



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**ANÁLISIS ECOLÓGICO DE LA COMUNIDAD DE PECES
EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA: ESTERO EL
SOLDADO, SONORA, MÉXICO**

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestra en Ciencias

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

Presenta

NATHALY SALAS MEJÍA

Guaymas, Sonora, diciembre de 2019

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10:00 horas del día 4 del Mes de Diciembre del 2019, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

" ANÁLISIS ECOLÓGICO DE LA COMUNIDAD DE PECES EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA: ESTERO EL SOLDADO, SONORA, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

NATHALY SALAS MEJÍA

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **BIOLOGÍA MARINA**

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

LA COMISIÓN REVISORA



Dr. José Alfredo Areola Lizárraga
Director de Tesis



Dr. Jorge Eduardo Chávez Vázquez
Co-Tutor



Dr. Luis Gerardo Hernández Moreno
Co-Tutor



Dra. Graciela Gómez Anduro
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

CONFORMACIÓN DE COMITÉS

Comité Tutorial

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Director de Tesis

Dr. Jorge Eduardo Chávez Villalba
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor

Dr. Luis Gerardo Hernández Moreno
Universidad Autónoma de Baja California Sur
Co-Tutor

Comité Revisor de Tesis

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dr. Jorge Eduardo Chávez Villalba
Dr. Luis Gerardo Hernández Moreno

Jurado de Examen

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dr. Jorge Eduardo Chávez Villalba
Dr. Luis Gerardo Hernández Moreno

Suplente

M.C. Edgar Alcántara Razo

Resumen

El objetivo de este estudio fue conocer la composición, abundancia y diversidad actual de la comunidad de peces en un ciclo anual y su relación con variables ambientales, así como comparar con la composición y diversidad observada hace cuatro décadas en el área natural protegida estero El Soldado, Sonora, México. La captura de peces se realizó cada mes en tres sitios del sistema, durante mayo 2018-abril 2019 con una red de arrastre. En cada sitio, se registraron la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, también se recolectaron las macroalgas (MA) en la red, y se determinó su biomasa en peso seco (kg. ha^{-1}). Se elaboraron gráficos para presentar el comportamiento de las variables ambientales, y adicionalmente se incorporó la textura y materia orgánica de sedimento de cada sitio para determinar su similitud mediante un análisis multivariado de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS). Se realizó la descripción espacial y temporal de la abundancia (ind. ha^{-1} y kg. ha^{-1}) de los peces y se estimaron la riqueza de especies (S), diversidad de Shannon (H') y equidad de Pielou (J'); así como el índice de diversidad taxonómica ($\Delta+$) y su varianza ($\Lambda+$); y el índice de similitud de Bray-Curtis (S_B). Las diferencias entre los sitios y entre los meses se examinaron con un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$). Se generó un elenco sistemático, y se caracterizó a las especies con base en su afinidad biogeográfica, nivel y gremio trófico. También, se determinaron las especies dominantes en base a su clasificación jerárquica, índice de valor biológico e índice de importancia relativa. Por último, la comunidad de peces de mayo 2018 - abril 2019 se comparó con la observada en mayo 1977 - mayo 1978; ambos estudios con capturas mensuales, en los mismos sitios de muestreo y con el mismo tipo de red. La comparación se realizó con base en el número de especies (S), la diversidad taxonómica ($\Delta+$) y su varianza ($\Lambda+$), así como con el análisis de similitud mediante el índice de Jaccard (SJ). Los resultados mostraron que las cuatro estaciones del año tuvieron valores promedio de temperatura distintos ($15\text{-}32\text{ }^\circ\text{C}$) y la comunidad de peces se estructuró en grupos asociados a cada estación del año con mayor similitud entre verano y otoño, atribuido a que la mayor riqueza de especies se observó tanto en julio y agosto (verano) como en octubre y noviembre (otoño); la mayor densidad de peces fue observada en junio y julio (meses cálidos), y la menor densidad en diciembre, enero y febrero (meses fríos). La diversidad y equidad fueron mayores de mayo a noviembre y menores de diciembre a abril. El Soldado es una laguna costera euhalina ($\approx 35\text{-}40$ ups) y exhibió un gradiente ambiental espacial definido por la salinidad del agua, sedimento y biomasa de MA. La parte interna del sistema se caracterizó por valores más altos de salinidad (36.5 ups) con sedimentos limo-arcillosos y mayor biomasa de MA (46 kg. ha^{-1}); la parte media con salinidad de 35.8 ups, sedimentos areno-limosos y biomasa de MA de 15 kg. ha^{-1} y las inmediaciones de la boca con valores más bajos de salinidad (35.5 ups), sedimentos areno-limosos y menor biomasa de MA (4 kg. ha^{-1}). La mayor riqueza y diversidad de peces ocurre en la parte interna del sistema. Las especies dominantes de la comunidad son la mojarra *Eucinostomus dowii*, la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus*, el pargo *Lutjanus argentiventris*, la raya *Urobatis maculatus* y el burrito *Orthopristis reddingi*, que utilizan el sistema durante la mayor parte del año y ocurren en todo el gradiente ambiental del sistema, excepto la raya que ocurre principalmente en las inmediaciones de la boca. La comunidad de peces está conformada principalmente por juveniles que utilizan el área para protección, crianza y alimentación; en menor proporción ocurren especies representadas por individuos adultos que

ingresan ocasionalmente para alimentarse. Las especies observadas son de amplia distribución, raras y de nivel trófico tres. El análisis comparativo de la comunidad de peces entre 1977-1978 y 2018-2019 mostró mayor riqueza de especies en 1977-1978 (40) que en 2018-2019 (28). En particular, 16 especies fueron comunes a ambos ciclos anuales, 24 exclusivamente en 1977-1978 y 12 exclusivamente en 2018-2019. En consistencia, los índices diversidad taxonómica indicaron una disminución de diversidad. De las cinco especies dominantes en 2018-2019, tres (*E. dowi*, *P. maculatofasciatus* y *L. argentiventris*) se observaron en 1977-1978 y dos (*O. reddingi* y *U. maculatus*) exclusivamente en 2018-2019. Estas últimas sugieren un cambio importante en la estructura de la comunidad de peces de El Soldado.

Palabras clave: peces, laguna costera, El Soldado, área natural protegida, Sonora.



Vo. Bo. Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Director de Tesis

Summary

This study presents the composition, abundance and diversity of the fish community in an annual cycle and its relationship to environmental variables, as well as compare with the composition and diversity observed four decades ago in the Estero El Soldado Protected Natural Area, Sonora, México. Fish were caught each month at three sites in the system, during May 2018-April 2019 with a trawl. At each site, the temperature, salinity and dissolved oxygen of the water were recorded, the macroalgae (MA) were also collected in the net, and their biomass was determined in dry weight (kg. ha^{-1}). Graphs were developed to present the behavior of environmental variables, and also was incorporated the texture and organic sediment material of each site to determine its similarity using a multivariate analysis of multidimensional nonmetric scaling (nMDS). A spatial and temporal description of the abundance (ind. ha^{-1} and kg. ha^{-1}) of the fish was made, and species richness (S), Shannon diversity (H') and Pielou equity (J') were estimated; as well as the taxonomic diversity index ($\Delta+$) and its variance ($\Lambda+$); and the Bray-Curtis similarity index (S_B). Differences between sites and between months were examined with a non-parametric Kruskal-Wallis analysis ($p < 0.05$). A systematic cast was generated, and the species were characterized based on their biogeographic affinity, level and trophic guild. Dominant species were determined based on their hierarchical classification, biological value index and relative importance index. Finally, the fish community from May 2018-April 2019 was compared with that observed in May 1977-May 1978; both studies with monthly catches, in the same sampling sites and with the same type of net. The comparison was made based on the number of species (S), taxonomic diversity ($\Delta+$) and their variance ($\Lambda+$), as well as with the similarity analysis using the Jaccard index (S_J). The results showed that the four seasons of the year had different average temperature values ($15\text{-}32\text{ }^\circ\text{C}$) and the fish community was structured in groups associated with each season of the year with greater similarity between summer and autumn, attributed to the higher species richness was observed in both July and August (summer) and in October and November (autumn); the highest density of fish was observed in June and July (warm months), and the lowest density in December, January and February (cold months). Diversity and equity were greater from May to November and lower from December to April. El Soldado is a coastal euhaline lagoon ($\approx 35\text{-}40$ ups) and exhibited a spatial environmental gradient defined by the salinity of water, sediment and biomass of MA. The internal part of the system was characterized by higher salinity values (36.5 ups) with silty-clayey sediments and higher MA biomass (46 kg. ha^{-1}); the middle part with salinity of 35.8 ups, sandy-silty sediments and $15\text{ kg MA biomass. ha}^{-1}$ and the immediate vicinity of the mouth with lower salinity values (35.5 ups), sandy-silty sediments and lower biomass of MA (4 kg. ha^{-1}). The greatest richness and diversity of fish occurs in the internal part of the system. The dominant species in the community are the mojarra *Eucinostomus dowii*, the rock bass *Paralabrax maculatofasciatus*, the snapper *Lutjanus argentiventris*, the ray *Urobatis maculatus* and the bronze-striped grunt *Orthopristis reddingi*, which use the system for most of the year and occur throughout the environmental gradient of the system, except the ray that occurs mainly in the immediate vicinity of the mouth. The fish community consists mainly of juveniles that use the area for protection, breeding and feeding; in a smaller proportion there are species represented by adult individuals who occasionally enter to feed themselves. Observed species are of wide distribution, rare and trophic level three. The comparative analysis of the fish community between 1977-1978 and 2018-2019 showed greater species richness in 1977-1978 (40) than in 2018-2019 (28). In particular, 16 species were common to both annual cycles, 24 exclusively in 1977-1978 and 12 exclusively in 2018-2019. In consistency, the taxonomic diversity indices indicated a decrease in diversity. Of the five dominant species in 2018-2019, three

(*E. dowi*, *P. maculatofasciatus* and *L. argentiventris*) were observed in 1977-1978 and two (*O. reddingi* and *U. maculatus*) exclusively in 2018-2019. The latter suggest an important change in the structure of the fish community of El Soldado.

Key words: fishes, coastal lagoon, El Soldado, Protected Natural Area, Sonora.



Vo. Bo. Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Director de Tesis

Dedicatoria

A mis papás, porque incluso desde antes de nacer, ya buscaban maneras para ofrecernos lo mejor. El esfuerzo y las metas alcanzadas reflejan la dedicación que invierten los padres en los hijos. Gracias por todas las oportunidades que me han brindado. Los amo.

Y a mi pequeña compañera del hogar, mi hermana menor. Sigue llena de luz, y nunca te apagues. Nunca dudes en defender lo que te hace feliz. Nunca pierdas el gusto por la libertad ni por conocer más. Nunca tengas miedo de dar un paso, nunca dudes de lo que te espera más adelante. Yo ya estoy ahí, y créeme, es maravilloso. Te amo.

A mi persona especial, porque percibo tu respeto, porque aceptas mis manías y pasiones, porque no intentas cambiarme. Atesoro la complicidad que hemos creado.

A quienes durante estos años confiaron en mí, porque me vi a través de sus ojos y guardé esa imagen en mi corazón. Esa imagen se convirtió en mi motor. Gracias por comprender mis ideales, y perdonar el tiempo que no estuve con ustedes. Gracias por abrazar mis sueños como suyos. Gracias por hacerme saber que siempre he sido muy amada.

A ello, que es más grande que nosotros, que nos contiene y nos guía. A ese abrazo de brisa marina.

Por último, a mí. Esta tesis, es el regalo perfecto para abrirme oportunidades en un futuro. Un pequeño, pero importante paso para alcanzar mis sueños.

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. CIBNOR, Unidad Guaymas, por mi formación como maestra en ciencias.

Al CONACyT por la beca No. 1021810054 otorgada para realizar estudios de maestría en el CIBNOR, S.C.

Al personal directivo y operativo del Área Natural Protegida Estero El Soldado por todas las facilidades otorgadas para realizar el estudio.

A mi director de tesis el Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga, mis más sinceros sentimientos de gratitud. Gracias por orientarme en la investigación. Gracias por guiarme y motivarme durante el desarrollo de esta tesis. Gracias por su paciencia y generosidad. Gracias porque no marcó un límite para mi curiosidad, por el contrario, escuchó cada una de mis ideas y en medida de lo posible todas fueron exploradas.

A mi comité de tesis, Dr. Jorge Eduardo Chávez Villalba y al Dr. Luis Gerardo Hernández Moreno, por su apoyo en la elaboración del presente trabajo. Agradezco su tiempo, sus valiosos aportes, sus múltiples sugerencias y consideraciones para corregir el manuscrito final.

A la M. en C. María del Refugio López Tapia por las facilidades de apoyo otorgadas en el laboratorio de Calidad de Agua.

Al M. en C. Edgar Alcántara Razo por su ayuda en la edición de gráficos, observaciones en los análisis de la información, así como sugerencias en el manuscrito. Agradezco su amistad y el haberme transmitido muchos de sus conocimientos.

A la Dra. Eloísa Herrera Valdivia y al M. en C. Javier Álvarez Tello por su apoyo en la identificación de muestras.

Al Geól. Gustavo Padilla Arredondo por la elaboración de la figura del área de estudio.

Al Ing. Xicoténcatl Galicia García, por las facilidades de apoyo otorgadas en biblioteca y centro de informática.

A todo el personal porque gracias a su convivencia ha sido grata la estancia en CIBNOR.

A todas las personas que de alguna manera u otra contribuyeron en la realización del presente trabajo. Gracias por recorrer este camino conmigo.

Contenido

Resumen	i
Summary	iii
Dedicatoria	v
Agradecimientos	vi
Contenido	vii
Lista de Figuras	viii
Lista de Tablas	x
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
3. JUSTIFICACIÓN	10
4. HIPÓTESIS	11
5. OBJETIVOS	12
5.1 Objetivo general.....	12
5.2 Objetivos específicos.....	12
6. MATERIALES Y MÉTODOS	13
6.1 Área de estudio	13
6.2 Trabajo de campo	14
6.3 Trabajo de laboratorio.....	15
6.4 Análisis de datos.....	15
Variables ambientales	15
Comunidad de peces	16
7. RESULTADOS	25
7.1 Variabilidad ambiental durante 2018-2019	25
7.2 Análisis de la comunidad de peces en el ciclo anual 2018-2019	27
7.3 Análisis comparativo de la comunidad de peces en los ciclos 1977-1978 y 2018-2019	43
8. DISCUSIÓN	46
8.1 Análisis de la comunidad de peces en el ciclo anual 2018-2019	46
8.2 Análisis comparativo de la comunidad de peces en los ciclos 1977-1978 y 2018-2019	53
9. CONCLUSIONES	57
10. LITERATURA CITADA	60

Lista de Figuras

Figura 1.	Localización del área de estudio y sitios de muestreo durante 2018-2019 en área natural protegida estero El Soldado, Sonora, México. ● parte interna, ● parte media, ● boca.	14
Figura 2.	Provincias biogeográficas del Pacífico Este de acuerdo a Boschi (2000) y Robertson y Cramer (2009). (Tomada de Padilla-Serrato <i>et al.</i> , 2016).	18
Figura 3.	Comportamiento anual en los sitios (a), variación temporal (b) y variación espacial (c) de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto del agua y biomasa de macroalgas en la laguna El Soldado durante 2018-2019.	26
Figura 4.	Similitud entre sitios de muestreo en función de las variables temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, así como biomasa de macroalgas y sedimentos (considerando % de arena, % de limo, % de arcilla y contenido de materia orgánica) en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019. nMDS, distancia euclidiana. ● parte interna, ● parte media, ● boca.	27
Figura 5.	Porcentaje de afinidad biogeográfica de las especies de peces en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019. PCA-PC-PP: Provincia Californiana, de Cortés y Panámica, PC-PP: Provincia de Cortés y Panámica, PCA-PC: Provincia Californiana y de Cortés.	31
Figura 6.	Abundancia de las especies de peces en cada nivel trófico en la laguna El Soldado durante 2018-2019. H: herbívoro, P: planctívoro, O: omnívoro, CI: carnívoro de primer orden o invertívoro, CII: carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII: carnívoro de tercer orden o piscívoro.	32
Figura 7.	Densidad relativa de la comunidad de peces agrupada por gremio trófico en la laguna El Soldado, durante 2018-2019. H: herbívoro, P: planctívoro, O: omnívoro, CI: carnívoro de primer orden o invertívoro, CII: carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII: carnívoro de tercer orden o piscívoro.	33
Figura 8.	Representación gráfica de la clasificación jerárquica de la comunidad de peces en la laguna El Soldado durante 2018-2019. Prueba de asociación del cuadrante de Olmstead-Tukey. Cs: <i>Ctenogobius sagittula</i> , Ed: <i>Eucinostomus dowii</i> , La: <i>Lutjanus argentiventris</i> , Or: <i>Orthopristis reddingi</i> , Pm: <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> y Um: <i>Urobatis maculatus</i> .	34
Figura 9.	Índice de valor biológico (a) e índice de importancia relativa (b) de las especies de peces en la laguna El Soldado durante 2018-2019.	36
Figura 10.	Abundancias relativas y estructuras de tallas de las especies dominantes. a: <i>Orthopristis reddingi</i> , b: <i>Eucinostomus dowii</i> , c: <i>Lutjanus argentiventris</i> , d: <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> , e: <i>Urobatis maculatus</i> .	37

Figura 11.	Curvas de acumulación de especies de acuerdo a diferentes estimadores del esfuerzo de muestreo. Sobs: especies observadas.	38
Figura 12.	Variabilidad temporal (a) y espacial (b) de la abundancia de peces encontrados en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019.	39
Figura 13.	Variabilidad temporal (a) y espacial (b) de la diversidad de peces encontrados en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019.	40
Figura 14.	Similitud de la estructura de la comunidad de peces entre las estaciones del año 2018-2019 en la laguna El Soldado. nMDS, distancia de Bray Curtis. P: primavera, V: verano, O: otoño, I: invierno.	41
Figura 15.	Túnel de la relación del índice de distinción taxonómica promedio delta+ ($\Delta+$) e Índice de variación taxonómica promedio lambda+ ($\Lambda+$) con la riqueza de especies encontradas en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019. Se muestra el promedio (línea central) y los intervalos de confianza al 95% (líneas continuas).	42
Figura 16.	Comparación de la diversidad de peces en la laguna El Soldado, ciclos anuales 1977-1978 y 2018-2019. En rojo se indican los taxones observados exclusivamente en 1977-1978, en azul los observados exclusivamente en 2018-2019, en verde los taxones observados en ambos periodos.	44
Figura 17.	Representación gráfica del índice de distinción taxonómica promedio delta+ ($\Delta+$) e Índice de variación taxonómica promedio lambda+ ($\Lambda+$) con la riqueza de especies de peces de la laguna El Soldado durante 1977-1978 con respecto a 2018-2019. Se muestra el promedio (línea central) y los intervalos de confianza al 95% (líneas continuas).	45

Lista de Tablas

Tabla I.	Elenco sistemático de peces de la laguna El Soldado con información ecológica y de afinidad biogeográfica en el periodo 2018-2019.	29
Tabla II.	Especies de peces observadas y su clasificación jerárquica en la laguna El Soldado durante 2018-2019.	34
Tabla III.	Riqueza estimada, especies faltantes por registrar y eficiencia de muestreo por cada estimador.	38
Tabla IV.	Listado de especies de peces comparativo entre los ciclos anuales 1977-1978 y 2018-2019 en la laguna El Soldado.	43

1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son zonas de transición entre la tierra y el mar. Lankford (1977) las define como una depresión en la zona costera, bajo el nivel de pleamar media superior, que tiene una conexión permanente o efímera con el mar, pero protegida de éste por algún tipo de barrera. Su dinámica está influenciada por diversos factores geomorfológicos (nivel del mar, perfil o relieve costero, vertientes, valles, ríos y desagües terrestres), oceanográficos (dimensiones de la plataforma continental, energía del oleaje y de la marea, y sus corrientes) y climáticos (principalmente precipitaciones). Son sistemas complejos en permanente interacción y modificación. Son particularmente susceptibles a oscilaciones cíclicas de diferentes escalas temporales de días, semanas, meses, estaciones o épocas (Wolfe y Kjerfve, 1986).

En general, existen diferencias marcadas entre los sistemas costeros del Golfo de México, los del Océano Pacífico y los del Golfo de California. Incluso dentro del mismo Golfo de California existen contrastes entre las lagunas costeras del este y oeste, y las del norte y sur (Farreras-Sanz, 2004; Lara *et al.*, 2008). En particular, la zona costera de Sonora se ubica en la franja subtropical de la costa Este del Golfo de California, donde los sistemas lagunares están influenciados por un clima árido-semiárido con precipitación media anual de 200 mm y régimen de lluvias en verano e invierno. El patrón de vientos es estacional, proveniente del noroeste en invierno y del sureste en verano. Los aportes de agua dulce que reciben provienen principalmente de las escorrentías de las lluvias y de los drenes colectores de aguas residuales agrícolas, camaronícolas y urbanas. Estos sistemas costeros están comunicados mediante bocas abiertas permanentemente con el mar y el patrón de circulación del agua está influenciado principalmente por la marea (Arreola-Lizárraga, 2003).

Uno de los aspectos más estudiados en los ecosistemas lagunares son las comunidades de peces, ya que son un componente dominante de la fauna marina y realizan gran variedad de funciones ecosistémicas relacionadas con el flujo de energía (Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977), debido a que utilizan estos sistemas como áreas de reproducción, crianza, alimentación y protección (Qasim, 1970; Day *et al.*, 1973; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1988), estableciendo conectividad entre los sistemas lagunares y el mar adyacente.

Las comunidades de peces de los sistemas lagunares tienden a presentar cambios en sus patrones espaciales de distribución y uso del hábitat, debido a requerimientos asociados a la reproducción, la búsqueda de alimento y áreas de refugio (Wootton, 1990). Así como por los cambios en las variables ambientales (como temperatura y salinidad) y características morfológicas (tipo de sustrato) particulares del sistema (Day y Yáñez-Arancibia, 1985).

