



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
Iztapalapa

Patrones de distribución y abundancia de peces bentónicos de la Laguna La Mancha, Veracruz.

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestra en Biología

PRESENTA

Ma. Elizabeth Hernández Gorrosquieta

Fecha

Noviembre 2016

La Maestría en Biología de la
Universidad Autónoma Metropolitana
pertenece al Padrón de
Postgrados de Calidad del CONACyT.

La presente tesis se llevó a cabo en el laboratorio de Peces del Departamento de Biología en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, dentro del proyecto “Ecología de poblaciones y comunidades de peces” con el financiamiento de la UAM-I.

El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

Ma. Elizabeth Hernández Gorrosquieta

El día 21 de noviembre del año de 2016.

Comité Tutoral y Jurado

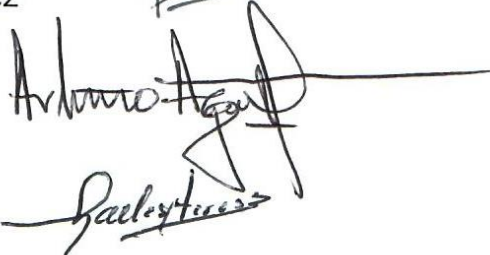
Tutor: Dr. Manuel A. Castillo Rivera



Asesor: Dra. Ma. Del Roció Zarate Hernández



Asesor: M. en C. Arturo Aguirre León



Sinodal: Dra. Claudia Ballesteros Barrera



Sinodal: M. en B. Gabriela Selene Ortiz Burgos



Agradecimientos

Agradezco enormemente el apoyo y dirección que fue concedido por mi comité tutorial, principalmente al Dr. Castillo y a la Dra. Zarate por los consejos otorgados, además de una amistad que inicio desde el primer día que me recibieron al Laboratorio de peces y al M. en C. Aguirre por su atención.

A mis padres y hermanos por no dejar de confiar en mí y otorgarme más que amor un soporte constante en todo momento, sin pedirlo.

A mis compañeros de laboratorio que más que ser compañeros, somos compinches.

A la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa por ser mi casa.

Y el financiamiento de parte de CONACyT para la manutención en el tiempo que duró la maestría.

Índice

Resumen	7
Abstract	8
Introducción	9
Antecedentes	13
Hipótesis	15
Objetivos	
Objetivo general	15
Objetivos específicos	15
Material y Método	16
Área de estudio	16
Colecta de material biológico	18
Parámetros ambientales	19
Trabajo de laboratorio	20
Análisis estadísticos.....	20
Resultados	21
Variables ambientales.....	21
Composición ictiofaunística.....	29
Distribución y abundancia	
<i>Ariopsis felis</i>	31
<i>Cathorops agaudulce</i>	34
<i>Citharichthys macrops</i>	36
<i>Citharichthys spilopterus</i>	39
<i>Citharichthys abbotti</i>	41
.....	44
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	46
8 <i>Dasyatis sabina</i>	48
Variables ambientales y límites de tolerancia de las especies.....	50
Influencia de los parámetros ambientales.....	54
Discusión y Conclusiones	61
Parámetros ambientales	61
<i>in situ</i>	61
Distribución y abundancia	63
Influencia de los parámetros ambientales.....	67
Bibliografía	75
Anexo	86

Resumen

Una gran mayoría de estudios marcan la importancia de los sistemas costeros, principalmente en estuarios debido a su alta variabilidad biológica, física y química como resultado de las variaciones en los parámetros ambientales a nivel estacional y con mayor énfasis a nivel nictímero, permitiendo una mayor aproximación al comportamiento de la composición en dichos sistemas. Razones por las cuales la presente tesis tuvo como objetivo determinar si los patrones de distribución y abundancia de los peces bentónicos de la laguna La Mancha, Veracruz se encuentran influenciados por los parámetros ambientales. Para ello se utilizó material biológico de dicha laguna, la cual fue colectada mensualmente durante el periodo de abril del 2012 a octubre 2013 a 270 m. de la boca del sistema, utilizando un chinchorro playero con luz de malla de 1cm en ciclos nictímeros (cada dos horas). Se capturaron un total de 1,385 individuos agrupados en siete familias, describiendo a fondo ocho de las 17 especies más conspicuas: *Ariopsis felis*, *Cathorops aguadulce*, *Citharichthys macrops*, *C. spilopterus*, *C. abbotti*, *Gobionellus oceanicus*, *Ctenogobius boleosoma* y *Dasyatis sabina*. En cuanto a la diversidad íctica se tienen cinco nuevos registros para el área, la familia más diversa fue Gobiidae con cinco especies, mientras que una sola especie *D. sabina* representó un 33.43% del peso relativo.

El patrón de distribución mensual presentó una mayor abundancia durante la temporada de lluvias (junio a septiembre). A nivel nictímero el patrón varió por especie, ejemplo, *A. felis* presentó hábitos diurnos por el contrario de *C. aguadulce* que mostró hábitos nocturnos, esta segregación también se observó en *C. macrops* y *C. abbotti* con una preferencia por hábitos diurnos, mientras que *C. spilopterus* por crepusculares. Finalmente, los parámetros ambientales que presentaron una mayor explicación de la variación de la abundancia fueron de carácter histórico y/o regionales, minimizando la variación de la abundancia explicada por las variables tomadas *in situ* (temperatura del agua, salinidad y oxígeno disuelto).

Abstract

A great majority of studies mark the importance of coastal systems, mainly in estuaries due to its high biological, physical and chemical variability as a result of variations in environmental parameters to seasonal level, with greater emphasis on diel level, allowing a closer the behavior of the composition in such systems. Reasons why this thesis was to determine whether patterns of distribution and abundance of benthic fish from the lagoon La Mancha, Veracruz are influenced by environmental parameters. For this lagoon biological material that was used, which was collected monthly during the period April 2012 to October 2013 to 270 m. Mouth system using a beach seine with mesh size of 1 cm in diel cycles (every two hours). Capturing a total of 1,385 individuals grouped into seven families, thoroughly describing eight of the 17 most conspicuous species: *Ariopsis felis*, *Cathorops agudulce*, *Citharichthys macrops*, *Citharichthys spilopterus*, *Citharichthys abbotti*, *Gobionellus oceanicus*, *Ctenogobius boleosoma* y *Dasyatis sabina*. As for the fish diversity are five new records for the area, Gobiidae it was the family most diverse with five species, whereas *D. sabina* represented a 33.43% relative weight.

The monthly distribution pattern has a greater abundance during the rainy season (June to September). A diel pattern varies depending on the species, eg., *A. felis* presented diurnal habits in contrast of *C. agudulce* showed nocturnal habits, this segregation was also observed in *C. abbotti* and *C. macrops* with a preference for diurnal habits, while *C. spilopterus* by crepuscular. Finally, the historical and / or regional environmental parameters showed a more detailed explanation of the variation in abundance, minimizing variation of abundance explained by variables taken in situ (water temperature, salinity and dissolved oxygen).

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE PECES BENTÓNICOS DE LA LAGUNA LA MANCHA, VERACRUZ.

Introducción

México cuenta con extensas costas y cuerpos de agua litorales, entre los que se incluyen 1.6 millones de hectáreas de ambientes estuarinos y más de 125 lagunas costeras (Contreras 1985). Cerca de las tres cuartas partes de la línea costera tropical están cubiertas por manglares, los cuales juegan un papel importante en el control de la contaminación a través de la filtración de nutrientes y otros contaminantes orgánicos, además de ser claves en la protección y estabilización de costas, y la protección contra tormentas tropicales (Astrálaga 2006).

