dumay et al., 2004; Gristina et al., 2006; Herrera-Valdivia et al., 2016; Mathieson et al., 2000). El sitio Ch tuvo un alto número de especies, también tuvo una muy alta abundancia, comparada con la MAD con la que la diversidad taxonómica fue prácticamente la misma (95.92 y 95.62 respectivamente).

La jerarquía puede verse desde diferentes aristas en biología y ecología (Camus, 1992), donde las interacciones entre los diversos elementos en diferentes niveles organizacionales (jerarquía) de un ecosistema son relevantes para la conservación de la biodiversidad (Kerr et al., 2007; Reuter et al., 2010). En este trabajo, la jerarquía ecológica se basó en la abundancia y frecuencia de las especies capturadas en LPEC, donde las especies raras fueron las de mayor presencia (52.2 %), resultado

cercano (67.6 %) al reportado en El Conchalito, Bahía de La Paz, Baja California Sur (González-Acosta et al., 2005). Debido a los escasos estudios que existen sobre la frecuencia y abundancia, integrados en un análisis de jerarquía ecológica de peces, y a que en LPEC no existen estudios previos reportados, no es posible determinar qué tan “normales” son los resultados presentados, pero los mismos, son base de comparación de cambios en estudios futuros. No obstante, las proporciones de especies raras y dominantes en LPEC fueron similares a las reportadas por López-Rasgado et al (2012), en tres sistemas de manglar del Golfo de California, México, alta proporción de especies raras y baja proporción de especies constantes.

Otro componente importante en el análisis de la ictiodiversidad de LPEC es la condición del manglar, que si bien no fue analizado en el presente estudio, es posible considerar que éste presenta una “buena” condición al registrarse un total de 23 especies de peces, mientras que en el sistema lagunar Carretas-Pereyra, Chiapas, se reportaron 19 especies (Díaz-Ruiz et al., 2006), en este sentido, se ha reportado (Arceo-Carranza et al., 2016; López-Rasgado, 2012) que en manglares con menor impacto o mayor tiempo de restauración, la estructura comunitaria de peces es más diversa.

La mayor proporción de especies raras identificadas en LPEC, resulta de gran relevancia, ya que dichas especies son de la mayor prioridad de conservación por su alta vulnerabilidad (Ceballos, 2001; Cilia & Espinosa, 2010), más aún si se toma en cuenta que las capacidades funcionales de un conjunto de especies está respaldada fuertemente por las especies raras (Leitão et al., 2016), lo que hace de LPEC una laguna de gran importancia para la conservación dichas especies. Lo anterior permite dilucidar la necesidad de investigación para identificar los tipos de rareza que pueden estar presentándose en LPEC (biogeográfica, de hábitat y/o demográfica) y consecuentemente el desarrollo de estrategias de conservación.

La importancia de los estudios de biodiversidad en Chiapas es, entre muchos otros aspectos, su pertenencia al punto caliente (HotSpot) Mesoamérica, un punto caliente es un área que presenta concentraciones excepcionales de especies con altos niveles de endemismo, y enfrentan amenazas excepcionales de destrucción (Myers, 1990; Myers et al., 2000). LPEC es parte de este “HotSpot” y es un excelente laboratorio *in situ* para monitorear cambios que la ictiodiversidad pueda tener en

el futuro, su relativa superficie reducida, su alimentación permanente de agua continental y de agua marina, la hacen una laguna costera típica y con una excelente idoneidad para el trabajo de campo.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo recibido a la SCPP “Pescadores del Cabildo” para el trabajo de campo, a López-Urbina H., por el apoyo brindado en el análisis geográfico.

Referencias citadas

- Aguilar, M. P. (2015). *Variación estacional de parámetros ambientales e hidrológicos de la laguna Chacmochuch, Quintana Roo* [tesis de maestría, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.]. Repositorio CICY. <https://cicy.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1003/362>
- Arceo-Carranza, D., Gamboa, E., Teutli-Hernández, C., Badillo-Alemán, M., Herrera-Silveira, J. A. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87: 489-496. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.03.001>
- Barrios-Ramos, I. I. y Castro-Castro, V. (2019). Diversidad y abundancia ictiofaunística de la dársena de Puerto Chiapas, México. *Revista de Biodiversidad Neotropical*, 9 (1), e-736. <http://dx.doi.org/10.18636/bioneotropical.v9i1.736>
- Botero, A. M. (2004). Comportamiento de los peces en la búsqueda y la captura del alimento. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 17(1), 63-75. <https://revistas.udea.edu.co/index.php/rccp/article/view/323926/20781106>
- Camus, P. (1992). El análisis jerárquico y su uso conceptual en ecología. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65, 287-296. http://rchn.biologichile.cl/pdfs/1992/3/Camus_1991.pdf
- Cao, Y. y Hawkins, C. P. (2019). Weighting effective number of species measures by abundance weakens detection of diversity responses. *Journal of Applied Ecology*, 56(5), 1200-1209. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13345>
- Castillo-Rivera, M. y Zárate, H. R. (2001). Patrones espacio-temporales de la abundancia de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiológica*, 11(11), 75-84. <https://hidrobiologica.itzt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/956/543>

Castro-Castro, V., Rivera-Velázquez, G., Peralta-Meixueiro, M. A. y López-Rasgado, F. J. (2021).

Resultados preliminares en el conocimiento de la ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. En Peralta-Meixueiro, M. A., Ruan-Soto, J. F., Diez de Bonilla, E. P., Castro-Moreno, M., Than-Marchese, B. A. y De la Cruz- Chacón, I. (Eds.), *Estudios sobre la biodiversidad tropical mexicana: conservación y aprovechamiento sustentable* (pp. 199-222).

UNICACH/CONACYT.

https://www.academia.edu/80414324/Resultados_preliminares_en_el_conocimiento_de_la_ictiodiversidad_de_Laguna_Pampa_El_Cabildo_Chiapas_M%C3%A9xico

Castro-Castro, V. y Sokolov, M. (2010). Unidades ambientales estuarinas. Una propuesta para el manejo de cuerpos de agua en áreas naturales protegidas costeras. En López, L. y Bustos, H. (Coords.). *Memorias del XV Congreso nacional de Oceanografía* (pp. 303-310.).

Universidad Autónoma de Baja California.

[https://www.academia.edu/98106727/Unidades_ambientales_estuarinas_Una_propuesta_pa](https://www.academia.edu/98106727/Unidades_ambientales_estuarinas_Una_propuesta_para_el manejo_de_cuerpos_de_agua_en_%C3%A1reas_naturales_protegidas_costeras)

ra_el_manejo_de_cuerpos_de_agua_en_%C3%A1reas_naturales_protegidas_costeras

Ceballos, C. (2001). Especies raras, el conocimiento de la diversidad biológica y la conservación.

Biodiversitas, 38, 9-13. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/1598.pdf>

Cilia, G. y Espinosa, G. (2010). Vulnerabilidad de las especies raras. *ECOFRONTERAS*, 39, 12-15. <https://revistas.ecosur.mx/ecofronteras/index.php/eco/article/view/1118/1087>

Clarke, K. R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J. y Warwick, R.M. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, PRIMER-E: Plymouth*

Clarke, K. R. y Warwick, R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523-531.

<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x>

Clarke, K. R. y Warwick, R. M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29. <https://www.int-res.com/articles/meps/184/m184p021.pdf>

Clarke, K. R., y Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: An Approach to Statistical Analysis and interpretation*. Reino Unido: Plymouth.

Díaz-Ruiz S., A. Aguirre-León y Cano-Quiroga, E. (2006). Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16 (2): 197-210. <https://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v16n2/v16n2a9.pdf>

- Dumay, O., Tari, P. S., Tomasini, J. A. y Mouillot, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4), 970-983. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00365.x>
- Escárcega-Rodríguez, S. (2020). ¿Cultivo de peces marinos? Hablemos de larvicultura en estanques. *Revista Digital Universitaria*, 21(2). <http://doi.org/10.22201/codeic.16076079e.20.v21n2.a3>.
- Feller, I. C., Lovelock, C. E., Berger, U., McKee, K. L., Joye, S. B., Ball, M. C. (2010). Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 2:395-417. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163809>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Karpenter, K. E. y Niem, V. H. (1995a). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental (Volumen II. Vertebrados-Parte 1)*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Recuperado el 23 de septiembre, 2021 de: <https://www.fao.org/3/t0852s/t0852s00.htm>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Karpenter, K. E. y Niem, V. H. (1995b). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental (Volumen III. Vertebrados-Parte 2)*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Recuperado el 23 de septiembre, 2021 de: <https://www.fao.org/3/v6250s/v6250s00.htm>
- Gómez-González, A., Velázquez-Velázquez, E., Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A., González-Acosta, A. y Castro-Aguirre, J. (2012). Lista sistemática de la ictiofauna en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 674-686. doi:10.7550/rmb.24468
- Gómez, O. R. (2013). Ecología del Sistema Lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, basada en la aplicación e interpretación de algunos índices tróficos, parámetros físico-químicos y biológicos [tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur]. Repositorio Institucional ECOSUR. https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1709/1/100000052431_documento.pdf
- González-Acosta A. F., De La Cruz-Agüero, G., De La Cruz-Agüero, J. y Ruiz-Campos, G. (2005). Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja

- California Sur, Mexico. *Hidrobiológica*, 15(2), 205-214.
<https://hidrobiologica.itz.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/1066/650>
- González-Acosta, A. G., Rodiles-Hernández, R. y González-Díaz, A. A. (2018). Checklist of the marine and estuarine fishes of Chiapas, Mexico. *Marine Biodiversity*, 48(3), 1439-1454.
<https://doi.org/10.1007/s12526-016-0630-y>
- González, H. L. V. (2000). Características fisicoquímicas y evaluación de plaguicidas organoclorados en la Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas [tesis de Licenciatura sin publicar]. Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Chiapas.
- Gristina, M., Bahri, T., Fiorentino, F. y Garofalo, G. (2006). Comparison of demersal fish assemblages in three areas of the Strait of Sicily under different trawling pressure. *Fisheries Research*, 81(1), 60-71. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.05.010>
- Gutiérrez-Mendieta, F. J., Varona-Cordero, F. y Contreras-Espinosa, F. (2006). Caracterización estacional de las condiciones físico-químicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16(2), 137-146. <https://hidrobiologica.itz.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/1024/610>
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J., Castillo, V. S. y García-Juárez, A. R. (2016). Diversidad taxonómica y funcional en la comunidad de peces de la pesca de arrastre de camarón en el norte del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 587-602.
<https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15852/24518>
- Igulu, M. M., Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Mgaya, Y. D. (2013). Mangrove fish production is largely fuelled by external food sources: a stable isotope analysis of fishes at the individual, species, and community levels from across the globe. *Ecosystems*, 16, 1336-1352.
<https://doi.org/10.1007/s10021-013-9687-7>
- Kennish, M. J. y Paerl, H. W. (2010). Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change. En *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change* (pp. 1-15). CRC Press.
http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB_ECOLOGIA/OF_files/Coastal%20Lagoons % 20-%20Critical%20%20Habitats%20of%20Environmental%20Change.pdf
- Kerr, J. T., Kharouba, H. M., y Currie, D. J. (2007). The macroecological contribution to global change solutions. *Science*, 316(5831), 1581–1584. <https://doi.org/10.1126/science.1133267>

- Kinne, O. (1964). The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals: II. Salinity and temperature-salinity combinations. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 2, 177-181.
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S. E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F. P. y Mouillot, D. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B*, 283(1828), 20160084. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>
- López-Rasgado, F. J. (2012). Estructura de la comunidad íctica de manglar en tres sistemas (Balandra, Enfermería y Zacatecas) y dos periodos (1980 y 2010) en relación con el grado de influencia antrópica. En Pérez-Ramírez y Lluch-Cota (eds.), *Biodiversidad y vulnerabilidad de ecosistemas costeros en Baja California Sur. Aportaciones de estudiantes de grado, posgrado y posdoctorado 2008-2012* (pp. 375-398). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
- López-Rasgado, F. J., Herzka, S. Z., Del-Monte-Luna, P., Serviere-Zaragoza, E., Balart, E. F. y Lluch-Cota, S. E. (2012). Fish assemblages in three arid mangrove systems of the Gulf of California: comparing observations from 1980 and 2010. *Bulletin of Marine Science*. 88(4):919–945. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2011.1111>
- Martínez, L. G. (2017). Estimación de la tasa de azolvamiento de la Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas [tesis de Licenciatura sin publicar]. Instituto de Biociencias, Universidad Autónoma de Chiapas.
- Marval-Rodríguez, A., Alió-Mingo, J., Carvajal, Y., Altuve, D. y Vizcaíno, G. (2019). Variación espacio-temporal de la ictiofauna en el estuario de Caño Manamo, delta del río Orinoco, Venezuela. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 12(47), 881-894. <https://revistas.unam.mx/index.php/biocyt/issue/view/5237>
- Mathieson, S., Cattrijsse, A., Costa, M. J., Drake, P., Elliott, M., Gardner, J. y Marchand, J. (2000). Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. *Marine Ecology Progress Series*, 204, 225-242. <https://www.int-res.com/articles/meps/204/m204p225.pdf>
- Miller, R. R. (2009). *Peces dulceacuícolas de México* (J. Schmitter, Trans). CONABIO/SIM.AC/ECOSUR/CPD.MX-USA. Trabajo original publicado en 2006.

- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Myers, N. (1990). The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist*, 10(4): 243-256. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF02239720.pdf>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. https://sdmmp.com/upload/SDMMP_Repository/0/038n1thz2kcdwfpqs7jy6mrvg4xb59.pdf
- Nagelkerken, I. (2009). *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Springer Science + Business Media B.V.
- Olden, J. D., Kennard, M. J., Leprieur, F., Tedesco, P. A., Winemiller, K. O. y García-Berthou, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16(3), 496–513. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00655.x>
- Ovalle-Estrada, F., Vázquez-Lule, A. D., Tovilla-Hernández, C., Alcántara-Maya, J. A., Rodríguez-Zúñiga, M. T. (2022). Caracterización del sitio de manglar PS27 Lagunas Cabildo-Amatal-Gancho Murillo. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Actualización con datos a 2020. *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. CONABIO, México, CDMX. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/15048.pdf>
- Pohlmann, H., Grasso, F. W. y Breithaup, T. (2001). Tracking wakes: The nocturnal predatory strategy of piscivorous catfish. *PNAS*, 98(3), 7371–7374. <https://www.pnas.org/doi/epdf/10.1073/pnas.121026298>
- Reuter, H., Joppb, F., Blanco-Moreno, J. M., Damgaard, C., Matsinos, Y. y De Angelis, D. (2010). Ecological hierarchies and self-organisation-Pattern analysis, modelling and process integration across scales. *Basic and Applied Ecology*, 11: 572–581. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.08.002>
- Romero-Berny, E. I., Velázquez-Velázquez, E., Anzueto-Calvo, M. J., Urbina-Trejo, E. y Schmitter-Soto, J. J. (2018). The fish fauna of three lagoon-estuarine systems in the northeastern Gulf of Tehuantepec, Mexican south Pacific. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 1, 87-100. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.1.1927>

- Schluter, D., Ricklefs, R. E. (1993). Species diversity: an introduction to the problem. In Ricklefs, R. E. y Schluter, D. (Eds). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives* (pp. 1-12). The University of Chicago Press, Chicago.
- SEMAVI (Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda). (2010). *Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación “El Cabildo Amatal”*. SEMAVI. Recuperado el 25 de septiembre, 2020 de: https://sistemaestatalambiental.chiapas.gob.mx/siseiach/descargas/pm_anp/PROGRAMA_DE_MANEJO_EL_CABILDO_AMATAL_2010.pdf
- Stuthmann, L., Castellanos-Galindo, G., Robertson, D. (2021). The functional ecology of mangrove fishes across the Isthmus of Panama. *Diversity and Distributions*, 28, 1663-1679. <https://doi.org/10.1111/ddi.13519>
- Tapia-García, M. y Ayala-Pérez, G. (1996-1997). Clave para la determinación de las especies de mojaras de México (Pisces: Gerreidae). *Revista de Biología Tropical*, 44(3)/45(1), 519-526. <https://tropicalstudies.org/rbt/attachments/volumes/vol44-3B/22-Tapia-Mojarras.pdf>
- Vega-Cendejas, M. E. y Hernández, S. M. (2010). Peces de sistemas lagunares y ciénegas. En Durán, R. y Méndez, M. (eds.), *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán* (pp. 157-158). CICY/PPD-FMAM/CONABIO/SEDUMA. <https://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Sitios/Biodiversidad/pdfs/Cap3/15%20Peces%20de%20sistemas%20lagunares.pdf>
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. M., Gómez-González, A. E., Romero-Berny, E. I., Lievano-Trujillo, J. L. y Matamoros, W. A. (2016). Checklist of the continental fishes of the state of Chiapas, Mexico, and their distribution. *ZooKeys*, 632: 99-120. <https://doi.org/10.3897/zookeys.632.9747>
- Velázquez-Velázquez, E. y Vega-Cendejas, M. E. (2004). Los peces como indicadores del estado de salud de los sistemas acuáticos. *Biodiversitas*, 57, 12-15. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/4699.pdf>
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdova, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p. Recuperado el 19 de julio, 2022 de: <https://sib.gob.ar/archivos/IAVH-00288.pdf>

Warwick, R. M., y Clarke, K. R. (1995). New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 301-305. <https://www.int-res.com/articles/meps/129/m129p301.pdf>

¶Capítulo 03¶

Influencia de factores ambientales en los cambios de la ictiodiversidad de Laguna Pampa el Cabildo, Chiapas, México

Influence of environmental factors on the changes in ichthyodiversity of Laguna Pampa el Cabildo, Chiapas, Mexico

**INFLUENCIA DE FACTORES AMBIENTALES EN LOS CAMBIOS DE LA
ICTIODIVERSIDAD DE LAGUNA PAMPA EL CABILDO, CHIAPAS, MÉXICO**

Resumen

La alteración de las condiciones ambientales se cierne como una de las principales amenazas para la biodiversidad. En el caso de los sistemas acuáticos estuarinos, la temperatura y la salinidad son los factores de mayor influencia en la distribución y abundancia de los organismos acuáticos. Conocer los cambios en la ictiodiversidad por efecto de variaciones de los factores ambientales resulta imperativo y apremiante en la carrera por la conservación de la ictiodiversidad. En Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México, se realizó un análisis de cinco factores ambientales y sus posibles efectos en la diversidad verdadera (DV) o número efectivo de especies (NEE). Los resultados mostraron que el área de estudios presentó características propias de una laguna costera tropical, que la riqueza de especies (0D) fue de 23 especies y que el NEE de orden 1 (1D) y 2 (2D) osciló de 3.36 a 7.61 y de 2.21 a 6.64 respectivamente a lo largo del periodo de estudio. De los factores ambientales analizados, sólo la temperatura del agua de la laguna presentó una relación negativa significativa con el NEE 1D y el NEE 2D , estimándose la desaparición de una especie de pez (1D y 2D) por cada 1.3 °C de incremento de la temperatura del agua de la laguna.