La salinidad es posiblemente la variable ambiental de mayor importancia (Vega-Cendejas y Hernández-de Santillana, 2004; Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Los valores de la salinidad en el interior pueden indicar que la laguna se comporta de forma estuarina cuando la salinidad en el interior es menor que en el océano adyacente o anti-estuarina cuando la salinidad en el interior es mayor que en el océano adyacente (Farreras-Sanz, 2004). Por lo que, las especies que habitan estos ecosistemas son capaces de afrontar la presión ambiental, o bien aprovechar las temporadas en las que las condiciones ambientales son propicias para efectuar incursiones con diferentes objetivos (Castro-Aguirre *et al.*, 1999). En lagunas del noroeste mexicano las condiciones de salinidad igual o mayor a la del mar adyacente, favorecen la permanencia especies o poblaciones marinas (Padilla-Serrato, 2016).

El conocimiento científico de las comunidades de peces en lagunas costeras, así como su evaluación efectiva para fines de conservación y manejo, requiere un buen conocimiento de la diversidad, y esto representa un tema central de la ecología. La diversidad tiene distintas facetas, se puede analizar dentro de comunidades (alfa), entre comunidades

(beta), o para un conjunto de comunidades (gamma), de tal forma que se han desarrollado una gran cantidad de índices para medirla. Los índices resumen mucha información en un solo valor, y permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística entre la diversidad de distintos hábitats o la diversidad de un mismo hábitat a través del tiempo (Moreno, 2001).

Comúnmente la diversidad se mide a partir de índices basados en la riqueza de especies y sus abundancias relativas. Algunos de los índices más usados son el índice de diversidad de Shannon y equidad de Pielou. Sin embargo, aun cuando su variación refleje cambios en la comunidad, generalmente resultan difíciles de interpretar por sí mismos (Moreno, 2001). Por otro lado, estos índices consideran de igual forma a todas las especies asumiendo que poseen el mismo valor, pero no incorporan información acerca de sus diferencias o grados de parentesco (Magurran, 2004; Chao *et al.*, 2010; Morrone, 2013). Como respuesta a esta limitación han sido propuestos los índices de diversidad taxonómica, que basan sus cálculos en la información contenida en un árbol taxonómico, incorporando la abundancia o la presencia de las especies (Warwick y Clarke, 1995; Clarke y Warwick, 1999, 2001). Así, una comunidad tendrá mayor diversidad taxonómica si sus especies pertenecen a distintos géneros, y más aún, si los géneros pertenecen a distintas familias, que si sus especies son co-genéricas y están relacionadas de manera cercana (Clarke y Warwick, 1998). Estos índices, pueden ayudar a explicar la descripción o cambios en la diversidad.

Otro aspecto relevante corresponde a las series de datos históricos. Integrar años de investigaciones previas, ampliar la duración habitual del estudio o incluso realizar estudios comparativos entre periodos. Lo anterior, es un aspecto fundamental para determinar cambios en la composición de los ensamblajes de peces a través del tiempo, ya que estos cambios podrían haber sido originados por procesos ecológicos de escalas temporales largas y/o modificaciones del hábitat, lo cual proporciona información sobre la salud del sistema.

En este contexto, la presente tesis contribuye al conocimiento de la composición, abundancia y diversidad de peces en el estero El Soldado, Sonora, con énfasis en explicar sus cambios espaciales y temporales a través de un año, así como comparar la diversidad de la comunidad observada entre dos ciclos anuales realizados con una diferencia en tiempo de 41 años.

2. ANTECEDENTES

Numerosos artículos y libros a nivel mundial y en México, han enriquecido el conocimiento sobre las comunidades de peces en ecosistemas lagunares. Hasta hace algunas décadas la mayor parte de ellos con un enfoque casi estrictamente taxonómico, con descripciones aisladas de especies o en áreas de interés particular (Yáñez-Arancibia, 1975). Recientemente, se han incrementado los estudios que describen en detalle la composición y la diversidad de las comunidades de manera espacial o temporal. Sin embargo, en la mayoría de los casos, los estudios realizados se centran en sólo una de las medidas de diversidad (alfa, beta o taxonómica) y en su variabilidad, ya sea espacial o temporal. Son pocos los estudios que conjuntan todos los aspectos, y aún más escasos los estudios de este tipo que se han extendido por más de un ciclo anual, que han integrado resultados de investigaciones previas o realizado comparativos de los resultados encontrados con estudios anteriores. Por otro lado, la literatura acerca de los peces en lagunas costeras templadas es más abundante que en zonas tropicales, y es aún más escasa la de zonas subtropicales, en aquellos sistemas considerados como lagunas semiáridas (Ontiveros-Granillo, 2011).

Para México, Castro-Aguirre *et al.* (1994), presentaron una revisión exhaustiva de estudios realizados sobre la ictiofauna de lagunas costeras en México, donde mencionan que los estudios sobre peces de lagunas costeras iniciaron entre 1950 y 1968, abordando aspectos biológicos y pesqueros. En las áreas objeto de estudio, se obtuvieron muestras representativas de las comunidades de peces lagunares y se establecieron diversas colecciones. Entre 1960 y 1970 hubo el interés por estudios de tipo ecológico que mostraron ciertas tendencias hacia la aplicación de índices para cuantificar la diversidad y su relación con variables ambientales, en periodos de por lo menos un ciclo anual. Entre éstos, destacan las contribuciones de Yáñez-Arancibia (1978), Warburton (1978), Chávez (1979), Amezcua-Linares y Yáñez-Arancibia (1980), Yáñez-Arancibia *et al.* (1980, 1985), Vargas-Maldonado *et al.* (1981) Castro-Aguirre (1982), Castro-Aguirre y Mora-Pérez (1984),

Amezcu-Linares *et al.* (1987) y Álvarez-Rubio *et al.* (1990). Por otro lado, también se realizaron algunos inventarios de peces sin cuantificar su diversidad. Castro-Aguirre (1978) publicó el primer inventario de los peces estuarino-lagunares de México. Otros trabajos de este tipo corresponden a Hildebrand (1958), Chávez (1972), Darnell (1962), Amezcu-Linares (1977), Castro-Aguirre *et al.* (1977 y 1986), Castro-Aguirre (1986), Kobelkowsky (1985), Balart *et al.* (1992), Rodríguez-Romero *et al.* (1992), Torres-Orozco y Castro-Aguirre (1992), Danemann y de la Cruz-Agüero (1993), de la Cruz-Agüero *et al.* (1994) y Castro-Aguirre *et al.* (2005).

En el estado de Sonora, en nueve de sus 24 lagunas costeras se han realizado estudios sobre composición y diversidad de peces. Por lo que el conocimiento que se tiene sobre estas comunidades es parcial y disperso en comparación con la cantidad de lagunas costeras existentes. La mayoría de los estudios se realizaron hace más de 20 años y cubrieron un ciclo anual; sin embargo, algunos cubrieron una escala interanual de dos a cuatro años (Castro-Longoria *et al.*, 1991; Rodríguez-Félix, 2010; Ontiveros-Granillo, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2016). Además, algunos sistemas (El Sargento, Las Guásimas y Yavaros) cuentan con más de un estudio realizado en diferentes años y esto representa oportunidad para realizar estudios comparativos en la misma laguna.

Por otra parte, los estudios previos han estimado la diversidad de peces mediante los índices de riqueza (S), diversidad (H'), equidad (J') e índice de valor biológico (IVB). A continuación, se presenta una síntesis de las contribuciones sobre peces en lagunas costeras de Sonora:

Laguna El Sargento. En este sistema Portillo-López (1989) observó 20 familias de larvas de peces durante primavera-verano de 1988, en su mayoría de tipo ocasional y estacional. Las familias con los mayores valores del IVB, fueron Gobiidae, Clupeidae, Sciaenidae, Carangidae, Haemulidae y Engraulidae. También, Castro-Longoria *et al.* (1991) analizaron la comunidad de peces de manera mensual durante marzo 1988- enero 1990. Registraron un

total de 31 familias y 66 especies; se identificaron al pejerrey sardina *Leuresthes sardina* y al pejerrey charal *Colpichthys regis* como residentes temporales y al gobio de Guaymas *Quietula guaymasiae* como permanente. De acuerdo al IVB, estas tres especies se consideraron las más importantes. En general, se observó que la diversidad mostró un patrón similar de fluctuación al número de familias y especies. Durante junio y julio se presentaron los mayores números de familias y de especies, con un segundo máximo de menor importancia en septiembre. Los valores bajos de diversidad fueron asociados con las altas abundancias de unas pocas especies. En cuanto a la abundancia total, ésta fue mayor en los meses de febrero y marzo, disminuyendo notablemente durante el resto del año. De igual forma, Aguirre-Rosas (1995) encontró 23 familias, 11 géneros y 17 especies de larvas de peces durante un ciclo anual (1988-1980). Con base en el IVB, las familias más importantes fueron Gobiidae, Clinidae, Serranidae, Engraulidae, Gerreidae y Atherinidae. La distribución larval no mostró diferencias espaciales en cada mes analizado.

Laguna La Cruz. Grijalva-Chon *et al.* (1996) analizaron la comunidad de manera quincenal y mensual durante febrero 1989 a febrero 1991. Registraron un total de 34 familias, 63 géneros y 96 especies. Las familias Gobiidae, Atherinidae, Gerreidae y Engraulidae fueron importantes a nivel larval y representantes de estas familias destacaron en etapa juvenil. Los cambios en la diversidad estuvieron influenciados por la sucesión de especies dominantes.

Laguna Las Guásimas. Yépiz-Velásquez (1990) determinó la abundancia de peces durante un ciclo anual (1985-1986), reportó 33 especies. Las especies más abundantes y con alta frecuencia de aparición fueron la lisa común *Mugil cephalus*, la mojarra malacapa *Eugerres axilaris* y la mojarra mancha negra *Eucinostomus entomelas*. Rodríguez-Félix (2010) estudió las variaciones estacionales e interanuales de peces durante 1996-2000. De acuerdo al índice de valor de importancia (IVI) e importancia comunitaria (IIC), las especies más importantes fueron la lisa común *Mugil cephalus*, la anchoveta escamuda *Anchovia macrolepidota*, la anchoa chicotera *Anchoa ischana*, la sardina rayada *Lile stolifera* y la

mojarra tricolor *Eucinostomus currani*, las cuales se presentaron en los cuatro ciclos anuales. En la escala interanual, la estructura de la comunidad de peces tuvo cambios en número de especies y composición específica. La riqueza de especies tuvo variabilidad estacional, siendo más alta en primavera y verano, esto asociado a las temporadas reproductivas de la mayoría de las especies de peces tropicales y que utilizan las lagunas como sitios de desove y crianza. En este mismo sistema, Ontiveros-Granillo (2011) estudió la variabilidad diurna, estacional e interanual durante dos ciclos anuales (1998-1999). El elenco sistemático estuvo representado por 29 familias, 53 géneros y 74 especies, siendo las familias Paralichthyidae, Haemulidae y Sciaenidae las mejor representadas de acuerdo al número de especies. Se definieron dos grupos comunitarios, uno que mostró especies con afinidad al día y otro hacia la noche, y este patrón se reflejó en todas las estaciones del año. La diversidad nocturna fue mayor a la diurna en ambos años. La composición de la comunidad de peces ocurrida en 1998 fue distinta a la de 1999 en un 60%, de acuerdo a las 10 especies más importantes según el IVB. También, Padilla-Serrato *et al.* (2016) estudiaron la variación estacional desde otoño 2010 a verano de 2012. Identificaron a las familias Carangidae, Sciaenidae, Gerreidae, Haemulidae, Paralichthyidae y Engraulidae como las más importantes en cuanto al número de especies. También mencionan que la mayoría de las especies son de amplia distribución, son marinas, y un gran número son especies raras. La riqueza de especies y la diversidad alfa mostraron un patrón estacional: la riqueza fue mayor en las temporadas frías, mientras que la abundancia fue mayor durante temporadas cálidas. Encontraron una diferencia de 44 especies que no observaron en comparación con un estudio previo en el mismo lugar, ofreciendo como potencial explicación los cambios ambientales como efecto de actividades antropogénicas (pesca) o de la misma laguna (asolvamiento).

Laguna Lobos. Yépiz-Velásquez (1990) reportó 49 especies durante un ciclo anual (1985-1986). Arreola-Lizárraga (1995) reportó 37 familias, 60 géneros y 74 especies de peces para el período de octubre 1992 a febrero 1993. La abundancia se comportó de forma semejante

al período de octubre 1985 a febrero 1986, aunque el número de organismos colectados fue mayor en los años 1992-1993.

Laguna Los Algodones. Yépiz-Velásquez (1990) determinó la abundancia de peces durante un ciclo anual (1985-1986), reportando 47 especies. Las especies más abundantes y con alta frecuencia de aparición fueron la lisa común *Mugil cephalus* y las mojarras *Eugerres axilaris* y *Eucinostomus entomelas*.

Laguna Santa Rosa. En este sistema Grijalva-Chon *et al.* (1992) encontraron durante un ciclo anual (noviembre 1987-octubre 1988), 41 tipos de larvas de peces representadas por 20 familias. Los valores del índice de diversidad estuvieron influenciados por la familia Gobiidae, Atherinidae y Clinidae. La variabilidad en la diversidad estuvo influenciada por la sucesión de especies dominantes. En general, no se detectaron diferencias significativas espaciales en la abundancia anual total.

Laguna El Soldado. En este cuerpo de agua los estudios realizados corresponden a Findley y Thompson (1973), quienes reportaron 75 especies de peces. Loesch (1980) en un ciclo anual (mayo 1977-mayo 1978) encontró 40 especies de peces con la mayor riqueza en agosto. Güereca-Hernández (1994) reportó 35 especies de peces en el ciclo anual (otoño 1990-invierno 1992). Estos estudios resultan referencias importantes para comparar los cambios ocurridos en las comunidades de peces a lo largo del tiempo.

3. JUSTIFICACIÓN

El estero El Soldado resulta de interés para la investigación científica debido a que: (1) es un sistema semiárido subtropical ubicado en el Golfo de California, (2) es Área Natural Protegida bajo la categoría estatal de Zona Sujeta a Conservación Ecológica (BOGES, 2006), además es Sitio Ramsar (FIR-ES, 2011) y por tanto un humedal de importancia internacional, y (3) se puede considerar un sistema prístino o con condiciones naturales, debido a que nunca ha recibido vertimientos de aguas residuales y además las actividades extractivas de flora y fauna, están prohibidas desde 2010.

Estos atributos destacan la importancia para el monitoreo de su biodiversidad, debido a que esta información ayuda a conocer su funcionamiento en su misión de conservación. Además, la información generada en calidad del agua, calidad del sedimento, hábitats y recursos biológicos resultará en una referencia útil para comparar respuestas a cambios inducidos por actividades humanas en otras lagunas costeras de la región.

En particular, esta tesis aporta conocimiento de las comunidades de peces, para comprender sus cambios en el tiempo y espacio, tanto en su diversidad como en su abundancia. Este conocimiento es relevante para incrementar el conocimiento sobre los peces de lagunas costeras semiáridas subtropicales, así como para examinar el funcionamiento del estero El Soldado como Área Natural Protegida y con ello apoyar la toma de decisiones en su manejo y conservación.

4. HIPÓTESIS

En el estero El Soldado la composición, abundancia y diversidad de peces durante 2018-2019 mostrará diferencias entre las estaciones del año, con valores más altos en verano y más bajos en invierno. El estero mostrará diferencias ambientales en un gradiente desde la parte más interna hasta la boca, y la mayor abundancia y diversidad de peces se observará en la parte más interna. La comparación de la comunidad de peces mostrará mayor diversidad en 2018-2019 que en 1977-1978 explicado por el régimen de conservación del área, establecida desde 1996.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Conocer la composición, abundancia y diversidad actual de la comunidad de peces en un ciclo anual y su relación con variables ambientales, así como comparar con la composición y diversidad observada hace cuatro décadas en el área natural protegida estero El Soldado, Sonora, México.

5.2 Objetivos específicos

- Determinar la variabilidad de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto del agua y biomasa de macroalgas durante mayo 2018 - abril 2019.
- Caracterizar y comparar las variables ambientales en un gradiente espacial en el sistema.
- Estimar la abundancia y diversidad de la comunidad de peces durante mayo 2018 - abril 2019.
- Determinar las especies dominantes en base a su clasificación jerárquica, índice de valor biológico e índice de importancia relativa.
- Caracterizar a la comunidad de peces con base en afinidad biogeográfica, nivel y gremio trófico.
- Comparar la composición y diversidad de las comunidades de peces entre 1977-1978 y 2018-2019.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El estero El Soldado es propiamente una laguna costera semiárida localizada en la costa Este del Golfo de California ($27^{\circ}57'10''$ N, $110^{\circ}58'40''$ O), en el estado de Sonora (Fig. 1). Tiene una superficie de 1.6 km^2 , con profundidad promedio de 0.6 m, y una boca de 40 m de largo y 1.80 m de profundidad que la comunica permanentemente con el Golfo de California (Russell, 1979; Güereca-Hernández, 1994). Por su origen geológico se clasifica como una laguna Tipo III-B (Lankford, 1977). Presenta mareas mixtas con predominancia de semidiurnas (Russell, 1979) y la amplitud de marea es de 1 m (Filloux, 1973) por lo que se considera como laguna micromareal (Davies, 1964). El tipo de clima es BW(h') hw (e), es decir, muy árido y seco. La temperatura del aire promedio anual es de 25°C , y la temporada de lluvias ocurre en los meses de verano (García, 2004). La precipitación anual es de 234 mm y la evaporación 2285 mm (Güereca-Hernández, 1994). Los aportes de agua dulce provienen de escorrentías de lluvias exclusivamente. Los promedios anuales de variables del agua de mar son: temperatura 26°C , salinidad 37.4 ups y oxígeno disuelto 6.5 mg. L^{-1} (Güereca-Hernández, 1994). La laguna está bordeada por tres especies de mangle: negro (*Avicennia germinans*), rojo (*Rhizophora mangle*) y blanco (*Laguncularia racemosa*).

Este ecosistema costero fue declarado como Área Natural Protegida Estatal bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica en 2006 (BOGES, 2006), y designado como Sitio Ramsar Humedal de Importancia Internacional en 2011 (FIR-ES, 2011). Tiene un valor ecológico regional para la conservación de la biodiversidad. Es un sitio de crianza y alimentación de peces, algunos con valor comercial y de consumo, y alberga especies con estatus de protección legal por la NOM-059, ECOL- 2010. Además, es un sitio recreativo de importancia para los pobladores de la ciudad de Guaymas y sus alrededores (BOGES, 2018).

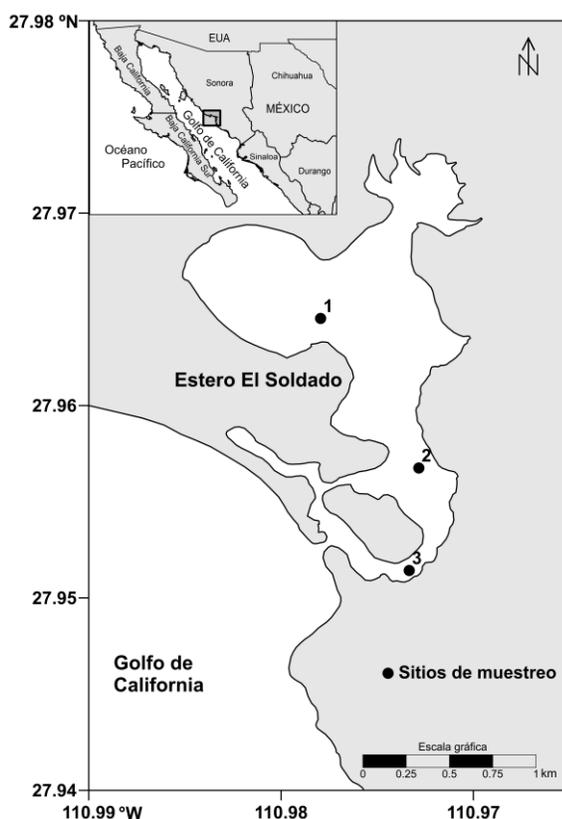


Figura 1. Localización del área de estudio y sitios de muestreo durante 2018-2019 en área natural protegida estero El Soldado, Sonora, México. 1:parte interna, 2:parte media, 3:boca.

6.2 Trabajo de campo

La captura de peces se realizó cada mes en tres sitios del sistema, durante mayo 2018- abril 2019 (Fig. 1) con una red de arrastre de 6 m de largo, 3 m de abertura y 2.5 cm de luz de malla en una embarcación con motor fuera de borda de 60 Hp. En cada sitio, los lances tuvieron una duración de cinco minutos y se registraron la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica RBR modelo XR-420 serie 17125. Adicionalmente, se cuantificó la biomasa peso húmedo de macroalgas recolectadas por la red, y se tomó una muestra para estimar su peso seco en el laboratorio.

Las muestras de peces se etiquetaron y se conservaron en hielo para su posterior identificación y análisis en el laboratorio del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR) campus Guaymas, Sonora.

6.3 Trabajo de laboratorio

La identificación taxonómica de las especies de peces se realizó con apoyo de las contribuciones de Fischer *et al.* (1995a-b), Robertson y Allen (2015) y Nelson *et al.* (2016). Se realizaron biometrías de cada individuo mediante el registro de su longitud total (Lt) y su peso total (Pt), utilizando un vernier digital (+/- 0.2 mm) y una balanza digital (+/- 0.05 g), respectivamente.

Las macroalgas se lavaron con agua corriente para eliminar arena y organismos adheridos, posteriormente se secaron en un horno a una temperatura constante de 60°C durante 24 horas. Una vez secas las muestras se pesaron para estimar la biomasa total por lance, la cual se expresó en kg. ha⁻¹ peso seco.

6.4 Análisis de datos

Variables ambientales

Comportamiento temporal. Se elaboraron gráficos para presentar los valores promedio, tanto mensuales como por sitio de muestreo, de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto del agua y biomasa de macroalgas durante 2018-2019. Para comparar las diferencias de las variables entre los sitios y entre los meses, se utilizó un análisis no paramétrico (muestras pequeñas) de Kruskal-Wallis con significancia $P < 0.05$ (Kruskal y Wallis, 1952), y finalmente una prueba de rangos múltiples de Dunn (Dunn, 1964), con la corrección de Bonferroni (1930). Los análisis se realizaron con el software PAST v2.14 (Hammer *et al.*, 2001).