Estos ecosistemas funcionan como reguladores de agua dulce, nutrientes, y entrada de sedimentos al medio costero. Además, son fundamentales en el mantenimiento de las cadenas tróficas marino costeras, ya que muchas poblaciones de animales dependen de ellos para desarrollar alguna etapa de su ciclo de vida, tales como aves, peces, crustáceos y moluscos (Astrálaga 2006), incluyendo a organismos en estados vulnerables de vida, como hembras ovadas, juveniles y larvas, por lo que también se les reconoce como “sala-cunas” por la disponibilidad adecuada de áreas para refugio y alimentación, generando condiciones favorables para el asentamiento de diferentes organismos marinos, siendo los peces uno de los grupos más diversos y abundantes (Medina-Contreras *et al.* 2014).

Los estuarios constituyen la desembocadura de los ríos hacia el océano, representando la transición del ambiente dulceacuícola al marino (Whitfield 1999), son sistemas complejos, caracterizados por una alta variabilidad física y biológica (Ardisson & Bourget 1992), además de poseer una alta productividad, un pronunciado estrés ambiental como consecuencia de marcados cambios de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y turbidez (Rico 2000). Mientras que la flora y fauna, está integrada por organismos marinos, estuarinos y dulceacuícolas, que se estructuran espacialmente a lo largo de gradientes verticales y horizontales bien definidos (Ardisson & Bourget 1992), por lo que, los procesos de distribución de las poblaciones en el medio natural son el resultado de procesos que ocurren a diferentes escalas espaciales.

Los peces son una de las comunidades más importantes que integran a un estuario. Los organismos que están asociados al fondo de los ecosistemas acuáticos constituyen la comunidad del bentos y se caracterizan por tener una escasa habilidad para nadar (no se cumple para todos los casos), extendiéndose por todo el lecho del fondo, siendo este tipo de fauna relativamente estacionaria. Así, que las especies bentónicas o epibénticas son las que viven en el fondo de los cuerpos de agua, cerca de éste o están temporalmente en contacto con él en la zona de litoral y la plataforma continental, llegando a profundidades de aproximadamente 500 metros (López 2010). Usualmente presentan adaptaciones especiales que les permiten acceder con facilidad a su alimento y sus membranas mucosas les permiten absorber los sustratos proteicos disueltos en el agua (Kinne 1972). Por otro lado, se observan importantes

adaptaciones conductuales para generar flujos de agua que facilitan la alimentación de organismos filtradores (Newell 1976).

Los estudios sobre peces bentónicos en el Golfo de México son escasos debido a que pocas especies son de importancia económica dentro de la industria pesquera. Por lo tanto, la mayoría de las especies no ofrecen la posibilidad de ser explotadas a un nivel comercial, sin embargo, estas especies son de gran importancia en los ecosistemas acuáticos por el papel que desempeñan en los ciclos biogeoquímicos, donde participan principalmente en el reciclamiento de materiales y nutrientes (López 2010), además de su participación ecológica en las redes tróficas y circulación de energía en el sistema, también pueden determinar la composición, abundancia y distribución espacio-temporal de otras comunidades bióticas.

La distribución temporal de adultos y juveniles está fuertemente influenciada por los cambios en los factores ambientales. En los estuarios tropicales, la variación estacional está determinada principalmente por la variación en la precipitación y el régimen de las mareas, por lo que la dinámica en la estructura de la comunidad de peces está altamente relacionada con dicha variación (Sandoval-Huerta *et al.* 2014). La variación estacional de las comunidades de peces en los estuarios puede estar regulada, en sinergia o individualmente, por la variabilidad de condiciones ambientales y por factores bióticos como los patrones de reclutamiento, desove, respuestas tróficas y reparto de recursos (Zarate-Hernández *et al.* 2012)

Mientras que las variaciones estacionales resultan ser más evidentes a lo largo de un año, las fluctuaciones en ciclos de 24 horas (nictímeras) podrían no ser tan notorias,

pero están implícitas a sus historias de vida. Como la simple periodicidad diaria de salida y puesta del sol, afecta la conducta y actividad de los peces. En este sentido, se pueden reconocer patrones a lo largo del día relacionados con la habilidad de los peces para detectar presas, evadir depredadores, agregarse o reproducirse, los cuales tienden a variar en el ciclo diario de luz y oscuridad, existiendo especies con hábitos típicamente diurnos, nocturnos y crepusculares (Castillo-Rivera *et al.* 2005a).

Los cambios nictímeros en la abundancia de peces y en la composición de especies se han atribuido principalmente a las variaciones en las actividades de forrajeo y a la evasión de depredadores, siendo estos cambios regularmente modulados por la marea y el foto-período. Del mismo modo, se ha observado en otros sistemas costeros un incremento significativo en el número y actividad de las especies durante la noche, por lo que se ha considerado que los muestreos nocturnos permiten una mejor aproximación al conocimiento de la estructura de las comunidades de peces.

Antecedentes

Los peces bentónicos conforman un grupo abundante y diverso en los estuarios, sin embargo, la información que analiza la variabilidad espacio temporal de la estructura de estas poblaciones, así como de otros componentes estuarinos es aun relativamente escasa (Castillo-Rivera *et al.* 2002). Algunos trabajos sobre esta temática han analizado la heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en la Laguna Chica-Grande, Veracruz (Aguirre-León *et al.* 2014), así como los patrones de distribución de bagres en un estuario semiárido tropical (Dantas *et. al* 2010).

En la mayoría de los casos los estudios realizados carecen de un enfoque que integre la relación entre los factores ambientales y la comunidad íctica. Entre los que abordan este enfoque, analizan la estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del pacifico mexicano central (Sandoval-Huerta *et al.* 2014); otros realizan la variación nictímera y estacional de la abundancia y riqueza de especies de peces en un ambiente salobre de sustrato blando (Castillo-Rivera 2005) y en un ambiente con vegetación sumergida (Castillo-Rivera 2010); como también los cambios espaciales, nictímeros y estacionales en la estructura de la comunidad de peces en un estuario tropical mexicano (Zárate-Hernández *et al.* 2012); y la variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México (Ayala-Pérez *et al.* 2012). Así, existen pocos trabajos que describen la composición, distribución y abundancia poblacional de estos peces, lo que constituye un obstáculo no solo para la detección de cambios en la diversidad de la comunidad,

sino también para la comprensión de la dinámica temporal de la misma en los ambientes lagunares.

Otro aporte al conocimiento de la comunidad de los estuarios son los listados taxonómicos base fundamental para el conocimiento de la biodiversidad, evaluación de impacto ambiental, estudios biogeográficos y una herramienta esencial en la administración de las pesquerías (Siqueiros-Beltrones & De La Cruz Agüero 2004). Para la laguna La Mancha se cuenta con un listado de diversidad ictiológica que reporta 29 familias y 65 especies, de las cuales 16 familias son de hábitos bentónicos por lo menos en una etapa de su vida. De acuerdo con Lara-Domínguez *et al.* (2011) las familias de peces bentónicos reportadas para la laguna La Mancha son: Achiridae, Ariidae, Batrachoididae, Dasyatidae, Eleotridae, Gerreidae, Gobiidae, Kyphosidae, Labrisomidae, Lutjanidae, Microdesmidae, Mugilidae, Paralichthyidae, Polynemidae, Sparidae y Syngnathidae.

A pesar de la insuficiente información que existe sobre la biología de estas especies en sistemas lagunares del Golfo de México, se han analizado aspectos biológicos, de las especies de la familia Ariidae, Paralichthyidae (Castillo Rivera & Kobelkowsky 1992; Castillo-Rivera *et al* 2000), Clupeidae (Castillo-Rivera *et al.* 1996; Castillo-Rivera & Kobelkowsky 2000), Gerreidae (Castillo-Rivera *et al.* 2005a) y Sparidae (Castillo-Rivera *et al.* 2007).

Pregunta de investigación

¿Cuáles son los factores ambientales que influyen en los patrones de distribución y abundancia en los peces bentónicos de la Laguna la Mancha?