Palabras clave: diversidad verdadera, número efectivo de especies, ictiodiversidad, Chiapas, laguna costera.

Abstrac

The alteration of environmental conditions looms as one of the main threats to biodiversity. In the case of estuarine aquatic systems, temperature and salinity are the factors that most influence the distribution and abundance of aquatic organisms. Knowing the changes in ichthyodiversity due to variations in environmental factors is imperative and urgent in the race for the conservation of ichthyodiversity. In Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, Mexico, an analysis of five environmental factors and their possible effects on true diversity (TD) or effective number of species (ENS) was carried out. The results showed that the study area presented characteristics of a tropical coastal lagoon, that the species richness (0D) was 23 species and that the NEE of order 1 (1D) and 2 (2D)

ranged from 3.36 to 7.61 and from 2.21 to 6.64 respectively throughout the study period. Of the environmental factors analyzed, only the lagoon water temperature presented a significant negative relationship between ENS ¹D and ENS ²D vs. water temperature, estimating the disappearance of one fish species (¹D and ²D) for every 1.3 °C increase in the lagoon water temperature.

Key word: true diversity, effective number of species, ichthyodiversity, Chiapas, coastal lagoon.

Introducción

La biodiversidad es uno de los bienes esenciales que los ecosistemas proveen para la supervivencia humana (IPCC, 2022), por lo que procurar adelantarnos al conocimiento de los posibles efectos del calentamiento global sobre la biodiversidad, resulta de la mayor relevancia y necesidad para la conservación de los recursos naturales y la supervivencia humana.

A la fecha existe una amplia cantidad de escenarios sobre el aumento de la temperatura ambiental en el planeta; así como sus posibles consecuencias en la biodiversidad. La información más reciente del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) dio a conocer que, en el mejor de los casos, alrededor del año 2030 todos los escenarios generados marcan que se rebasará el límite de 1.5 °C, en el peor escenario, se rebasará alrededor del año 2025 (IPCC, 2022).

En cuanto a los escenarios de biodiversidad acuática, desde el 2010 se vaticinaron importantes afectaciones por pérdida de hábitat para anidar, cría y forrajeo para numerosos grupos de especies, incluyendo peces, crustáceos, aves marinas y acuáticas, tortugas marinas, cocodrilos, manatíes entre otros organismos (Leadley et al., 2010). Estudios recientes han mencionado que la biodiversidad en el planeta presenta un grado de daño/pérdida/afectación de alrededor del 65 % (Bradshaw et al., 2021), mientras que algunos escenarios han descrito que la pérdida de ictiodiversidad puede llegar a poco más del 70% en el año 2070 (Bellard et al., 2012).

Para México, la oficina meteorológica de los Estados Unidos (Met Office) pronosticó que para el año 2100, la temperatura oscilará de 2.5 °C, en la mayor parte del país, a 4.0 °C en la frontera con los Estados Unidos (Met Office, 2011). Por su parte, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos

Naturales (SEMARNAT) mencionó que a largo plazo (2075-2099), la temperatura promedio puede alcanzar entre 3.8 y 5.7 °C (SEMARNAT, 2021). De la Vega-Salazar (2011) comentó que el aumento de la temperatura incrementa el riesgo en el número de especies, así como la abundancia y distribución, principalmente de peces nativos; no obstante, los estudios sobre la ictiodiversidad afectada sigue siendo altamente escasa.

En el caso del estado de Chiapas, en el complejo lagunar Carretas-Pereyra, se reportó que la temperatura y la salinidad fueron las variables ambientales de mayor importancia en la composición y abundancia de peces (Velázquez-Velázquez et al., 2008); sin embargo, estudios sobre la posible relación directa entre factores ambientales y la ictiodiversidad es considerablemente escasa, por lo que el objetivo de este trabajo fue analizar la influencia de los factores ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y turbidez del agua superficial) en el número efectivo de especies (diversidad verdadera) de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

Métodos

Área de estudio

Laguna Pampa El Cabildo (LPEC) se ubica al sureste del estado de Chiapas (Fig. 1), forma parte de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica “El Cabildo Amatal” y está catalogada como un Humedal de Importancia Internacional (sitio Ramsar 1771). El clima del área es subhúmedo con lluvias en verano de mayor humedad Aw(2), los suelos dominantes son Regosol Éutrico de textura gruesa (Re/1) y Solonchak Gléyico de textura fina (Zg/3); la vegetación es predominantemente manglar alrededor de la laguna con presencia de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) y el mangle negro o madre sal (*Avicennia germinans*), en menor proporción también se encuentra popal, tular, selva baja caducifolia, palmar y vegetación acuática (INEGI, 2006; Magdaleno, 2007).

Trabajo de campo

En un ciclo anual, cada dos meses, comenzando en octubre (por condiciones climáticas no se pudo iniciar en septiembre), noviembre de 2019 y enero, marzo, mayo y julio de 2020, se realizaron registros de temperatura (°C) y potencial de H⁺ (pH) con un potenciómetro Hanna (HI98108),

salinidad con un refractómetro Hanna (HI96822), turbidez (UNT [Unidades Nefelométricas de Turbidez]) con un turbidímetro Hanna (HI98703) y oxígeno disuelto (mg/L) con un oxímetro Hanna (HI9146) del agua superficial (cinco a 10 centímetros de profundidad) de la laguna en 11 sitios de trabajo (Fig. 1), los registros se realizaron por cuadriplicado durante la marea alta diurna (MAD) y la marea alta nocturna (MAN).



Figura 1. Laguna Pampa El Cabildo, Tapachula, Chiapas.

Captura de peces

Para el análisis de ictiodiversidad, en cada sitio de muestreo, durante el periodo de marea alta, se realizaron cuatro lances (el número de lances que permitió hacer el muestreo en toda la laguna durante el periodo pico de pleamar) con una atarraya con caída o radio de 3 m ($\approx 28.2 \text{ m}^2$) y una luz de malla de 1.5 pulgadas (luz de malla permitida de acuerdo a la NOM-002-SAG/PESC-2013). La captura de peces se realizó en MAN y MAD, adicionalmente, durante la marea baja nocturna (MBN) se tomó una muestra de peces del encierro rústico (arte de pesca fijo: 20 x 31 m, en forma de V, con malla alquitranada de 1.5 pulgadas de luz), de la parte denominada “chiquero (Ch)”, encierro ubicado fuera

de la laguna (Fig. 1), en el canal de comunicación ($14^{\circ}43'42.32''$ N, $92^{\circ}25'39.32''$ O), y ruta única de peces de la laguna al mar, lo que permitió un análisis más completo de la ictiodiversidad. Los organismos capturados fueron colocados en bolsas de plástico debidamente etiquetados y colocados en hielera para su posterior traslado al laboratorio donde fueron colocados en congeladora para su posterior análisis e identificación.

Análisis de la información

Los datos ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y turbidez) fueron analizados inicialmente, por estaciones y meses de trabajo, mediante un análisis exploratorio de datos para calcular los promedios (\bar{x}), desviación estándar (σ), valor mínimo (V_{\min}), valor máximo (V_{\max}) y tamaño de muestra (n). Con el fin de conocer el peso de cada variable ambiental en las características de la laguna, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP).

Para el análisis de la influencia de los factores ambientales sobre la biodiversidad, se calculó el número efectivo de especies (NEE) o diversidad verdadera (DV). El NEE (qD), se define como el número de especies que tendría una comunidad virtual, en la que todas las especies fueran igualmente comunes, conservando la abundancia relativa promedio de la comunidad estudiada (Jost, 2006; Jost & González-Oreja, 2012), donde el orden q indica la sensibilidad del índice a la abundancia relativa de las especies: a) riqueza de especies o diversidad de orden cero (0D), la cual es insensible a la abundancia de las especies; b) diversidad verdadera de orden uno (1D), donde todas las especies son analizadas considerándolas igualmente abundantes y, c) diversidad de orden dos (2D), donde se da mayor importancia a las especies más comunes (Hill, 1973; Jost, 2006). Seguidamente se aplicó un análisis con Modelos Lineales Generalizados (MLG) de la familia exponencial para conocer si existió alguna relación entre los dos factores ambientales con mayor peso, de acuerdo al ACP, y el número efectivo de especies, también se buscó la posible relación entre el 0D con los 1D y 2D . Se utilizaron los softwares Excel, Primer 6 y Past 4.03.

Resultados

A lo largo del periodo de estudio, la temperatura del agua de la laguna osciló de 23.3°C en MAN a 37.0°C en MAD (Tabla 1), ambos registros en el mes de julio. El promedio general fue de 30.6 ± 3.7

°C. La temperatura mínima promedio se registró en el mes de enero en MAN (23.3 °C), mientras que la mayor temperatura promedio se registró en el mes de julio en MAD (37.0 °C). En cuanto a las variaciones de temperatura entre las estaciones de muestreo, los valores promedio más altos se registraron durante la MAD, mientras que los valores mínimos y máximos registrados se ubicaron en los S3 y S5 (Tabla 2) respectivamente.

Tabla 1. Temperatura superficial registrada en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, durante el periodo de octubre de 2019 a julio de 2020.

	Temperatura, °C (MAN)					
	Octubre	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo	Julio
\bar{X}	28.9	27.0	25.7	29.7	28.7	26.4
σ	1.4	0.9	2.2	1.2	1.5	0.5
VMín	26.4	25.6	23.6	27.0	26.4	23.3
VMáx	30.5	29.7	32.0	31.1	30.9	27.2
n	44	32	40	36	32	44
	Temperatura, °C (MAD)					
	Octubre	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo	Julio
\bar{X}	31.6	32.4	29.4	35.6	34.5	36.0
σ	2.1	1.9	0.4	0.9	2.0	0.7
VMín	27.4	28.5	28.7	34.1	29.78	33.6
VMáx	34.2	35.5	30	36.7	36.8	37.0
n	44	44	40	36	40	44

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Por otra parte, la salinidad mostró una amplia heterogeneidad entre los meses de muestreo, con valores mínimos de cero y máximos de 40 (Tabla 3), con un promedio general de 9.3 ± 13.1 . En cuanto a los sitios de muestreo, se observó una menor salinidad promedio en las estaciones 1 y 2, mientras que los promedios mayores se estimaron en los sitios 10 y 11 (Tabla 4).

En lo que se refiere al oxígeno disuelto durante el periodo de estudio, el valor mínimo se registró en el mes noviembre en MAN, mientras que el valor máximo se registró en el mismo mes durante la MAD (Tabla 5). El valor promedio general fue de 7.2 ± 2.7 mg/L. En los sitios de muestreo, el oxígeno disuelto mostró que los valores promedio más altos se registraron durante la MAD (Tabla 6). En general, la laguna registro niveles promedio adecuados de oxígeno disuelto (≥ 4.5 mg/L).

Tabla 2. Temperatura superficial registrada en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por sitios de estudio durante el periodo de octubre 2019 a julio 2020.

	Temperatura, °C (MAN)										
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11
\bar{X}	27.0	26.8	27.4	28.8	27.7	28.3	28.1	27.7	27.6	27.5	26.7
σ	0.4	0.3	1.6	2.0	1.6	2.3	2.1	2.1	2.4	2.5	2.0
VMín	26.4	26.5	23.3	26.3	25.3	24.9	24.8	24.7	24.3	24.1	23.6
VMáx	27.4	27.3	30.1	32.0	29.8	31.1	30.9	30.7	31.0	31.1	28.9
n	12	16	24	24	24	24	24	24	20	20	16
	Temperatura, °C (MAD)										
\bar{X}	30.2	31.0	32.7	33.4	34.6	33.8	33.7	33.5	33.6	33.4	34.1
σ	2.7	2.9	3.1	2.7	2.6	2.3	2.5	2.3	2.2	2.5	2.6
VMín	27.4	28.3	28.9	29.7	29.8	30.0	29.4	29.4	29.2	28.9	28.8
VMáx	35.0	36.1	36.5	36.9	37.0	36.7	36.5	36.1	35.9	36.7	36.4
n	16	20	20	24	24	24	24	24	24	24	24

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Tabla 3. Salinidad superficial registrada en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, durante el periodo de octubre de 2019 a julio de 2020.

	Salinidad (MAN)					
	Octubre	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo	Julio
\bar{X}	0.6	1.3	13.1	36.9	1.1	1.3
σ	0.7	1.2	5.8	1.2	1.2	1.0
VMín	0.0	0.0	0.0	35.0	0.0	0.0
VMáx	3.0	3.0	18.0	39.0	4.0	3.0
n	44	32	40	36	32	44
	Salinidad (MAD)					
\bar{X}	2.1	0.8	15.2	38.0	6.2	1.2
σ	0.5	0.7	5.6	0.7	4.2	1.0
VMín	1.0	0.0	0.0	37.0	1.0	0.0
VMáx	3.0	2.0	19.0	40.0	13.0	4.0
n	44	44	40	36	40	44

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Tabla 4. Salinidad superficial registrada en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por sitios de estudio durante el periodo de octubre 2019 a julio 2020.

	Salinidad (MAN)										
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11
\bar{X}	0.5	0.2	7.5	8.5	9.1	9.5	10.4	9.7	11.2	11.5	14.8
σ	0.5	0.4	14.5	13.7	14.1	13.1	13.4	13.2	14.1	14.3	14.9
VMín	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
VMáx	1	1	39	37	39	36	37	36	36	36	37
n	12	16	24	24	24	24	24	24	20	20	16
	Salinidad (MAD)										
\bar{X}	1.1	0.9	10.5	9.9	10.8	11.0	11.7	11.5	11.5	12.0	11.5
σ	0.7	0.8	15.1	14.2	14.1	13.6	13.4	13.4	13.5	13.3	13.4
VMín	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
VMáx	2	2	40	39	39	38	38	38	38	38	38
n	16	20	20	24	24	24	24	24	24	24	24

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Tabla 5. Oxígeno disuelto superficial registrado en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, durante el periodo de octubre de 2019 a julio de 2020

	OD, mg/L (MAN)					
	Octubre	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo	Julio
\bar{X}	8.4	7.5	4.8	7.6	4.5	4.6
σ	1.0	1.5	0.7	1.1	0.6	1.1
VMín	6.7	1.3	3.7	5.6	3.1	2.5
VMáx	10.5	9.4	7.2	9.1	5.4	6.0
n	44	32	40	36	32	44
	OD, mg/L (MAD)					
\bar{X}	9.6	9.1	7.7	12.3	5.9	5.1
σ	2.0	2.9	1.3	1.1	1.6	1.5
VMín	6.2	5.7	4.4	10.9	3.3	2.2
VMáx	14.4	17.8	10.4	14.4	8.2	7.2
n	44	43	40	36	40	44

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Tabla 6. Oxígeno disuelto superficial registrado en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por sitios de estudio durante el periodo de octubre 2019 a julio 2020.

OD, mg/L (MAN)											
\bar{X}	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11
	5.2	4.5	5.3	6.4	6.2	7.1	6.6	6.7	7.2	6.5	5.9
σ	2.6	1.7	1.3	2.3	2.1	2.0	2.0	1.5	1.8	1.2	1.5
VMín	2.5	2.6	3.6	3.8	3.7	4.2	1.3	4.9	4.6	4.7	4.21
VMáx	8.9	7.4	7.2	9.4	10.5	9.6	9.4	9.5	9.7	8.4	7.9
n	12	16	24	24	24	24	24	24	20	20	16
OD, mg/L (MAD)											
\bar{X}	5.1	5.0	7.6	7.4	9.7	8.6	8.5	9.1	9.2	8.4	9.5
σ	1.3	1.4	2.6	2.6	5.0	2.0	1.9	2.4	2.0	3.1	2.6
VMín	3.1	3.2	3.5	3.5	2.2	5.6	5.9	5.7	6.9	4.3	6.8
VMáx	6.7	7.2	12.1	11.4	17.8	11.8	11.6	13.1	12.5	14.3	14.4
n	15	20	20	24	24	24	24	24	24	24	24

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

El pH de la laguna, por meses de trabajo, oscilo de 5.1 a 9.8, registrándose ambos valores durante la MAD, mientras que por valores promedio, el valor mínimo y máximo se registraron durante la MAN, en los meses de mayo y noviembre respectivamente (Tabla 7). El promedio general para la laguna fue de 7.9 ± 0.7 . Por sitios de trabajo, el valor promedio de pH varió de 7.0 en MAN a 8.4 (ligeramente alcalino) en MAD, en los sitios 2 y 9 respectivamente (Tabla 8).

Los valores mínimos y máximos de turbidez, se registraron durante la MAD, en los meses de octubre y julio respectivamente (Tabla 9). El promedio general de turbidez para la laguna, a lo largo del año de trabajo fue de 13.9 ± 12.7 UNT. Por sitios de trabajo, la laguna presentó los valores promedio de turbidez menor y mayor en el sitio 9 durante la MAN y en el sitio 5 durante la MAD respectivamente (Tabla 10).

El ACP permitió distinguir a la temperatura y la salinidad como las variables ambientales de mayor peso, con valores propios de 1.71 para el primer componente (C1) y 1.25 para el segundo componente C2 respectivamente (Fig. 2), en la condición ambiental de Laguna Pampa El Cabildo.

Tabla 7. pH superficial registrado en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, durante el periodo de octubre de 2019 a julio de 2020.

	pH (MAN)					
	Octubre	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo	Julio
\bar{X}	8.1	8.7	7.4	7.9	6.7	8.0
σ	0.4	0.5	0.3	0.1	0.3	0.3
VMín	7.4	7.4	6.8	7.8	6.1	7.3
VMáx	9.1	9.2	7.8	8.1	7.2	8.5
n	44	32	40	36	32	44
	pH (MAD)					
\bar{X}	8.3	8.5	7.9	8.2	7.0	8.0
σ	0.4	0.8	0.4	0.1	1.0	0.5
VMín	7.7	7.4	6.9	8.0	5.1	6.6
VMáx	9.2	9.8	8.4	8.4	8.6	8.7
n	44	44	40	36	40	44

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Tabla 8. pH superficial registrado en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por sitios de estudio durante el periodo de octubre 2019 a julio 2020.

	pH (MAN)										
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11
\bar{X}	7.3	7.0	7.4	7.7	8.1	8.0	8.0	8.1	8.2	8.1	7.8
σ	0.7	0.6	0.5	0.7	0.8	0.7	0.5	0.6	0.4	0.5	0.4
VMín	6.3	6.1	6.5	6.4	7.0	6.7	7.0	7.1	7.6	7.4	7.2
VMáx	8.3	7.8	8.0	8.9	9.1	9.0	8.8	9.2	8.8	8.8	8.4
n	12	16	24	24	24	24	24	24	20	20	16
	pH (MAD)										
\bar{X}	7.1	7.1	7.8	7.6	8.3	8.2	8.2	8.3	8.4	8.3	8.2
σ	1.0	0.7	0.2	1.0	1.1	0.6	0.5	0.4	0.4	0.3	0.6
VMín	5.1	5.7	7.5	5.5	6.4	6.9	7.3	7.4	7.7	7.7	6.6
VMáx	7.9	7.7	8.1	8.3	9.8	8.9	9.1	8.9	9.0	8.7	9.1
n	16	20	20	24	24	24	24	24	24	24	24

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado

Tabla 9. Turbidez superficial registrada en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, durante el periodo de octubre de 2019 a julio de 2020.