Caracterización espacial. Los sitios de muestreo están ubicados en un gradiente ambiental desde la parte interna hasta la boca del sistema. La similitud entre sitios se realizó con base en la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, así como la biomasa de macroalgas. Adicionalmente, se incorporó la textura y materia orgánica de sedimento de

cada sitio, esta información fue tomada de Vargas-González *et al.* (2014). El análisis se realizó con el método multivariado de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), utilizando el programa PRIMER© V6 (Clarke y Gorley, 2006).

Comunidad de peces

Con base en la composición y diversidad de la comunidad de peces se realizó un análisis comparativo entre los ciclos mayo 2018-abril 2019 y mayo 1977-mayo 1978, este último realizado por Loesch (1980). Ambos estudios se realizaron en los mismos tres sitios de muestreo con capturas mensuales y con el mismo tipo de red.

Para el periodo 2018-2019 se describió la composición de especies mediante un elenco sistemático, afinidad biogeográfica, nivel y gremio trófico, tolerancia a la salinidad, clasificación jerárquica, índice de valor biológico (IVB) e índice de importancia relativa (IIR). También, para el periodo de estudio, se calculó el esfuerzo de muestro mediante curvas de acumulación de especies. La descripción espacial y temporal de la abundancia de los organismos, se expresó en términos de densidad (ind. ha^{-1}) y biomasa promedio (kg. ha^{-1}). El análisis incluyó la estimación de la riqueza de especies (S), los índices de diversidad de Shannon (H') y equidad de Pielou (J'); así como el índice de diversidad taxonómica ($\Delta+$) y su varianza ($\Lambda+$) (Clarke y Gorley, 2006). Adicionalmente se hizo una comparación de la diversidad beta (β) entre sitios mediante el índice de similitud de Bray-Curtis (S_B). Para el periodo 1977-1978 no fue posible obtener la información de abundancia de todas las especies de peces, debido a que esta no fue presentada en la contribución de Loesch (1980), de tal forma que la comparación de la composición de peces entre los ciclos 1977-1978 y 2018-2019 se realizó con base en el número de especies (S), la diversidad taxonómica ($\Delta+$) y su varianza ($\Lambda+$), así como el análisis de similitud mediante el índice cualitativo de Jaccard (S_j) (Moreno, 2001). Todos los análisis mencionados se realizaron con el programa PRIMER© V6 (Clarke y Gorley, 2006).

Los índices tradicionales se utilizaron para hacer comparaciones con otros estudios ecológicos, mientras que los índices de diversidad taxonómica se utilizaron con el objetivo de observar los cambios de la comunidad de peces jerarquizados en una clasificación Linneana.

Las diferencias en la abundancia y diversidad de peces tanto entre sitios como entre meses se determinaron mediante un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis con significancia $P < 0.05$ (Kruskal y Wallis, 1952) y se aplicó una prueba de rangos múltiples de Dunn (Dunn, 1964) con la corrección de Bonferroni (1930). Estos análisis se realizaron con el software PAST v2.14 (Hammer *et al.*, 2001).

Elenco sistemático. Se elaboró siguiendo los criterios propuestos por Nelson *et al.* (2016) y también con base en esta contribución, fueron actualizados los nombres de las especies registradas en cada período.

Afinidad biogeográfica de las especies. La distribución geográfica de las especies se verificó con las bases de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2019) y Sistema de Peces del Pacífico Oriental (Robertson y Allen, 2015). Para el análisis se consideraron las provincias propuestas por Boschi (2000) y Robertson y Cramer (2009), y la clasificación de los conjuntos ícticos según su distribución geográfica se basó en las contribuciones de Castro-Aguirre (1983) y Castro-Aguirre *et al.* (2005):

1. Provincia Oregoniana (PO): considerada como templada-fría que va de 48° a 36°N.
2. Provincia Californiana (PCA): presenta peces que se encuentran en la zona templada-cálida, cuyos límites son de 36° a 23°N.
3. Provincia de Cortés (PC): incluye el sector sur de Baja California y el sector central y sur del Golfo de California, zona templado-cálida y subtropical. En la costa este del Golfo, la provincia se extiende al norte de Mazatlán, Sinaloa.
4. Provincia Panámica (PP): se extiende hacia el sur desde Perú hasta el sur de Mazatlán, entre 23°N y 6°S.

5. Pacífico Oriental Tropical (POT): esta región incluye la costa oeste del continente americano entre 25°N en el sector sur de Bahía Magdalena, hasta 5°S en Cabo Blanco sector norte de Perú, en ésta se incluyen especies de amplia distribución
6. Anfiamericanas (AN): especies con distribución a ambos lados del istmo Centroamericano, POT y Atlántico occidental
7. Circumtropicales (CT): son las especies ícticas con amplia distribución en mares tropicales
8. Cosmopolitas (CO): especies que se distribuyen en mares tropicales, subtropicales y templados.

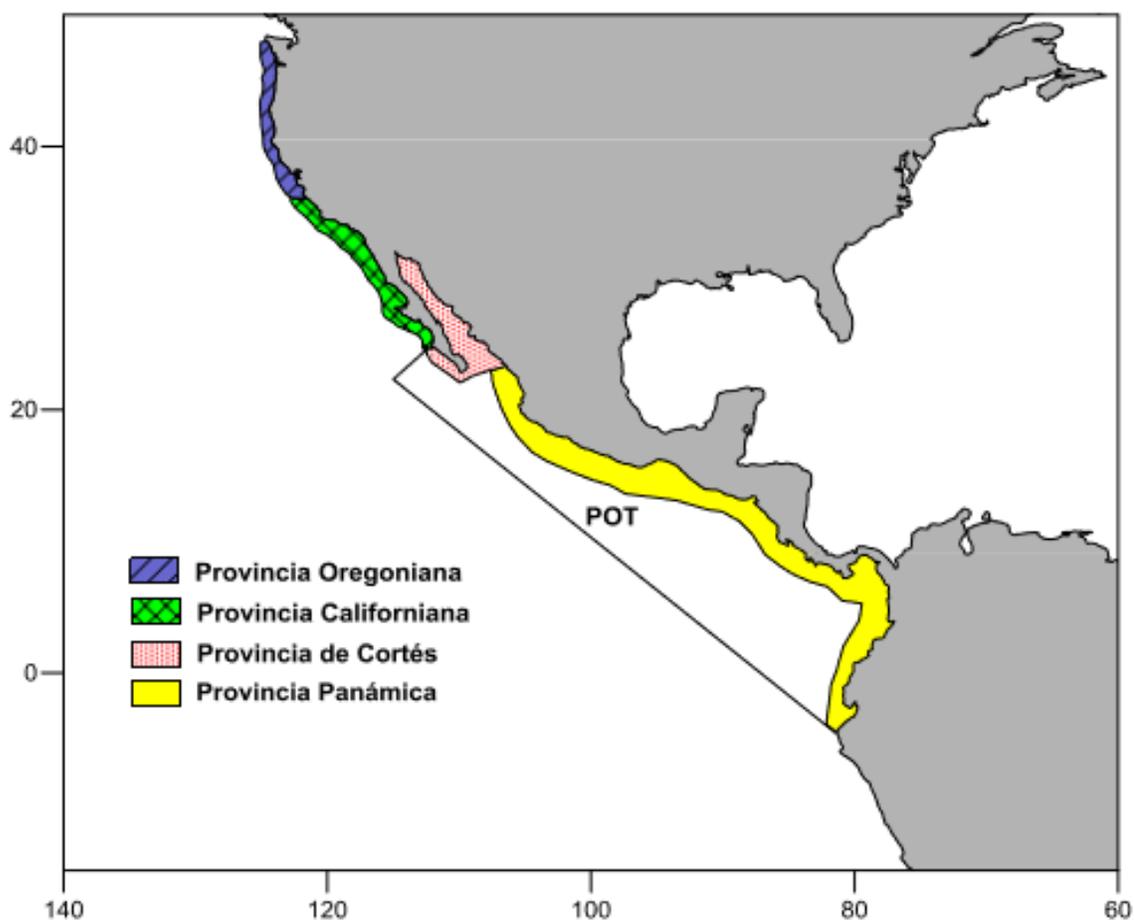


Figura 2. Provincias biogeográficas del Pacífico Este de acuerdo a Boschi (2000) y Robertson y Cramer (2009). (Tomada de Padilla-Serrato *et al.*, 2016).

Nivel trófico. La información del nivel trófico de cada especie se obtuvo de la base de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2019), con ella se determinó el número de especies por nivel

trófico. La clasificación consta de categorías con base en un intervalo trófico: 2 - 2.49, 2.5 - 2.99, 3 - 3.49, 3.5 - 3.99, 4 - 4.49, 4.50-4.99 y ≥ 5 .

Gremio trófico. Con base en el tipo de alimento predominante en la dieta de cada especie se le asignó un hábito alimenticio, siguiendo la clasificación de Bouchon-Navaro *et al.* (1992). La información de la dieta se obtuvo de las bases de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2019) y Sistema de Peces del Pacífico Oriental (Robertson y Allen, 2015), así como de las contribuciones de Bouchon-Navaro *et al.* (1992), Palacios (2011) y Mejía y Garzón-Ferreira (2000).

1. Herbívoros (H): peces que consumen más del 80% de algas o fanerógamas marinas.
2. Planctívoros (P): se alimentan de plancton.
3. Omnívoros (O): ingieren invertebrados y al menos un 10% de algas.
4. Carnívoros de primer orden o invertívoros (CI): consumen principalmente invertebrados bentónicos.
5. Carnívoros de segundo orden o ictio-invertívoros o (CII): consumen principalmente invertebrados bentónicos y al menos un 10% de peces.
6. Carnívoros de tercer orden o piscívoros: (CIII): su dieta está constituida en más del 80% por peces.

Estandarización de la abundancia. Se expresó en términos de densidad (ind. ha⁻¹) y biomasa promedio (kg. ha⁻¹). Los datos se estandarizaron a área barrida mediante la siguiente ecuación:

$$\text{captura por unidad de área} = \frac{c}{(D)(h)} \quad (1)$$

donde c es la captura en peso o número de organismos, D es la distancia recorrida y h es la abertura horizontal de la red.

Índice de valor biológico de Sanders (IVB). Determina la dominancia de las especies considerando la abundancia numérica y frecuencia de aparición. A través de la asignación de puntajes en función a la abundancia numérica en cada muestra, evita la ordenación de las especies con base a datos puntuales dominantes, pero poco representativos (Loya-Salinas y Escofet, 1990).

$$IVB_i = \sum_{j=1} pu_{ij} \quad (2)$$

donde i es cada especie, j es la estación de muestreo y pu_{ij} es el puntaje de la especie i en la muestra j .

Índice de importancia relativa (IIR). Determina la dominancia de las especies considerando la abundancia numérica, abundancia en peso y frecuencia de aparición.

$$IIR = (\%N)(\%P)(\%F) \quad (3)$$

donde %N es el porcentaje de la contribución en número individuos por la especie i a la captura total, %P es el porcentaje de contribución en peso de la especie i a la captura total y %F es frecuencia de aparición porcentual de la especie i con relación al número total de muestreos. Las especies se consideran dominantes con valores $IIR \geq 20$, de importancia media con valores entre 20 y 1, y de baja importancia con valores < 1 (Koranteng, 2001).

Clasificación jerárquica. Se aplicó la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), la cual clasifica las especies de cada ensamblaje, por sitio y periodo, con base en su abundancia y su frecuencia de ocurrencia. Esto permite clasificar a las especies en cuatro categorías:

1. Comunes: caracterizadas por valores tanto de abundancia relativa como de frecuencia de aparición relativa por arriba de las respectivas medias aritméticas. Son especies consideradas abundantes y frecuentes.

2. Frecuentes: caracterizadas por valores de abundancia relativa que no sobrepasan la media aritmética, pero si la media de la frecuencia de aparición relativa. Son especies consideradas poco abundantes, pero frecuentes.
3. Ocasionales: caracterizadas por valores de abundancia relativa mayores a la media aritmética, pero inferiores al promedio de frecuencia de aparición relativa. Son especies consideradas abundantes, pero poco frecuentes.
4. Raras: caracterizadas por valores de abundancia y frecuencia de aparición relativa por debajo de las respectivas medias aritméticas. Son especies consideradas poco abundantes y poco frecuentes.

Esfuerzo de muestro. Se evaluó con curvas de acumulación de especies (Chao1, Chao2, Jacknife1, Jacknife2 y Bootstrap). Las curvas se construyeron con 1000 aleatorizaciones. Con los valores máximos calculados de riqueza se determinó el porcentaje de representatividad:

$$\bullet \quad Chao1 = S + \frac{a^2}{2b} \quad (4) \qquad \bullet \quad Chao2 = S + \frac{L^2}{2M} \quad (5)$$

$$\bullet \quad Jack1 = S + L + \frac{m-1}{m} \quad (6) \qquad \bullet \quad Jack2 = S + \frac{L(2m-3)}{m} - \frac{M(m-2)^2}{m(m-1)} \quad (7)$$

$$\bullet \quad Bootstrap = S + \Sigma(1 - p_j)^n \quad (8)$$

donde S es el número de especies en la muestra, a es el número de especies que están representadas solamente por un único individuo en esa muestra y b es el número de especies representadas por dos individuos en la muestra. L es el número de especies que ocurren solamente en una muestra y M es el número de especies que ocurren en exactamente dos muestras, m es el número de muestras y p_j es la proporción de unidades de muestreo que contiene cada especie j .

Riqueza de especies (S). Se define como el número de especies presentes en un ecosistema.

Diversidad de Shannon (H'). Este índice considera la proporción del número de individuos con respecto al total de especies. Valores del índice menores a dos se consideran bajos y mayores a tres se consideran altos en diversidad de especies. Su expresión es la siguiente:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad (9)$$

donde n_i es el número de individuos de la especie i , N es el número total de individuos de todas las especies, S es el número de especies, y \ln es logaritmo natural.

Equidad de Pielou (J'). Este índice representa el grado de uniformidad de las especies en la muestra. Su escala es de cero a uno, un valor de uno indica que todas las especies son igualmente abundantes. La expresión es la siguiente:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad (10)$$

donde H' es la diversidad calculada para la muestra, H'_{\max} es igual al $\ln(S)$, y S es el número de especies.

Diversidad taxonómica.

- a) Distinción taxonómica promedio ($\Delta+$). El índice evalúa la riqueza junto con la distancia taxonómica entre cada par de especies, por medio de una matriz de agregación taxonómica previamente construida en niveles taxonómicos (de especie a clase). Cada nivel recibe un valor proporcional dentro de una escala de 100 unidades, según el número de niveles empleados. Así, $\omega_{ij} = 16.7$ para la misma especie, $33.3 =$ especies diferentes del mismo género, $50 =$ misma familia pero diferente género, $66.7 =$ mismo orden pero diferente familia, $83.3 =$ misma clase pero diferente orden y $100 =$ mismo filo pero diferente clase (Palacios, 2011; Escobar *et al.*, 2013). El índice se calculó a partir de 1000 aleatorizaciones del conjunto de especies de cada sitio.

b) Variación de la distinción taxonómica promedio o lambda (Λ^+). Matemáticamente es la varianza de Δ^+ , esto quiere decir que es la varianza de las distancias taxonómicas entre cada par de especies.

$$\bullet \quad \Delta^+ = 2 \frac{\sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1)} \quad (11)$$

$$\bullet \quad \Lambda^+ = 2 \frac{\sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2}{S(S-1)} \quad (12)$$

donde S es el número de especies y ω_{ij} es la distancia que une a las especies i y j en la clasificación taxonómica, es decir, el número de taxones superiores que separan dos especies hasta que se unen en un nivel jerárquico superior.

Ambos índices (Δ^+ y Λ^+) derivan de la matriz de agregación taxonómica, y los valores obtenidos en cada sitio se contrastan con el de la lista completa de las especies de todos los sitios estudiados, a través de la generación de submuestras provenientes de 1000 selecciones aleatorias sin remplazo de la lista completa. Estas simulaciones generan una distribución de probabilidad al 95% de confianza, con la que son contrastados los valores de los índices obtenidos para cada sitio. El cálculo de los índices Δ^+ y Λ^+ , así como la distancia taxonómica promedio esperada por azar se desarrolló con el procedimiento TAXDTEST del programa PRIMER© V6 (Clarke y Gorley, 2006).

Similitud de especies. Para observar la similitud en composición de especies se aplicó un análisis clúster partiendo de una matriz de similitud. Como medida de similitud se utilizó el índice de similaridad de Bray Curtis (S_B) a partir de datos de abundancia para 2018-2019, y el índice de similaridad de Jaccard (S_J) a partir de datos de presencia/ausencia para la comparación entre los periodos 1977-1978 y 2018-2019.

$$S_B = 1 - \left[\frac{\sum |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum (X_{ij} + X_{ik})} \right] \quad (13)$$

Donde X_{ij} y X_{ik} son la abundancia de la especie i en la muestra j y k , respectivamente.

Las muestras se unen en grupos de acuerdo al valor más alto de similitud. Los resultados se representaron mediante el método multivariado de escalamiento multidimensional no

métrico (nMDS). El cual representa en un espacio de dos dimensiones las distancias entre grupos. Los grupos diferentes se ubican alejados y los similares cerca. Su algoritmo evalúa el grado de estrés, a medida que el valor de estrés decrece, la ordenación resultante es menos distorsionada y por lo tanto más adecuada. Un estrés menor a 0.1 permite realizar interpretaciones confiables. Los análisis se realizaron con el programa PRIMER© V6 (Clarke y Gorley, 2006).

7. RESULTADOS

Los resultados describen: (1) la variabilidad ambiental de la laguna en las escalas temporal y espacial durante el periodo mayo 2018 – abril 2019, (2) el análisis de la comunidad de peces en el ciclo anual 2018-2019 considerando el elenco sistemático, la afinidad biogeográfica, nivel trófico, gremio trófico, clasificación jerárquica, índice de valor biológico, índice de importancia relativa, acumulación de especies según esfuerzo de muestreo, abundancia, riqueza de especies, diversidad, equidad y distinción taxonómica, así como (3) el análisis comparativo de la comunidad de peces entre dos ciclos anuales: 1977-1978 y 2018-2019.

7.1 Variabilidad ambiental durante 2018-2019

Se presenta el comportamiento de los valores de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, así como de la biomasa de macroalgas.

En escala temporal (Fig. 3b), con base en los valores promedio, la temperatura del agua fue más alta (33.6 ± 0.43 °C) en agosto y más baja (15.4 ± 0.9 °C) en enero. La salinidad fue más alta (37 ± 1 ups) en abril y más baja (35 ± 0.2 ups) en octubre. Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) fueron más altas (8.4 ± 0.2 mg L⁻¹) en enero, y más bajas (4.5 ± 0.5 mg L⁻¹) en octubre. La biomasa de macroalgas (MA) fue mayor (58.7 ± 64.7 kg. ha⁻¹) en diciembre y no se observó durante enero, febrero y marzo. La temperatura del agua (Kruskal Wallis-H = 33.6, p = 0.0004) y el OD (Kruskal Wallis-H = 22, p = 0.0247) tuvieron diferencias significativas entre los meses.

El análisis espacial (Fig. 3c), mostró que el sitio 2 tuvo valores promedio más altos de temperatura ($25.6 \pm 6.4 \text{ }^\circ\text{C}$) y OD ($6.7 \pm 0.8 \text{ mg L}^{-1}$). El sitio 1 tuvo valores promedio más altos de salinidad ($36.5 \pm 0.74 \text{ ups}$) y biomasa de MA ($46.4 \pm 43.8 \text{ kg. ha}^{-1}$). El sitio 3 tuvo los valores promedios más bajos de temperatura ($25.1 \pm 5.9 \text{ }^\circ\text{C}$), salinidad ($35.5 \pm 0.4 \text{ ups}$), OD ($6.4 \pm 1.0 \text{ mg L}^{-1}$) y MA ($4.1 \pm 6.9 \text{ kg. ha}^{-1}$). La salinidad del agua (Kruskal Wallis-H = 13.8, $p = 0.0010$) y la biomasa de MA (Kruskal Wallis-H = 13.8, $p = 0.001$) tuvieron diferencias significativas entre los sitios.

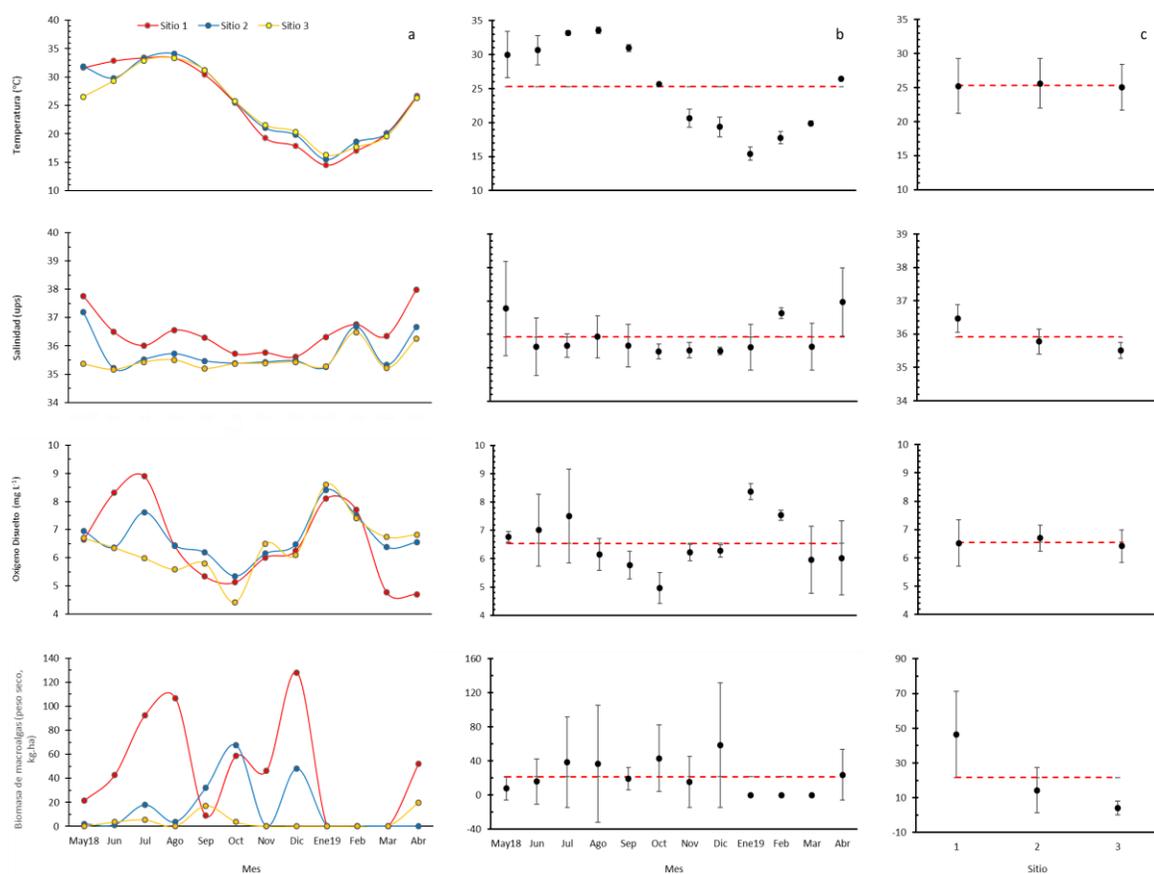


Figura 3. Comportamiento anual en los sitios (a), variación temporal (b) y variación espacial (c) de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto del agua y biomasa de macroalgas en la laguna El Soldado durante 2018-2019.