Hipótesis

Existe una respuesta diferencial (por diferentes óptimos fisiológicos) de las especies a las variaciones de los factores ambientales, por lo que la distribución y abundancia mostrará patrones estacionales y nictímeros específicos para cada una de estas especies. Así, en escala estacional, la precipitación, salinidad y temperatura, podrán ejercer una influencia importante sobre la abundancia de las especies, mientras que durante el ciclo luz/oscuridad (nictímero), las especies depredadoras serán más abundantes durante la noche.

Objetivo general

Determinar la composición taxonómica de las familias bentónicas de peces: Dasyatidae, Batrachoididae, Eleotridae, Gobiidae Paralicthyidae, Achiridae y Ariidae en la laguna La Mancha, así como analizar los patrones de distribución y abundancia de las especies más conspicuas de estas familias y su variación con los factores ambientales.

Objetivos específicos

- Aportar conocimiento sobre la composición de especies bentónicas en la Laguna de La Mancha, Veracruz.
- Analizar la variación estacional de la distribución y abundancia de las especies.
- Analizar la variación nictímera de la distribución y abundancia de las especies.
- Determinar cuáles son los factores ambientales que condicionan la distribución y abundancia de los peces bentónicos.

Material y Método

Área de estudio

El sistema estuarino de La Mancha se ubica en las coordenadas 19° 44' 7.47"-19°25' 46.01" N y 96° 32' 22.80"-96° 18' 40.79" O. Se encuentra en una depresión tectónica-abrasiva, formada por depósitos aluviales y laguno palustres, anegados, con suelos del tipo gleysol mólico e histosol fibrico, y colinda con un sistema de dunas costeras (Casasola 2010). La vegetación circundante a la laguna está conformada por manglar y las especies presentes son: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*, estas especies se encuentran bajo la categoría de amenazadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.

La laguna tiene una superficie aproximada de 135 ha y 3 km de longitud (Figura 1), presenta una barra de arena que la separa del mar, la cual se abre durante la época de lluvias y nortes. El proceso de apertura natural de la barra es favorecido por los pobladores mediante excavaciones sobre el cauce del canal, previas al periodo de lluvias, principalmente en la época de frio-secas. Después de este periodo el canal de comunicación se vuelve a cerrar por efecto del transporte litoral. El Rio Caño Grande y el Arroyo El Caño son los únicos aportes permanentes de agua dulce a la laguna (Moreno-Casasola 2006).

El sistema se encuentra reconocido bajo la categoría de sitio Ramsar, con el nombre La Mancha y El Llano No. 1336. La categoría Ramsar tiene como objetivo la

conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales y nacionales para apoyar la conservación del ecosistema de manglar (Astrálega 2006).

En la zona el clima es del tipo Aw2 acorde al sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por García. Se caracteriza por ser cálido subhúmedo, con régimen de lluvias de verano, un P/T mayor de 55.3, con la temperatura media anual del mes más frío mayor de 18°C y la del mes más caliente mayor a 22°C. (Moreno-Casasola 2006).

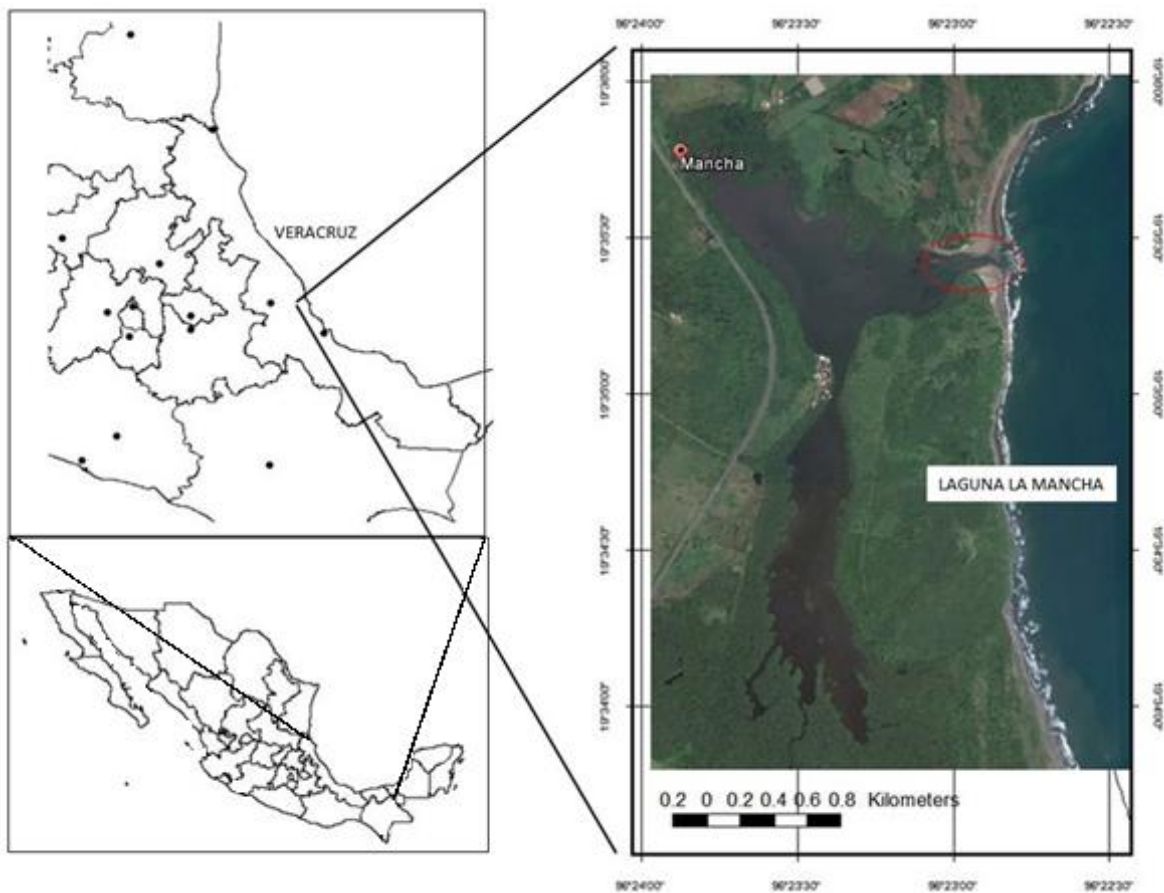


Figura 1 Ubicación geográfica del área de estudio, laguna La Mancha. El sitio de muestreo (boca del sistema) está indicado en color rojo.

Es un sistema asolvado, que presenta altas concentraciones de bacterias coliformes fecales, en la boca del sistema (conexión con el mar) cruza un ducto de Pemex con efectos de alteración tanto en la geometría como en la circulación estuarina. Las características físicas reportan que la laguna presenta una condición mesohalina, con salinidades que oscilan de 10 a 20, una temperatura de 20 a 25 °C y oxígeno disuelto 3.0 a 4.0 mg/L (CONABIO 2011).

Colecta del material biológico

El presente trabajo incluyó el análisis de 19 ciclos mensuales de muestreo y las colectas se realizaron de abril de 2012 a octubre de 2013. En cada mes se realizaron ciclos de 24 horas y se tomaron muestras cada dos horas con su correspondiente réplica (para un total de 24 colectas por día/mes). Las muestras se realizaron cercanas a la boca, en la conexión del sistema con el mar (Figura 1). Todos los muestreos se realizaron durante el periodo de luna nueva para maximizar el efecto de luz y oscuridad.