Turbidez, UNT (MAN)					
	Octubre	Noviembre	Enero	Marzo	Mayo
\bar{X}	5.8	7.6	11.1	14.2	46.0
σ	2.5	3.9	6.2	6.9	7.5
VMín	1.8	3.1	2.4	8.0	33.5
VMáx	10.7	20.3	23.8	38.4	61.6
n	44	30	40	36	32
Turbidez, UNT (MAD)					
\bar{X}	5.0	6.0	13.3	17.7	28.0
σ	3.1	3.1	7.5	6.4	11.1
VMín	0.8	1.4	2.4	10.0	13.3
VMáx	15.0	12.1	30.9	37.0	50.4
n	44	44	40	36	40
					44

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

Tabla 10. Turbidez superficial registrado en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, por sitios de estudio durante el periodo de octubre 2019 a julio 2020.

Turbidez, UNT (MAN)											
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11
\bar{X}	16.1	15.3	13.2	14.9	20.3	15.1	14.3	15.5	7.7	9.9	14.0
σ	18.6	20.7	16.1	15.3	19.3	16.8	12.8	9.9	1.2	2.3	5.9
VMín	1.8	2.4	2.0	3.0	3.1	6.0	6.5	7.7	5.0	6.2	5.8
VMáx	41.5	61.6	53.5	46.6	58.2	52.4	43.4	38.1	9.77	13.7	23.8
n	12	16	24	22	24	24	24	24	20	20	16
Turbidez, UNT (MAD)											
\bar{X}	11.2	11.9	11.5	12.8	22.1	14.5	16.3	11.4	9.9	10.7	15.1
σ	12.1	17.1	7.8	10.0	20.6	9.5	10.4	5.9	3.9	3.8	6.8
VMín	0.8	1.0	1.3	1.4	6.1	6.0	5.7	6.4	6.0	4.8	5.9
VMáx	30	50.4	21.6	32.8	88.0	34.1	37	20.7	17.1	16.6	30.9
n	16	20	20	24	24	24	24	24	24	24	24

En negritas se destacan el valor mínimo y valor máximo registrado.

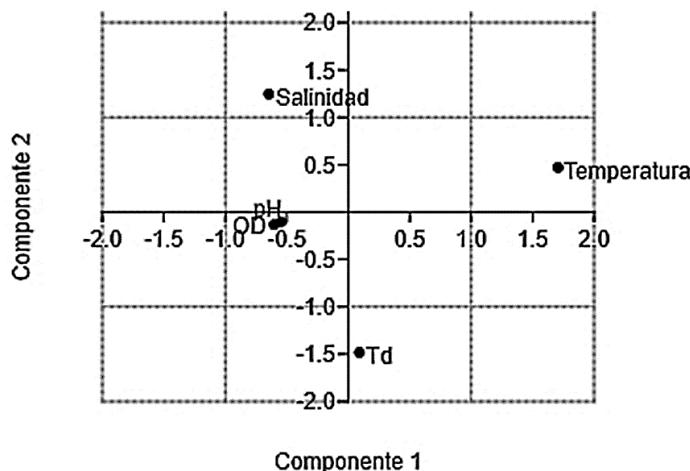


Figura 2. ACP de las variables ambientales de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

En cuanto al número efectivo de especies o diversidad verdadera de orden 0D , a lo largo del tiempo de trabajo, fue de 23 especies, las cuales se enlistan en la tabla 11, así como su abundancia por mes y régimen de marea. La 0D , 1D y 2D por mes de muestreo, se presentan en la tabla 12.

Tabla 11. Especies identificadas y frecuencia de aparición en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

Id	Especie	Mes_Año																	
		Oct_19			Nov_19			Ene_20			Mar_20			May_20			Jul_20		
Id	Especie	MAN	MAD	Ch	MAN	MAD	Ch	MAN	MAD	Ch	MAN	MAD	Ch	MAN	MAD	Ch	MAN	MAD	Ch
1	<i>Achirus mazatlanus</i>	0	0	19	0	0	43	1	0	26	0	0	9	0	0	0	0	0	0
2	<i>Amphilophus trimaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	<i>Anchoa curta</i>	0	0	0	0	0	12	0	13	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	<i>Anchovia macrolepidota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	3	0	0	0	0
5	<i>Ariopsis guatemalensis</i>	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0	5	0	0	0	2	3	0
6	<i>Astatheros macracanthus</i>	1	2	0	0	0	18	1	13	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0
7	<i>Atherinella guatemalensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
8	<i>Atractosteus tropicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
9	<i>Centropomus nigrescens</i>	1	2	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	<i>Centropomus robalito</i>	3	3	5	0	0	0	30	0	11	41	9	0	0	4	1	0	0	9
11	<i>Diapterus brevirostris</i>	16	6	9	0	0	60	39	19	0	39	2	125	10	10	1	0	0	0
12	<i>Dormitator latifrons</i>	4	0	22	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	2	0	42	0
13	<i>Eleotris picta</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
14	<i>Elops affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
15	<i>Eucinostomus dowii</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	<i>Gobionellus microdon</i>	0	0	30	0	0	4	1	3	62	0	1	0	3	13	30	0	0	12
17	<i>Lutjanus colorado</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
18	<i>Mugil cephalus</i>	13	18	0	0	0	0	0	1	0	4	2	0	2	7	2	0	0	0
19	<i>Oligoplites altus</i>	1	0	5	0	0	1	0	1	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0
20	<i>Opisthotepus dovii</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	<i>Poecilia butleri</i>	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
23	<i>Synodus scutuliceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

MAN= marea alta nocturna; MAD= Marea alta diurna; Ch= Chiquero.

Tabla 12. Índices de diversidad verdadera de peces de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México, por meses de trabajo.

Mes de trabajo	n	$^{\circ}\text{D(S)}$	^1D	^2D
Oct_19	165	11	7.61	6.64
Nov_19	123	8	3.36	2.69
Ene_20	364	13	7.42	5.76
Mar_20	260	11	3.38	2.21
May_20	92	7	4.12	3.09
Jul_20	81	10	4.53	2.96

El análisis a partir de los MLG, mostró una relación significativa ($p=0.038$) entre la temperatura (promedios generales por mes) vs el numero efectivo de especies de orden uno (^1D ; Fig. 3), también se dio una relación significativa ($p=0.034$) entre la temperatura vs el numero efectivo de especies de orden dos (^2D ; Fig. 4), en ambos casos a partir de una distribución Gamma y una función de enlace de identidad. Ninguna de las otras variables presentó relación alguna con la diversidad ^1D y ^2D

$$y = -0.76237x + 28.383$$

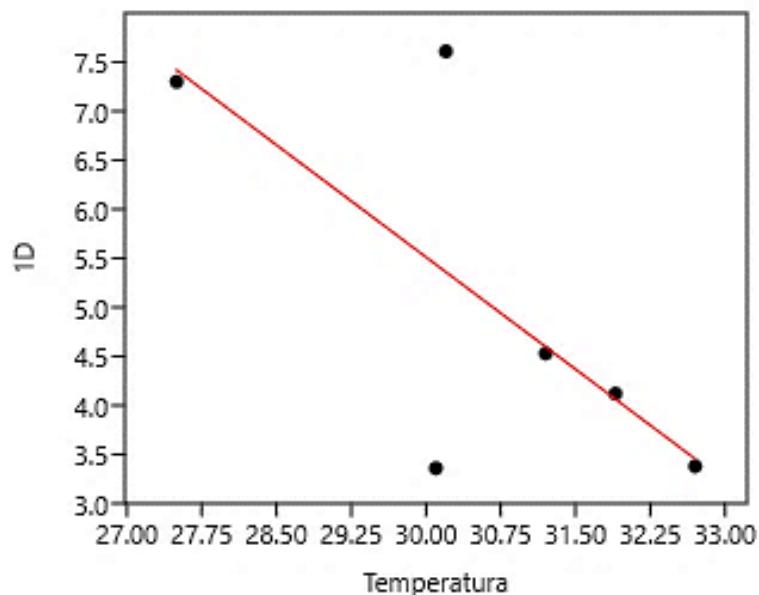


Figura 3. Relación del número efectivo de especies ^1D vs temperatura del agua de la laguna.

$$y = -0.76937x + 27.461$$

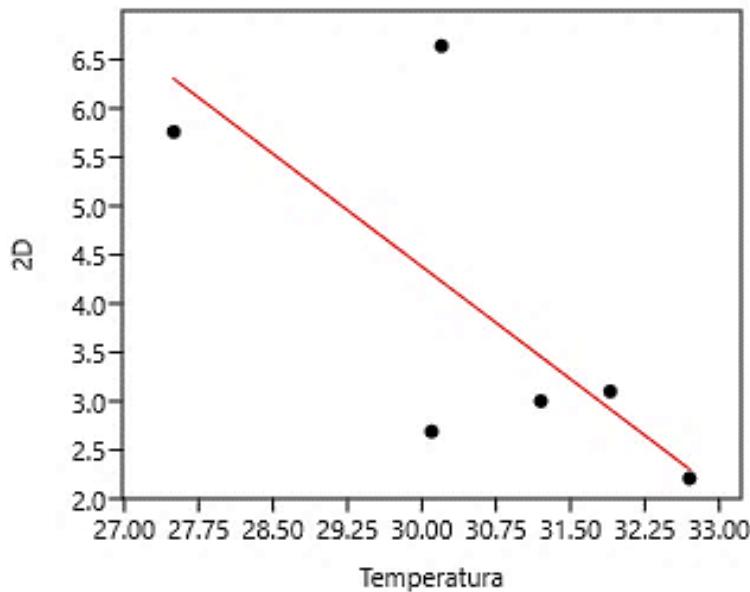


Figura 4. Relación del NEE ²D vs temperatura del agua de la laguna.

Discusión

Laguna Pampa El Cabildo es un ANP en categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica, además reconocida como un Humedal de Importancia Internacional o sitio Ramsar 1771 y forma parte del punto caliente (Hotspot) de biodiversidad Mesoamérica (Myers et al., 2000), de ahí su gran importancia. Así también, es un área de relevancia económica al ser el área de pesca de la Cooperativa Pescadores del Cabildo, que además de camarón captura robalo, lisa, mojarra entre otras especies de valor comercial, así mismo de presentar especies de gran valía histórica como el pejelagarto (*Atractosteus tropicus*), considerado un fósil viviente. Lo anterior hace a Laguna Pampa El Cabildo, un área de alto valor de estudio para su manejo y conservación.

Geomorfológicamente, Laguna Pampa El Cabildo es una laguna de tipo obstruida o ahogada (Kjerfve, 1986, 1994) al estar conectada al mar por un canal de entrada largo y angosto. Según Yáñez-Arancibia (1987), estas lagunas presentan temperaturas entre 29-33 °C.

Laguna Pampa El Cabildo registró una temperatura general promedio de 30.6 ± 3.7 °C), destacando que los promedios mensuales mayores se registraron durante la MAD, esto influenciado por la

radiación solar, e incrementándose más en los meses de estiaje, seguramente debido a la baja profundidad de la laguna, lo que contribuyó a un mayor calentamiento del agua. En general, la temperatura promedio de Laguna Pampa El Cabildo fue similar al reportado para otras lagunas costeras de Chiapas como Chantuto-Panzacola con promedio de 30.8 ± 2.1 a 30.9 ± 2.2 °C y 29.3 ± 5.6 a 29.8 ± 3.4 °C (Gómez-Ortega, 2013; Gutiérrez-Mendieta et al., 2006), y está en valores característicos para lagunas costeras tropicales (Alongi, 1998).

En cuanto a la salinidad, LPEC presentó valores desde 0 hasta 40 unidades de salinidad, lo que de acuerdo al sistema de clasificación Venecia, ubica a esta laguna en condición Limnética (<0.5) a condición Euhalina (>30) (McLusky, 1993). Para al oxígeno disuelto, estudios (Carrillo-López, et al., 2012; CWT, 2004; Stoklosa et al., 2018) han determinado que niveles de 4-5 mg/L es la mínima concentración de oxígeno disuelto requerida para peces, por lo que LPEC, a pesar de algunos registros menores a 4 mg/L, el promedio mínimo fue de 4.5 mg/L, presentando en la mayoría de los casos, niveles promedio superiores a 5.0 mg/L, lo que permite afirmar que esta laguna presenta condiciones de oxígeno disuelto favorables para peces.

De acuerdo a la Agencia de Protección Ambiental (EPA), valores de pH fuera del rango de 6.5 a 9.0, afectan a los organismos acuáticos (EPA, 1986, 2021, 2022). Si bien en LPEC se obtuvieron registros puntuales por debajo y por arriba del rango sugerido por la EPA, la laguna presentó, en general, niveles promedio de pH adecuados para la vida acuática (7.0-8.7).

Para la turbidez, se ha reportado que su incremento puede llevar a una obstrucción branquial en peces, reducir la resistencia de los peces a enfermedades y afectar el desarrollo de huevos y larvas (EPA, 2021). La turbidez ha sido medida en mg/m^3 (Clorofila) ppm (sólidos disueltos), mg/L (materia orgánica), cm (transparencia) y en unidades nefelométricas de turbidez (UNT), siendo esta última unidad la menos reportada. En LPEC la turbidez se midió en UNT, presentando valores promedios entre 5.0 a 40.0 UNT, valores promedio similares a la del lago Negombo ubicado en la franja tropical del planeta (Chandrasekara et al., 2014). Debido a que no existe información previa de la turbidez, en UNT, para lagunas costeras de Chiapas, no es posible comentar la “normalidad” de los datos reportados; sin embargo, la agencia de protección ambiental de California (CEPA) ha propuesto

objetivos o criterios numéricos de calidad del agua (WQO) para la turbidez, sugiriendo que con valores entre 0 a 50 UNT el incremento no debe ser mayor al 20 %, mientras que si los valores oscilan entre 50 a 100 UNT el incremento no debe ser mayor a 10 UNT, y si los valores de turbidez exceden las 100 UNT, cualquier incremento no debe ser mayor al 10 % (CEPA, 2020). Por lo que estudios futuros podrán determinar, con mejores elementos, la “normalidad” de la turbidez de LPEC.

El ACP mostró que la temperatura y la salinidad del agua lagunar resultaron los factores ambientales de mayor peso en las condiciones ambientales del agua de la laguna, lo que resulta congruente con la designación de “factores maestros” (Kinne, 1964).

Para Laguna Pampa El Cabildo, si bien la mayor riqueza de especies ($^{\circ}\text{D}$) se registró en el mes de enero y las más baja en el mes de mayo de 2020, la diversidad verdadera ^1D y ^2D mayor se registró en octubre de 2019, mientras que el menor número efectivo de especies se registró en noviembre de 2019 y marzo de 2020. Lo anterior se puede entender a que la diversidad $^{\circ}\text{D}$ describe únicamente el número de especies presentes sin considerar la proporción de cada especie, mientras que la diversidad ^1D tiene en consideración que todas las especies reportadas presentan la misma abundancia, por su parte la diversidad de ^2D tiene en cuenta principalmente a las especies con mayor abundancia (Moreno et al., 2011). Cabe destacar que la diversidad verdadera mayor ^1D y ^2D fueron similares, condición parecida se observó en los valores bajos de diversidades verdaderas; sin embargo, ^1D siempre fue mayor que ^2D , tal como lo sugirieron Moreno et al. (2011). Si bien se sugiere NEE ^1D es el más adecuado de utilizar por ser el menos sesgado por la abundancia de especies (Jost, 2006), en este estudio tanto el NEE ^1D y ^2D presentaron una clara relación significativa con la temperatura del agua lagunar, no así con los otros factores ambientales analizados.

La reducción del NEE ^1D y ^2D al incrementarse la temperatura del agua, seguramente esta en relación a la capacidad de desplazamiento de los peces, lo que implica que pueden estar retirándose a áreas más “confortables”. Considerando los MLG desarrollados en este trabajo, resulta claro que, de seguir incrementándose la temperatura del agua, es posible una reducción del NEE Laguna Pampa el Cabildo.

La pérdida de biodiversidad por incremento de la temperatura ha sido documentado en diversos estudios, Bastazini et al. (2021) reportaron la reducción del número efectivo de especies, por afectación de las especies dominantes ante el incremento de temperatura. Por su parte Emblemsvåg et al. (2020) reportaron una perdida en la riqueza de especies de hasta 3 y 5 especies ante incrementos de 0.3 y 0.5 °C en el fondo del mar del Este de Groenlandia. También se ha reportado que es posible, ante la condición ectotérmica de los peces, un ajuste en su comportamiento para evadir altas temperaturas, evitando cambios intensos en su temperatura corporal (Freitas et al., 2021).

En este estudio, se puede considerar que la capacidad de desplazamiento de los peces conllevó ajustar el comportamiento de las especies y evitar las áreas más cálidas. Es posible que la validación de los resultados obtenidos en este estudio, puedan ser verificados o ajustados dentro de algunos años cuando, si no se modifica la tendencia de incremento de la temperatura del agua de la laguna, el promedio de la temperatura del agua alcance los 32.5 °C.

Referencias citadas

- Alongi, D. M. (1998). *Coastal Ecosystem Processes*. CRC Press.
- Bastazini, V. A. G., Galiana, N., Hillebrand, H., Estiarte, M., Ogaya, R., Peñuelas, J., Sommer, U., & Montoya, J. M. (2021). The impact of climate warming on species diversity across scales: Lessons from experimental meta-ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 30(7), 1545-1554. <https://doi.org/10.1111/geb.13308>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity: Biodiversity and climate change. *Ecology Letters*, 15(4), 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Bradshaw, C. J. A., Ehrlich, P. R., Beattie, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., Dirzo, R., Ehrlich, A. H., Harte, J., Harte, M. E., Pyke, G., Raven, P. H., Ripple, W. J., Saltré, F., Turnbull, C., Wackernagel, M., & Blumstein, D. T. (2021). Underestimating the Challenges of Avoiding a

Ghastly Future. *Frontiers in Conservation Science*, 1, 615419.