En función de las variables temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, así como biomasa de macroalgas y sedimentos (considerando % de arena, % de limo, % de arcilla y contenido de materia orgánica), el análisis multivariado nMDS mostró que los tres sitios de muestreo en la laguna son diferentes entre sí (Fig. 4).

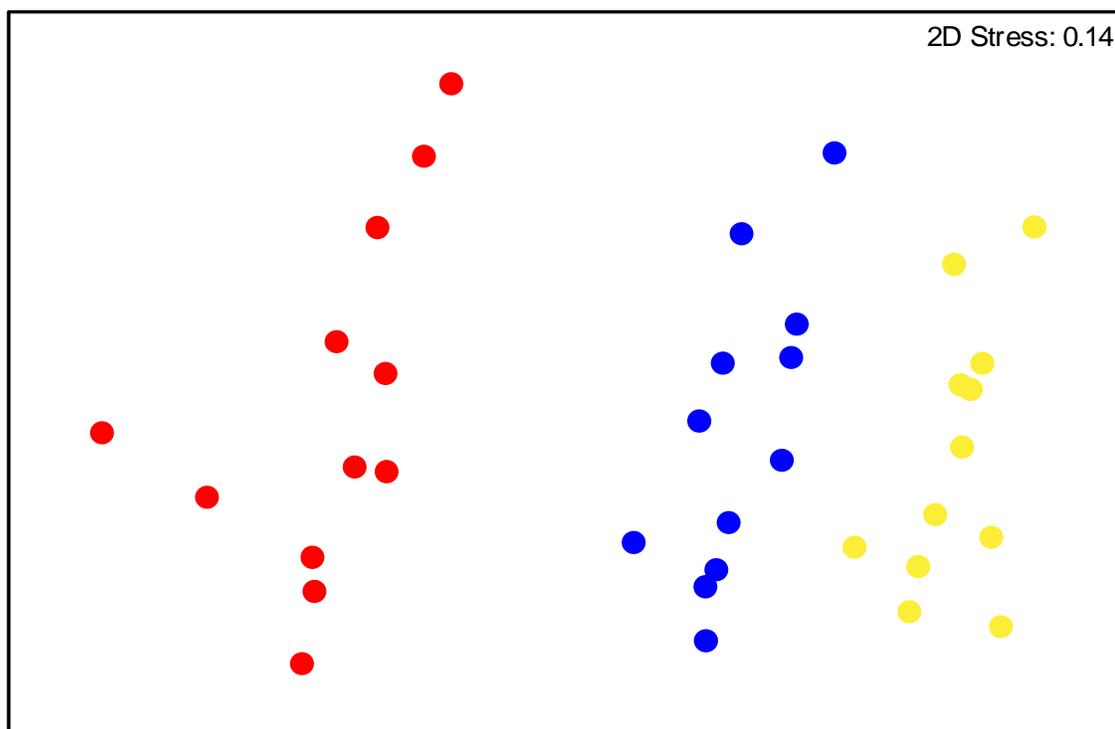


Figura 4. Similitud entre sitios de muestreo en función de las variables temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, así como biomasa de macroalgas y sedimentos (considerando % de arena, % de limo, % de arcilla y contenido de materia orgánica) en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019. nMDS. ● parte interna, ● parte media, ● boca.

7.2 Análisis de la comunidad de peces en el ciclo anual 2018-2019

Elenco sistemático

El elenco sistemático de la comunidad de peces de El Soldado durante mayo 2018 - diciembre 2019, comprendió un total de 311 individuos, pertenecientes a dos clases (Chondrichthyes y Actinopterygii), ocho órdenes, 14 familias, 23 géneros y 28 especies (Tabla I). Las familias mejor representadas en número de especies fueron: Gerreidae,

Haemulidae y Lutjanidae con cuatro especies cada una. Los géneros mejor representados en número de especies fueron *Lutjanus* con cuatro especies, así como *Eucinostomus* y *Urobatis* con dos especies cada uno.

Se observaron 12 especies no reportadas por Loesch (1980) para El Soldado, estas fueron: el camotillo *Diplectrum pacificum*, el palmito *Gerres simillimus*, el gobio *Gobiosoma chiquita*, el ronco *Haemulopsis elongatus*, la chopa *Kyphosus elegans*, los pargos *Lutjanus guttatus* y *L. peru*, el burrito *Orthopristis reddingi*, los lenguados *Paralichthys woolmani* y *Syacium ovale*, el pez-pipa *Syngnathus auliscus* y la raya *Urobatis maculatus*.

De las especies de peces registradas en este trabajo, únicamente el caballito del Pacífico *Hippocampus ingens* se encuentra en riesgo bajo la categoría de especie sujeta a protección especial (Pr) por la norma NOM-059-SEMARNAT-2010 (Tabla I). El caballito del Pacífico también está incluido en la Lista Roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) en la categoría de especie sujeta a protección especial (VU), así como en la lista de especies protegidas por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

El 64% (18 spp.) de las especies registradas forman parte de las pesquerías de escama marina del Pacífico mexicano (Carta Nacional Pesquera, 2010). Estas pesquerías se componen de una diversidad específica muy amplia constituidas por un grupo de especies objetivo y un grupo de especies ecológicamente asociadas que podrían representar un recurso potencial. En El Soldado se observaron ocho especies objetivo: la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus*, los pargos *Lutjanus argentiventris*, *L. guttatus*, *L. novemfasciatus* y *L. peru*, el lenguado *Paralichthys woolmani*, y rayas *Urobatis halleri* y *U. maculatus*. Las otras diez son especies asociadas (Tabla I).

Tabla I. Elenco sistemático de peces de la laguna El Soldado con información ecológica y de afinidad biogeográfica en el periodo 2018-2019

Especies	ind. ha ⁻¹	%N	kg. ha ⁻¹	%P	%F	IVB	IIR	AG	NT	GT
Filo Chordata										
Clase Chondrichthyes										
Orden Myliobatiformes										
<u>Familia Urotrygonidae</u>										
<i>Urobatis halleri</i> (Cooper, 1863) ^{EO}	213	5.16	87.79	31.81	8.33	19.00	1368.34	PCA-PC-PP	3.2	CII
<i>Urobatis maculatus</i> (Garman, 1913) ^{EO*}	253	6.13	70.19	25.43	16.67	38.75	2598.16	PCA-PC-PP	3.2	CI
Clase Actinopterygii										
Orden Clupeiformes										
<u>Familia Engraulidae</u>										
<i>Anchoa helleri</i> (Hubbs, 1921)	40	0.97	0.03	0.01	2.78	7.50	0.03	PC-PP	3.4	P
Orden Gobiiformes										
<u>Familia Gobiidae</u>										
<i>Ctenogobius sagittula</i> (Günther, 1862)	227	5.48	0.05	0.02	16.67	29.00	1.51	PCA-PC-PP	3.7	H
<i>Gobiosoma chiquita</i> (Jenkins y Evermann, 1889) *	27	0.65	0.02	0.01	5.56	4.50	0.02	PC-PP	3.3	CI
Orden Blenniiformes										
<u>Familia Blenniidae</u>										
<i>Hypsoblennius gentilis</i> (Girard, 1854)	93	2.26	0.32	0.12	13.89	27.00	3.62	PCA-PC	2.7	O
<u>Familia Labrisomidae</u>										
<i>Exerpes asper</i> (Jenkins y Evermann, 1889)	13	0.32	0.01	0.01	2.78	6.50	0.00	PCA-PC	3.5	CI
Orden Pleuronectiformes										
<u>Familia Paralichthyidae</u>										
<i>Paralichthys woolmani</i> (Jordan y Williams in Gilbert, 1897) ^{EO*}	13	0.32	8.51	3.08	2.78	1.00	2.76	PCA-PC-PP	4.5	CII
<i>Syacium ovale</i> (Günther, 1864) *	27	0.65	0.18	0.07	5.56	11.25	0.24	PC-PP	4.0	CII
<u>Familia Achiridae</u>										
<i>Achirus mazatlanus</i> (Steindachner, 1869)	80	1.94	9.82	3.56	16.67	29.00	114.76	PCA-PC-PP	3.2	CI
Orden Syngnathiformes										
<u>Familia Syngnathidae</u>										
<i>Hippocampus ingens</i> (Girard, 1858) ^{Pr}	13	0.32	0.11	0.04	2.78	7.50	0.04	PCA-PC-PP	3.3	P
<i>Syngnathus auliscus</i> (Swain, 1882) *	13	0.32	0.01	0.00	2.78	5.00	0.00	PCA-PC-PP	3.3	P
Orden Perciformes										
<u>Familia Gerreidae</u>										
<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage, 1879) ^{EA}	107	2.58	0.32	0.12	8.33	24.00	2.51	PC-PP	3.0	CI
<i>Eucinostomus currani</i> (Zahuranec in Yáñez-Arancibia, 1980) ^{EA}	173	4.19	0.15	0.06	11.11	23.00	2.58	PCA-PC-PP	3.3	CI
<i>Eucinostomus dowii</i> (Gill, 1863) ^{EA}	800	19.35	1.39	0.51	36.11	62.00	353.23	PCA-PC-PP	3.2	CI
<i>Gerres simillimus</i> (Reagan, 1907) ^{EA*}	80	1.94	0.06	0.02	5.56	14.00	0.22	PC-PP	3.4	CI
<u>Familia Kyphosidae</u>										
<i>Kyphosus elegans</i> (Peters, 1869) ^{EA*}	27	0.65	0.24	0.09	5.56	6.00	0.31	PCA-PC-PP	2.9	O
<u>Familia Serranidae</u>										

<i>Diplectrum pacificum</i> (Meek y Hildebrand, 1925) ^{EA*}	40	0.97	0.58	0.21	8.33	9.50	1.69	PCA-PC-PP	4.0	CII
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Steindachner, 1868) ^{EO}	480	11.61	3.35	1.21	38.89	62.00	547.48	PCA-PC-PP	4.2	CII
Familia Haemulidae										
<i>Haemulon sexfasciatum</i> (Gill, 1862) ^{EA}	67	1.61	0.19	0.07	11.11	18.00	1.21	PC-PP	4.2	CII
<i>Haemulopsis elongatus</i> (Steindachner, 1879) *	27	0.65	0.12	0.04	5.56	9.00	0.16	PC-PP	3.4	CI
<i>Orthopristis reddingi</i> (Jordan y Richardson in Jordan, 1895) ^{EA*}	573	13.87	1.27	0.46	19.44	34.00	124.58	PCA-PC-PP	3.5	CI
<i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864) ^{EA}	120	2.90	20.30	7.36	16.67	29.25	355.90	PC-PP	3.5	CI
Familia Lutjanidae										
<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869) ^{EO}	467	11.29	29.27	10.61	33.33	53.00	3991.17	PCA-PC-PP	4.0	CII
<i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner, 1869) ^{EO*}	13	0.32	0.07	0.03	2.78	6.00	0.02	PCA-PC-PP	4.0	CII
<i>Lutjanus peru</i> (Nichols y Murphy, 1922) ^{EO*}	93	2.26	8.55	3.10	8.33	17.50	58.33	PCA-PC-PP	4.1	CII
<i>Lutjanus novemfasciatus</i> (Gill, 1862) ^{EO}	13	0.32	5.62	2.04	2.78	4.50	1.82	PCA-PC-PP	4.0	CII
Orden Tetraodontiformes										
Familia Tetraodontidae										
<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenyns, 1842) ^{EA}	53	1.29	27.55	9.98	11.11	18.25	143.11	PCA-PC-PP	3.1	CI
Número total de especies 28										
Contribución en número (ind. ha ⁻¹) 4147										
Contribución en peso (kg. ha ⁻¹) 276.07										

N: abundancia relativa en número, P: peso, F: frecuencia de ocurrencia, IVB: índice de valor biológico, IIR: índice de importancia relativa.

AG: afinidad geográfica (PCA: Provincia de California, PC: Provincia de Cortés, PP: Provincia Panámica.

NT: nivel trófico, GT: gremio trófico (H: herbívoro, P: planctívoro, O: omnívoro, CI: carnívoro de primer orden o invertívoro, CII: carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII: carnívoro de tercer orden o piscívoro).

Especies dominantes en negritas

Pr: especie sujeta a protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010

^{EO}: especie objetivo, ^{EA}: especie asociada (Carta Nacional Pesquera, 2010)

*: nuevo registro en el área de estudio con referencia a Loesch (1980).

Afinidad biogeográfica de las especies

La comunidad de peces se conformó por especies de afinidades subtropicales y tropicales. En particular, la mayoría de las especies se distribuyen desde la Provincia Californiana, de Cortés y Panámica, seguido de la Provincia de Cortés y Panámica, y en menor proporción desde la Provincia Californiana y de Cortés. No se observaron especies cosmopolitas (CO), anfiamericanas (AN) o circumtropicales (CT) (Tabla I y Fig. 5).

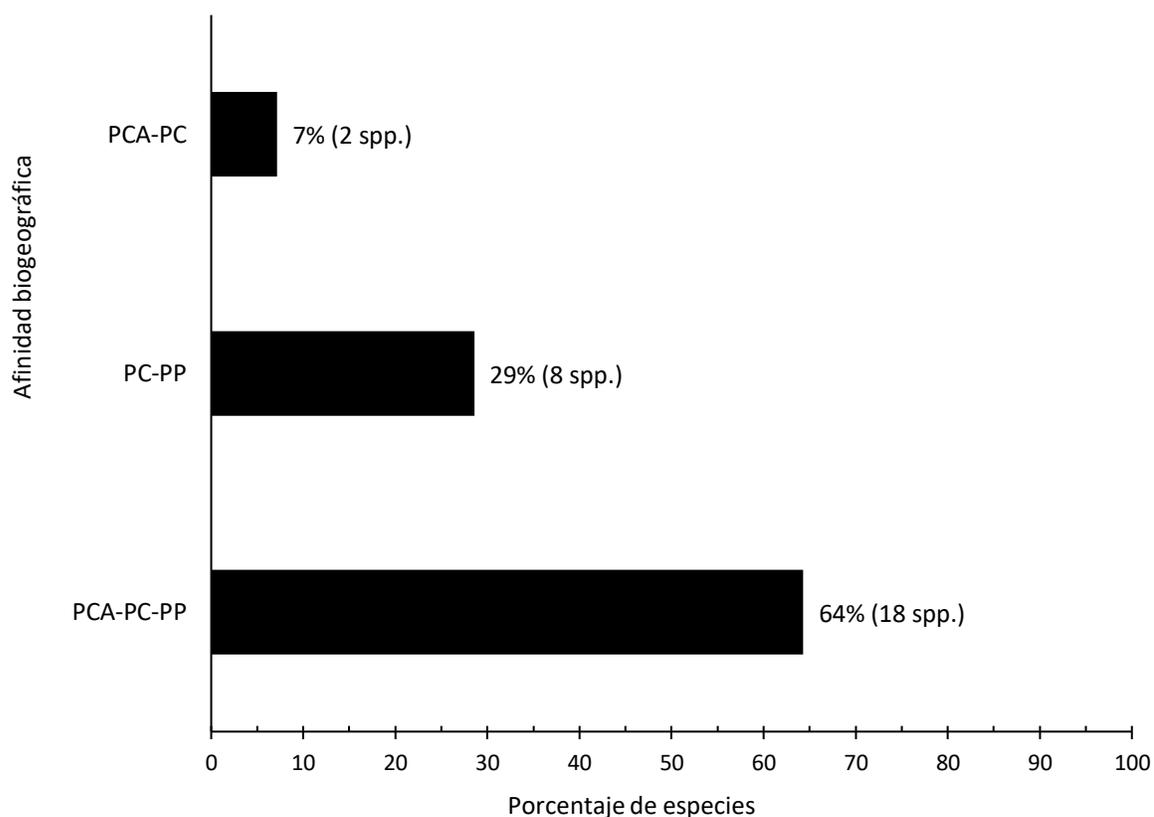


Figura 5. Porcentaje de afinidad biogeográfica de las especies de peces en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019. PCA-PC-PP: Provincia Californiana, de Cortés y Panámica, PC-PP: Provincia de Cortés y Panámica, PCA-PC: Provincia Californiana y de Cortés.

Nivel trófico

La comunidad de peces mostró niveles tróficos de 2.7 a 4.5. Con mayor densidad en el nivel trófico tres (2815 ind. ha⁻¹) y menor en el nivel dos (120 ind. ha⁻¹). De las 28 especies, dos se encontraron en el nivel dos y la más abundante fue *Hypsoblennius gentilis* (93 ind. ha⁻¹).

En el nivel tres se observaron 17 especies, las más abundantes fueron *Eucinostomus dowii* (800 ind. ha⁻¹) y *Orthopristis reddingi* (573 ind. ha⁻¹). En el nivel cuatro se identificaron nueve especies, las más abundantes fueron *Paralabrax maculatofasciatus* (480 ind. ha⁻¹) y *Lutjanus argentiventris* (467 ind. ha⁻¹) (Tabla I y Fig. 6).

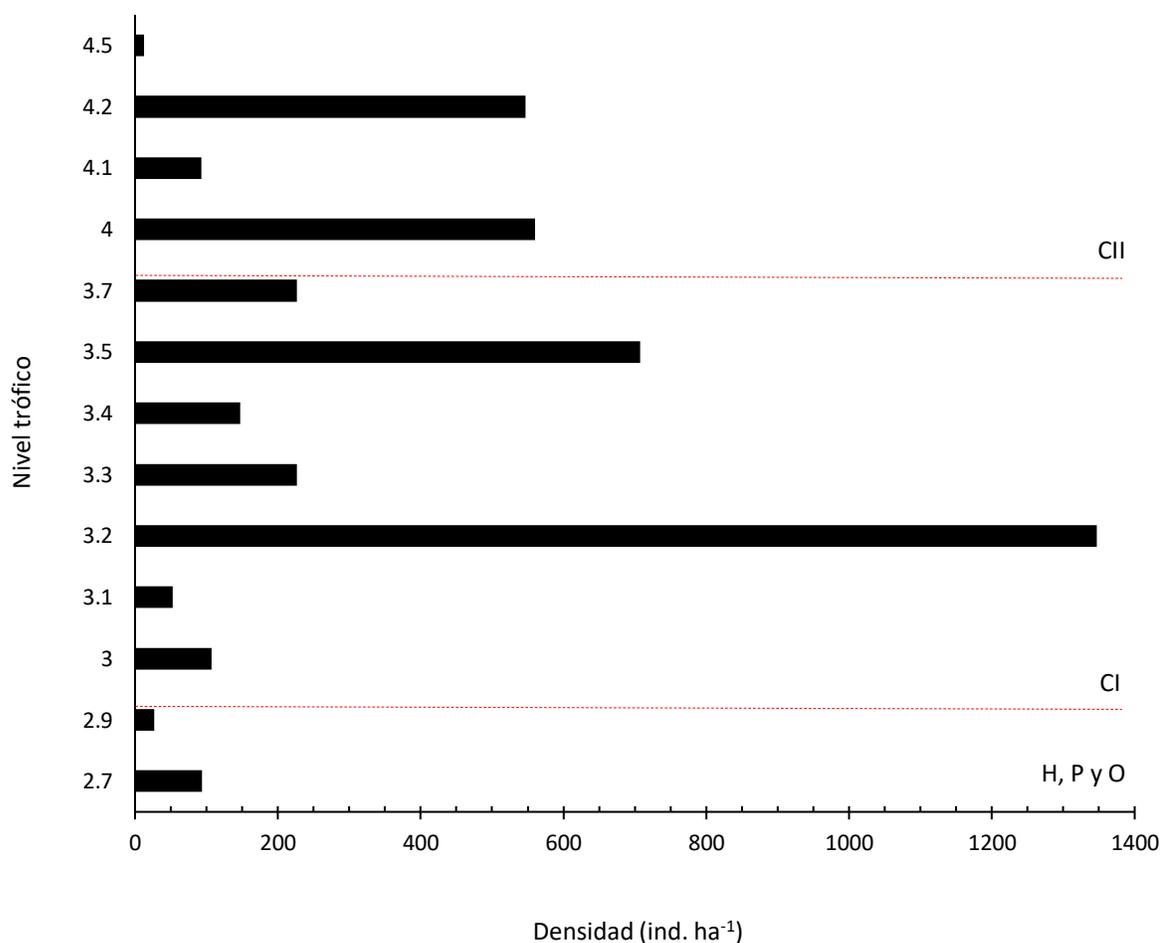


Figura 6. Abundancia de las especies de peces en cada nivel trófico en la laguna El Soldado durante 2018-2019. H: herbívoro, P: planctívoro, O: omnívoro, CI: carnívoro de primer orden o invertívoro, CII: carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII: carnívoro de tercer orden o piscívoro.

Gremio trófico

La comunidad de peces estuvo dominada por carnívoros de primer orden o invertívoros (56%), que se alimentan preferentemente de invertebrados. Seguido de los carnívoros de segundo orden o ictio-invertívoros (34%).