Las capturas se realizaron con un chinchorro playero de 37.1m de largo, 1.20m de caída y luz de malla de 1cm. Inmediatamente después de la captura los ejemplares se colocaron en agua con anestésico (9 partes de aceite de clavo por una de alcohol etílico al 94%, colocando 2 ml por cada 5 litros de agua), para ser fijados posteriormente en formol al 10%. El material fue lavado y conservado en alcohol etílico al 70%, el cual se encuentra depositado en el Laboratorio de Peces del Departamento de Biología (R-032) de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

Parámetros ambientales

Las variables ambientales analizadas se dividieron en toma de datos *in situ* y análisis de datos históricos y/o regionales para tener una mejor apreciación del nivel en el que se pudieran tener una influencia sobre la abundancia y distribución de los peces bentónicos. Dentro de los parámetros ambientales *in situ*, se tomaron en cuenta el oxígeno disuelto, temperatura del agua, salinidad y nivel del agua (marea), para las variables regionales y/o históricas fueron la temperatura ambiental y precipitación (con sus diferentes variantes como máximos y mínimos, por mes y día, así como los promedios mensuales por año). El carácter histórico de estas variables radica en que corresponden a datos de 30 años (de la estación meteorológica 00030353 La Mancha) y lo regional a las lecturas de la estación meteorológica del puerto de Veracruz.

La obtención de las variables regionales y/o históricas como la temperatura ambiental y la precipitación para el área se obtuvieron a través del Sistema Meteorológico Nacional, mientras que el nivel del agua (marea) fue basado en las tablas de marea del Instituto de Geofísica de la UNAM.

Los parámetros ambientales *in situ* se registraron durante los muestreos, cada dos horas, mensualmente y durante 19 meses. El oxígeno disuelto y la temperatura del agua se midieron con un Oxímetro YSI 550A y la salinidad con un refractómetro de campo ATAGO S-10E.

Trabajo de laboratorio

La identificación de las especies se realizó principalmente con las claves de la FAO (Carpenter 2002) y cuando fue necesario se utilizaron claves para taxa específicos: para la familia Ariidae Marceniuk y Betancur (2008) y Marceniuk *et al.* (2012); para Paralichthyidae Dawson (1969) y Topp y Hoff (1972), para Gobiidae Patzner *et al.* (2011); para Batrachoididae Collette (2003), para Dasyatidae McEachran y Carvalho (2003) y por último para organismos juveniles de varias familias Richards (2006).

Por especie se determinó la abundancia en número y en peso, la segunda con ayuda de una balanza digital OHAUS Adventurer con 0.01 g de precisión, además de incluir datos merísticos como longitud total (mm) y longitud patrón (mm) con un ictiómetro convencional. De la misma forma para algunas especies fue necesario registrar otras variables de importancia taxonómica como el ancho del disco para el caso de las rayas de la familia Dasyatidae.

Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de Varianza (ANOVA) factorial (de dos vías) utilizando la abundancia en número de cada una de las especies para comparar su respuesta estacional (mes y apertura o cierre de la boca del sistema) y nictímera (hora), así como para evaluar la interacción entre ellos.

También se aplicó análisis de correspondencia canónica (ACC) a la matriz general de abundancia de especies (variables dependientes) y la matriz de datos ambientales (variables independientes) para determinar las relaciones entre el conjunto de

especies y las variables ambientales. Este método evalúa las diferentes preferencias de hábitat (nichos) de los taxa a través de un esquema de ordenación (ter Braak & Verdonschot 1995). Las correlaciones “Inter-set” se usaron para definir las variables ambientales que en mayor grado condicionan la composición, distribución y abundancia de las especies (ter Braak 1988, Mc Garigal *et al.* 2000). Para analizar si el patrón de distribución mensual de abundancias se repite en los dos años analizados se utilizó un análisis de correlación.

Todos los análisis estadísticos fueron evaluados realizando una transformación de raíz cuadrada a los datos de abundancia en número, de acuerdo con Gotelli y Ellison (2004). Este procedimiento reduce la ponderación de las especies con abundancias muy grandes, de tal modo que otras especies, incluyendo las raras, contribuyan en igual forma dentro del tratamiento numérico. Este tipo de transformaciones es utilizado con regularidad durante la aplicación de análisis de clasificación y ordenación (Ramírez 2005) y también pretende mejorar el cumplimiento de los supuestos subyacentes a los análisis paramétricos.

Resultados

Variables ambientales

Con respecto a los parámetros evaluados *in situ* (salinidad, temperatura del agua y oxígeno disuelto), los análisis de varianza de dos vías mostraron diferencias significativas tanto a nivel estacional como a nivel nictímero ($P < 0.001$), al igual que las

interacciones entre estos (Tabla I). El comportamiento estacional y nictímero de los promedios por mes y por hora de estos parámetros se presenta en las Figuras 2 y 3.

Tabla I ANOVA de dos factores (mes y hora), aplicados a los parámetros ambientales evaluados in situ.

Fuente de Variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
<i>Temperatura</i>				
Mes	18	148.148	398.382	<0.001
Nictímero	11	50.408	135.551	<0.001
Mes* nictímero	186	1.923	5.170	<0.001
Error	216	0.372		
<i>Oxígeno disuelto</i>				
Mes	18	1649.091	972.418	<0.001
Nictímero	11	94.486	55.716	<0.001
Mes * Nictímero	189	38.143	22.492	<0.001
Error	218	1.696		
<i>Salinidad</i>				
Mes	18	1649.091	972.418	<0.001
Nictímero	11	94.486	55.716	<0.001
Mes * Nictímero	189	38.143	22.492	<0.001
Error	218	1.696		
<i>Marea</i>				
Mes	18	1851.346	879.968	<0.001
Nictímero	11	1130.229	537.212	<0.001
Mes * Nictímero	191	520.108	247.214	<0.001
Error	221	2.104		