<https://doi.org/10.3389/fcosc.2020.615419>

Carrillo-López, D., Carvajal-Aguilar, S., Coto, C. J., Salgado, S. V., Herrera, N. J., Rojas, C. D., & Benavidez, C. (2012). *Variación del oxígeno disuelto en el Río Burío-Quebrada Seca, Heredia, Costa Rica, en el periodo 2005–2010* (Variación del oxígeno disuelto en el Río Burío-Quebrada Seca, Heredia, Costa Rica, en el periodo 2005 – 2010.; p. 5). Universidad Nacional: Heredia.

<https://repositorio.una.ac.cr/bitstream/handle/11056/7468/variacion%20del%20oxigeno.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

CEPA. (2020). *Proposed methodology to derive natural Conditions for turbidity and development of site-specific water quality criteria for turbidity in the central coast region* (p. 43) [Technical Project Report]. California Environmental Protection Agency.

https://www.waterboards.ca.gov/centralcoast/water_issues/programs/tmdl/docs/salinas/turbidity/docs/app2_natural_turbidityrpt.pdf

Chandrasekara, C. M. K., Weerasinghe, K. D. N., iyadasa, R. U. K., & Pathirana, S. (2014). Salinity, pH and Turbidity changes of water in the Negombo lagoon. *ColomboArts*, 1(I-II).

<https://colomboarts.cmb.ac.lk/wp-content/uploads/2014/11/Kanchana.pdf>

CWT, (Clean Water Team). (2004). *Dissolved Oxygen Fact Sheet, FS-3.1.1.0(DO)*. In: *The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment, Version 2.0*. Division of Water Quality, California State Water Resources Control Board (SWRCB), Sacramento, CA.

https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3110en.pdf

De la Vega-Salazar, M. Y. (2011). Posibles factores de riesgo de los peces epicontinentales de México ante el calentamiento global. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 15(2), 65-78.
<http://www.ucol.mx/revaia/pdf/2011/mayo/5.pdf>

Emblemsvåg, M., Núñez-Riboni, I., Christensen, H., Nogueira, A., Gundersen, A., & Primicerio, R. (2020). Increasing temperatures, diversity loss and reorganization of deep-sea fish communities east of Greenland. *Marine Ecology Progress Series*, 654, 127-141.
<https://doi.org/10.3354/meps13495>

EPA. (1986). *Quality criteria for water*. EPA 440/5-86-001.
<https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/quality-criteria-water-1986.pdf>

EPA. (2021). *Factsheet on water quality parameters. pH*. EPA 841F21007C.
https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/parameter-factsheet_ph.pdf

EPA. (2022, diciembre 14). *National Recommended Water Quality Criteria—Aquatic Life Criteria Table*. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>

Freitas, C., Villegas-Ríos, D., Moland, E., & Olsen, E. M. (2021). Sea temperature effects on depth use and habitat selection in a marine fish community. *Journal of Animal Ecology*, 90(7), 1787-1800. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13497>

Gómez-Ortega, R. (2013). *Ecología del Sistema Lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, basada en la aplicación e interpretación de algunos índices tróficos, parámetros físico-químicos y biológicos* [El Colegio de la Frontera Sur].
https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1709/1/100000052431_documento.pdf

Gutiérrez-Mendieta, F. J., Varona-Cordero, F., & Contreras-Espinos, F. (2006). Caracterización estacional de las condiciones físico-químicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16(2), 137-146.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>

INEGI. (2006). *Cuaderno Estadístico Municipal de Tapachula, Chiapas. Edición 2006.* <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825006430>

IPCC. (2022). : *Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. doi:10.1017/9781009325844

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Kinne, O. (1964). The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals: II. Salinity and temperature-salinity combinations. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 7, 177-181.

Kjerfve, B. (1986). COMPARATIVE OCEANOGRAPHY OF COASTAL LAGOONS. En *Estuarine Variability* (pp. 63-81). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-761890-6.50009-5>

Kjerfve, B. (1994). Coastal Lagoons. En *Coastal Lagoon. Processes* (Kjerfve, B.). Elsevier Science Publishers.

http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB_ECOLOGIA/Lagunas_Costeras_files/cap%201%20KJERFVE%20-%20Coastal%20Lagoon%20Processes.pdf

Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J. F., Proença, V., Scharlemann, J.

P. W., & Walpole, M. J. (2010). *Escenarios de biodiversidad: Proyecciones del siglo XXI a los cambios de biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*. Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica. <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-50-es.pdf>

Magdaleno, R. J. (2007). *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) Versión 2006-2008*.

Zona Sujeta a Conservación Ecológica Cabildo-Amatal. IHN.

<https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1771RIS.pdf>

McLusky, D. S. (1993). Marine and estuarine gradients. An overview. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27(2-4).

<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF02334809.pdf?pdf=inline%20link>

Met Office. (2011). *Climate: Observations, projections and impacts*.

<https://www.metoffice.gov.uk/binaries/content/assets/metofficegovuk/pdf/research/climate-science/climate-observations-projections-and-impacts/mexico.pdf>

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.

<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

<https://doi.org/10.1038/35002501>

SEMARNAT. (2021). *Programa Especial de Cambio Climático 2021-2024*. SEMARNAT.

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/681172/PECC-2021-2024.pdf>

Stoklosa, A. M., Keller, D. H., Marano, R., & Horwitz, R. J. (2018). *A Review of Dissolved Oxygen Requirements for Key Sensitive Species in the Delaware Estuary* (p. 50). The Patrick Center for Environmental Research Academy of Natural Sciences of Drexel University.

<https://www.des.nh.gov/sites/g/files/ehbemt341/files/documents/2020-01/201811-drexel-spc-do-rvw.pdf>

Velázquez-Velázquez, E., Vega-Cendejas, M. E., & Navarro-Alberto, J. (2008). Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, Mexico. *Revista Biología Tropical*, 56(2), 557-574.

Yáñez-Arancibia, A. (1987). Lagunas costeras y estuarios: Cronología, criterios y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas costeros. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 39, 35-54.

♪Capítulo 04♪

Efecto de la alta temperatura del agua en tres especies de peces de una laguna costera tropical.

Una aproximación experimental con mesocosmo.

**Effect of high water temperature on three fish species in a tropical coastal lagoon. An
experimental mesocosm approach.**

**EFFECTO DE LA ALTA TEMPERATURA DEL AGUA EN TRES ESPECIES DE PECES DE
UNA LAGUNA COSTERA TROPICAL. UNA APROXIMACIÓN EXPERIMENTAL CON
MESOCOSMO**

Resumen

El cambio climático afecta la vida silvestre y los ecosistemas, por lo que se requiere una mejor y efectiva valoración de su impacto. Mediante experimento de mesocosmos, se analizó el efecto del incremento de la temperatura del agua tanto en la mortalidad como en la diversidad de peces. Se construyeron mesocosmos con tinas plásticas, con un volumen de 60 L de agua y sedimento de la laguna, se valoró en tres especies de peces la mortalidad y cambios en la diversidad verdadera de primer orden (1D). Se valoró la mortalidad en un grupo control a temperatura ambiente (30.2 ± 0.7 °C) y un tratamiento experimental con temperatura controlada (35.4 ± 2.0 °C), temperatura similar al promedio más elevado registrado en la laguna de referencia. *Achirus mazatlanus* fue la especie que mejor resistió al estrés por captura, manipulación y confinamiento de espacio, lo cual sugiere que la especie pueda ser, por su resistencia, apta para el cultivo o como especie de prueba experimental; sin embargo, su mayor proporción de muerte en el grupo experimental, respecto a las otras dos especies experimentales, la señala como una especie sensible ($p < 0.05$) y apta como indicadora para valorar el impacto del calentamiento ambiental local. La diversidad 1D no se modificó significativamente por efecto del incremento de la temperatura.

Palabras clave: mesocosmos, cambio climático, *Achirus mazatlanus*, estrés.

Abstrac

Climate change affects wildlife and ecosystems, and a better and more effective assessment of its impact is required. Using a mesocosm experiment, the effect of increasing water temperature on both mortality and fish diversity was analyzed. Mesocosms were constructed with plastic tubs, with a volume of 60 L of water and sediment from the lagoon, and mortality and changes in true first-order diversity (1D) were assessed in three fish species. Mortality was assessed in a control group at room temperature (30.2 ± 0.7 °C) and in an experimental treatment with controlled temperature (35.4 ± 2.0 °C), a temperature similar to the highest average recorded in the reference lagoon. *Achirus mazatlanus* was the species that best resisted the stress of capture, handling and space confinement, which suggests that the species may be suitable for cultivation or as an experimental test species due to its resistance.

However, its higher proportion of deaths in the experimental group compared to the other two experimental species indicates that it is a sensitive species ($p<0.05$) and suitable as an indicator to assess the impact of local environmental warming. 1D diversity was not significantly modified by the increase in temperature.

Keywords: mesocosms, climate change, *Achirus mazatlanus*, stress.

Introducción

Diversos estudios han analizado la distribución y abundancia de peces en el mundo (Grapci-Kotori et al., 2019; Padilla-Serrato et al., 2017; Temesgen et al., 2021), en México y en Chiapas (López-Rasgado et al., 2012; Rodiles-Hernández et al., 2005; Velázquez-Velázquez et al., 2016); sin embargo, el análisis directo de la temperatura en la mortalidad y diversidad de peces de la franja tropical requiere una mayor atención, pues el cambio climático se cierne como una de las amenazas más preocupantes para la ictiodiversidad (Carosi, 2022; Chandra et al., 2019; Paukert et al., 2021; Scherer et al., 2023).

El efecto del incremento de la temperatura del agua en la mortalidad e ictiodiversidad requiere de estudios *in situ* y *ex situ*, estudios que permitan conocer, lo más detallado posible, lo que se puede esperar en un futuro cercano ante el cambio climático. Algunos estudios (Pawluk et al., 2021; Walberg, 2011) han descrito efectos del incremento de la temperatura del agua en el comportamiento y fisiología de peces, ya que su naturaleza ectotérmica los hace sensibles a los cambios de temperatura.

Las investigaciones *in situ* son estudios que implican realizar mediciones en uno o más puntos en el tiempo o espacio, definidos por el nivel en el que se analizan los datos, es decir, población o grupo (Hurlbert, 1984; Levin, 2006). Los estudios *in situ* son necesarios, entre otros aspectos, para conocer las condiciones “normales” en la cual los organismos viven. Los bioensayos (estudios *ex situ*) proporcionan resultados que complementan los resultados de investigaciones de bioindicación y mejoran la credibilidad de biodiagnósticos de la calidad ecológica de entornos naturales y artificiales (Terekhova et al., 2018).

Para la investigación sobre cambio climático en ambientes acuáticos, los experimentos de mesocosmos son utilizados con mayor frecuencia, ya que brindan una mejor aproximación a los

sistemas naturales de mayor escala y más complejos, donde respuestas como riqueza de especies, biodiversidad, abundancia, tasas de sobrevivencia entre otros, pueden ser investigados (Guy-Haim et al., 2017). Considerando que los factores ambientales resultan de la mayor relevancia en la composición de la biodiversidad (Norberg, 2004), en este estudio se analizaron los cambios en la sobrevivencia y la diversidad de peces sometidos a condiciones de temperatura elevadas.

Métodos

Para lograr el objetivo planteado, se realizó un experimento con mesocosmos, para lo cual se siguieron las recomendaciones de la Environmental Protection Agency (EPA, 1992, 1994, 1996). Para que el experimento se realizara en un ambiente lo más similar posible a las condiciones naturales del hábitat de los peces de prueba, se acondicionó un espacio en las instalaciones de la Sociedad Cooperativa “Pescadores del Cabildo”, cooperativa que tiene el permiso legal de pesca de camarón en Laguna Pampa El Cabildo, ubicada en el sureste de México, hábitat natural de las especies seleccionadas para el experimento. Las especies seleccionadas fueron el huarache o lenguado *Achirus mazatlanus* (Steindachner, 1869), de hábitos bentónicos, su dieta es a base de crustáceos, pequeños peces, poliquetos y ocasionalmente detritus; actualmente no es aprovechada en Chiapas, pero puede ser una especie con potencial de aprovechamiento, al ser los lengudo una especie muy valorada en su consumo en los Estados Unidos. La vieja *Eleotris picta* (Kner, 1863), de hábitos bentónicos y se alimenta de camarones y peces; esta especie es valorada por su consumo en la región. Boca de oro *Gobionellus microdon* (Gilbert, 1892), especie bentónica de fondo suave y se alimenta de gusanos móviles bentónicos, gastrópodos, bivalvos y crustáceos móviles (Robertson & Allen, 2015), especie de amplia disponibilidad en Laguna Pampa El Cabildo, aunque actualmente no tiene aprovechamiento alguno.

El experimento se desarrolló con mesocosmos, donde las unidades experimentales (UE) se construyeron con tinas de plástico con 60 L de capacidad, se utilizó agua de la laguna y en el fondo se colocó una capa, de dos a tres cm, de sedimento de la laguna. En cada tina se colocaron cuatro organismos de cada especie (12 peces/UE) de talla y peso similares (ANDEVA; $p>0.05$) (Chícharo et al., 2009). El experimento contó con un tratamiento control con temperatura ambiente promedio de 30.2 ± 0.7 °C y un tratamiento experimental con temperatura controlada promedio de 35.4 ± 2.0 °C, cada tratamiento con cuatro réplicas (48 peces por tratamiento) y se utilizó un diseño completamente al azar.

Durante ocho días, diariamente, se registró la temperatura (°C), salinidad, el oxígeno disuelto (mg/L), la turbidez (UNT) y el pH de las unidades experimentales, las mediciones se realizaron a las 6 am y a las 4 pm, al mismo tiempo se revisó la supervivencia de los organismos, retirando los peces muertos, mismos que fueron inmediatamente pesados y medidos, así también se realizó diariamente recambio de agua de la laguna del 50%. Al concluir los ocho días de experimentación, los organismos sobrevivientes fueron sacrificados, pesados y medidos. Se procedió a realizar un análisis de supervivencia para ambos grupos mediante las curvas de supervivencia de Kaplan-Meier, seguidamente se ajustó al modelo proporcional de Cox y se aplicó la prueba *a posteriori* de Tukey para las comparaciones múltiples (Benítez-Parejo et al., 2011; Dudley, et al., 2016; Kumar et al., 2010) utilizando el software R. También se estimó la proporción de muerte (Pm) por especie en el grupo control (Pm=peces muertos de la especie *i* / total de peces de la especie *i*), muertes atribuidas al estrés por captura, manipulación y confinamiento espacial. Así, la mortalidad por especie en el grupo experimental (Mex), se ajustó con la proporción de muerte por especie del grupo control (Mex= peces muertos de la especie *i* - (peces muertos de la especie *i* * Pm de la especie *i*)), lo que permitió tener un resultado más adecuado de la mortalidad, por especie, por efecto de la temperatura.

La diversidad verdadera (qD) (Jost, 2006), o número efectivo de especies, fue calculado al inicio del experimento, estimando la diversidad verdadera de orden cero o riqueza de especies (0D) y de orden uno (1D) el cual se considera el más adecuado ya que resulta menos sesgado considerando las abundancias proporcionales (Jost, 2006). La información obtenida fue sujeta inicialmente a un análisis descriptivo y explorar tendencias de las variables ambientales y la mortalidad de los organismos. Para el análisis de 0D y 1D se realizó con los programas de cómputo Excel, PAST 4.03 y PRIMER 6.1.12.

Resultados

La temperatura de las unidades experimentales (UE) control se mantuvieron en 30.2 ± 0.7 °C (temperatura ambiente), mientras que las UE con temperatura experimental se mantuvieron en 35.4 ± 2.0 °C, temperatura similar a la temperatura máxima promedio registrada en la laguna de 36.0 ± 0.7 °C (ver capítulo 1), la diferencia entre tratamientos fue significativa ($p=0.000$). La turbidez del agua de las UE también presentó diferencias significativas ($p=0.000$), donde las UE control y experimentales presentaron valores promedio de 31.9 ± 31.8 UNT y de 16.1 ± 15.9 UNT. La salinidad, el pH y el oxígeno disuelto presentaron valores similares entre las UE control y experimental ($p>0.05$) de 3.0 ± 0.8 y 2.2 ± 0.6 , 8.8 ± 0.2 y 8.5 ± 0.2 , 5.9 ± 1.3 y 5.0 ± 1.4 mg/L respectivamente.

La mortalidad de peces en el grupo control y experimental, se estabilizó al sexto y tercer día respectivamente (Fig. 1). Resultó claro, en las tres especies, una menor sobrevivencia en el grupo experimental con respecto al control (Fig. 2). En el grupo control, destacó *A. mazatlanus* por su resistencia al estrés por captura, transporte y espacio limitado, reflejado en su alta sobrevivencia (Fig. 3).