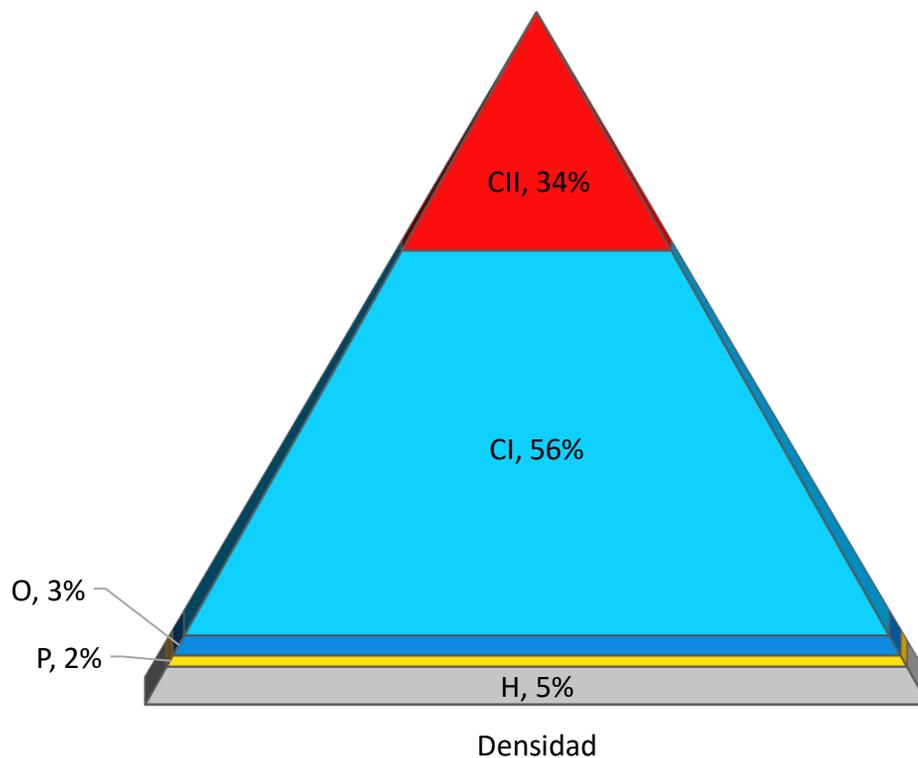


Figura 7. Densidad relativa de la comunidad de peces agrupada por gremio trófico en la laguna El Soldado, durante 2018-2019. H: herbívoro, P: planctívoro, O: omnívoro, CI: carnívoro de primer orden o invertívoro, CII: carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII: carnívoro de tercer orden o piscívoro.

Clasificación jerárquica

Con base en la abundancia relativa y ocurrencia de las especies de peces observadas, 17 (61%) calificaron como especies raras, seis (21%) como comunes, tres (11%) como frecuentes y dos (7%) como ocasionales (Tabla II y Fig. 9). Las abundancias relativas de las especies raras tuvieron intervalo de 0.3 - 2.6 %; las especies comunes 5.5 - 19.3 %; las

especies frecuentes 1.9 - 2.9% y las especies ocasionales 4.2 - 5.1%. Las especies comunes contribuyeron con el 68% de la abundancia total.

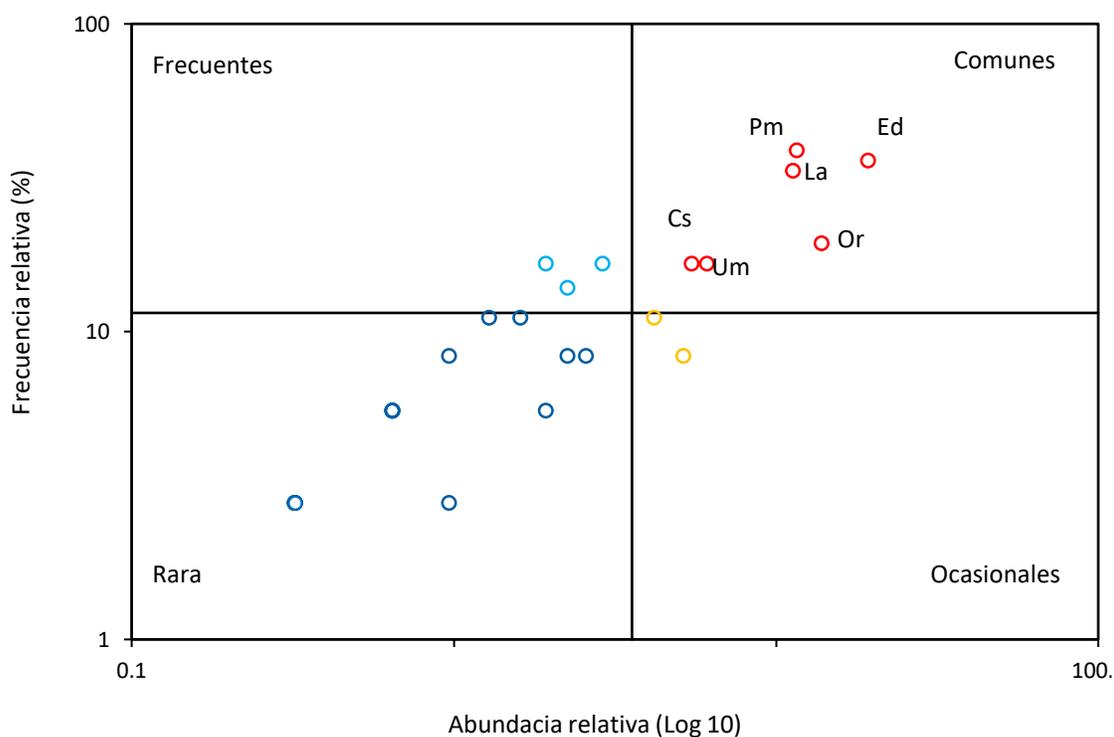


Figura 8. Representación gráfica de la clasificación jerárquica de la comunidad de peces en la laguna El Soldado durante 2018-2019. Prueba de asociación del cuadrante de Olmstead-Tukey. Cs: *Ctenogobius sagittula*, Ed: *Eucinostomus dowii*, La: *Lutjanus argentiventris*, Or: *Orthopristis reddingi*, Pm: *Paralabrax maculatofasciatus* y Um: *Urobatis maculatus*.

Tabla II. Especies de peces observadas y su clasificación jerárquica en la laguna El Soldado durante 2018-2019.

Comunes	Frecuentes	Ocasionales	Raras
<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Achirus mazatlanus</i>	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Anchoa helleri</i>
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Hypsoblennius gentilis</i>	<i>Urobatis halleri</i>	<i>Diapterus brevirostris</i>
<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Pomadasys macracanthus</i>		<i>Diplectrum pacificum</i>
<i>Orthopristis reddingi</i>			<i>Exerpes asper</i>
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>			<i>Gerres simillimus</i>
<i>Urobatis maculatus</i>			<i>Gobiosoma chiquita</i>
			<i>Haemulon sexfasciatum</i>
			<i>Haemulopsis elongatus</i>
			<i>Hippocampus ingens</i>

Kyphosus elegans
Lutjanus guttatus
Lutjanus novemfasciatus
Lutjanus peru
Paralichthys woolmani
Sphoeroides annulatus
Syacium ovale
Syngnathus auliscus

Índices de valor biológico (IVB) e importancia relativa (IIR)

Con base en los índices de valor biológico e importancia relativa, las especies dominantes fueron la mojarra *Eucinostomus dowii* (62 IVB e 3.65 IIR), la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus* (62 IVB e 5.66 IIR), el pargo amarillo *Lutjanus argentiventris* (53 IVB e 41.26 IIR), la raya *Urobatis maculatus* (38.75 IVB e 26.86 IIR) y el burrito *Orthopristis reddingi* (34 IVB e 1.29 IIR). Otras especies dominantes según el IIR son la raya *Urobatis halleri* (14.14), el ronco *Pomadasys macracanthus* (3.68) y el botete *Sphoeroides annulatus* (1.48) (Tabla I y Fig. 10).

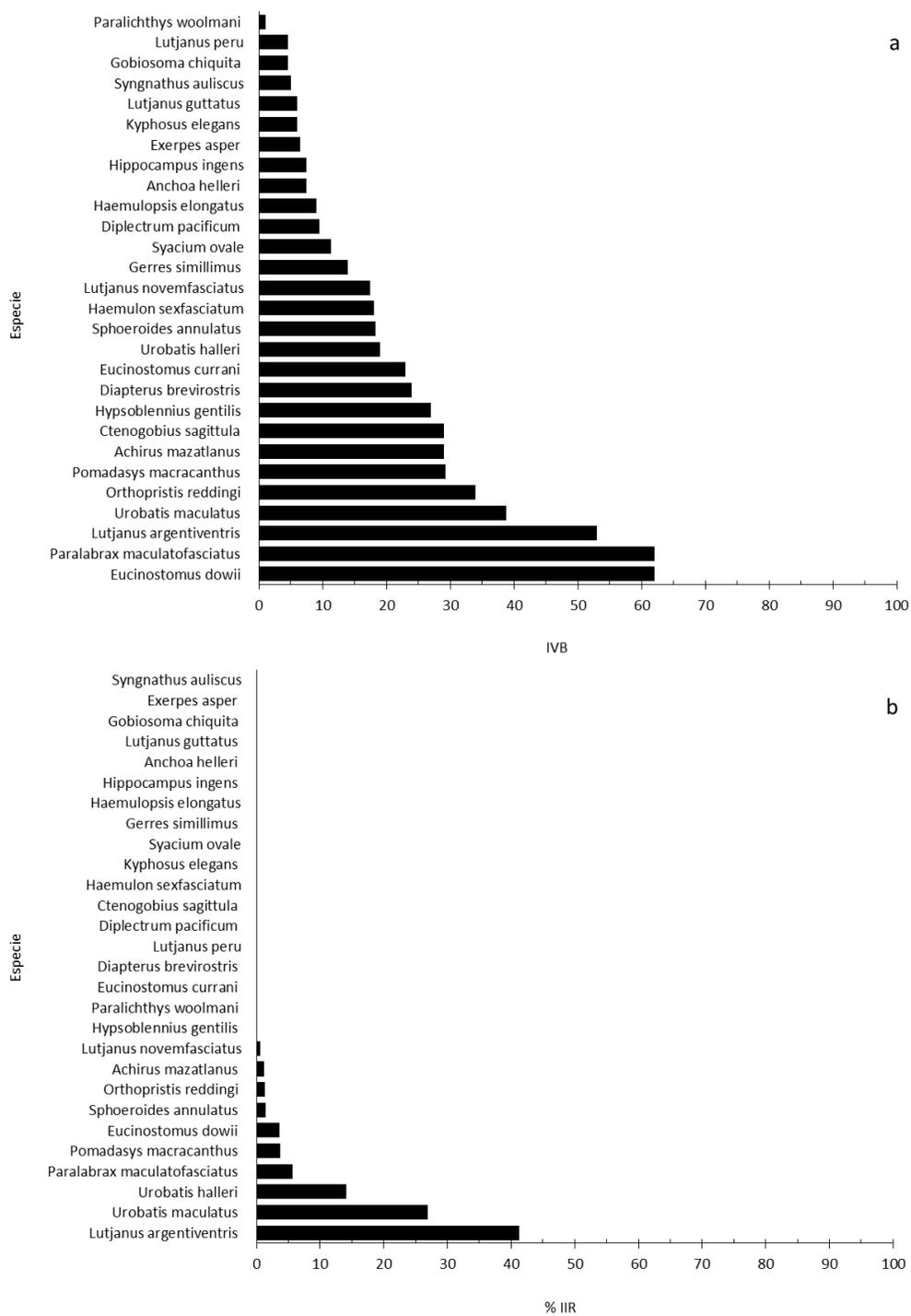


Figura 9. Índice de valor biológico (a) e índice de importancia relativa (b) de las especies de peces en la laguna El Soldado durante 2018-2019.

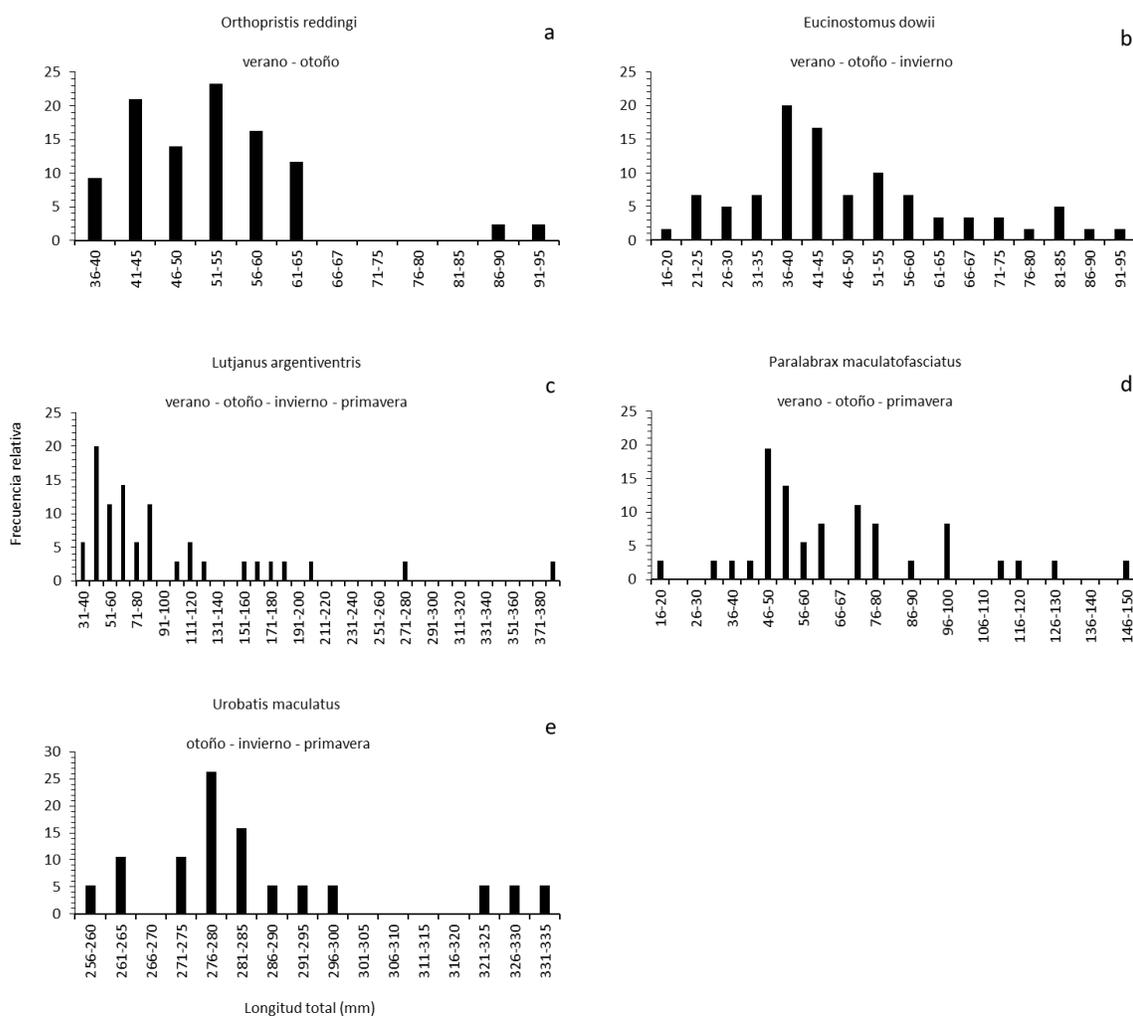


Figura 10. Abundancias relativas y estructuras de tallas de las especies dominantes. a: *Orthopristis reddingi*, b: *Eucinostomus dowii*, c: *Lutjanus argentiventris*, d: *Paralabrax maculatofasciatus*, e: *Urobatis maculatus*.

Curva de acumulación de especies y esfuerzo de muestreo

La curva de acumulación de especies no alcanzó la asíntota. Esto significa que aún hay especies por encontrar. Los estimadores Chao1, Chao2, Jackknife1, Jackknife2 y Bootstrap, mostraron un estimado del número de especies entre 28 y 37, indicando que faltan por encontrar entre 0 y 9 especies si se aumenta el esfuerzo de muestreo. La curva de acumulación fue construida con base en el total de individuos colectados. La representatividad promedio del muestreo fue de 86%, un porcentaje que está entre los

valores teóricos de eficiencia de muestreo (>70%) (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003) (Fig. 12 y Tabla III).

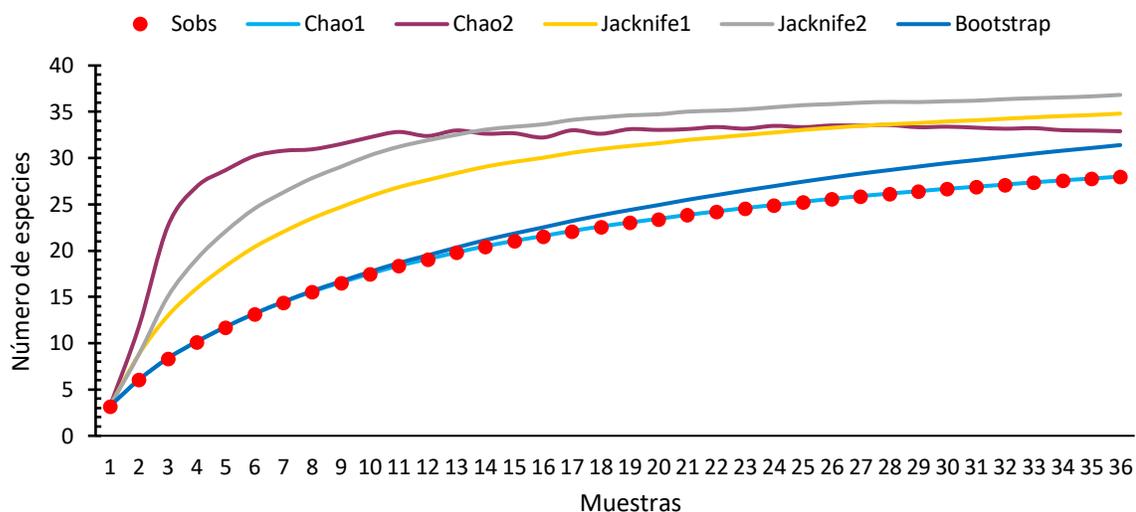


Figura 11. Curvas de acumulación de especies de acuerdo a diferentes estimadores del esfuerzo de muestreo. Sobs: especies observadas.

Tabla III. Riqueza estimada, especies faltantes por registrar y eficiencia de muestreo por cada estimador.

Estimador	Riqueza estimada	Spp. faltantes por registrar	Eficiencia de muestreo (%)	Eficiencia de muestreo promedio (%)
Sobs	28			86%
Chao1	28	0	100	
Chao2	33	5	85	
Jackknife1	35	7	80	
Jackknife2	37	9	76	
Bootstrap	31	3	89	

Abundancia

El análisis temporal (Fig. 12a) mostró que el valor promedio más alto en densidad de peces ($261.3 \pm 31.5 \text{ kg. ha}^{-1}$) se registró en julio y el más bajo ($35 \pm 39.6 \text{ kg. ha}^{-1}$) en enero (Fig. 5D y 5E). La biomasa promedio de peces presentó su valor más alto ($41.6 \pm 68.1 \text{ kg. ha}^{-1}$) en marzo y el más bajo ($0.2 \pm 0.1 \text{ kg. ha}^{-1}$) en septiembre. No se observaron diferencias significativas entre meses ($p > 0.05$).

El análisis espacial (Fig. 12b) mostró que el valor promedio más alto en densidad de peces (129.4 ± 121 ind. ha^{-1}) se registró en el sitio 1 y el más bajo (94.2 ± 101.7 ind. ha^{-1}) en el sitio 2. La biomasa promedio de los peces presentó su valor más alto en el sitio 3 (16.3 ± 33.8 kg. ha^{-1}) y el más bajo en el sitio 2 (3.2 ± 4.4 kg. ha^{-1}). El análisis de varianza no mostró diferencias significativas entre los sitios ($p > 0.05$).

En general, las especies que presentaron mayores densidades fueron la mojarra *Eucinostomus dowii* (800 ind. ha^{-1}), el burrito *Orthopristis reddingi* (573 ind. ha^{-1}), la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus* (480 ind. ha^{-1}) y el pargo *Lutjanus argentiventris* (467 ind. ha^{-1}) pertenecientes a las familias Gerreidae, Haemulidae, Serranidae y Lutjanidae, respectivamente. Las especies que registraron la mayor biomasa fueron las rayas *Urobatis halleri* (87.8 kg. ha^{-1}) y *U. maculatus* (70.2 kg. ha^{-1}), así como el pargo *Lutjanus argentiventris* (467 kg. ha^{-1}) (Tabla I).

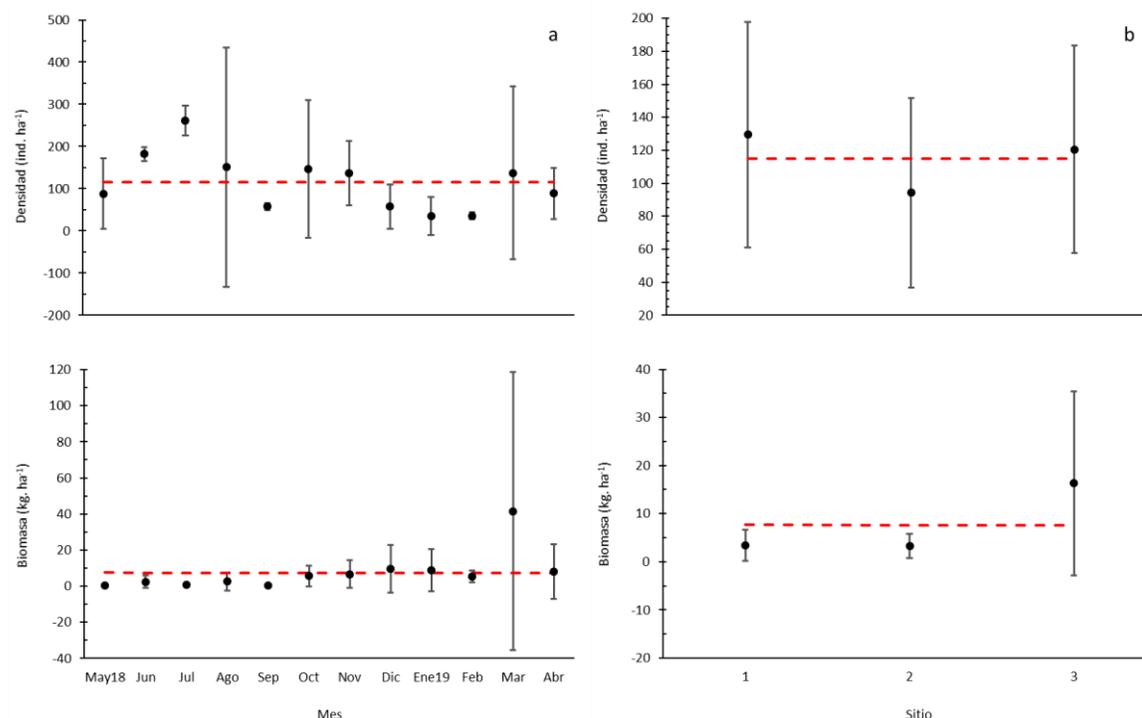


Figura 12. Variabilidad temporal (a) y espacial (b) de la abundancia de peces encontrados en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019.