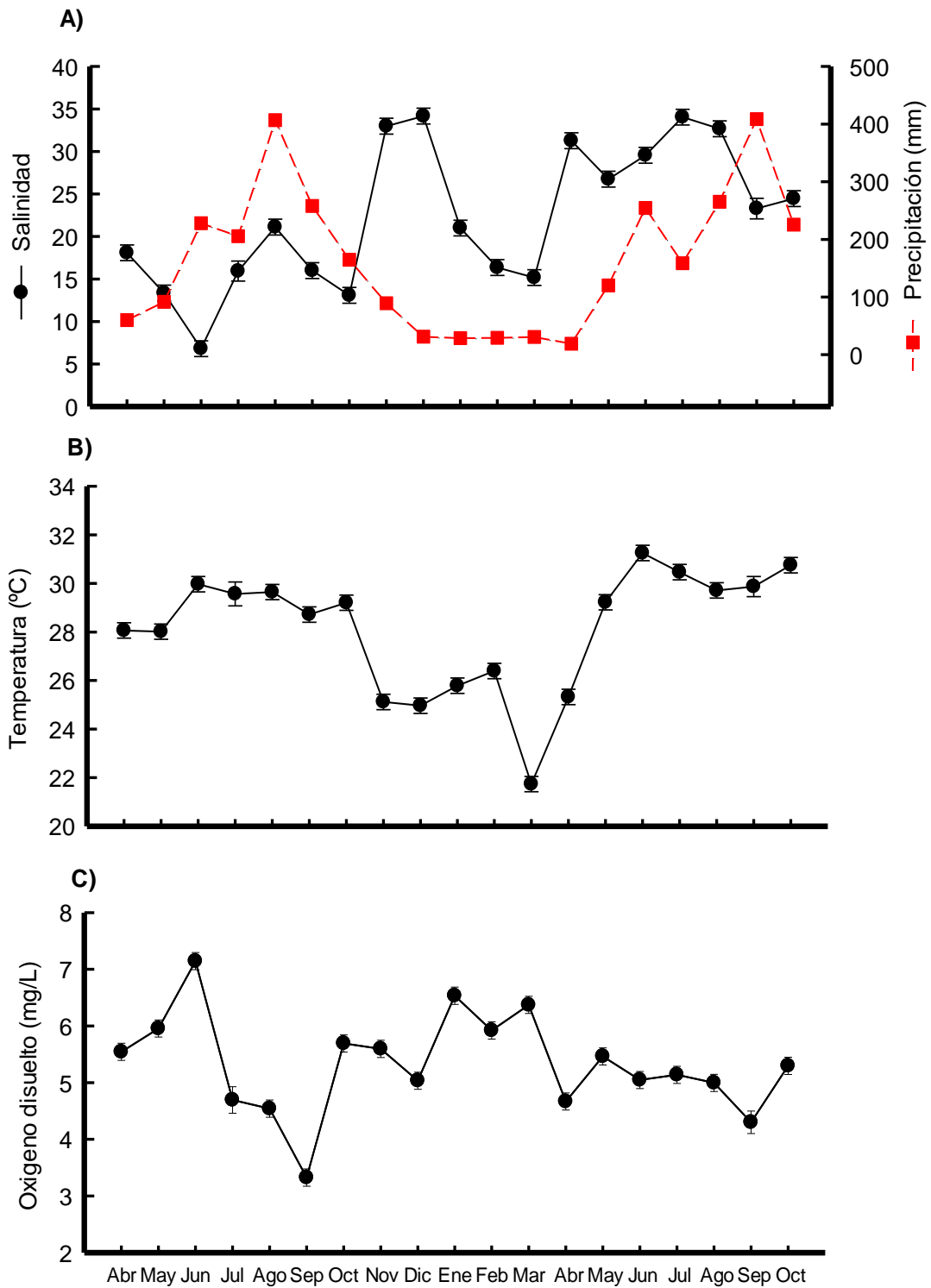


Figura 2 Variación estacional de los promedios y error estándar de la salinidad (A), temperatura del agua (B) y oxígeno disuelto (C) a lo largo de 19 meses de muestreo. También se señalan los promedios mensuales de 30 años de la precipitación (A).

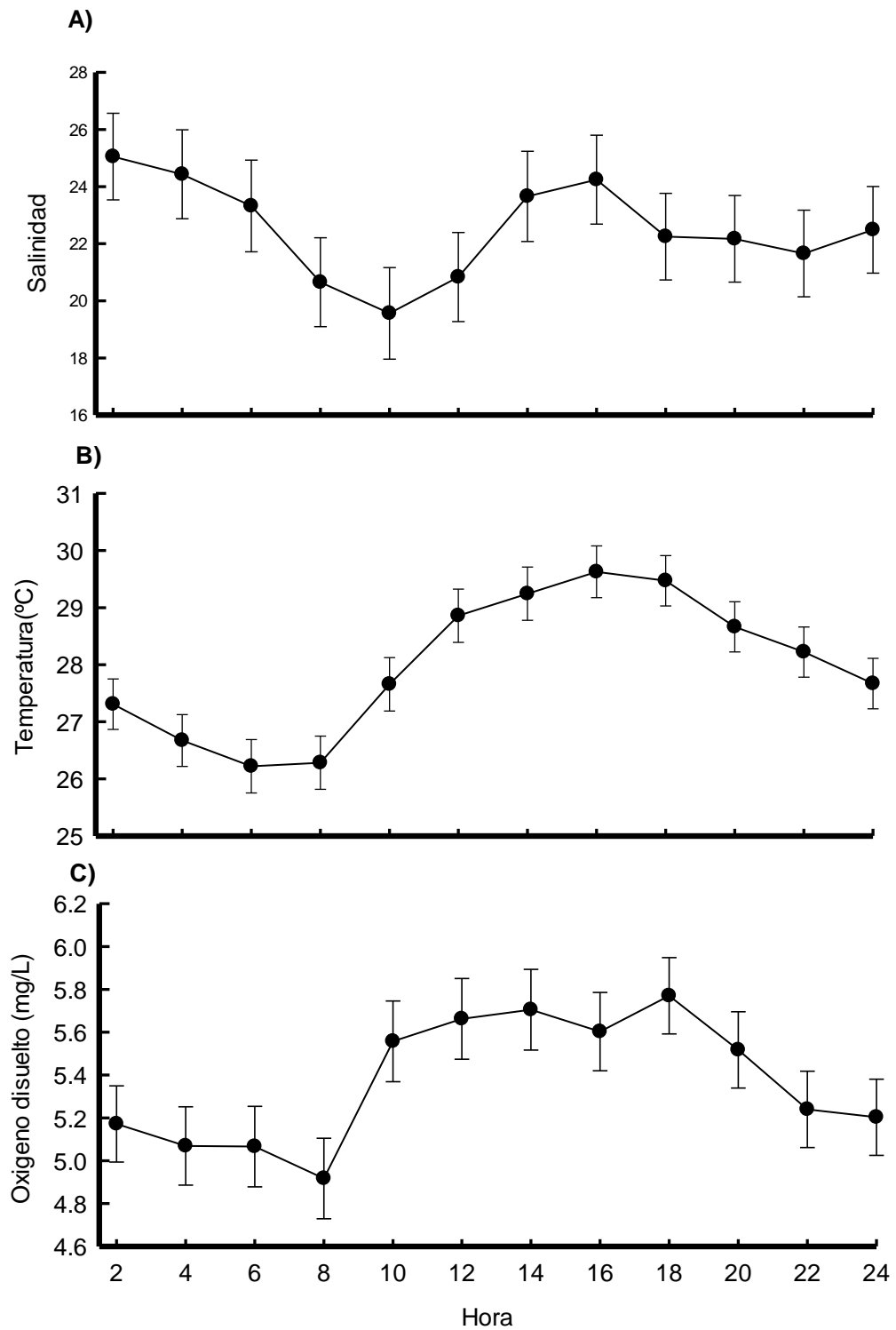


Figura 3 Variación nictémera de los promedios y error estándar de la salinidad (A), temperatura del agua (B) y oxígeno disuelto (C) a lo largo de 19 meses de muestreo

La variación estacional de la salinidad registró su valor máximo en el mes de diciembre con 40 y el mínimo en junio 2012 con 5. En contraste, los valores mínimos de precipitación se registraron desde diciembre a abril, siendo abril el menor con 19.1 mm, para el Estado de Veracruz, de acuerdo con CONAGUA (2012). Observándose una relación inversa con la salinidad (Figura 2A).

La temperatura máxima del agua se registró en el mes de junio a las 16 h con 34.7 °C y el valor mínimo se observó en el mes de marzo del segundo año de muestreo con 20.9 °C (Figura 2B). Por último, las mayores concentraciones de oxígeno disuelto se registraron en junio del 2012 con 8.8 mg/L y las mínimas en septiembre con 2.1 mg/L (Figura 2C).

En cuanto a la variación nictímera de las variables *in situ* (Figura 3A), la salinidad alcanzó sus máximos valores a las 2 h y el mínimo a las 10 h, las temperaturas máximas se alcanzaron a las 16 h y las mínimas a las 6 h (Figura 3B), mientras que el oxígeno disuelto presentó su máximo a las 18 y el mínimo a las 8 h (Figura 3C).

De acuerdo a las pruebas estadísticas, el nivel del agua mostró diferencias significativas estacionales y nictímeras (Tablas I). En relación con la marea y su efecto sobre el nivel del agua (influencia regional), en el sistema se registraron tres tipos de marea: diurna, semidiurna y mixta. Su amplitud fluctúa entre los -23 y los 67 cm. La diferencia entre el tipo semidiurna y mixta radica en la irregularidad de la amplitud y el tiempo de ocurrencia en el que se alcanzan los puntos máximos y mínimos (pleamar y bajamar), en relación al meridiano de la Luna. De acuerdo con lo anterior, el tipo semidiurna se caracteriza por una pleamar y una bajamar sucesivas espaciadas en

tiempos muy similares y ocurren uniformemente dos veces al día, por el contrario, el tipo mixta muestra una fuerte desigualdad en las pleamares y bajamares en tiempos y amplitud.