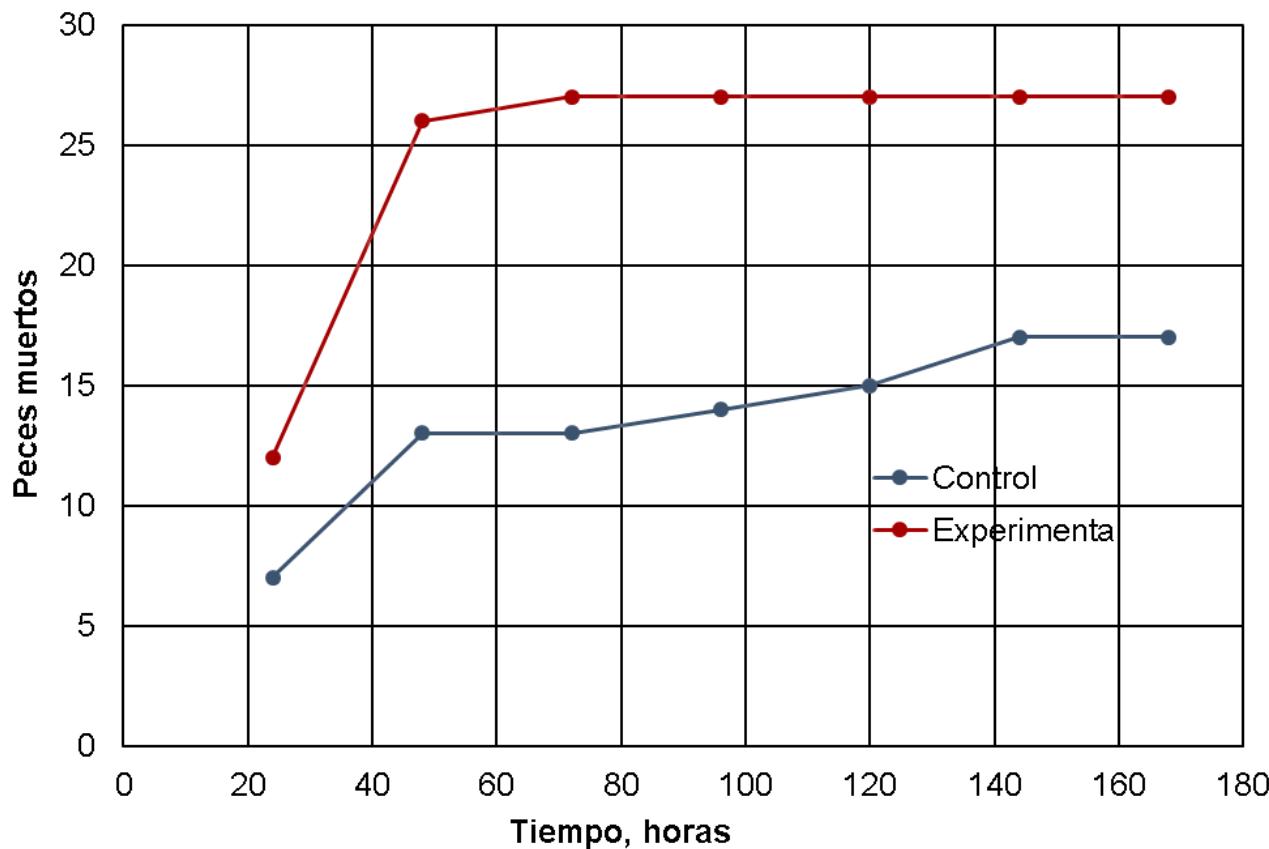


Figura 1. Mortalidad acumulada de peces durante el experimento.

La proporción de muerte en el grupo control fue de 0.125, 0.313 y 0.625 para *A. mazatlanus*, *E. picta* y *G. microdon* respectivamente, lo que mostró que *G. microdon* fue la especie más sensible y confirmó a *A. mazatlanus* la especie menos sensible a la manipulación y la limitación de espacio. Los resultados del bioensayo realizado mostraron un efecto de la temperatura en la sobrevivencia de las especies de peces utilizados. Cabe destacar que en el grupo experimental la mortalidad total de peces alcanzó su número mayor a las 72 horas, mientras que en el grupo control la mortalidad total de peces se estabilizó a las 144 horas (Fig. 1).

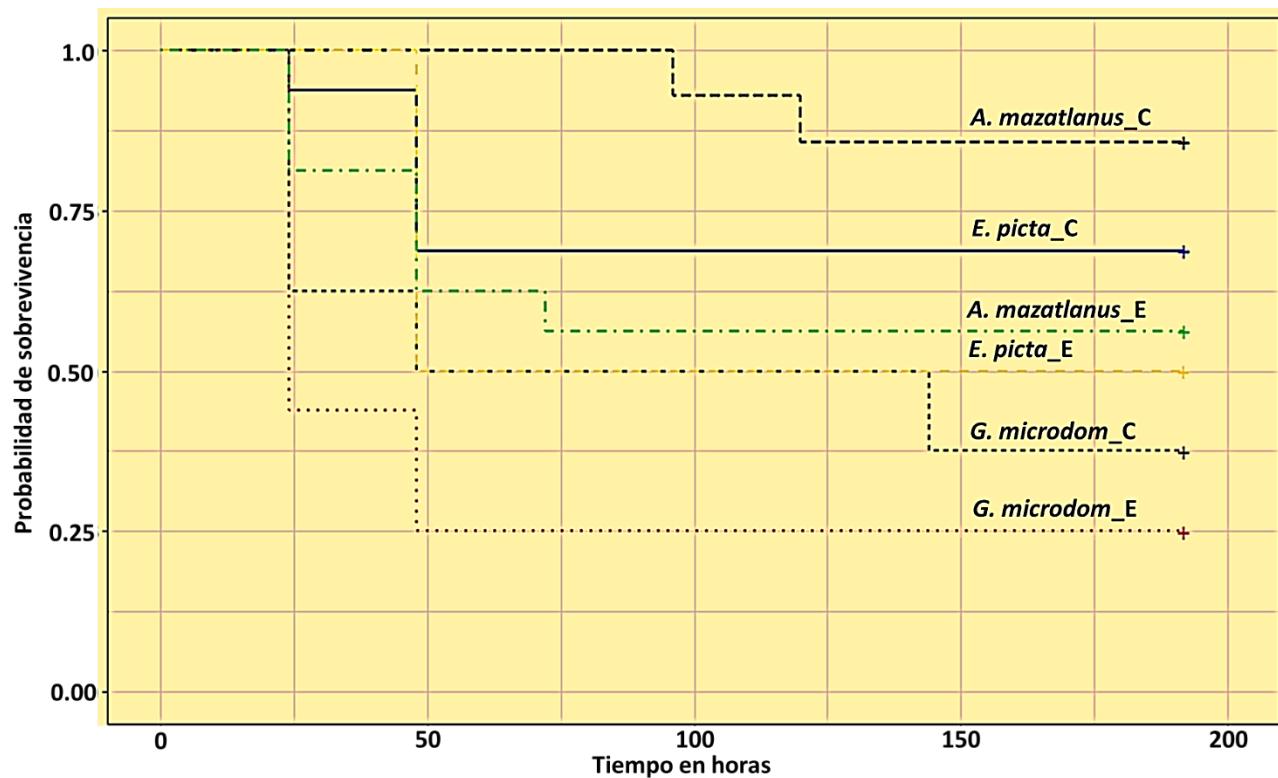


Figura 2. Curvas de sobrevivencia de Kaplan-Meier por especie y tratamiento. C= grupo control, E= grupo experimental.

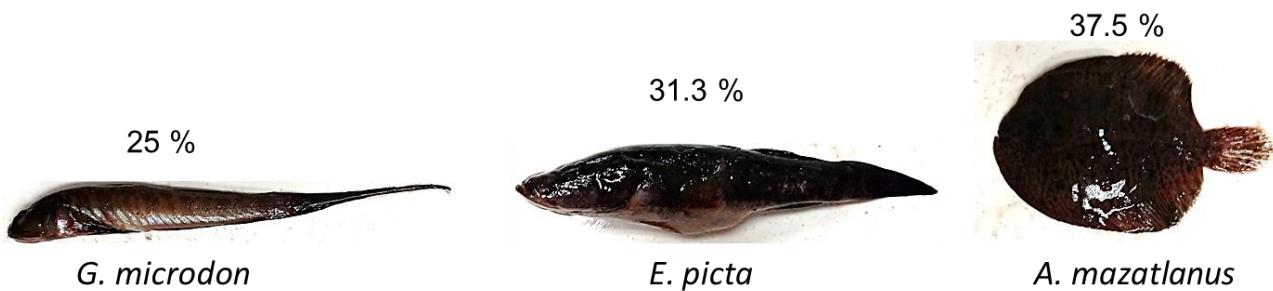


Figura 3. Mortalidad ajustada por especie a la mortalidad el grupo control.

El análisis de Tukey, ajustado al modelo proporcional de Cox, mostró diferencias significativas ($p<0.05$) en cuanto a la sobrevivencia por especies (Tabla 1), donde *A. mazatlanus* resultó ser la especie más sensible.

Tabla 1. Análisis de Tukey para la sobrevivencia por especie.

Comparaciones	Valor <i>p</i>
<i>G. microdom</i> vs <i>E. picta</i>	0.9924
<i>A. mazatlanus</i> vs <i>E. picta</i>	0.0369*
<i>A. mazatlanus</i> vs <i>G. microdom</i>	0.0108*

*Marca diferencia estadística significativa.

Si bien la temperatura si influyó en la mortalidad de las especies de prueba, al realizar el ajuste, por proporción de muertos del tratamiento control, *A. mazatlanus* resultó la especie más sensible, coincidiendo con el resultado del análisis de Tukey, seguida por *E. picta* y *G. microdon* (Fig. 3) por mortalidad atribuida directamente a la alta temperatura.

Respecto a la ⁰D, al inicio del experimento su valor fue de 3 tanto para ⁰D y ¹D. Al finalizar el experimento ninguna especie desapareció por completo, por lo que la ⁰D se mantuvo en tres especies, mientras que la ¹D fue prácticamente la misma al finalizar el experimento, de 2.99 especies

Discusión

Los estudios de cambio climático se están desarrollando bajo un enfoque más mecanicista (Stewart et al., 2013), es decir, bajo el nuevo enfoque mecanicista tienden a ser de regularidad estable, donde los mecanismos actúan de modo regular, pero no sin excepciones, lo que permite explicar no sólo de un modo más sencillo sino también más profundo la realidad fenoménica (Ivarola, 2015). Comprender y predecir las consecuencias del cambio climático requiere de variados enfoques, incluyendo los estudios de mesocosmos (Stewart et al., 2013).

En estudios acuáticos de cambio climático, los experimentos con mesocosmos son utilizados más frecuentemente y las características de su diseño son muy variables; no obstante, son capaces de reducir la distancia entre los experimentos de microcosmos, de menor escala y menos reales, a los sistemas naturales de mayor escala y más complejos (Guy-Haim et al., 2017; Stewart et al., 2013).

El experimento realizado, se desarrolló considerando condiciones lo más semejantes al hábitat natural de los organismos de prueba, por lo que los resultados que se presentan pueden considerarse

apropiados como una adecuada aproximación a lo que puede estar sucediendo en Laguna Pampa El Cabildo.

En el grupo control fue claro que la mortalidad registrada estuvo relacionada a la captura, traslado y confinamiento del espacio (estresores) de los peces, que conllevaron a cambios fisiológicos que comprometieron negativamente la integridad de los peces (diestrés) produciendo finalmente el deceso de los animales (Davis, 2010; Pawlak et al., 2022; Portz et al., 2006). Un aspecto relevante, fue la menor sensibilidad de *A. Mazatlanus* a la manipulación y el espacio reducido, ya que la proporción de muerte fue de sólo 0.125, lo que sugiere a esta especie como un organismo resistente, apto para su cultivo y/o como animal de prueba para bioensayos.

La mortalidad por especie del grupo control, fue restada al grupo experimental para cada especie. A pesar que la mortalidad en el grupo experimental fue elevada (de 25.0 a 37.5 %), fue evidente que las tres especies de prueba presentaron sobrevivencia, por efecto de la temperatura, mayores al 60 %, lo que sugiere que al menos las especies del experimento, en las condiciones analizadas, lograrían sobrevivir a temperatura del agua elevada (35.4 ± 2.0 °C), temperatura promedio similar a la registrada en la laguna de referencia (36.0 ± 0.7 °C). En este sentido es posible que, debido a su capacidad de libre desplazamiento, las especies de prueba puedan buscar áreas con mejores condiciones para sobrevivir, es decir, modificar su distribución tal como lo sugieren Hu et al. (2022) y Paukert et al. (2021).

Destacó también que *A. mazatlanus* mostró una alta sensibilidad a la alta temperatura (mortalidad ajustada de 37.5 %), por lo que puede ser considerada una especie sensible (indicadora ambiental) a cambios de la temperatura ambiental (Siddig et al., 2016); además de ser una especie de importancia ecológica (Lucano-Ramírez et al., 2019).

Un aspecto importante a considerar fue que la turbidez también presentó diferencias significativas entre el grupo control y el grupo experimental, lo que podría abrir la posibilidad de considerar un efecto sinergístico o aditivo de la temperatura y la turbidez en la respuesta evaluada; sin embargo, este no parece ser el caso, ya que la turbidez disminuyó en el grupo experimental, lo cual seguramente fue consecuencia de una menor actividad natatoria de los peces de prueba, ya que algunos estudios

(Colchen et al., 2016; Kent & Ojanguren, 2015) han demostrado que algunas especies disminuyen su actividad natatoria tanto a bajas como a altas temperaturas.

Si bien las especies de prueba no son especies de importancia económica, de acuerdo a Gascon et al., (2015) toda especie es un componente integral del ecosistema por los servicios ambientales que prestan, que pueden incluso ser críticos, donde el cambio climático y las actividades humanas están alterando la biota del planeta de una escala local a lo global, y a un ritmo demasiado rápido (Stewart et al., 2013). Predecir el impacto del cambio climático resulta de la mayor importancia, pero también resulta muy complejo (Walther, 2010).

Debido a que los experimentos de mesocosmos se desarrollan con mayor complejidad, se consideran más aptos para analizar cambios en entornos más realistas, y bajo un enfoque mecanicista, sus efectos pueden ser directos e indirectos y para niveles de complejidad desde individuos hasta ecosistemas (Blanchard et al., 2012; Poloczanska et al., 2008; Ward et al., 2012). Los estudios con mesocosmos pueden contribuir al objetivo de parametrizar, probar y refinar modelos predictivos (Stewart et al., 2013). Así, los resultados obtenidos permiten una aproximación inicial y más realista, para considerar que, ante el incremento de la temperatura del agua en Laguna Pampa El Cabildo, y en caso de no existir áreas de refugio, es posible una proporción significativa de mortalidad de especies más sensibles como *A. mazatlanuz* o la desaparición de algunas especies por desplazamiento de las mismas a otras áreas que ofrezcan mejores condiciones de habitabilidad.

Si bien al finalizar el experimento la abundancia de las especies de prueba fue estadísticamente significativa ($p<0.05$), la diversidad verdadera 1D no fue afectada por la temperatura del agua, esto debido a que el cálculo de este índice de diversidad considera siempre la misma abundancia para todas las especies reportadas (Jost, 2006; Moreno et al., 2011).

Agradecimientos

A Valle-Mora J. por su importante apoyo en el análisis estadístico de la información.

Referencias citadas

- Benítez-Parejo, N., Rodríguez Del Águila, M. M., & Pérez-Vicente, S. (2011). Survival analysis and Cox regression. *Allergologia et Immunopathologia*, 39(6), 362-373. <https://doi.org/10.1016/j.aller.2011.07.007>
- Blanchard, J. L., Jennings, S., Holmes, R., Harle, J., Merino, G., Allen, J. I., Holt, J., Dulvy, N. K., & Barange, M. (2012). Potential consequences of climate change for primary production and fish production in large marine ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1605), 2979-2989. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0231>
- Carosi, A. (2022). Effects of Climate Change on Freshwater Biodiversity. *Water*, 14(23), 3953. <https://doi.org/10.3390/w14233953>
- Chandra, R. N., Chandra, S. R., & Atick, C. M. (2019). Consequences of climate change on fish diversity in Dekhar Haor Bangladesh. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 7(6), 118-124.
- Chícharo, L., Wagner, I., Chícharo, M., Lapinska, M., & Zalewski, M. (2009). *Practical experiments guide for ecohydrology* (Primera). UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000185854>
- Colchen, T., Teletchea, F., Fontaine, P., & Pasquet, A. (2016). Temperature modifies activity, inter-individual relationships and group structure in fish. *Current Zoology*, zow048. <https://doi.org/10.1093/cz/zow048>
- Davis, M. W. (2010). Fish stress and mortality can be predicted using reflex impairment. *Fish and Fisheries*, 11(1), 1-11. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2009.00331.x>
- Dudley, W., Wickham, R., & Coombs, N. (2016). An Introduction to Survival Statistics: Kaplan-Meier Analysis. *Journal of the Advanced Practitioner in Oncology*, 7(1). <https://doi.org/10.6004/jadpro.2016.7.1.8>
- EPA. (1992). *Framework for ecological risk assessment*. EPA/630/R-92/001. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/framework_eco_assessment.pdf
- EPA. (1994). Field Studies for Ecological Risk Assessment. *ECO Update Intermittent Series*, 2(3), 1-13. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/v2no3.pdf>
- EPA. (1996). *Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1950 Field Testing for Aquatic Organisms*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/850-1950.pdf>
- Gascon, C., Brooks, T. M., Contreras-MacBeath, T., Heard, N., Konstant, W., Lamoreux, J., Launay, F., Maunder, M., Mittermeier, R. A., Molur, S., Al Mubarak, R. K., Parr, M. J., Rhodin, A. G. J., Rylands, A. B., Soorae, P., Sanderson, J. G., & Vié, J.-C. (2015). The Importance and Benefits of Species. *Current Biology*, 25(10), R431-R438. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.03.041>
- Grapci-Kotori, L., Ibrahimi, B., Bilalli, A., Ibrahimi, H., & Musliu, M. (2019). The Composition, Distribution and Abundance of Fish Species According to the Effects of Water Physicochemical

Parameters in the Livoq Lake, Kosovo. *Journal of Ecological Engineering*, 20(5), 235-241. <https://doi.org/10.12911/22998993/105358>

Guy-Haim, T., Alexander, H., Bell, T. W., Bier, R. L., Bortolotti, L. E., Briseño-Avena, C., Dong, X., Flanagan, A. M., Grosse, J., Grossmann, L., Hasnain, S., Hovel, R., Johnston, C. A., Miller, D. R., Muscarella, M., Noto, A. E., Reisinger, A. J., Smith, H. J., & Stamieszkin, K. (2017). What are the type, direction, and strength of species, community, and ecosystem responses to warming in aquatic mesocosm studies and their dependency on experimental characteristics? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 6(1), 6. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0084-0>

Hu, W., Du, J., Su, S., Tan, H., Yang, W., Ding, L., Dong, P., Yu, W., Zheng, X., & Chen, B. (2022). Effects of climate change in the seas of China: Predicted changes in the distribution of fish species and diversity. *Ecological Indicators*, 134, 108489. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108489>

Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211. <https://doi.org/10.2307/1942661>

Ivarola, L. (2015). La nueva filosofía mecanicista: Sus principales aportes dentro de la filosofía de la ciencia. *eikasia Revista de Filosofía*, 61, 201-2014. <https://proyectoscio.ucv.es/wp-content/uploads/2016/04/12-Ivarola.pdf>

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Kent, M., & Ojanguren, A. F. (2015). The effect of water temperature on routine swimming behaviour of new born guppies (*Poecilia reticulata*). *Biology Open*, 4(4), 547-552. <https://doi.org/10.1242/bio.20149829>

Kumar, G. M., Khanna, P., & Kishore, J. (2010). Understanding survival analysis: Kaplan-Meier estimate. *International Journal of Ayurveda Research*, 1(4), 274. <https://doi.org/10.4103/0974-7788.76794>

Levin, K. A. (2006). Study Design VI - Ecological Studies. *Evidence-Based Dentistry*, 7(4), 108-108. <https://doi.org/10.1038/sj.ebd.6400454>