Riqueza de especies (S), Diversidad de Shannon (H') y Equidad de Pielou (J')

El análisis temporal (Fig. 13a), mostró los promedios más altos de S (5.3 ± 1.2) y H' (2.1 ± 0.2) en noviembre, y para J' (0.9 ± 0.1) en septiembre y noviembre (0.9 ± 0.1); mientras que el promedio más bajo de S (2 ± 1) se observó en febrero, para H' en marzo (0.8 ± 0.8), y para J' en agosto (0.3 ± 0.5). No se observaron diferencias significativas entre los meses para S, H' y J' ($p > 0.05$). El análisis espacial (Fig. 13b) mostró los promedios más altos de S (4 ± 2.1), H' (1.5 ± 0.8) y J' (0.7 ± 0.4) en el sitio 1; mientras que los promedios más bajos de S (2.8 ± 1.7), H' en el (1.1 ± 0.7) y J' (0.6 ± 0.4) en el sitio 3. No se observaron diferencias significativas entre los sitios para S, H' y J' ($p > 0.05$).

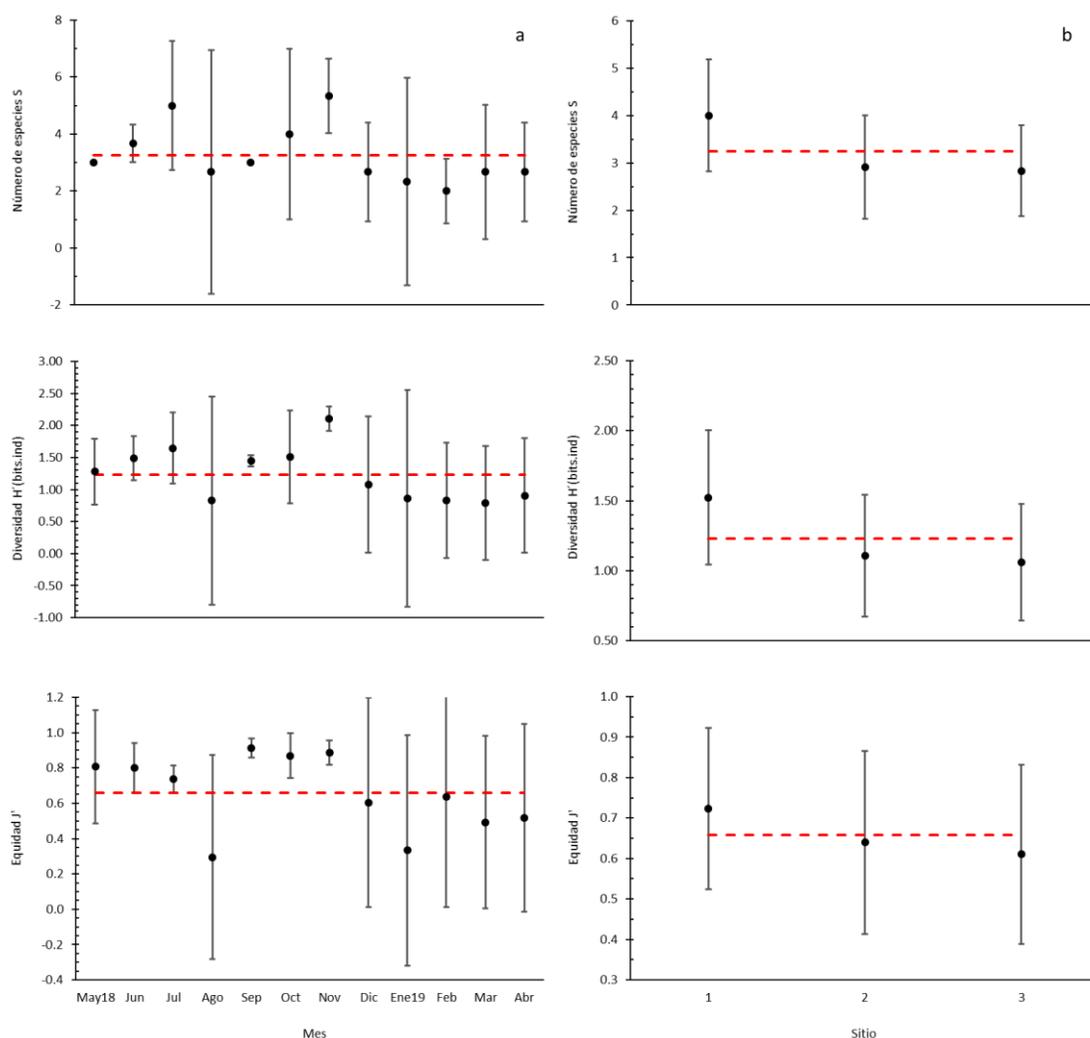


Figura 13. Variabilidad temporal (a) y espacial (b) de la diversidad de peces encontrados en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019.

Similitud de especies entre estaciones del año

El análisis nMDS mostró que la comunidad de peces tuvo cambios estacionales, indicando que esta comunidad tiende a tener una estructura particular asociada a cada estación. En particular, se observó mayor similitud de la comunidad en la transición de verano y otoño (Fig. 14).

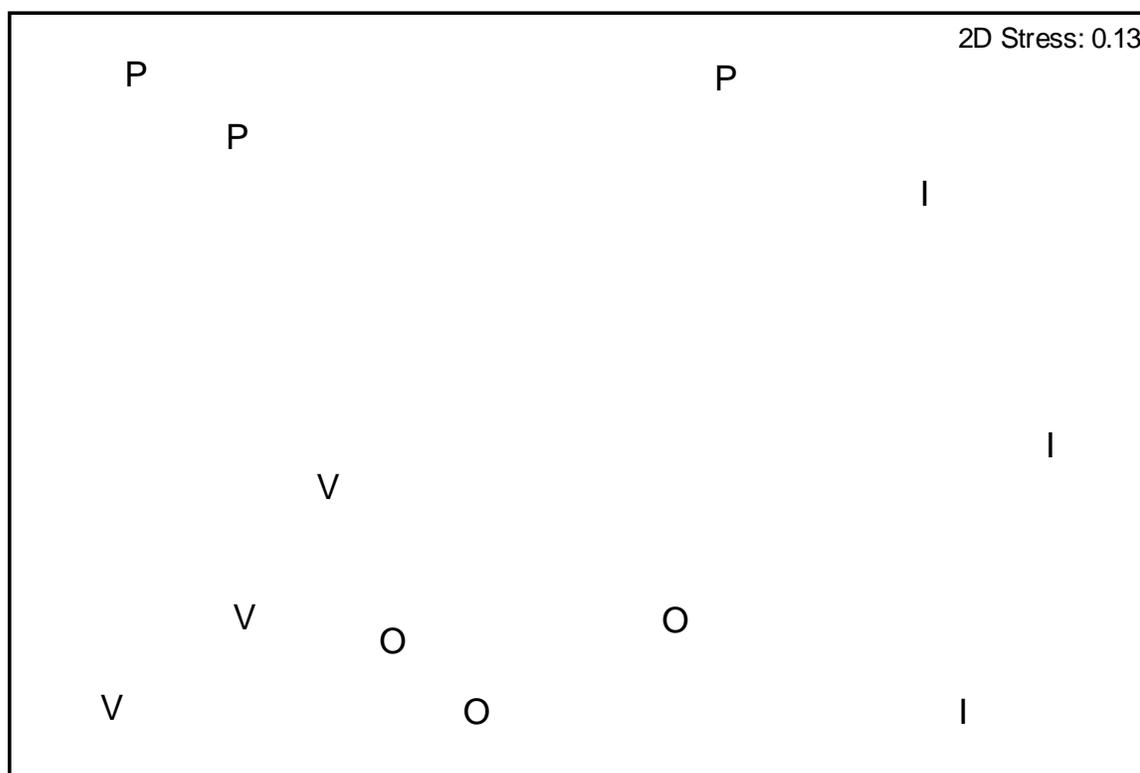


Figura 14. Similitud de la estructura de la comunidad de peces entre las estaciones del año 2018-2019 en la laguna El Soldado. nMDS, distancia de Bray Curtis. P: primavera, V: verano, O: otoño, I: invierno.

Diversidad taxonómica

El índice de distinción taxonómica promedio $\Delta+$ mostró que el 69% del total de lances se encontraron dentro del 95% de los límites de confianza, donde 47% de los valores se ubicaron por debajo y 22% por arriba del promedio general estimado (63%). Por otro lado, 6% de los valores se ubicaron por arriba del límite superior del contorno de confianza y 25% debajo del límite inferior. Los resultados de $\Lambda+$ presentaron una tendencia similar, con 67%

de los valores dentro del 95% de los límites de confianza, donde el 53% de los valores se ubicaron por debajo y 14% por arriba del promedio general estimado (185%) y 33% estuvieron fuera de los límites de confianza.

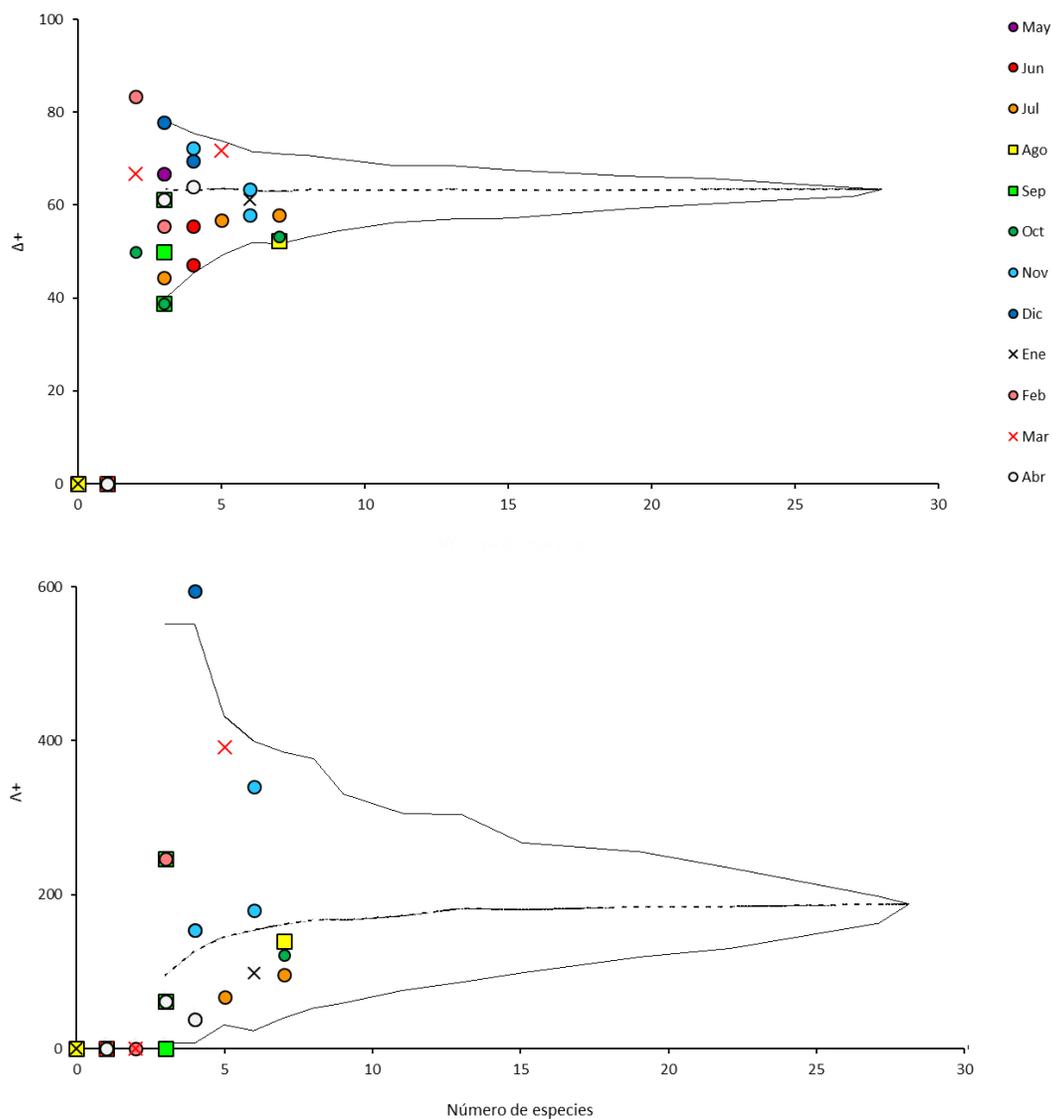


Figura 15. Túnel de la relación del índice de distinción taxonómica promedio delta+ ($\Delta+$) e Índice de variación taxonómica promedio lambda+ ($\Lambda+$) con la riqueza de especies encontradas en la laguna El Soldado durante el periodo 2018-2019. Se muestra el promedio (línea central) y los intervalos de confianza al 95% (líneas continuas).

7.3 Análisis comparativo de la comunidad de peces en los ciclos 1977-1978 y 2018-2019

La comunidad de peces en el ciclo anual 1977-1978 estuvo compuesta por 40 especies y en el ciclo anual 2018-2019 por 28 especies. Se observó que 16 especies fueron comunes a ambos ciclos anuales, 24 especies se observaron exclusivamente en 1977-1978 y 12 especies se observaron exclusivamente en 2018-2019 (Tabla IV y Fig. 16).

Tabla IV. Listado de especies de peces comparativo entre los ciclos anuales 1977-1978 y 2018-2019 en la laguna El Soldado.

1977-1978 y 2018-2019	1977-1978	2018-2019
1. <i>Achirus mazatlanus</i>	1. <i>Albula vulpes</i>	1. <i>Diplectrum pacificum</i>
2. <i>Anchoa helleri</i>	2. <i>Bairdiella icistia</i>	2. <i>Gerres simillimus</i>
3. <i>Ctenogobius sagittula</i>	3. <i>Balistes polylepis</i>	3. <i>Gobiosoma chiquita</i>
4. <i>Diapterus brevirostris</i>	4. <i>Calamus brachysomus</i>	4. <i>Haemulopsis elongatus</i>
5. <i>Eucinostomus currani</i>	5. <i>Caranx hippos</i>	5. <i>Kyphosus elegans</i>
6. <i>Eucinostomus dowii</i>	6. <i>Chaetodipterus zonatus</i>	6. <i>Lutjanus guttatus</i>
7. <i>Exerpes asper</i>	7. <i>Citharichthys fragilis</i>	7. <i>Lutjanus peru</i>
8. <i>Haemulon sexfaciatum</i>	8. <i>Cynoscion othonopterus</i>	8. <i>Orthopristis reddingi</i>
9. <i>Hippocampus ingens</i>	9. <i>Cynoscion parvipinnis</i>	9. <i>Paralichthys woolmani</i>
10. <i>Hypsoblennius gentilis</i>	10. <i>Doryrhamphus excisus</i>	10. <i>Syacium ovale</i>
11. <i>Lutjanus argentiventris</i>	11. <i>Etropus crossotus</i>	11. <i>Syngnathus auliscus</i>
12. <i>Lutjanus novemfasciatus</i>	12. <i>Gymnura marmorata</i>	12. <i>Urobatis maculatus</i>
13. <i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	13. <i>Hypsoblennius gilberti</i>	
14. <i>Pomadasys macracanthus</i>	14. <i>Micropogonias megalops</i>	
15. <i>Sphoeroides annulatus</i>	15. <i>Mugil cephalus</i>	
16. <i>Urobatis halleri</i>	16. <i>Mulloidichthys dentatus</i>	
	17. <i>Paralichthys californicus</i>	
	18. <i>Polydactylus opercularis</i>	
	19. <i>Scorpaena mystes</i>	
	20. <i>Selene vomer</i>	
	21. <i>Strongylura exilis</i>	
	22. <i>Symphurus atricaudus</i>	
	23. <i>Symphurus fasciolaris</i>	
	24. <i>Urotrygon chilensis</i>	

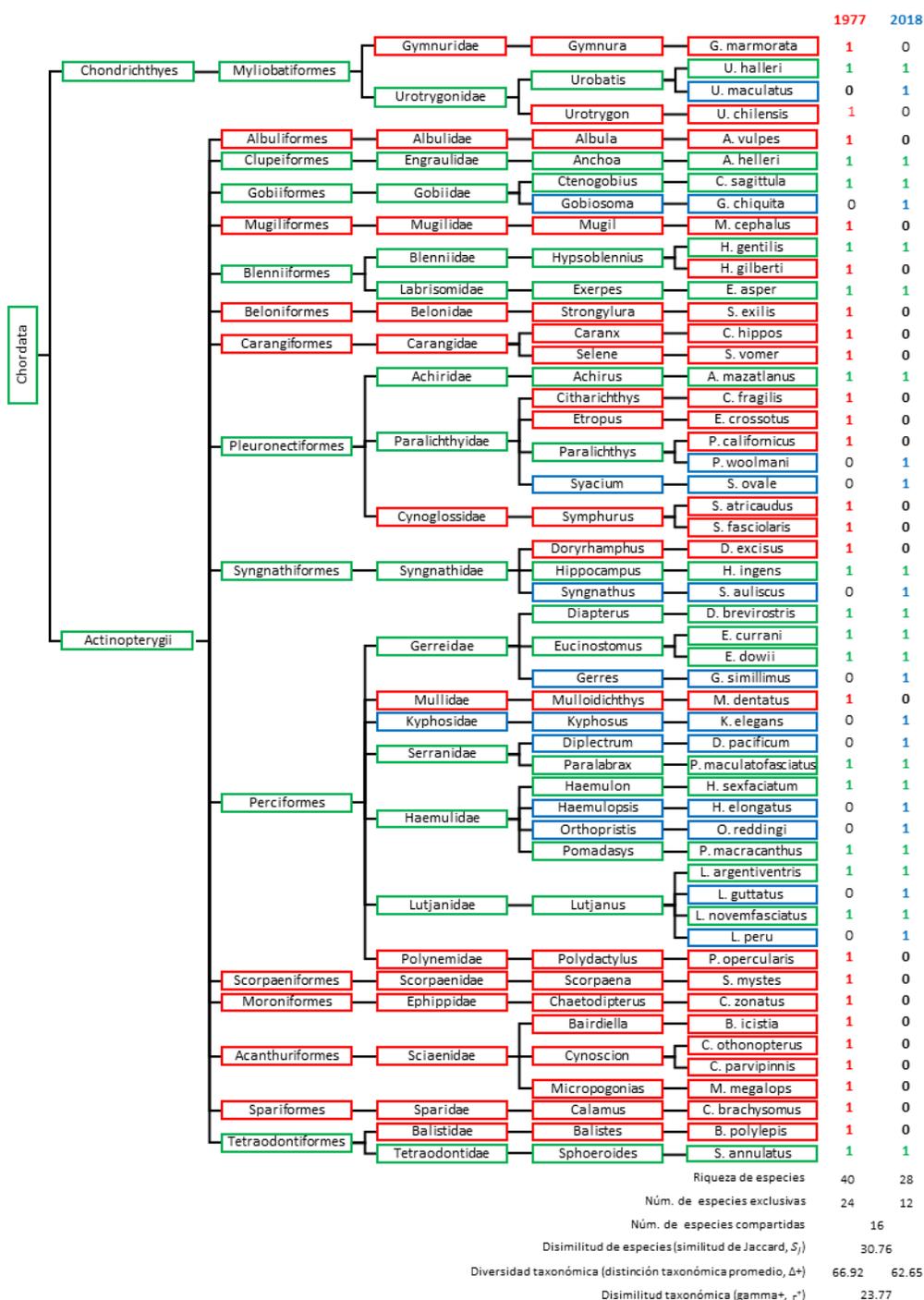


Figura 16. Comparación de la diversidad de peces en la laguna El Soldado, ciclos anuales 1977-1978 y 2018-2019. En rojo se indican los taxones observados exclusivamente en 1977-1978, en azul los observados exclusivamente en 2018-2019, en verde los taxones observados en ambos

El valor del índice de distinción taxonómica promedio delta+ ($\Delta+$) para 1977-1978 se ubicó por arriba (65) y para 2018-2019 por debajo (63) del promedio estimado. Al contrario, el valor de $\Lambda+$ para 1977-1978 se ubicó por debajo (128) y para 2018-2019 por arriba (185) del promedio estimado (Figura 18).