La marea de tipo diurna está claramente representada en el mes de noviembre del 2012 y julio 2013, el tipo semidiurna en el mes de septiembre 2012 y marzo 2013, por último, agosto y octubre del 2012 ejemplifican el tipo mixta (Figura 4).

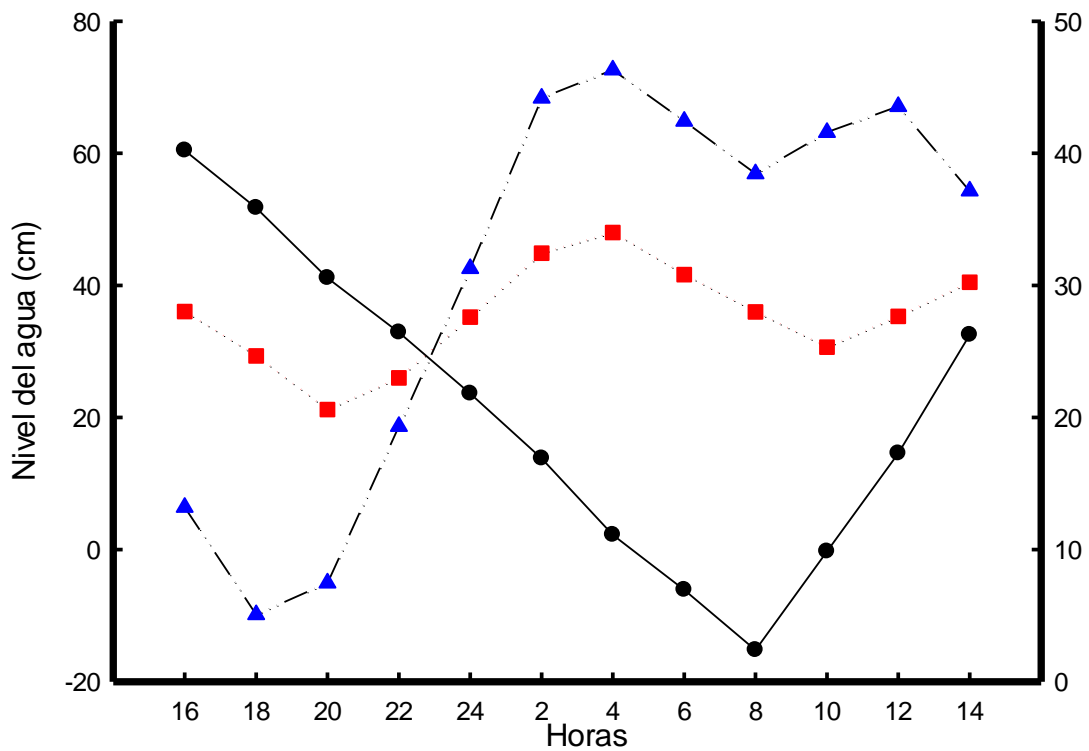


Figura 4 Nivel del agua promedio registrado a lo largo de muestreos específicos en La Mancha, Veracruz. Tipo diurna (—●—); Tipo semidiurna (.....■.....); Tipo mixta (---▲---).

Regularmente los valores mínimos (bajamar) se observaron a las 8 y 20 h y esta particularidad se puede ver relacionada con los promedios mínimos de salinidad, mientras que valores mínimos de la temperatura y el oxígeno disuelto se presentan a

las 8 y 10 h respectivamente, lo cual puede ser debido a la disminución en el nivel del agua causado por la entrada o salida de está del sistema (Figura 4).

Otra de las variables que juega un papel importante como factor condicional es el estado de la boca del sistema, como se mencionó antes la barra que separa al sistema del agua de mar puede ser abierta de dos formas, naturalmente o artificialmente. La segunda se lleva a cabo por los pescadores dependiendo de las condiciones de la laguna, ya que si presenta mucha materia orgánica, perjudica a los cultivos de ostión. Los meses con boca abierta durante el estudio fueron de julio a diciembre del 2012, enero, abril y de junio a octubre del 2013, regularmente durante la temporada de lluvias. Las variables ambientales presentaron diferencias significativas, excepto la salinidad a nivel nictímero ya que está influenciada por el estado de la boca (Tabla II).

En cuanto a la variabilidad del climática se definen tres épocas: secas que incluye los meses de marzo a mayo, el régimen de precipitación tiene una marcada y bien definida época de lluvias que va desde junio hasta septiembre, y la época de nortes y tormentas se presenta desde octubre hasta febrero.

La precipitación anual registrada para la zona en el 2012 fue en 1696 mm y en el siguiente año fue de 1852.6 mm. Así, claramente el segundo año de muestreos se presentó el mayor registro de precipitación en septiembre con 408.6 mm, por el contrario, los meses con menor precipitación fueron de diciembre 2012 a abril del 2013 con registros menores a 31.3 mm. Al analizar los datos históricos el mes con mayor precipitación es julio seguido por agosto y septiembre, y el mes con menor precipitación es febrero (Figura 2A).

Tabla II ANOVA de dos factores (estado de la boca y hora), aplicados a los parámetros ambientales evaluados *in situ*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
<i>Temperatura</i>				
Nictímero	11	43.956	6.387	<0.001
Boca	1	252.339	36.664	<0.001
Nictímero * Boca	11	3.676	0.534	0.880
Error	408	6.883		
<i>Salinidad</i>				
Nictímero	11	66.197	0.996	0.449
Boca	1	8998.358	135.345	<0.001
Nictímero * Boca	11	64.034	0.963	0.480
Error	413	66.485		
<i>Oxígeno disuelto</i>				
Nictímero	11	3.394	4.159	<0.001
Boca	1	156.910	192.299	<0.001
Nictímero * Boca	11	1.265	1.550	0.111
Error	408	0.816		
<i>Marea</i>				
Nictímero	18	1851.346	879.968	<0.001
Boca	11	1130.229	537.212	<0.001
Nictímero * Boca	191	520.108	247.214	<0.001
Error	221	2.104		

Composición ictiofaunística

El total de especies registradas para seis familias que están estrictamente asociadas al fondo de acuerdo a sus hábitos se muestra en la Tabla III. A partir de un total de 442 muestreos realizados durante los 19 meses (abril 2012 a octubre 2013) se capturaron 1,385 peces bentónicos con un peso total de 27,831.09 g., correspondientes a siete familias, 14 géneros y 17 especies, de las cuales la familia mejor representada fue Gobiidae con cinco especies (Anexo).

Tabla III Listado taxonómico de especies de peces bentónicos en la laguna de la Mancha

Dasyatidae

Dasyatis sabina (Lesueur, 1824)

Ariidae

Ariopsis felis (Linnaeus, 1766)

Bagre marinus (Mitchill, 1815)

Cathorops aguilula (Meek, 1904)

Batrachoidae

Opsanus beta (Goode & Bean, 1880)

Eleotridae

Erotelis smaragdus (Valenciennes, 1837)

Eleotris pisonis (Gmelin, 1789)

Gobiomorus dormitor (Lacepède, 1800)

Gobiidae

Gobiinae

Bathygobius soporator (Valenciennes, 1837)

Bathygobius mystacium (Ginsburg, 1947)

Gobionellinae

Evorthodus lyricus (Girard, 1858)

Gobionellus oceanicus (Pallas, 1770)

Ctenogobius boleosoma (Jordan & Gilbert, 1882)

Paralichthyidae

Citharichthys abbotti (Dawson, 1969)

Citharichthys macrops (Dresel, 1885)

Citharichthys spilopterus (Günther, 1862)

Achiriidae

Achirus lineatus (Linnaeus, 1758)

Las familias con mayor abundancia fueron: Ariidae, Paralichthyidae y Gobiidae. Ariidae fue la más abundante en número, incluyendo cerca del 50 % de la abundancia relativa, mientras que Dasyatidae, a pesar de no ser muy abundante en número, presentó la mayor biomasa con 9306.11 g. teniendo un 33.43% del peso relativo (Tabla IV).