López-Rasgado, F., Herzka, S., Del-Monte-Luna, P., Serviere-Zaragoza, E., Balart, E., & Lluch-Cota, S. (2012). Fish Assemblages in Three Arid Mangrove Systems of the Gulf of California: Comparing Observations from 1980 and 2010. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), 919-945. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1111>

Lucano-Ramírez, G., Gómez-García, M. D. J., Ruiz-Ramírez, S., González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., & Flores-Ortega, J. R. (2019). Reproductive characteristics of the sole *Achirus mazatlanus* (Pleuronectiformes: Achiridae) in the Barra de Navidad coastal lagoon, Jalisco, Mexico. *Ciencias Marinas*, 45(2). <https://doi.org/10.7773/cm.v45i2.2952>

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista*

Mexicana de Biodiversidad, 82(4), 1249-1261.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>

Norberg, J. (2004). Biodiversity and ecosystem functioning: A complex adaptive systems approach. *Limnology and Oceanography*, 49(4 part 2), 1269-1277. https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1269

Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., Rodríguez-Romero, J., Acevedo-Cervantes, A., Galván-Magaña, F., & Lluch-Cota, D. (2017). Changes in fish community structures in a coastal lagoon in the Gulf of California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(3), 567-579. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572017000300013>

Paukert, C., Olden, J. D., Lynch, A. J., Breshears, D. D., Christopher Chambers, R., Chu, C., Daly, M., Dibble, K. L., Falke, J., Issak, D., Jacobson, P., Jensen, O. P., & Munroe, D. (2021). Climate Change Effects on North American Fish and Fisheries to Inform Adaptation Strategies. *Fisheries*, 46(9), 449-464. <https://doi.org/10.1002/fsh.10668>

Pawlak, P., Burren, A., Seitz, A., Glauser, G., & Pietsch, C. (2022). Differential effects of acute eustress and distress on gene regulation patterns in the carp (*Cyprinus carpio* L.) brain. *Aquaculture Research*, 53(14), 5075-5096. <https://doi.org/10.1111/are.15994>

Pawluk, M., Fujiwara, M., & Martinez-Andrade, F. (2021). Climate effects on fish diversity in the subtropical bays of Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 249, 107121. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107121>

Poloczanska, E. S., Hawkins, S. J., Southward, A. J., & Burrows, M. T. (2008). MODELING THE RESPONSE OF POPULATIONS OF COMPETING SPECIES TO CLIMATE CHANGE. *Ecology*, 89(11), 3138-3149. <https://doi.org/10.1890/07-1169.1>

Portz, D. E., Woodley, C. M., & Cech, J. J. (2006). Stress-associated impacts of short-term holding on fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 16(2), 125-170. <https://doi.org/10.1007/s11160-006-9012-z>

Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2015). *Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de Información en línea. Versión 2.0.* Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages>

Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. A., & Chan-Sala, C. (2005). Lista de Peces Continentales de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 15(2 Especial), 245-253. <https://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v15n2/v15n2a13.pdf>

Scherer, L., Boom, H. A., Barbarossa, V., & Van Bodegom, P. M. (2023). Climate change threats to the global functional diversity of freshwater fish. *Global Change Biology*, gcb.16723. <https://doi.org/10.1111/gcb.16723>

Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators*, 60, 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>

- Stewart, R. I. A., Dossena, M., Bohan, D. A., Jeppesen, E., Kordas, R. L., Ledger, M. E., Meerhoff, M., Moss, B., Mulder, C., Shurin, J. B., Suttle, B., Thompson, R., Trimmer, M., & Woodward, G. (2013). Mesocosm Experiments as a Tool for Ecological Climate-Change Research. En *Advances in Ecological Research* (Vol. 48, pp. 71-181). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417199-2.00002-1>
- Temesgen, B., Tadesse, Z., & Temesgen, M. (2021). Diversity, distribution and abundance of fish species in upper Awash River Basin, West Showa Zone, Ethiopia. *Cogent Food & Agriculture*, 7(1), 1974181. <https://doi.org/10.1080/23311932.2021.1974181>
- Terekhova, V. A., Wadhia, K., Fedoseeva, E. V., & Uchanov, P. V. (2018). Bioassay standardization issues in freshwater ecosystem assessment: Test cultures and test conditions. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 32. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018015>
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. M., Gómez-González, A. E., Romero-Berny, E. I., Lievano-Trujillo, J. L., & Matamoros, W. A. (2016). Checklist of the continental fishes of the state of Chiapas, Mexico, and their distribution. *ZooKeys*, 632, 99-120. <https://doi.org/10.3897/zookeys.632.9747>
- Walberg, E. (2011). Effect of Increased Water Temperature on Warm Water Fish Feeding Behavior and Habitat Use. *Journal of Undergraduate Research at Minnesota State University*, 11, 13. : <https://doi.org/10.56816/2378-6949.1035>
- Walther, G.-R. (2010). Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2019-2024. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0021>
- Ward, B. A., Dutkiewicz, S., Jahn, O., & Follows, M. J. (2012). A size-structured food-web model for the global ocean. *Limnology and Oceanography*, 57(6), 1877-1891. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.6.1877>

♪Capítulo 05♪

Ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Una aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo

Ichthyodiversity of Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, Mexico. An approach to analysis as a complex adaptive system

Ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México. Una aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo

Resumen

La ictiodiversidad, analizada como un sistema complejo, debe ser abordada desde un proceso heurístico y un enfoque holístico para contribuir en su conservación y aprovechamiento sustentable. El objetivo fue realizar una primera aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo de la ictidoversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. Este trabajo fue desarrollado mediante modelos lineales generalizados (MLG), de donde se obtuvieron dos ecuaciones que posteriormente fueron incorporadas al software NetLogo 6.4.0. y se realizaron simulaciones básicas de cambios en la diversidad verdadera de orden uno y dos (1D y 2D) por efecto del incremento de la temperatura del agua de una laguna costera tropical. Los resultados mostraron una reducción de la diversidad verdadera 1D y 2D ante el incremento promedio de la temperatura ambiental del agua de la laguna, lo que hace inferir la posibilidad real de una pérdida importante y constante de la ictiodiversidad ante los escenarios de incremento de la temperatura ambiental (calentamiento global). Es apremiante considerar la reducción de la diversidad de peces como un proceso de la mayor importancia en las políticas y estrategias de manejo y conservación de lagunas costeras ante el calentamiento global.

Palabras clave: calentamiento global, laguna costera, MLG y NetLogo.

Abstract

Ichthyodiversity, analyzed as a complex system, must be addressed from a heuristic process and a holistic approach to contribute to its conservation and sustainable use. The objective was to make a first approximation of analysis as a complex adaptive system of the ichthyodiversity of Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas. This work was developed through generalized linear models (MLG), from which two equations were obtained that were later incorporated into the NetLogo 6.4.0 software. And basic simulations of changes in true diversity of order one and two (1D and 2D) were performed due to the effect of the increase in the water temperature of a tropical coastal lagoon. The results showed a reduction in true 1D and 2D diversity with the average increase in the ambient temperature of the lagoon water, which infers the real possibility of a significant and constant loss of ichthyodiversity in the face of scenarios of increased ambient temperature (global warming). It is urgent to consider the

reduction of fish diversity as a process of the utmost importance in policies and strategies for management and conservation of coastal lagoons in the face of global warming.

Keywords: global warming, coastal lagoon, GLM and NetLogo.

Introducción

Más de un millón de especies enfrentan la amenaza de extinción, lo que acelera la necesidad de políticas y acciones que maximicen su protección para sostener las vitales contribuciones a la vida humana (Silvestro et al., 2022). La biodiversidad ofrece una serie de servicios ecosistémicos que favorecen la vida de las personas, entre las cuales se incluyen agua limpia, polinización, ropa, alimentos y medicinas, entre muchas otras contribuciones físicas y culturales (Díaz et al., 2018; Chaplin-Kramer et al., 2019; Silvestro et al., 2022), que son fundamentales para el bienestar humano, sin embargo, existe una crisis de biodiversidad que actualmente ha puesto a la humanidad en una encrucijada ante el legado que deja a las futuras generaciones, y que la diversidad biológica se pierde a un ritmo nunca antes registrado, donde las presiones existentes contribuyen a que esta reducción se intensifique (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2020), al grado de que desde hace algunos años, existen afirmaciones que vivimos una sexta extinción masiva (Andermann et al., 2020; Barnosky et al., 2011).

La biodiversidad se altera por diversos factores directos e indirectos o de raíz, por las sinergias que se pueden dar entre los distintos factores; así como por la retroalimentación entre factores y consecuencias (Challenger & Dirzo, 2009), por lo que es necesario que las naciones actúen aceleradamente para prevenir la disminución de los recursos naturales y la vida silvestre (Cressey, 2016; McCauley et al., 2015), particularmente en los ecosistemas marinos, ya que estos aún son poco comprendidos (Teixeira et al. 2016).

Aunado a lo anterior, la competencia por recursos (Dawson, 2010), así como factores ambientales como la temperatura y la salinidad, son los de mayor relevancia en el análisis de la biodiversidad, ya que determinan en gran medida la diversidad, distribución, abundancia, ciclo reproductivo y desarrollo de los organismos acuáticos (Barange & Perry, 2009; Castro-Castro & Sokolov, 2010;

Cruz, 1984; Díaz-Ruiz et al. 2004), relevancia que les ha valido la distinción de “factores maestros” (Kinne, 1964).

En el escenario actual la temperatura es un factor clave, ya que el calentamiento global es una de las principales amenazas para la pérdida de biodiversidad (McCauley et al., 2015). Se estima que, si no se logra detener el incremento de la temperatura global, los resultados en la biodiversidad serán catastróficos (Steffen et al., 2018; Strona & Bradshaw, 2018; Urban, 2015), obviamente también para la humanidad (Smith et al., 2016).

En el análisis de la biodiversidad, el papel de ésta en el funcionamiento del ecosistema, se ha enfocado en las relaciones generales entre riqueza de especies y algunos procesos del ecosistema, sin considerar los factores ambientales a la dinámica de la biodiversidad (Norberg, 2004). De esta forma, resulta apremiante el análisis de la biodiversidad desde un enfoque holístico que considere todas las interacciones intra e interespecíficas (competencia, depredación etc.) y ambientales, actuales y futuras, en el funcionamiento del ecosistema, lo cual puede y debe ser abordada desde una perspectiva como un sistema complejo adaptativo (SCA). Un SCA se define como un sistema en el que los componentes individuales están constantemente interactuando y reaccionando unos con otros, esto modifica el sistema y sus respuestas a los disturbios externos, lo que permite su adaptación a las condiciones alteradas (Levin, 2005; Puettmann, 2011). El enfoque principal de la teoría del SCA es comprender la dinámica de patrones agregados que resultan de la interacción de los componentes del sistema (Norberg, 2004). Se asume que los sistemas ecológicos son interdependientes y no lineales, con retroalimentación a diferentes niveles y que permiten al sistema autoorganizarse y cambiar de manera impredecible (Castillo-Villanueva & Velázquez-Torres, 2015). Los SCA proporcionan un marco unificado que permite explicar los fenómenos ecosistémicos (Hagstrom & Levin, 2016).

La biodiversidad, analizada desde la perspectiva de un SCA resulta una necesidad apremiante ante un mundo cambiante y el incremento desmedido en la demanda de bienes y servicios, ya que el análisis de sistemas complejos permite comprender, predecir y prevenir los problemas más desalentadores que enfrentamos, como es la pérdida de biodiversidad (Emmott, 2006).

Resulta claro que la complejidad inherente de los sistemas ecológicos representa un desafío en el análisis de la conservación y manejo de la biodiversidad, complejidad que debe ser abordada mediante un análisis holístico de los ecosistemas, donde el enfoque de la biodiversidad como un sistema complejo adaptativo, resulta una opción para conocer no sólo los componentes individuales de la ictiodiversidad, también facilita la comprensión como un todo complejo. Lo anterior contribuye en la comprensión y prevención de la pérdida de diversidad íctica; además, el uso de tecnologías de la computación, permitirán generar escenarios posibles de cambios ante variaciones de los factores ambientales y las interacciones inter e intraespecíficas.

Si bien el análisis de los sistemas complejos no es nuevo, en lo que respecta a la biodiversidad la información disponible resulta escasa, más aún en la diversidad de peces. La investigación que se realizó en “Laguna Pampa El Cabildo”, zona sujeta a conservación ecológica y humedal de importancia internacional (sitio Ramsar), resulta de los primeros esfuerzos que se hacen para abordar el análisis de la diversidad íctica desde la perspectiva de un sistema complejo, más aún, ambiciona poder describir posibles escenarios (adaptaciones) ante el incremento de temperatura ambiental esperado en la región, empleando una herramienta de cómputo, relativamente novedosa, llamada NetLogo, por lo que el objetivo fue realizar una primera aproximación de análisis como un sistema complejo adaptativo de la ictidiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México.

Métodos

Abordar el análisis de funcionalidad del ecosistema desde las interacciones de las especies y su ambiente, resulta incuestionablemente de lo más complejo. Aguilera y Posada (2018) comentaron que describir un modelo es de las partes más difíciles del arte de modelado basado en agentes, por lo que en este estudio se trabajó con el protocolo ODD (Overview, Design concepts, and Details) propuesto inicialmente por Grimm et al. (2006), actualizado posteriormente por Grimm et al. (2010) y Railsback y Grimm (2012), más recientemente por (Grimm et al. 2020), para generar un primer modelo. No obstante, las limitaciones que aún presenta, el protocolo ODD proporciona una descripción coherente, lógica y legible de la estructura y dinámica de los modelos basados en agentes (Grimm et al. 2020). La generación del modelo se trabaja con el razonamiento de lógica difusa, ya que resulta de comprensión accesible al ser una extensión del sentido común y su habilidad para reconocer patrones y relaciones en una serie de datos y su capacidad de hacer inferencias sobre nuevos

datos (David et al. 2004). Así, a partir de la información existente, se trabaja en la construcción de un modelo general de un sistema complejo centrado en la diversidad de peces bajo el principio de parsimonia. Seguidamente, considerando que se debe partir de una pregunta, además de que el ciclo el modelado debe comenzar con el modelo más simple posible (Parsimonia) (De Luna et al. 2005; Meléndez, 2023), se plantea la pregunta *¿Cómo cambia la ictiodiversidad en Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México si la temperatura del agua se incrementa?*, pregunta que se busca responder, con un grado aceptable de certidumbre, a partir de información generada previamente, y con ayuda del programa de cómputo NetLogo 6.4.0 (Wilenski, 1999).

NetLogo es un entorno de programación para la simulación de fenómenos naturales y sociales, el cual resulta especialmente adecuado para el modelado de sistemas complejos que evolucionan con el tiempo (García y Sancho, 2016).

Cabe destacar que el modelo a construir tiene sus bases en estudios previos (Castro-Castro et al. 2025), donde se analizó la relación de la temperatura ambiental del agua de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas *vs* la diversidad verdadera o número efectivo de especies de orden uno y de orden dos (NEE^{1D} y NEE^{2D}), ambas interacciones fueron analizadas mediante modelos lineales generalizados (MLG).

A continuación, los datos de la ecuación fueron introducidos al modelo en el software NetLogo y se observó el cambio en el NEE conforme se incrementa la temperatura. Para generar un escenario adicional de cambios en el NEE por incremento de la temperatura del agua lagunar, se estimó el porcentaje de error del NEE^{1D} y^{2D} para cada temperatura promedio del agua de la laguna de acuerdo a la siguiente ecuación (Medina, 2017).

$$\varepsilon_{\%} = (\Delta X / |X|) * 100 \quad \therefore \quad \varepsilon_{\%} = ((X_o - X_e) / |X_e|) * 100$$

Dónde: $\varepsilon_{\%}$ = porcentaje de error; X_o = valor obtenido o calculado del número efectivo de especies; X_e = valor esperado del número efectivo de especies.

Seguidamente se estimó el promedio general del porcentaje de error para cada orden del NEE y se aplicó al valor de cambio de la ecuación, incrementando la pérdida del NEE, de ambos órdenes, por incremento de la temperatura.

Resultados

Protocolo ODD

El protocolo ODD desarrollado de acuerdo a la propuesta de Aguilera y Posada (2018), se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Protocolo Descripción general, Conceptos de diseño y Detalles (ODD), desarrollado para valorar los cambios en el NEE como consecuencia del incremento de la temperatura del agua lagunar.

Elementos del protocolo ODD	
Descripción general (Overview)	<p>1. Propósito</p> <p>Actualmente el calentamiento global representa serios y complejos desafíos, entre ellos la pérdida de biodiversidad, incluyendo la vida acuática. Así, una gran interrogante en nuestros días, para cada región/ecosistema acuático, es ¿cómo cambia la ictiodiversidad si la temperatura del agua se incrementa?</p>
	<p>2. Entidades, variables de estado y escalas.</p> <p>Entidad (agentes/individuos): peces; variable: temperatura del agua; escala: laguna (aproximadamente 222 has).</p>
	<p>3. Descripción general de los procesos y programación.</p> <p>“Incremento-Temperatura”, “Desplazamiento-Peces”, “Actualizar-Ictiodiversidad”</p>
Conceptos de diseño (Design Concepts)	<p>4. Conceptos de diseño</p> <ul style="list-style-type: none"> • Principios básicos <p>Cambio climático, calentamiento global, conservación de la biodiversidad, relación organismo-ambiente.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Emergencia <p>Cambios en la estructura de la ictiodiversidad</p> <ul style="list-style-type: none"> • Adaptación <p>Desplazamiento de peces a sitios más habitables</p>

	<ul style="list-style-type: none"> • Objetivos Reducir la pérdida de ictiodiversidad, medida a partir del NEE o diversidad verdadera. • Aprendizaje Cambiar su patrón de actividad a horas más aptas. • Predicción Reducción de la ictiodiversidad • Detección Termorregulación conductual, variación del metabolismo de rutina • Interacción Directas (temperatura del agua-diversidad de peces) • Aleatoriedad Proceso de dispersión de especies • Colectivos Si: cardumen. No: pez • Observación Índice de diversidad (NEE o DV)
Detalles (Details)	<p>5. Inicialización Se analizó los cambios en la diversidad de peces, a partir del número efectivo de especies (NEE) o diversidad verdadera en relación a las variaciones de la temperatura del agua. Cuando la diversidad es insensible a la abundancia de especies, se aplicó un NEE de orden cero (⁰D) o también riqueza de especies (S). Cuando se consideró a todas las especies igual de abundantes se calculó el NEE de orden uno (¹D), y cuando se consideró a las especies más comunes se calculó el NEE de orden dos (²D). En este trabajo se tomó como base el número efectivo de especies de ¹D y ²D, y el rango promedio de temperatura del agua lagunar registrada (27.5 °C a 32.7 °C).</p>
	<p>6. Datos de entrada Insumos de fuentes externas: no</p>
	<p>7. Submodelos</p>

	<p>NEE ${}^1D = -0.76237X + 28.383$</p> <p>NEE ${}^2D = -0.76937X + 27.461$</p> <p>En términos prácticos, los modelos se pueden interpretar que, en promedio, por cada 1.0 °C de incremento de la temperatura, se reduce en 0.762 el NEE de 1D y en 0.769 el NEE de 2D, esto en el rango de 27.5 a 32.7 °C. Las ecuaciones presentadas son tomadas del capítulo tres.</p>
--	---

A partir de los modelos estimados mediante MLG, se calcularon los valores de NEE esperados para cada temperatura promedio, los resultados se muestran en la tabla 2. Los datos permiten observar que con 5.2 °C de incremento de temperatura (en el rango de 27.5 °C a 32.7 °C), se pierden 4 especies (en números enteros de NEE), tanto para el NEE de orden 1 y orden 2, es decir, que por cada 1.3 °C de incremento promedio de la temperatura del agua lagunar, se pierde una especie en Laguna Pampa El Cabildo. El escenario inicial, con NetLogo, del NEE de 1D , se muestra en la figura 1a. Al correr la rutina, aplicando el modelo NEE ${}^1D = -0.76237X + 28.383$, y llegar a los 33 °C (32.7 °C) el NEE resultante fue de tres (Fig. 1b) igual al calculado y presentado en la tabla 2. Se realizó la simulación del NEE de 2D (Fig. 2), el resultado fue el mismo al presentado en la tabla 2. Las simulaciones pueden observarse en <http://www.sial.unach.mx/investigación/ictiodiversidad>

Tabla 2. NEE calculados por promedio de temperatura del agua de la laguna. 1D y 2D , NEE calculado con datos originales; ${}^1D_{MLG}$ y ${}^2D_{MLG}$, NEE calculado a partir de las ecuaciones obtenidas mediante MLG y ${}^1D_{\mathcal{E}\%}$ y ${}^2D_{\mathcal{E}\%}$, NEE ajustado con el $\mathcal{E}\%$.