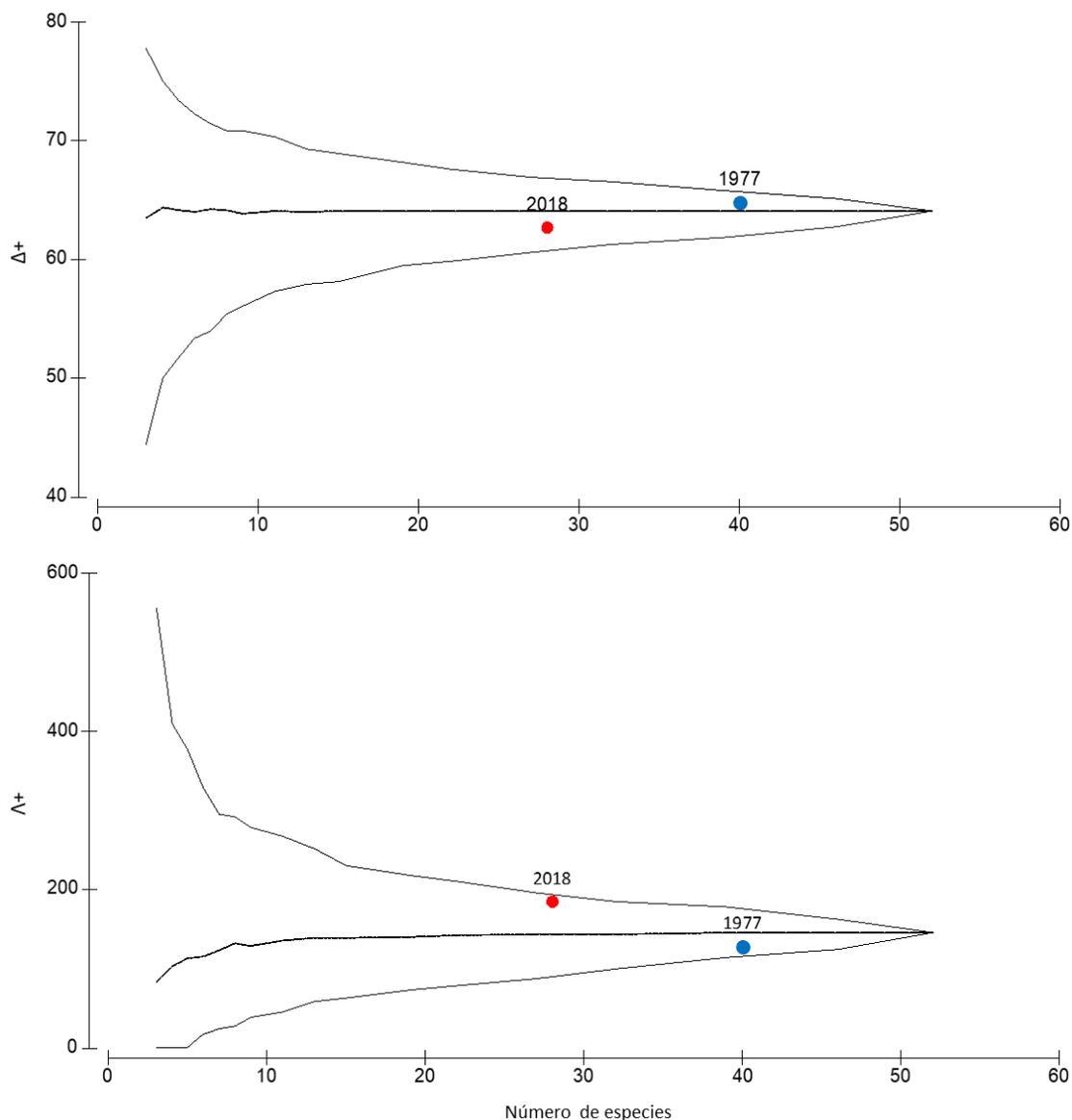


Figura 17. Representación gráfica del índice de distinción taxonómica promedio delta+ ($\Delta+$) e Índice de variación taxonómica promedio lambda+ ($\Lambda+$) con la riqueza de especies de peces de la laguna El Soldado durante 1977-1978 con respecto a 2018-2019. Se muestra el promedio (línea central) y los intervalos de confianza al 95% (líneas continuas).

8. DISCUSIÓN

8.1 Análisis de la comunidad de peces en el ciclo anual 2018-2019

En el sistema lagunar El Soldado, los cambios en composición y abundancia de peces a través del año son explicados primordialmente por la variabilidad de la temperatura del agua. Mientras que los cambios espaciales de la composición de la comunidad de peces, son explicados por la detección de un gradiente ambiental en el cuerpo de agua que va desde la parte interna hasta la boca de comunicación con el mar. Lo anterior es indicado, en conjunto, por la salinidad del agua, las características del sedimento y la biomasa de macroalgas. Por otro lado, los registros de oxígeno disuelto en el agua mostraron valores $> 4 \text{ mg L}^{-1}$ a través del año. La variabilidad de las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua es de gran importancia para la supervivencia de los organismos marinos (Best *et al.*, 2007). Las concentraciones mínimas varían según la especie y el tiempo de exposición (Martínez *et al.*, 2000). Sin embargo, la hipoxia ($\text{OD} < 3 \text{ mg L}^{-1}$) la cual se puede caracterizar en función de la frecuencia, duración e intensidad de los eventos con poco oxígeno (Díaz y Breitberg, 2009), es causante de reducción del crecimiento y de la alimentación, de mortalidad, y de cambios en el comportamiento, composición y estructura de especies (Wu, 2002; Eby y Crowder, 2004). Los valores de oxígeno en El Soldado, no evidenciaron signos de hipoxia, sino un ambiente saludable. En un sistema subtropical del atlántico, Eby y Crowder (2004) examinaron la concentración de oxígeno disuelto en diferentes escalas espaciales y temporales. Encontraron que la diversidad de especies es menor en zonas hipóxicas y que los peces emigran de las zonas hipóxicas, pero permanecen dentro del sistema incluso en años con hipoxia extensa.

En particular, la temperatura del agua tuvo un intervalo de $15 \text{ }^{\circ}\text{C}$ entre verano e invierno y esto coincide con lo observado en este sistema por Loesch (1980) ($33 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y $17 \text{ }^{\circ}\text{C}$) y Güereca-Hernández (1994) ($35 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y $17 \text{ }^{\circ}\text{C}$), y también se ha observado en otras lagunas de esta región semiárida del Golfo de California: La Cruz ($14 - 32 \text{ }^{\circ}\text{C}$) (Valdez-Holguín, 1994; Grijalva-Chon

et al., 1996), Las Guásimas (17 - 32 °C) (Padilla-Serrato, 2016). Este amplio intervalo de la temperatura del agua en lagunas de esta región, se atribuye a la influencia del clima desértico sobre estos cuerpos de agua someros, donde la temperatura del aire tiene oscilaciones anuales >14 °C (García, 1988) y a los cambios estacionales de las masas de agua costeras en el Golfo de California (Badan-Dangon *et al.*, 1985).

Estudios previos han aportado evidencia de que los cambios estacionales de la temperatura del agua presentan correlaciones positivas con la riqueza y diversidad de peces en sistemas templados (Rozas y Hackney, 1984), tropicales (Chao *et al.*, 1985; Díaz-Ruíz *et al.*, 2003) y subtropicales (Hook, 1991; Tremain y Adams, 1995). En El Soldado, el análisis nMDS en las cuatro estaciones del año, las cuales difieren en valores promedio de temperatura, mostró que la comunidad de peces está estructurada en grupos asociados a cada estación del año con mayor similitud entre verano y otoño. Esto puede atribuirse a que la mayor riqueza de especies se observó tanto en julio y agosto (verano) como en octubre y noviembre (otoño). Además, la mayor densidad de peces fue observada en junio y julio (meses cálidos), y la menor densidad en diciembre, enero y febrero (meses fríos). Cabe hacer notar que los cambios estacionales en la temperatura del agua, inherentemente tienen asociadas otras variables ambientales que inciden en la riqueza y abundancia de los peces. Por ejemplo, Arreola-Lizárraga (2003) observó que en la laguna Las Guásimas (ubicada en esta región semi-árida del Golfo de California), la biomasa y producción de fitoplancton fue influenciada por valores más altos de temperatura del agua y de concentración de nutrientes provenientes de los aportes terrígenos de las lluvias durante verano (julio y agosto). Mientras que en invierno con temperatura del agua más bajas (<18 °C), el incremento fue propiciado por el enriquecimiento de nutrientes provenientes de surgencias costeras inducidas por los vientos del noroeste (diciembre a mayo).

En el Soldado, tanto la diversidad como la equidad, fueron mayores de mayo a noviembre y menores de diciembre a abril. Sin embargo, los cambios no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre meses, lo que sugiere una tendencia de una sucesión

estacional equitativa de las especies, influenciada por las especies dominantes, las cuales tienen mayor control sobre la estructura de la comunidad. Lo anterior coincide con lo reportado por Pérez-Hernández y Torrez-Orozco (2000), quienes observaron que las especies de peces más abundantes y de más amplia distribución en el sistema tienen una influencia importante en la estructura de la comunidad.

Por otra parte, el análisis espacial de la salinidad del agua, sedimento y biomasa de macroalgas mostró diferencias entre los tres sitios de muestreo, indicando un gradiente ambiental desde la parte más interna hasta la boca del sistema lagunar. Específicamente, en la parte más interna de El Soldado se observaron los valores más altos de salinidad (36.5 ups) con sedimentos limo-arcilloso y biomasa de MA (46 kg. ha⁻¹); en la parte media salinidad de 35.8 ups, sedimentos areno-limoso y biomasa de MA de 15 kg. ha⁻¹ y en la zona cercana a la boca se observaron los valores más bajos de salinidad (35.5 ups), sedimentos areno-limoso y MA (4 kg. ha⁻¹). Con base en la salinidad del agua, los estuarios y lagunas costeras de México han sido clasificadas en oligohalinas (0–10 ups), estuarinas (10–30 ups), euhalinas (30–40 ups) y hiperhalinas (>40 ups) (Contreras-Espinosa y Warner, 2004). Es decir, que El Soldado (36–38 ups) califica como euhalina y esto se atribuye al aporte escaso de agua dulce por escorrentías de lluvias (≈ 240 mm año⁻¹), alta evaporación (≈ 2300 mm año⁻¹), y el buen intercambio de agua con el mar adyacente que es de ≈ 3 días (Medina-Galván *et al.*, 2019). Asimismo, el comportamiento espacial de la salinidad está asociado a la distancia de la boca de comunicación con el mar y la tasa de evaporación.

Algunos estudios han observado que la riqueza y diversidad de especies en estuarios son mayores en sitios cercanos a la boca de comunicación con el mar atribuido al gradiente de salinidad (Sanvicente-Añorve *et al.*, 2000, Castillo-Rivera *et al.*, 2003). Sin embargo, estas observaciones se han realizado en sistemas oligohalinos o estuarinos, mientras que El Soldado es una laguna costera euhalina con escasa variación espacial y temporal de la salinidad (36–38 ups). De esta forma, la mayor riqueza y diversidad de peces observada en la parte más interna del sistema sugiere estar asociada a que los peces encuentran la mayor

cobertura de hábitat para crianza propiciado por la mayor biomasa de macroalgas comparado con la parte media y boca del cuerpo de agua. Esto coincide con observaciones en estuarios tanto templados (Lubbers *et al.*, 1990) como tropicales (Blaber *et al.*, 1992; Díaz-Ruiz *et al.*, 2003) donde las zonas con vegetación sumergida tienen mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies y estos ambientes juegan un papel importante en la estructura de las comunidades (Wyda *et al.*, 2002; Kanouse *et al.*, 2006; Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Lo anterior debido principalmente a que proporcionan protección y refugio contra depredadores, así como mayor disponibilidad y diversidad de alimento (Lubbers *et al.*, 1990; Nagelkerken *et al.*, 2000; Ribeiro *et al.*, 2006; Arceo-Carranza *et al.*, 2010).

Otro factor que se ha considerado también como responsable de la variabilidad espacial observada en los conjuntos de especies de peces lagunares es el tipo de sustrato (Vinagre *et al.*, 2006; Selleslagh *et al.*, 2009, Franco *et al.*, 2011; Reis-Filho y Santos 2014). Diversos estudios han aportado evidencia de la relación entre los invertebrados bentónicos con el contenido de materia orgánica y las características granulométricas de los sedimentos; mientras más pequeño es el tamaño de medio de partícula, más abundante es la fauna bentónica, la cual representa un componente esencial de la dieta de numerosas especies de peces (Anderson 2008, Van der Wal *et al.*, 2008, Alves *et al.*, 2012, Van Colen *et al.*, 2014; Cabrera-Páez *et al.*, 2018). La textura del sedimento y la concentración de materia orgánica de El Soldado se caracterizan por ser areno-limoso en la parte media y en la boca, y limo-arcilloso en la parte más interna, esto quiere decir mayores concentraciones de materia orgánica en los sedimentos más finos. Como resultado, el nivel trófico y gremios alimenticios de la comunidad de peces mostró una dominancia de especies en el nivel tres los cuales se alimentan predominantemente de invertebrados (56%).

Otro aspecto en el análisis de la comunidad de peces en El Soldado es que a partir de su clasificación jerárquica, índice de valor biológico e índice importancia relativa, las especies dominantes fueron la mojarra *Eucinostomus dowii* (62 IVB e 3.65 IIR), la cabrilla *Paralabrax*

maculatofasciatus (62 IVB e 5.66 IIR), el pargo amarillo *Lutjanus argentiventris* (53 IVB e 41.26 IIR), la raya *Urobatis maculatus* (38.75 IVB e 26.86 IIR) y el burrito *Orthopristis reddingi* (34 IVB e 1.29 IIR). Estas especies utilizan y comparten el sistema durante la mayor parte del año, aunque con picos de abundancia en diferentes periodos. La cabrilla y el pargo amarillo están presentes todo el año, pero la cabrilla es más abundante en mayo y el pargo en octubre. El burrito y la mojarra ocurren durante el verano, ambas especies con máximos de abundancia en junio y julio. La mojarra y la raya ocurren desde finales del otoño hasta el principio de la primavera y la mayor abundancia de rayas se presenta en abril. Estas especies dominantes mostraron cierto grado de superposición entre sí y/o una sustitución progresiva, exhibiendo una sucesión a través del ciclo anual, como ha sido observado en otros sistemas (Tsou y Matheson, 2002; Hoeksema y Potter, 2006). Además, estas especies determinadas como dominantes ocurrieron en todos los ambientes del cuerpo de agua, excepto la raya que ocurrió en la parte media y en las inmediaciones de la boca, pero con mayor abundancia en este último sitio.

El análisis de composición de tallas de estas especies mostró que la mayoría de los individuos que ocurren en El Soldado son juveniles, de tal forma que utilizan el área para protección y crianza. Esto es consistente con lo observado en este tipo de cuerpos de agua costeros, donde la comunidad de peces se compone en una gran proporción (>70% - 90 %) por juveniles (Amezcu-Linares *et al.*, 2006, Mendoza *et al.*, 2009; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; González-Sansón, 2014; González-Sansón, 2016). Esto refleja una estrategia para tener mayor sobrevivencia y favorecer su reclutamiento en estos hábitats, ya que durante sus primeras etapas de vida las especies son más vulnerables a la depredación (Le Pape y Bonhommeau, 2015). En zonas subtropicales y tropicales, las lagunas costeras y estuarios están bordeadas de manglar, como es el caso de El Soldado, y este tipo de vegetación proporciona a los juveniles disponibilidad de alimento y refugio contra depredadores (Vázquez-Sánchez, 2005). Por otro lado, en El Soldado también se observaron especies de peces en etapa adulta que en su mayoría coinciden con la proporción de especies raras, lo

que indica que los individuos adultos de estas especies ingresan a la laguna ocasionalmente con fines de alimentación.

La afinidad geográfica de la comunidad de peces mostró que la mayoría de las especies son de amplia distribución. Esto también fue observado en Las Guásimas por Padilla-Serrato *et al.* (2016). Castro-Aguirre *et al.* (1994 y 2005) mencionan que las especies de estos ecosistemas presentan una distribución amplia y continua, así como bajo endemismo, debido a que, desde un punto de vista ictiológico, son zonas no propicias para el endemismo por ser sistemas caracterizados por alta variabilidad ambiental. Según postulados generales de la teoría evolutiva, las zonas ecotonales (tales como estuarios y lagunas costeras) y más aquellas que presentan un alto dinamismo o son catastróficas, tienen escasas probabilidades como áreas que propicien procesos de microevolución y por ende se limitan los endemismos.

En relación al nivel trófico de las especies de peces, se observó una dominancia en riqueza (61%) y abundancia (56%) de especies carnívoro de primer orden o invertívoros (nivel 3). Esto coincide con lo observado en este sistema por Loesch (1980). El 70% de las especies reportadas corresponden al nivel 3, así como sus especies más abundantes, y en ambos periodos destaca *Eucinostomus spp.* Este patrón de organización también fue observado en Las Guásimas (Padilla-Serrato *et al.*, 2016), así como en las comunidades de peces de estuarios en la costa occidental de los Estados Unidos (Yoclavich *et al.*, 1991). En particular, Yoclavich *et al.* (1991) señalaron que una clara dominancia del número de especies pertenecientes a los niveles tróficos 3 es un comportamiento característico en una laguna costera, y también está conformada principalmente por individuos juveniles.

El análisis de la comunidad de peces por gremios alimenticios, exhibió una dominancia de especies que se alimentan predominantemente de invertebrados, el segundo grupo en importancia fue de peces que se alimentan tanto de invertebrados como de peces. Estos

resultados son similares a lo observado en sistemas templados de Europa (Elliott y Dewailly, 1995; Mathieson *et al.*, 2000; Pombo *et al.*, 2002; Malavasi *et al.*, 2004), tropicales del Caribe (Nagelkerken y van der Velde, 2004) y subtropicales del Golfo de California (Padilla-Serrato *et al.*, 2016; Palacios, 2011), que muestran mayor representatividad de estos gremios tróficos tanto en riqueza como en abundancia. El comportamiento de los peces que se alimentan predominantemente de invertebrados puede deberse a una relación positiva entre las características del sedimento y los peces asociados a éste. Mientras más pequeño es el tamaño medio del grano y mayor la cantidad de materia orgánica en los sedimentos, más abundante son los invertebrados bentónicos, que son un componente esencial de la dieta de numerosas especies de peces (Anderson 2008, Van der Wal *et al.*, 2008, Alves *et al.*, 2012, Van Colen *et al.*, 2014; Cabrera Páez *et al.*, 2018). El comportamiento de los peces que se alimentan de otros peces puede estar relacionado con la disponibilidad de presas de tallas pequeñas. De acuerdo con Sierra *et al.* (1994) con el aumento de talla los peces adquieren mayor capacidad para consumir presas de mayor tamaño, pudiendo sustituir a presas de menor contenido energético como invertebrados por otras presas como peces. De esta forma podrían aumentar su nivel trófico (Stergiou y Karpouzi, 2002) y por ello es importante que esta clasificación por gremio trófico se realice cuidadosamente. Los estadios ontogénicos son una condición importante en la clasificación de los gremios tróficos y por ello se pueden agrupar especies en sus diferentes etapas de desarrollo (Mathieson *et al.*, 2000).

Estos últimos tres elementos permiten tener una aproximación del estado de salud del ecosistema. Y también serán una referencia de los cambios a través del tiempo, considerando que, en El Soldado, es la primera vez que se realiza este análisis y resulta un referente útil para comparaciones futuras sobre su comportamiento para sustentar su manejo con un enfoque ecosistémico.

8.2 Análisis comparativo de la comunidad de peces en los ciclos 1977-1978 y 2018-2019

En El Soldado, la riqueza observada de 28 especies de peces durante el ciclo anual 2018-2019 es el menor registro para esta laguna. Previamente Findley y Thompson (1973) reportaron 75 especies, Loesch (1980) 40 especies y Güereca-Hernández (1994) 35 especies. También fue menor en comparación con otras lagunas del estado de Sonora. En Las Guásimas se han reportado entre 33 y 95 especies (Yépiz-Velázquez, 1990; Rodríguez-Félix, 2010; Ontiveros-Granillo, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2016), en Lobos 49 (Yépiz-Velázquez, 1990), Los Algodones 47 (Yépiz-Velázquez, 1990), El Sargento 66 (Castro-Longoria *et al.*, 1991) y La Cruz 96 (Grijalva-Chon, 1996).

Las diferencias de la riqueza de peces de El Soldado tanto entre diferentes periodos de estudio como entre las otras lagunas, pueden atribuirse a lo sugerido por Pérez-Hernández y Torrez-Orozco (2000):

(1) A las diferencias en las estrategias de recolección de peces. Esto incluye el uso de artes de pesca de distinto tipo y selectividad, la ubicación de los sitios de recolecta con respecto a los distintos microhábitats presentes en el área, y las diferencias en la intensidad de las recolectas (duración de los períodos de muestreo, frecuencia de las recolectas, número de estaciones y de lances, tamaño de las superficies de barrido, etc.).

(2) Al número de inventarios de ictiofauna generados en cada laguna.

Por ejemplo, en Las Guásimas, el mayor número de especies reportadas fue por Padilla-Serrato *et al.* (2016) con 95 especies de peces capturados con atarraya, chinchorro de línea y red de arrastre, mientras que Yépiz-Velázquez (1990) y Rodríguez-Félix (2010) con atarraya, y Ontiveros-Granillo (2011) con red de arrastre registraron menor riqueza de especies. Esto también sucedió en El Soldado donde de tres estudios, la mayor riqueza de

especies (75) se observó cuando se utilizaron diversos métodos de captura: chinchorro playero, red de arrastre e ictiocidas (Thomson, 1973). En particular el análisis comparativo de la comunidad de peces observada en El Soldado entre los ciclos anuales 1977-1978 y 2018-2019 en los mismos sitios de muestreo y con la misma arte de pesca, mostró mayor riqueza de especies en 1977-1978 (40) que en 2018-2019 (28), además únicamente 16 especies fueron comunes a ambos ciclos anuales. Esta disminución de la riqueza de especies proporciona una señal de la magnitud del cambio en un periodo de 40 años, cuya explicación puede atribuirse a diversos factores. Otro aspecto a destacar es que el estudio de Loesch (1980) incluyó eventualmente un sitio de muestreo fuera de la laguna y esto pudo aportar especies exclusivamente marinas que no ingresan a la laguna, desafortunadamente en su contribución no indicó las especies capturadas en el mar. Sin embargo, la información existente (Robertson y Allen, 2015; Froese y Pauly, 2019) indica que cinco especies son típicamente marinas y rara vez ingresan a los estuarios y lagunas costeras. Lo anterior es parte de la explicación, pero la respuesta del cambio puede surgir del análisis de las 24 especies que se observaron exclusivamente en 1977-1978 y de las 12 que se observaron exclusivamente en 2018-2019. En consistencia con lo anterior, los índices de distinción y diversidad taxonómica indicaron que en este periodo de 40 años se observó una pérdida de diversidad taxonómica y de acuerdo con Ramos-Miranda *et al.* (2005), esto puede conducir a una pérdida de la capacidad de respuesta ecológica a las fluctuaciones ambientales y a una pérdida del funcionamiento ecológico. En principio, de las cinco especies que resultaron dominantes en 2018-2019, tres (*E. dowi*, *P. maculatofasciatus*, *L. argentiventris*) se observaron en 1977-1978 y dos (*O. reddingi*, *U. maculatus*) se observaron exclusivamente en 2018-2019. Estas últimas dos sugieren un cambio importante en la estructura y función de la comunidad de peces de El Soldado.