Tabla IV Abundancia en número (orden decreciente) y peso de las especies de peces bentónicos en la laguna La Mancha.

Especies	Abundancia	Número relativo (%)	Peso (g)	Peso relativo (%)
<i>Ariopsis felis</i>	368	26.53	6906.3	24.77
<i>Cathorops aguiladulce</i>	304	21.92	8590.83	30.81
<i>Citharichthys macrops</i>	212	15.28	816.15	2.93
<i>Citharichthys spilopterus</i>	176	12.69	314.79	1.13
<i>Gobionellus oceanicus</i>	80	5.77	315.59	1.13
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	78	5.62	19.79	0.07
<i>Citharichthys abbotti</i>	39	2.81	56.84	0.20
<i>Dasyatis sabina</i>	33	2.38	9306.11	33.38
<i>Achirus lineatus</i>	25	1.80	45.71	0.16
<i>Erotelis smaragdus</i>	15	1.08	29.69	0.11
<i>Opsanus beta</i>	13	0.94	857.05	3.07
<i>Gobiomorus dormitor</i>	11	0.79	212.28	0.76
<i>Bagre marinus</i>	10	0.72	361.77	1.30
<i>Evorthodus lyricus</i>	9	0.65	12.58	0.05
<i>Bathygobius soporator</i>	9	0.65	17.24	0.06
<i>Bathygobius mystacium</i>	3	0.22	4.15	0.01
<i>Eleotris pisonis</i>	2	0.14	16.08	0.06
Total	1385	100	27831.09	100

Distribución y abundancia

La elección de las especies para el análisis de distribución y abundancia, tanto a nivel estacional como nictímero, fue con base en la frecuencia de captura. De esta forma se analizaron todas aquellas especies con frecuencia de ocurrencia mayor a 5 %, con excepción de *Citharichthys abbotti*, que se incluyó ya que no se cuenta con ninguna información relacionada con sus aspectos biológicos. Con este criterio se tienen ocho especies de un total de 17, las cuales representaron más del 92% de la abundancia total de las especies que utilizan el hábitat bentónico, incluyendo como representantes a dos especies de la familia Ariidae, tres de Paralichthyidae, dos de Gobiidae y Dasyatidae .

Ariopsis felis

A nivel estacional la abundancia en el primer año presentó tres pulsos, el más importante fue en octubre seguido por abril y febrero; mientras que en el segundo año el mayor pulso fue en agosto observándose diferencias significativas entre meses (Tabla V). En ambos casos, los pulsos de mayor abundancia coinciden con la época de lluvias para la zona y por consiguiente con el estado abierto de la boca (Figura 5). Por otra parte, no existe una correlación significativa ($r = -0.197$; $n=7$; $P=0.672$). de la abundancia de *A. felis* entre los años.

En la Tabla V se observa la interacción entre el factor estacional y nictímero la cual no fue significativa, esto quiere decir que el comportamiento de la abundancia estacional promedio no se ve afectada por el nictímero.

Tabla V. ANOVA de dos factores mensual y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de *A. felis*.

Fuente de Variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	3.874	6.815	<0.001
Nictímero	11	0.494	0.869	0.572
Mes* nictímero	191	0.462	0.813	0.930
Error	221	0.568		

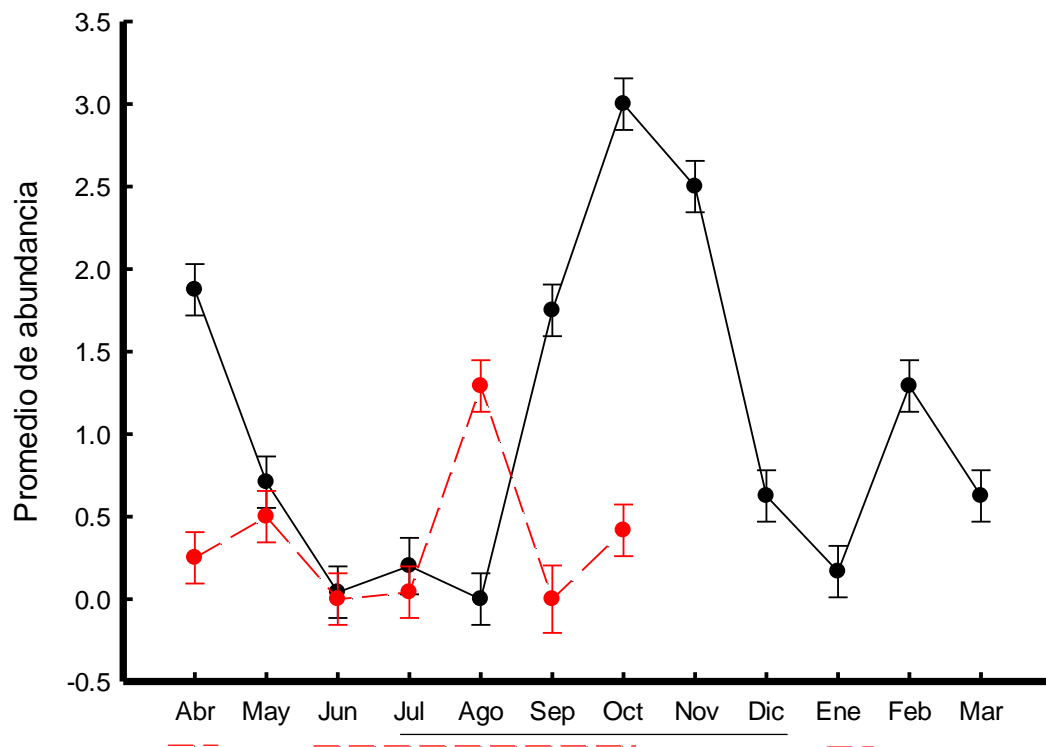


Figura 5. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *A. felis*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (---●---). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

A nivel nictímero se observaron tres pulsos importantes, dos durante el día (14:00 y 8:00) y uno durante la noche (24:00). A pesar de lo anterior no se presentaron diferencias significativas entre horas (Figura 6).

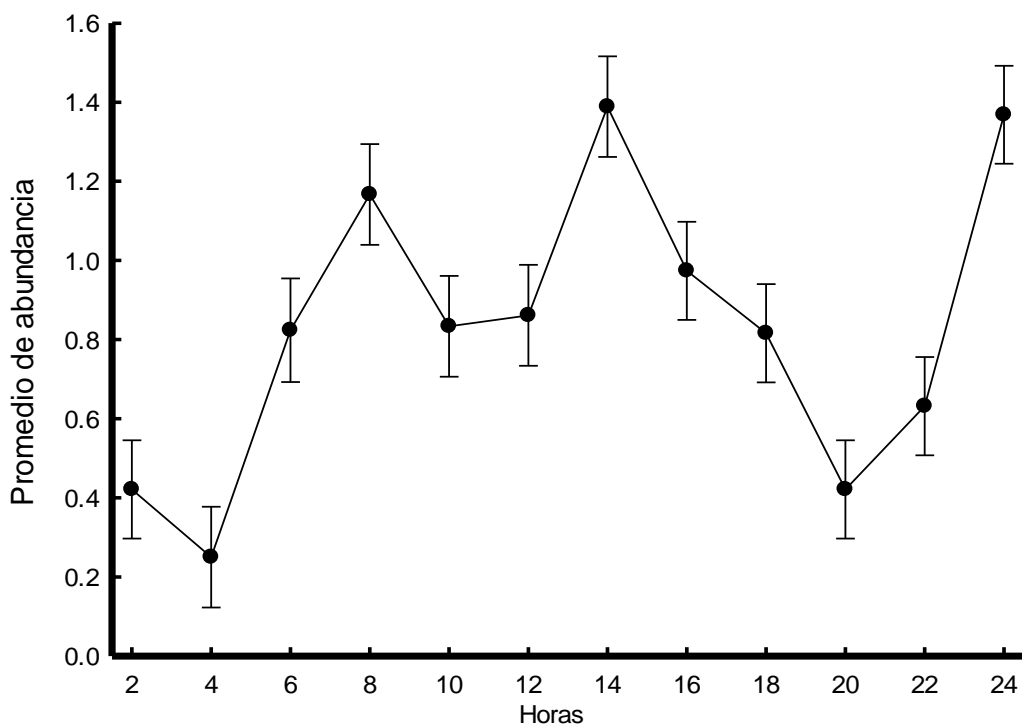


Figura 6 . Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *A. felis*.