°C	1D	${}^1D_{MLG}$	${}^1D_{\mathcal{E}\% 14.48}$	2D	${}^2D_{MLG}$	${}^2D_{\mathcal{E}\% 21.20}$
27.5	7.30	7	6	5.76	6	5
30.1	3.36	5	5	2.69	4	3
30.2	7.61	5	5	6.64	4	3
31.2	4.53	5	4	2.96	3	3
31.9	4.12	4	3	3.09	3	2
32.7	3.38	3	3	2.21	2	2

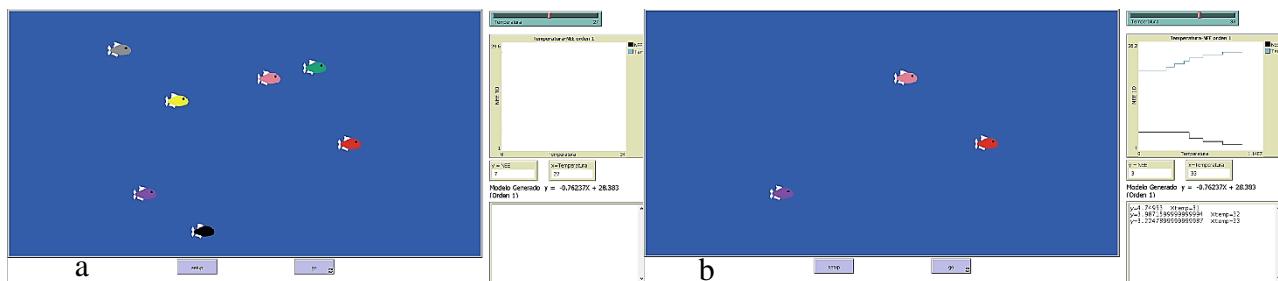


Figura 1. Escenario inicial (a, 27.5 °C) y final (b, 32.7 °C) con NetLogo para el NEE de orden uno. Cada color de pez, indica una especie distinta.

El $\Sigma\%$ calculado para el NEE de ^1D osciló de 1.49 a 41.98 con promedio de 14.48 %, mientras que para el NEE de ^2D el $\Sigma\%$ varió de 3.91 a 56.97, con promedio de 21.20 %. Estos resultados mostraron que, si bien se observó una mayor pérdida de la diversidad en los promedios de temperatura menores (una unidad menor del NEE), en las temperaturas mayores la pérdida del NEE fue similar a cuando no se aplicó el $\Sigma\%$.

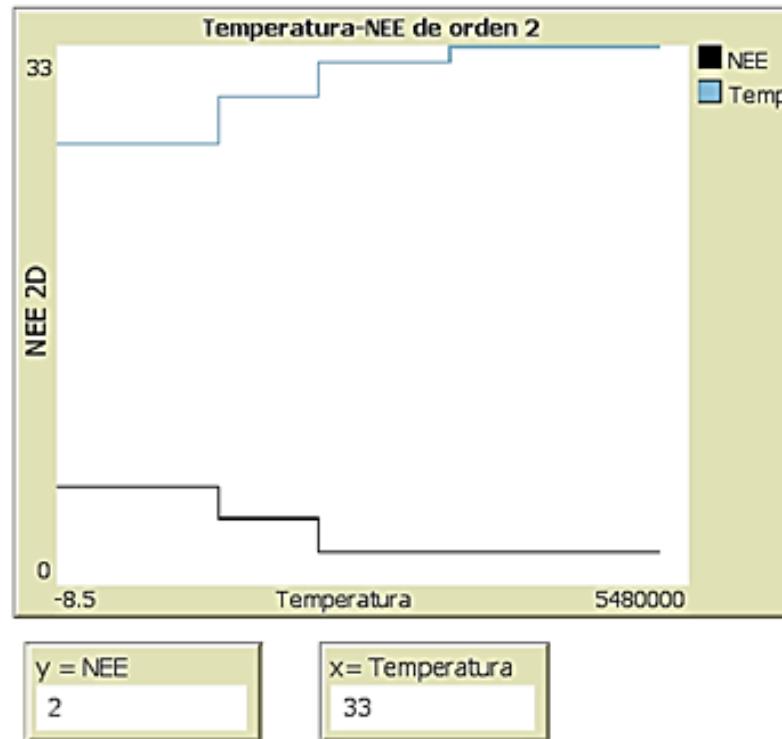


Figura 2. NEE ^2D vs temperatura del agua lagunar. Se muestra el resultado al llegar la temperatura del agua a los 33 °C.

Para la simulación con NetLogo, el $\varepsilon\%$ se aplicó al alza de la pérdida de NEE tanto para 1D (14.48 %) como para 2D (21.20 %), los resultados mostraron que 1D y 2D llegaron al mismo resultado (32.7 °C: $^1D=3$; 32.7 °C: $^2D=2$) que cuando se aplicó el $\varepsilon\%$ directamente al NEE 1D y 2D calculado (Tabla 2).

Discusión

A pesar que actualmente existe una gran cantidad de información que habla de los impactos del calentamiento global sobre la biodiversidad, lo cierto es que la información técnica-científica específica, espacial y por grupo taxonómico, temperatura ambiental-biodiversidad es aún escasa, particularmente en Chiapas y en el grupo taxonómico de los peces, no obstante que Chiapas ha sido identificado como parte del Hotspot Mesoamérica, con alto porcentaje de extinción de mamíferos, reptiles, aves y ranas (Uribe, 2015), sin información del porcentaje de extinción de peces.

El presente trabajo proporciona una primera aproximación específica sobre la ictiodiversidad de una laguna costera de Chiapas, en el contexto de pérdida de ictiodiversidad-calentamiento local. De acuerdo con el protocolo ODD, la predicción planteada fue la pérdida de ictiodiversidad en Laguna Pampa El Cabildo, predicción que se cumplió tanto en los resultados generados por los MLG como por las simulaciones con NetLogo.

A partir de los MLG se proyectó una pérdida del NEE, tanto para 1D y 2D conforme la temperatura del agua se incrementó, en ambos casos la perdida fue, en promedio, de una especie por cada 1.3 °C; si esta tendencia se mantuviera, el NEE de 1D sería igual a cero al llegar la temperatura promedio del agua lagunar a los 36.6 °C, mientras que para el NEE 2D sería igual a cero al llegar la temperatura promedio del agua a los 35.3 °C, lo cual debe ser un indicador preocupante y de atención apremiante ya que en Laguna Pampa El Cabildo la temperatura promedio más alta registrada fue de 36.0 °C para julio de 2020 (Castro-Castro et al, 2025). Al incrementar la proporción de pérdida de NEE por ajuste del $\varepsilon\%$, la reducción de NEE se dio con la temperatura más baja (27.5 °C), mientras que con la temperatura mayor (32.7 °C), el NEE se mantuvo (Tabla 2). Lo anterior, puede considerarse como un claro indicador de que las especies más sensibles, al incremento de temperatura, son afectadas en los incrementos de los promedios inferiores, y que las especies más resistentes, pueden tolerar cierto nivel de incremento adicional de las temperaturas más elevadas del agua de la laguna.

Así, resultó claro que, con el incremento de la temperatura del agua de la laguna el NEE disminuyó, en este sentido, el cambio climático altera las propiedades físicas y químicas de las aguas y esos cambios alteran las condiciones fisiológicas de los organismos acuáticos, siendo uno de los cambios más importantes la redistribución de las especies a espacios más confortables (Fujiwara et al. 2019). Los resultados obtenidos, en cuanto al NEE de ^1D y ^2D inicial, no pudieron ser comparados al no existir reportes de la ictiodiversidad en la laguna de referencia, por lo que las estimaciones realizadas deben ser considerados como base para comparaciones futuras.

La reducción de la diversidad de peces al incrementarse la temperatura del agua ha sido reportada y explicada en diversos estudios (Bastazini et al. 2021; Emblemsvåg et al. 2020; Freitas et al. 2021), por afectación de las especies dominante y ajustes en el comportamiento para evadir altas temperaturas. Otro aspecto relevante es considerar que los peces son organismos poiquilotermos, por lo que son afectados inmediata y directamente en su metabolismo, incrementando su rendimiento fisiológico (metabolismo) al aumentar la temperatura (Cavrois-Rogacki et al. 2019; Chabot et al. 2016; Yuen et al. 2019). El incremento de la temperatura del agua, también puede reducir la supervivencia de peces (Watz et al. 2023).

Desde hace algunos años (Sieck et al. 2011) se planteó que el cambio climático es una amenaza para los ecosistemas protegidos, por lo que se sugiere siempre considerar su potencial impacto en el desarrollo de estrategias para la conservación de la naturaleza, estrategias que incluyan evaluaciones de riesgo anticipados, donde los modelos de simulación son herramientas de alto valor. De acuerdo a la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), el modelado basado en procesos es uno de los principales considerados por la plataforma, donde el cambio climático es uno de sus impulsores directos en la naturaleza a nivel de comunidades (diversidad de especies) y especies (distribución, abundancia y extinción), para beneficios en la naturaleza (provisión de servicios, regulación de servicios, servicios culturales) (Ferrier et al. 2016), este trabajo se encuadra, de manera directa e indirecta, en el modelado basado en procesos.

Hay que destacar que los modelos aquí presentados, parten de lo más sencillo modelable, ya que aun cuando cinco factores ambientales del agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y turbidez)

fueron analizados en la laguna de interés, sólo la temperatura presentó una relación significativa ($p<0.05$); sin embargo, hay que mencionar que el NEE presentó una tendencia clara a incrementar conforme la salinidad aumentó, no obstante, dicha tendencia no fue significativa, por lo que en los modelos trabajados, se asume a la salinidad, el oxígeno disuelto, el pH y la turbidez como factores constantes, sin influencia en el NEE; sin embargo, resulta necesario profundizar en el análisis de largo plazo de los diversos factores ambientales sobre la biodiversidad.

NetLogo es un software libre que permitió una visión gráfica (Fig. 1), de los cambios de la diversidad verdadera ante el incremento de la temperatura del agua, lo que facilitó significativamente la comprensión de los resultados. Resulta importante destacar que la reducción del NEE al incrementarse la temperatura del agua lagunar, no implica de ninguna forma la extinción de especies, es más probable el desplazamiento de especies a otras áreas con condiciones de habitabilidad adecuadas, ya que Fujiwara et al. (2019) comentaron que muchas especies de peces tropicales son capaces de desplazarse y ampliar su área de distribución.

El presente trabajo resulta una primera aproximación del análisis de la ictiodiversidad como un sistema complejo, donde se apreció una clara influencia de la temperatura, y existen evidencias de influencia de la salinidad y otros factores ambientales, en la diversidad de peces; sin embargo, cabe destacar que el modelo presentado en este trabajo, debe considerarse como el escenario inicial, mismo que se pretende ir enriqueciendo o ajustando (adaptando) sumando al modelo otras variables ambientales como salinidad, turbidez, profundidad, además de variables de tipo social como pesca, navegación, asolvamiento de origen antrópico entre otros

Agradecimientos

Se agradece a Castillo-Estrada C. por su asesoría en el área de programación.

Referencias citadas

- Aguilera, O. A. y Posada, C. M. (2018). Introducción al modelado basado en agentes. Una aproximación desde NetLogo. El Colegio de San Luis, A. C. 176 p. <https://colsan.repositoryinstitucional.mx/jspui/handle/1013/792>
- Andermann, T., Faurby, S., Turvey, S. T., Antonelli, A., & Silvestro, D. (2020). The past and future human impact on mammalian diversity. *Science Advances*, 6(36), eabb2313. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2313>
- Barange, M., & Perry, R. I. (2009). Repercusiones físicas y ecológicas del cambio climático en la pesca de captura marina y continental y en la acuicultura. En K. Cochrane, C. De Young, D. Soto, & T. Bahri (Eds.), *Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura. Visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos* (pp. 7-118). D - FAO. <https://www.fao.org/3/i0994s/i0994s.pdf>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51-57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Bastazini, V. A. G., Galiana, N., Hillebrand, H., Estiarte, M., Ogaya, R., Peñuelas, J., Sommer, U., & Montoya, J. M. (2021). The impact of climate warming on species diversity across scales: Lessons from experimental meta-ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 30(7), 1545-1554. <https://doi.org/10.1111/geb.13308>
- Castillo-Villanueva, L., & Velázquez-Torres, D. (2015). Sistemas complejos adaptativos, sistemas socio-ecológicos y resiliencia. *Quivera*, 17(2), 11-32.
- Castro-Castro, V., & Sokolov, M. (2010). Unidades ambientales estuarinas. Una propuesta para el manejo de cuerpos de agua en áreas naturales protegidas costeras. En L. López & H. Bustos (Eds.), *Memorias del XV Congreso nacional de Oceanografía* (pp. 303-310). Universidad

Autónoma de Baja California.

https://www.researchgate.net/publication/281453742_Unidades_ambientales_estuarinas_Una_propuesta_para_el_manejo_de_cuerpos_de_aguas_en_areas_naturales_protegidas_costeras

Castro-Castro, Vicente., Rivera-Velázquez, G., Peralta-Meixueiro, M. A. & López-Rasgado, F. J. (2025). Influencia de factores ambientales en los cambios de la ictiodiversidad de Laguna Pampa El Cabildo, Chiapas, México [manuscrito presentado para publicación]. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

Cavrois-Rogacki, T., Davie, A., Monroig, O., & Migaud, H. (2019). Elevated temperature promotes growth and feed efficiency of farmed ballan wrasse juveniles (*Labrus bergylta*). *Aquaculture*, 511, 734237. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734237>

Chabot, D., McKenzie, D. J., & Craig, J. F. (2016). Metabolic rate in fishes: Definitions, methods and significance for conservation physiology. *Journal of Fish Biology*, 88(1), 1-9. <https://doi.org/10.1111/jfb.12873>

Challenger, A., & Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En CONABIO (Ed.), *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio: Vol. II* (pp. 37-73). <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/7404.pdf>

Chaplin-Kramer, R., Sharp, R. P., Weil, C., Bennett, E. M., Pascual, U., Arkema, K. K., Brauman, K. A., Bryant, B. P., Guerry, A. D., Haddad, N. M., Hamann, M., Hamel, P., Johnson, J. A., Mandle, L., Pereira, H. M., Polasky, S., Ruckelshaus, M., Shaw, M. R., Silver, J. M., ... Daily, G. C. (2019). Global modeling of nature's contributions to people. *Science*, 366(6462), 255-258. <https://doi.org/10.1126/science.aaw3372>

Cressey, D. (2016). Talks aim to tame marine Wild West. *Nature*, 532, 18-19.

- Cruz, R. A. (1984). Algunos aspectos de la reproducción de *Anadara tuberculosa* (Pelecypoda: Arcidae) de Punta Morales, Puntarenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 3(1), 45-50.
- David, G. J., Riss, W. y Ospina, R. (2004). Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá-Colombia. *Caldasia*, 26(1), 161-172. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/73062/39359-175182-1-PB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- De Luna, E., Guerrero, J. A. & Chew-Taracena, T. (2005). Sistemática biológica: avances y direcciones en la teoría y los métodos de la reconstrucción filogenética. *Hidrobiológica*, 15(3), 351-370. <https://hidrobiologica.itz.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/1121/704>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., Van Oudenoven, A. P. E., Van Der Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Díaz-Ruiz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre-León, A., & Ortega-Bernal, R. (2004). Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1), 187-199.
- Emblemsvåg, M., Núñez-Riboni, I., Christensen, H., Nogueira, A., Gundersen, A., & Primicerio, R. (2020). Increasing temperatures, diversity loss and reorganization of deep-sea fish communities east of Greenland. *Marine Ecology Progress Series*, 654, 127-141. <https://doi.org/10.3354/meps13495>
- Emmott, S. (Chairman). (2006). *Towards 2020 Science*. Microsoft. <https://www.microsoft.com/en-us/research/publication/towards-2020-science-2/>

Ferrier, S., Ninan, K. N., Leadley, P., Alkemade, R., Acosta, L. A., Akçakaya, H. R., Brotons, L., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Harhash, K. A., Kabubo-Mariara, J., Lundquist, C., Obersteiner, M., Pereira, H. M., Peterson, G., Pichs-Madruga, R., Ravindranath, N., Rondinini, C., & Wintle, B. A. (Eds.). (2016). *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/downloads/pdf/2016.methodological_assessment_report_scenarios_models.pdf

Freitas, C., Villegas-Ríos, D., Moland, E., & Olsen, E. M. (2021). Sea temperature effects on depth use and habitat selection in a marine fish community. *Journal of Animal Ecology*, 90(7), 1787-1800. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13497>

Fujiwara, M., Martinez-Andrade, F., Wells, R. J. D., Fisher, M., Pawluk, M., & Livernois, M. C. (2019). Climate-related factors cause changes in the diversity of fish and invertebrates in subtropical coast of the Gulf of Mexico. *Communications Biology*, 2(1), 403. <https://doi.org/10.1038/s42003-019-0650-9>

García, V. J. C. & Sancho, C. F. (2016). *NetLogo. Una herramienta de modelado*. Payhip.