Las especies *O. reddingi*, *E. dowi* y *P. maculatofasciatus*, del orden de los perciformes, han sido reportados como muy abundantes en diversos sistemas lagunares dentro del Golfo de California (Grijalva-Chon et al., 1996; Rodríguez-Romero et al., 2011; Padilla-Serrato, 2016).

En cuanto al orden de los myliobatiformes han sido reportados como abundantes *U. maculatus* y *U. halleri* (Rodríguez-Romero et al., 1998; Ontiveros, 2009; Rodríguez Romero et al., 2011). Ambas especies de myliobatiformes fueron observadas dentro de El Soldado en los mismos sitios y estaciones del año, esto indica la coexistencia de ambas poblaciones que comparten el mismo hábitat y posiblemente el mismo nicho. Algunos estudios dentro del Golfo de California (Rodríguez-Romero et al., 1998; Ontiveros, 2009; Rodríguez Romero et al., 2011), han observado a estas especies, siendo la mayoría de tallas juveniles, durante el periodo cálido. En cambio, en El Soldado solo se observaron durante el periodo frío. La presencia de juveniles de *O. reddingi* durante el periodo cálido, y la presencia de *U. maculatus* durante el periodo frío hace suponer que utilizan este ambiente temporalmente con fines de protección y crianza. Posiblemente se ven beneficiadas de la protección espacial que brinda El Soldado como Área Natural Protegida. Su presencia durante 2018-2019 podría ser un indicador favorable en la calidad del agua y del sedimento del sistema, debido a que estas especies pertenecen a los niveles tróficos tres (invertívoros). Karr (1981) considera que la calidad de un sitio declina a medida que la proporción de omnívoros incrementa, y que en términos generales existe una fuerte correlación negativa entre la abundancia de peces invertívoros y la de omnívoros.

(3) A la existencia de cambios temporales en la composición, distribución y abundancia de las asociaciones de peces, derivados de cambios naturales o inducidos en la dinámica ambiental. Considerando las variables ambientales, la temperatura (17 - 33 °C) y salinidad (35.5 - 40 ups) del agua en el ciclo 1977-1978 (Loesch, 1980) mostraron valores similares al ciclo 2018-2019 y por lo tanto no sugieren tener efectos en los cambios de la comunidad de peces. Sin embargo, en el plan de manejo de El Soldado se menciona que recientemente el sistema ha sufrido de un severo proceso de azolvamiento. Por ejemplo, en la zona de marisma, ubicada en la cabeza del estero, ha habido una serie de alteraciones que han reducido su cobertura vegetal, así como su capacidad de amortiguamiento y filtración de sedimentos y agua al vaso de la laguna. Lo anterior debido a la creación de un canal, vasos

de desecación y un estacionamiento de vehículos; todo esto ocurrió entre 1976 y el 2006, antes de su establecimiento como Zona Sujeta a Conservación Ecológica. Actualmente, los caminos ya están regularizados y no existen planes para desarrollar otros nuevos. Sin embargo, los caminos ya existentes favorecen las alteraciones antes mencionadas en la zona norte o la cabeza del sistema (BOGES, 2018). Por otro lado, las lagunas costeras reciben, acumulan y exportan materiales provenientes de diversas fuentes (v.gr., el mar, los ríos, las aguas subterráneas), y están sujetas a procesos de azolvamiento (Day y Yáñez-Arancibia, 1982). Por otro lado, eventos extremos de precipitación asociados a tormentas tropicales han incrementado los escurrimientos y procesos de azolvamiento en El Soldado que modifican el hábitat al disminuir la profundidad del sistema y limitan la abundancia de especies marinas (BOGES, 2018). Por otro lado, aunque en El Soldado desde su decreto como ANP en 2006 está prohibida la pesca, se tiene conocimiento de capturas furtivas de jaiba (*Callinectes bellicosus* y *C. arcuatus*) y camarón (*Penaeus californiensis*) con artes de pesca como atarraya y trampas, y en estas últimas son capturados juveniles de peces como pargo, cabrilla y mojarra. Similarmente, en la laguna Las Guásimas, Padilla-Serrato et al. (2016) al comparar la abundancia de peces en un mismo sitio en diferentes periodos de tiempo, observaron una disminución de 44 especies de peces, y esto fue atribuido a cambios ambientales debido al efecto de azolvamiento y/o actividades de pesca.

Los métodos utilizados en las distintas contribuciones, el número de éstas y los cambios naturales o inducidos en la dinámica ambiental de los distintos periodos en que realizaron los estudios apoyan todos estos supuestos.

9. CONCLUSIONES

En El Soldado, la comunidad de peces está estructurada por grupos asociados a cada una de las estaciones del año, las cuales difieren en sus valores promedio de temperatura del agua. La mayor similitud ocurre entre verano y otoño.

Existe una sucesión estacional equitativa de especies influenciada principalmente por las especies dominantes.

Las diferencias de salinidad, sedimento y biomasa de macroalgas entre las diferentes zonas (interna, media, y boca) producen un gradiente ambiental espacial.

La mayor riqueza y diversidad de peces está asociada a los sedimentos limo-arcillosos con alto contenido en materia orgánica y a la elevada biomasa de macroalgas, condiciones encontradas en la parte interna del sistema.

Las especies dominantes de la comunidad de peces son la mojarra *Eucinostomus dowii*, la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus*, el pargo amarillo *Lutjanus argentiventris*, la raya *Urobatis maculatus* y el burrito *Orthopristis reddingi*. Estas especies utilizan y comparten el sistema durante la mayor parte del año y ocurren en todo el gradiente ambiental del sistema, excepto la raya que ocurre principalmente en las inmediaciones de la boca.

La comunidad de peces está conformada principalmente por juveniles que utilizan el área para protección, crianza y alimentación y en menor proporción por adultos que ingresan a la laguna de manera ocasional con fines de alimentación. La comunidad se caracteriza por especies de amplia distribución, raras y de niveles tróficos 3.

El análisis comparativo de la comunidad de peces entre 1977-1978 y 2018-2019 mostró mayor riqueza de especies (40) en el primero. En consistencia, los índices de distinción y diversidad taxonómica indicaron una disminución de diversidad taxonómica.

Las diferencias entre las especies dominantes entre 1977-1978 y 2018-2019, sugieren un cambio importante en la estructura y función de la comunidad de peces en la laguna El Soldado.

Recomendaciones

Se recomienda fortalecer las medidas de manejo actuales mediante mayor protección al área, con la finalidad de proteger a las poblaciones juveniles de peces. Por lo anterior, es necesario y recomendable, continuar con el monitorio en la laguna El Soldado. Se recomienda:

Determinar factores tales como las lluvias, los nutrientes y la producción primaria en el sistema, ya que contribuirán a explicar y mejorar el entendimiento del comportamiento temporal y espacial de la abundancia y diversidad de peces en la laguna El Soldado.

Determinar el grado de azolvamiento de una laguna y evaluar alternativas de restauración.

Determinar aspectos de la dinámica poblacional tales como el crecimiento, longevidad, patrón de reclutamiento y tasas de mortalidad de las especies dominantes y de las especies consideradas recursos pesqueros y potenciales de la laguna El Soldado.

Complementar la información con muestreos nocturnos para incrementar el conocimiento acerca de la abundancia y diversidad de las especies de peces que habitan el sistema.

Considerar en el monitoreo de peces, el uso de artes de pesca de distinto tipo y selectividad, con respecto a los distintos microhábitats presentes en el área.

Incluir muestreos de los distintos ecosistemas costeros con los que presenta interacción el sistema lagunar (manglar, bahía) con el fin de determinar la conectividad ictiofaunística entre ellos.

Mantener un programa de limpieza de desechos sólidos no orgánicos, con particular atención en el matorral xerófito, la duna costera, las costas arenosas, los manglares y las zonas de marisma.

Determinar el nivel de sensibilidad de las especies que fueron claves durante el periodo 1977- 1978

10. LITERATURA CITADA

- Aguirre-Rosas, J. C. 1995. Distribución, abundancia y diversidad de larvas de peces durante un ciclo anual (1988-1989) en el estero el Sargento, Sonora, México. Tesis (Licenciatura). La Paz, B.C.S. México. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 81 p.
- Arceo-Carranza, D., M. E. Vega-Cendejas, J. L. Montero-Muñoz y M. J. Hernández de Santillana. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Rev. Mex. Biodivers.* 81: 823-837.
- Arreola-Lizárraga, J. A. 1995. Diagnósis ecológica de Bahía de Lobos, Sonora, México. Tesis (Maestría en Ciencias). La Paz, B.C.S. México. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 120 p.
- Badan-Dangon, A., C. J. Koblinsky y T. Baumgartner. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: Observations of surface thermal patterns. *Oceanol. Acta.* 8 (1):13-22.
- Best, M. A., A. W. Wither y S. Coates. 2007. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55: 53-64.
- Bonferroni, C. E. 1930. *Elementi di statistica generale.* Sebeer. Firenze.
- Boschi, E. E. 2000. Species of Decapod Crustaceans and their distribution in the American marine zoogeographic provinces. *Rev. Invest. Des. Pesq.* 13 : 7-136.
- Bouchon-Navaro, Y., C. Bouchon y M. Louis. 1992. L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la Baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles Françaises). *Cybiurn.* 16: 307-330.
- Castillo-Rivera, M., R. Zárate y L. Sanvicente-Añorve. 2003. Patrones de la diversidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica.* 13(4): 289-298.
- Castro Aguirre, J. L. 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México, con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Departamento de pesca. México. *Ser. Cientif.* 19: 11-298.
- Castro-Aguirre, J. L. 1983. Aspectos zoogeográficos de los elasmobranquios mexicanos. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. México.* 27: 77-94.
- Castro-Aguirre, J. L., A. F. González-Acosta y J. de la Cruz-Agüero. 2005. Lista anotada de las especies ícticas anfibacíficas, de afinidad boreal, endémicas y anfibeninsulares del Golfo de California, México. *Universidad y Ciencia.* 21: 85-106.

- Castro-Aguirre, J. L., E. F. Balart y J. Arvizu-Martínez. 1994. Consideraciones generales sobre la ictiofauna de las lagunas costeras de México. *Zool. Infor.* 27: 47-84.
- Castro-Aguirre, J. L., H. S. Espinosa-Pérez y J. J. Schmitter-Soto. 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Ed. Limusa. México. 711p.
- Castro-Longoria, R., J. M. Grijalva-Chon, R. H. Barraza-Guardado y J. C. Aguirre-Rosas. 1991. Descripción de los principales rasgos estructurales de la comunidad ictiológica y zooplanctónica del Estero El Sargento, Sonora. Informe Técnico. Universidad de Sonora. México. 110 p.
- Chao, A., C. H. Chiu y L. Jost. 2010. Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 365: 3599-3609.
- Clarke K. R. y R. N. Gorley. 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial. Primer-E Ltd. Plymouth Marine Laboratory. UK. 190 p.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness and its statistical properties. *J. Appl. Ecol.* 35: 523-531.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184: 21-19.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species list: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216: 265-278.
- Contreras-Espinoza F. y Warner B. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511: 223-245.
- Davies, J. L. 1964. A morphogenic approach to world shorelines: *Zeit. Für. Geomorph.* 8: 127-142.
- Day, J.W. y A. Yáñez-Arancibia. 1982. Coastal lagoons and estuaries: Ecosystem approach. *Ciencia Interamericana. Ciencias del Mar, OEA, Washington, D.C.,* 22 (1-2): 11-26.
- Day, J. W. y A. Yáñez-Arancibia. 1985. Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton. *En Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*, A. Yáñez-Arancibia. Editorial Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F. pp.17-34.
- Day, J. W., W. G. Smith, P. Wagner y W. Stowe. 1973. Community structure and carbon budget of a salt marsh and Shallow bay estuarine system in Louisiana. Pub. Nº LSU-56-7201. Center for Wetland Resources. Louisiana State University, Baton Rouge. 80p.

- Díaz-Ruíz, S., M. A. Pérez Hernández y A. Aguirre-León. 2003. Characterization of fish assemblages in a tropical coastal lagoon in the north west Gulf of Mexico. *Cienc. Mar.* 29(4b): 631-644.
- BOGES. 2006. Declaratoria que establece como área natural protegida bajo categoría de zona sujeta a conservación ecológica donde se encuentra el Estero El Soldado y áreas aledañas. Boletín Oficial del Gobierno del Estado de Sonora, Tomo CLXXVII, No. 40, Sección III, 18 mayo 2006, Hermosillo, Sonora.
- BOGES. 2018. Programa de Manejo de la Zona sujeta a Conservación Ecológica Estero El Soldado y áreas aledañas. Boletín Oficial del Gobierno del Estado de Sonora.
- Díaz, R. J. y D. L. Breitburg. 2009. The hypoxic environment. *Fish Physiology.* 27: 1-23.
- Dunn, O. 1964. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics.* 6: 241-252.
- Eby, L. A. y L. B. Crowder. 2004. Effects of hypoxic disturbances on an estuarine nekton assemblage across multiple scales. *Estuaries.* 27: 342-351.
- Escobar-Toledo, F. D., M. P. Parrado-Cortes, L. O. Duarte-Casares y M. J. Zetina-Rejón. 2013. Incidencia de la pesca artesanal sobre la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces en el Mar Caribe de Colombia. *GCFI.* 65: 346-351.
- Farreras-Sanz, S. 2004. Introducción, conceptos básicos y clasificaciones. *En Hidrodinámica de Lagunas Costeras.* 1ra edición. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. México. Pp3-31.
- Filloux, J. H. 1973. Tidal Patterns and Energy Balance in the Gulf of California. *Nature.* 243: 217-221.
- Findley, L. T., y D. A. Thomson. 1973. Estero el Soldado: a unique estuarine habitat in the Gulf of California (Abstract). *J. Ariz. Acad. Sci.* 31: 43-53.
- FIR-ES. 2011. Ficha Informativa del sitio Ramsar "Estero El Soldado". Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza, 14 p.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem. 1995a. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1. Roma. FAO. Vol. II: 647-1200p.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem. 1995b. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. Vertebrados-Parte 2. Roma. FAO. Vol. III: 1201-1813p.

- Froese, R. U. y D. Pauly. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org. versión (02/2019).
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para la República Mexicana. 5ta Edición. Serie Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 98p.
- Grijalva-Chon, J. M., S. Núñez-Quevedo y R. Castro-Longoria. 1996. Ictiofauna de la laguna costera La Cruz, Sonora, México. *Cienc. Mar.* 22(2): 129-150.
- Grijalva-Chon, J. M., R. Castro-Longoria y A. Bustamante-Monge. 1992. Distribución, abundancia y diversidad de larvas de peces en la laguna costera Santa Rosa, Sonora, México. *Cienc. Mar.* 18 (2): 153-169.
- Güereca-Hernández, L. P. 1994. Contribuciones para la caracterización ecológica del Estero del Soldado, Guaymas, Sonora, México. Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. 135 p.
- Hammer, O., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.* 4 (1): 9.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Rev. Ibér. Aracnol.* Vol. 8. 151-161.
- Karr, R.J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6):21-27
- Koranteng, K. A. 2001. Structure and dynamics of a demersal assemblage on the continental shelf an upper slope off Ghana, West Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 220: 1-12.
- Kruskal, W. y A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47: 583-621.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico their origin and classification. *En* Wiley M. (ed.). *Estuarine Processes*. Elsevier. New York. pp 182-215.
- Lara, J. R., J. A. Arreola, L. E. Calderón, V. F. Camacho, G. De la Lanza, A. Escofet, M. Ileana, M. B. L. Guzmán, M. López; E. A. Meling, P. Moreno, H. Reyes, E. Ríos y J. A. Zertuche. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *En* Capital Natural de México, Volumen I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. pp109-134.
- Loesch, H. 1980. Some ecological observations on slow-swimming nekton with emphasis on penaeid shrimp in small Mexican west coast estuary. *An. Centro Cien. Del Mar y Limn. UNAM.* México. 7 (1): 15-26.

- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Wiley-Blackwell, Malden, Mass. 253 p.
- Medina-Galván, J., J. M. Audelo-Naranjo y J. A. Arreola-Lizárraga. 2019. Importancia del monitoreo de procesos biogeoquímicos en lagunas costeras: Área Natural Protegida estero El Soldado como estudio de caso. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 27(77): 12-18.
- Mejía, L. S. y J. Garzón-Ferreira. 2000. Estructura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del Archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe sur occidental). *Rev. biol. trop* vol.48 (8):883-896.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. MyT-Manuales y Tesis Sociedad Entomológica de Aragón. vol. I. Zaragoza, España. 84p.
- Nelson, J. S., T. C. Grande y M. V. H. Wilson. 2016. *Fishes of the World*. 5th edition. John Wiley and Sons, Inc. New Jersey, USA. 707p.
- Ontiveros Granillo A., 2009. Dinámica Poblacional de *Urobatis halleri* (Cooper, 1863) y *Urobatis maculatus* (Garman, 1913) en una laguna costera del Golfo de California. Tesis (Licenciatura). Hermosillo, Sonora, México. Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora. 50 p.
- Ontiveros-Granillo, A. 2011. Variabilidad diurna, estacional e interanual de la comunidad de peces demersales en la laguna Las Guásimas, Sonora, México. Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 64 p.
- Padilla-Serrato, J. 2016. Estructura comunitaria y trófica de los peces en la laguna costera de las Guásimas, Sonora, México. Tesis (Doctorado en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 166 p.
- Padilla-Serrato, J., J. López-Martínez, J. Rodríguez-Romero, D. Lluch-Cota, F. Galván-Magaña y A. Acevedo-Cervantes. 2016. Composición y aspectos biogeográficos del ensamble de peces de la laguna costera Las Guásimas, Sonora, México. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 44(1): 85-98.
- Palacios-Salgado, D. S. 2011. Patrones latitudinales de composición y diversidad funcional de peces asociados a la pesca de camarón del Pacífico Mexicano. Tesis (Doctorado en Ciencias Marinas). La Paz, B.C.S., México. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 168 p.
- Portillo-López, A. 1989. Distribución, abundancia y diversidad del ictioplancton de primavera y verano de 1988 en el Estero El Sargento, Sonora. México. Tesis (Licenciatura). Ensenada, B.C., México. Universidad Autónoma de Baja California. 56 p.

- Qasim, S. Z. 1970. Some problems related to the food chain in a tropical estuary. In: Marine Food Chains. J. H. Steele (Ed.), Oliver and Boyd, Edinburg. Pp. 46-51.
- Ramos-Miranda J. R., D. Mouillot, D. F. Hernández, A. S. López, T. D. Chi y L. A. Pérez. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304: 1-13.
- Robertson, D. R. y G. R. Allen. 2015. Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. Versión 2.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Robertson, D. R. y K. L. Cramer. 2009. Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 380: 1-17.
- Rodríguez-Félix, D. 2010. Cambios interanuales en la estructura de la comunidad de peces de una laguna costera semiárida del Golfo de California. Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Instituto Tecnológico de Guaymas. 68 p.
- Rodríguez-Romero, J., L. A. Abitia-Cárdenas, F. Galván-Magaña, F. J. Gutiérrez-Sánchez, B. Aguilar-Palomino y J. Arvizu-Martínez. 1998. Ecology of fish communities from the soft bottoms of Bahía Concepción. *Arch. Fish. Mar. Res.*, 46(1): 61-76.
- Rodríguez-Romero, J., L. C. López-González, F. Galván-Magaña, F. J. Gutiérrez-Sánchez, R. B. Inohuye-Rivera y J. C. Pérez-Urbiola. 2011. Seasonal changes in a fish assemblage associated with mangroves in a coastal lagoon of Baja California Sur, Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 39(2): 250-260.
- Rusell, G. A. 1979. A seventeen-month study of the meteorology, geology, hydrology and water chemistry of Laguna (estero) El Soldado, Guaymas, Sonora, México. Tech. Rep. University of Manitoba. Winnipeg, Manitoba, Canadá. 146 p.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental—Especies nativas de México de flora y fauna silvestres— Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio— Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. 30 diciembre, 2010.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1969. *Biometría*. Ed. Blume. Barcelona, España. 58p.
- Vargas-González, H. H., J. A. Arreola-Lizárraga, J. García-Hernández, R. A. Mendoza-Salgado, T. Zenteno-Savín y L. C. Méndez-Rodríguez. 2017. Calidad de sedimentos asociada a

actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central Este del Golfo de California. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 33: 7-22.

- Vega-Cendejas, M. E. y M. J. Hernández-de Santillana. 2004. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon, Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.* 60: 285-299.
- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 301-305.
- Wolfe, D. A. y B. Kjerfve B. 1986. Estuarine variability: an overview. *En Wolfe D.A. (ed). Estuarine Variability.* Academic Press Inc., San Diego, California, USA. Pp 3-17.
- Wootton R. J. 1990. Reproduction. *En Ecology of teleost fishes.* Editorial Springer, Dordrecht. Pp 159-195.
- Wu, R. S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. *Mar. Pollut. Bull.* 45: 35-45.
- Yáñez-Arancibia, A. 1975. Sobre los estudios de peces en las lagunas costeras: Nota científica. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México.* 2: 53-60.
- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez-Gil. 1988. *Ecología de los recursos demersales marinos: fundamentos en costas tropicales.* AGT Editor. México, D.F. 228p.
- Yáñez-Arancibia, A. y R. S. Nugent. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An. Centro Cien. Mar Limnol. UNAM.* 4: 107-114.
- Yépiz-Velásquez, L. M. 1990. Diversidad, distribución y abundancia de la ictiofauna en tres lagunas costeras de Sonora, México. Tesis (Maestría en Ciencias). Ensenada, B.C, México. Universidad Autónoma de Baja California. 168 p.