Grimm, V., Berger, U., DeAngelis, D. L., Polhill, J. G., Giske, J., & Railsback, S. F. (2010). The ODD protocol: A review and first update. *Ecological Modelling*, 221(23), 2760-2768. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.019>

Grimm, V., Railsback, S. F., Vincenot, C. E., Berger, U., Gallagher, C., DeAngelis, D. L., Edmonds, B., Ge, J., Giske, J., Groeneveld, J., Johnston, A. S. A., Milles, A., Nabe-Nielsen, J., Polhill, J. G., Radchuk, V., Rohwäder, M.-S., Stillman, R. A., Thiele, J. C., & Ayllón, D. (2020). The ODD Protocol for Describing Agent-Based and Other Simulation Models: A Second Update

to Improve Clarity, Replication, and Structural Realism. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 23(2), 7. <https://doi.org/10.18564/jasss.4259>

Hagstrom, G. I., & Levin, S. A. (2016). *Marine Ecosystems as Complex Adaptive Systems: Emergent Patterns, Critical Transitions, and Public Goods* [Preprint]. *Ecology*. <https://doi.org/10.1101/056838>

Kinne, O. (1964). The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals: II. Salinity and temperature-salinity combinations. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 7, 177-181.

Levin, S. A. (2005). Self-organization and the Emergence of Complexity in Ecological Systems. *BioScience*, 55(12), 1075. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[1075:SATEOC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[1075:SATEOC]2.0.CO;2)

McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, 347(6219), 1255641. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>

Medina, R. S. (2017). *Breve introducción a la teoría de errores y la graficación* (1a.). Universidad Autónoma de Aguas Calientes. https://editorial.uaa.mx/docs/breve_introduccion_teoria_errores.pdf

Melendez, A. (13 de abril de 2023). *Modelación basada en Agentes*. Bookdown. <https://bookdown.org/jamelende/LibroMobaBookDown/prologo.html>

Norberg, J. (2004). Biodiversity and ecosystem functioning: A complex adaptive systems approach. *Limnology and Oceanography*, 49(4 part 2), 1269-1277. https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1269

Puettmann, K. J. (2011). Silvicultural challenges and options in the context of global change: “Simple” fixes and opportunities for new management approaches. *Journal of Forestry*, 109(6), 321-331. <https://doi.org/10.1093/jof/109.6.321>

Railsback, S. F., & Grimm, V. (2012). *Agent-Based and Individual-Based Modeling*. Princeton: Princeton University Press.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2020). *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5*. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-es.pdf>

Silvestro, D., Goria, S., Sterner, T., & Antonelli, A. (2022). Improving biodiversity protection through artificial intelligence. *Nature Sustainability*, 5(5), 415-424. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00851-6>

Smith, K. R., Woodward, A., Lemke, B., Otto, M., Chang, C. J., Mance, A. A., Balmes, J., & Kjellstrom, T. (2016). The last Summer Olympics? Climate change, health, and work outdoors. *The Lancet*, 388(10045), 642-644. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)31335-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31335-6)

Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C. P., Barnosky, A. D., Cornell, S. E., Crucifix, M., Donges, J. F., Fetzer, I., Lade, S. J., Scheffer, M., Winkelmann, R., & Schellnhuber, H. J. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), 8252-8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>

Strona, G., & Bradshaw, C. J. A. (2018). Co-extinctions annihilate planetary life during extreme environmental change. *Scientific Reports*, 8(1), 16724. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35068-1>

Teixeira, H., Berg, T., Uusitalo, L., Fürhaupter, K., Heiskanen, A.-S., Mazik, K., Lynam, C. P., Neville, S., Rodriguez, J. G., Papadopoulou, N., Moncheva, S., Churilova, T., Kryvenko, O.,

- Krause-Jensen, D., Zaiko, A., Veríssimo, H., Pantazi, M., Carvalho, S., Patrício, J., ... Borja, À. (2016). A Catalogue of Marine Biodiversity Indicators. *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00207>
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), 571-573. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4984>
- Uribe, B. E. (2015). *El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina*. CEPAL/ONU. <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/df277d47-47a1-4466-84a4-82ee62adad54/content>
- Watz, J., Schill, J., Addo, L., Piccolo, J. J., & Hajiesmaeli, M. (2023). Increased Temperature and Discharge Influence Overwinter Growth and Survival of Juvenile Salmonids in a Hydropeaking River: Simulating Effects of Climate Change Using Individual-Based Modelling. *Fishes*, 8(6), 323. <https://doi.org/10.3390/fishes8060323>
- Wilenski, U. (1999). *NetLogo*. <https://ccl.northwestern.edu/netlogo/>
- Yuen, J. W., Dempster, T., Oppedal, F., & Hvas, M. (2019). Physiological performance of ballan wrasse (*Labrus bergylta*) at different temperatures and its implication for cleaner fish usage in salmon aquaculture. *Biological Control*, 135, 117-123. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.05.007>

❖Capítulo 06❖

Conclusiones generales
General conclusions

Conclusiones generales

Todas las formas de vida son necesarias para el equilibrio de la vida en nuestro planeta, desde la bacteria más extremófila, hasta el gigantesco mamífero que habita en los océanos. Nuestra responsabilidad, como la especie pensante dominante del planeta, es cuidar la vida, pues ello permitirá que nuestra descendencia prospere y se mantenga por muchas generaciones.

Este estudio es una pequeña contribución para proteger y aprovechar de manera sostenible uno de los grupos taxonómicos más abundante del planeta, los peces. El estudio se desarrolló en una laguna costera del Pacífico tropical mexicano, Laguna Pampa El Cabido, que forma parte de un área natural protegida de competencia estatal y parte de un Humedal de Importancia Internacional (sitio Ramsar 1771) denominada “El Cabildo Amatal”.

La investigación nace con la visión de realizar un análisis desde el paradigma de lo complejo; así, se logró construir, analizando algunas variables ambientales del agua lagunar y con el uso de la estadística inferencial, el índice de complejidad ambiental, con el cual se pudo documentar que Laguna Pampa El Cabido, en el espacio y en el tiempo, es una laguna ambientalmente compleja, lo que marca la necesidad de comprender sus niveles de complejidad para una eficiente conservación y uso sostenible de la laguna. Cabe destacar que el modelo generado presenta la condición de poder ser enriquecido y robustecido por nuevas variables ambientales y biológicas en el futuro.

Previamente sólo se tiene registro de un reporte de cinco especies de peces para esta laguna (SEMAVIHN, 2010). Este trabajo reporta la presencia de 23 especies, lo cual resalta la riqueza de especies de esta laguna costera, cabe destacar que, por reporte de los pescadores, ocasionalmente (diferencia de algunos años), aparece en la laguna una especie no reportada en esta investigación conocida comúnmente como Sabalote; sin embargo, la mejor manera de reportar la diversidad de las especies, es a partir de los índices de diversidad verdadera (DV) o número efectivo de especies (NEE) de orden uno (1D) y de orden dos (2D); el primero considera a todas las especies encontradas con abundancia similar, mientras que la segunda tiene mayor consideración de las especies raras. Los valores más altos estimados fueron de 8.62 y 6.64 para 1D y 2D , mientras valores más bajo fueron de 1.00 para 1D y 2D . En cuanto a la jerarquía ecológica de las especies, las especies raras fueron las más representativas (52.2 %).

En esta investigación también se logró documentar, a partir de un análisis de componentes principales, que la temperatura y salinidad del agua fueron las variables de mayor peso, de cinco variables ambientales analizadas, en las características de la laguna; sin embargo, sólo la temperatura del agua mostró una relación negativa significativa ($p<0.05$) con el NEE de ^1D y ^2D , es decir, a mayor temperatura del agua se reduce el NEE.

Al profundizar sobre el efecto de la temperatura del agua de la laguna sobre la sobrevivencia de algunas especies de peces del área de estudio, a partir de un experimento a nivel de mesocosmos, se pudo documentar que, al incrementar la temperatura del agua $5.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ en promedio, la sobrevivencia de las especies de peces se redujo, sin embargo ninguna de las especies de prueba alcanzó el 100 % de mortalidad, lo que sugiere que difícilmente alguna especie llegue a extinguirse, en el rango experimental, siendo más probable el desplazamiento de las especies más sensibles a otros espacios con mejores condiciones de habitabilidad.

Con la seguridad de la influencia significativa de la temperatura del agua en la diversidad de peces, de la laguna de estudio, utilizando NetLogo, se aplicó un modelo matemático generado mediante modelos lineales generalizados (GLM), modelo con el que se pudo visualizar la reducción del NEE de ^1D y ^2D conforme la temperatura del agua se incrementaba. Cabe destacar que el modelo que se presenta, es el primero que se desarrolla de diversidad de peces en función de la temperatura del agua de una laguna costera tropical, tiene la característica de ser un modelo sencillo que representa el inicio del ciclo de modelado en el tema abordado, y como lo refiere Meléndez (2023), el ciclo de modelado debe iniciar con el más simple. Este modelo, tiene la característica que puede, y debe, ser enriquecido en el futuro.

Se logró un primer acercamiento al análisis de la biodiversidad de peces como un sistema complejo, parte de lo sencillo y deberá ser enriquecido en el futuro, incrementando la complejidad del análisis, que con el tiempo, e incrementando el desarrollo de la investigación en el tema, podrá irse adaptando a las condiciones que se presente, pero ya se cuenta con una línea base de complejidad de las condiciones ambientales de la laguna; así como, de la diversidad de peces en relación a la temperatura del agua lagunar.

Para tener una mejor comprensión de un sistema complejo, un escenario relevante es contar con un modelo conceptual, generado a partir de la información científica existente y actualizada; así, una primera dilucidación conceptual de la ictiodiversidad como un sistema complejo puede observarse en la figura 1. Este modelo podrá ir cambiando conforme se documente, con mayor precisión, la dirección e intensidad de las interacciones presentadas.

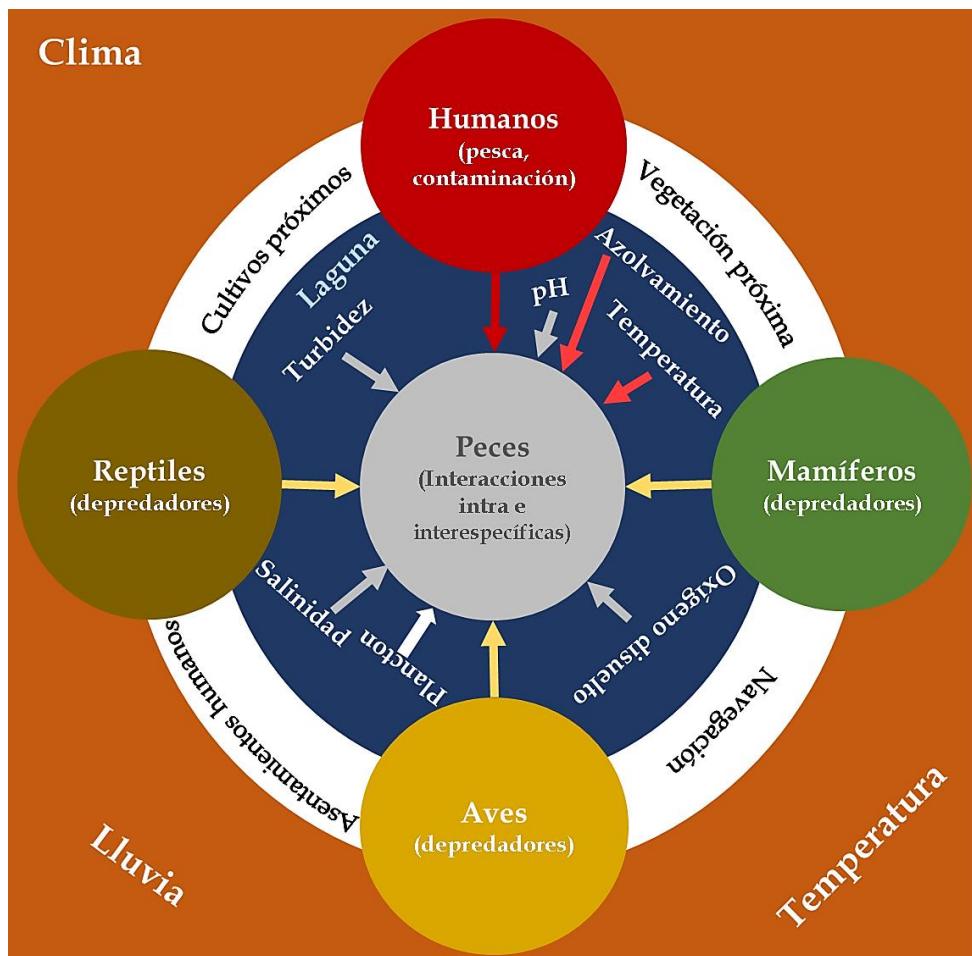


Figura 1. Aproximación conceptual de un sistema complejo centrado en peces. El gran influyente planetario es el clima, principalmente la temperatura y la precipitación. Interacciones importantes de una laguna costera (círculo blanco). Interacciones directas: flechas rojas negativas, flechas amarillas negativas pero naturales, flechas grises pueden ser negativas o positivas según su nivel, flecha blanca generalmente positiva (alimento).

Analizar lo complejo parte necesariamente del análisis de lo elemental, analizar los cambios (adaptación) parte necesariamente de la base (diagnóstico o línea base). El paradigma de la complejidad se aborda y robustece en años recientes en varias de las áreas del conocimiento, en el

estudio de la ictiodiversidad sin duda alguna existe una carencia fuerte de información científica, por lo que este trabajo seguramente es uno de los primeros que aporta en la construcción del conocimiento secuencial para abordar el análisis de la ictiodiversidad y factores ambientales, desde una perspectiva de sistema complejo, sentando bases para el análisis de futuros cambios.

Derivado de los resultados obtenidos en este trabajo, es importante considerar el calentamiento global y en particular, el calentamiento local, en la planeación e implementación de estrategias de conservación de áreas naturales protegidas como la Zona Sujeta a Conservación Ecológica y Humedal de Importancia Internacional “El Cabildo Amatal”, tal como lo sugieren Sieck et al. (2011).

Ahora bien, la pregunta inmediata que surge es ¿qué podemos hacer para evitar que la temperatura del agua lagunar siga incrementándose, o mejor aún, reducirse? La respuesta no es nada sencilla, pues existen una serie de factores, directa e indirectamente relacionados, que pueden incidir como la deforestación del ecosistema de manglar entre muchos otros. No obstante, resulta benéfico incrementar la profundidad promedio de la laguna (obras de dragado), ya que existen estudios que han mostrado una disminución de la temperatura del agua con el incremento de la profundidad y que organismos como los peces son capaces de moverse a profundidades donde las temperaturas son más habitables (Freitas et al., 2021; García et al., 2012), mientras que una laguna somera, como Laguna Pampa El Cabildo, tenderá a calentarse fácilmente.

Otra acción paralela, sería la siembra de mangle al interior de la laguna; sin embargo, la siembra debe realizarse previa valoración de impacto, pues si bien la información general refiere que el manglar retiene sedimento (Rahman Halim et al., 2018; Silva Benavides et al., 2016), con lo que pudiese estar favoreciendo el azolvamiento, también es cierto que existe información (Chaniago et al., 2023; Risanti & Marfai, 2020) que indica que la tasa de sedimentación es directamente proporcional a la densidad del manglar, incluso se ha reportado (Rahman-Halim et al. 2018) que altas densidades de manglar han resultado en bajas tasas de sedimentación. El Dragado y la siembra de manglar, pueden contribuir a reducir la temperatura del agua, lo que consecuentemente favorecerían a conservar la biodiversidad acuática.

La protección y conservación de la biodiversidad en general, más allá de discursos y protocolos oficiales, requiere de atención científica y tecnológica de vanguardia, información que aporte eficaz

y eficientemente para lo sostenibilidad de la vida en la Tierra, al fin de cuentas, lo que está en riesgo es “sólo” la vida humana.

Referencias citadas

- Chaniago, R., Samiaji, J., & Wibowo, M. A. (2023). The relationship between mangrove density and sedimentation rate in coastal kuala jambi district tanjung jabung timur jambi province. *Asian Journal of Aquatic Sciences*, 6(1), 1-9. <https://doi.org/10.31258/ajoas.6.1.1-9>
- Freitas, C., Villegas-Ríos, D., Moland, E., & Olsen, E. M. (2021). Sea temperature effects on depth use and habitat selection in a marine fish community. *Journal of Animal Ecology*, 90(7), 1787-1800. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13497>
- García, F., Palacio, C., & García, U. (2012). Distribución vertical de temperatura y salinidad en el área costera de Santa Marta (Colombia). *Dyna*, 79(171), 232-238.
- Meléndez, A. (2023, agosto). *Modelación basada en Agentes*. <https://bookdown.org/jamelende/LibroMobaBookDown/>
- Rahman Halim, M. A., Ihrami Rahmila, Y., Muhammad, F., & Safitri, Y. (2018). The Effect On Mangrove Density With Sediment Rate in Coastal Pasar Banggi Of Rembang Regency. *E3S Web of Conferences*, 73, 04020. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20187304020>
- Risanti, A. A., & Marfai, M. A. (2020). The effects of hydrodynamic process and mangrove ecosystem on sedimentation rate in Kendal coastal area, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 451(1), 012070. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/451/1/012070>
- SEMAVIHN. (2010). *Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación “El Cabildo Amatal”*. https://sistemaestatalambiental.chiapas.gob.mx/siseiach/descargas/pm_anp/PROGRAMA_D_E_MANEJO_EL_CABILDO_AMATAL_2010.pdf

Sieck, M., Ibisch, P. L., Moloney, K. A., & Jeltsch, F. (2011). Current models broadly neglect specific needs of biodiversity conservation in protected areas under climate change. *BMC Ecology*, 11(1), 12. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-12>

Silva Benavides, A. M., Picado Barboza, J., Mora Rodríguez, F., & González Gairaud, C. (2016). Implicaciones sedimentológicas sobre el cambio en la cobertura del bosque de manglar en Boca Zacate, Humedal Nacional Téraba-Sierpe, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 591. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i3.16173>