Tomando en cuenta el cierre y apertura de la boca la abundancia de *A. felis* no varió significativamente entre estos dos periodos (Tabla VI), de los cuatro pulsos de mayor abundancia dos se presentan cuando la boca está abierta y dos cuando está cerrada.

Tabla VI. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos de *A. felis*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F	P
Boca	1	0.0007	0.0007	0.001	0.972
Error	440	289.064	0.657		
Total	441	289.072			

Cathorops aguadulce

De acuerdo con el análisis de varianza se presentaron diferencias significativas a nivel estacional y nictímero (Tabla VII), las diferencias en los pulsos de abundancias entre meses son más evidentes, observándose tres pulsos en septiembre, mayo y julio del 2012 (por orden de abundancia), por otro lado, en 2013 se observaron dos pulsos octubre y mayo (Figura 7). Mientras que el patrón de las abundancias no se repitió entre años, debido a que no existe correlación significativa ($r=0.5$; $n=7$; $P=0.252$) del patrón de distribución entre los años de muestreo.

En relación con la distribución nictímera, se presentaron tres pulsos evidentes a las 10:00, 16:00 y 22:00 h (figura 8).

Tabla VII. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de *C. aguadulce*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	3.152	8.094	<0.001
Nictímero	11	2.151	5.525	<0.001
Mes * nictímero	191	0.445	1.144	0.168
Error	221	0.389		

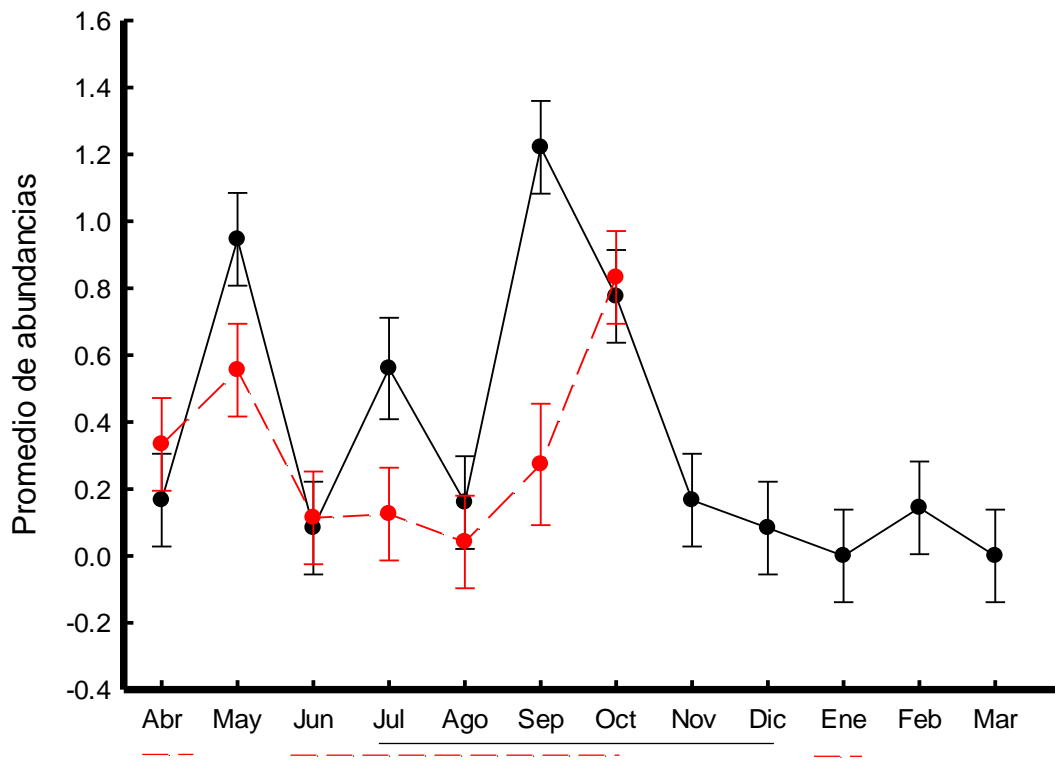


Figura 7. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *C. aguadulce*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (---●---). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

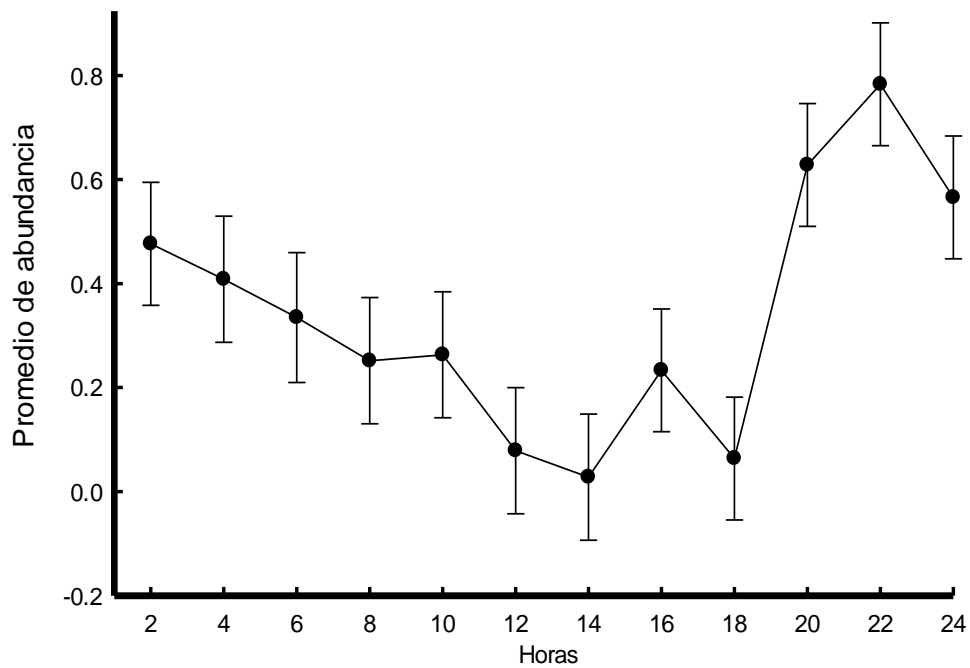


Figura 8. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *C. aguadulce*.

En cuanto a la influencia de la condición del sistema (apertura o cierre de la boca), para la abundancia de esta especie no se obtuvieron diferencias significativas (Tabla VIII). Esto se observa en la Figura 7, donde en el mes de mayo para ambos años también se presentó una abundancia alta, a pesar que fueron meses en los que la barra se encuentra cerrada.

Tabla VIII. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de *C. aguadulce*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	1.538	1.538	2.71	0.100
Error	440	249.517	0.567		
Total	441	251.056			

Citharichthys macrops

A nivel estacional presentó dos pulsos de abundancia en el primer año, el más importante fue en octubre seguido por un fuerte descenso en el mes de diciembre. Para el siguiente año se presentaron tres pulsos, el mes con mayor abundancia fue abril seguido por julio y septiembre (Figura 9), observándose diferencias significativas entre meses (Tabla IX), en cuanto al patrón de abundancia no se repitió entre años, debido a que no existe una correlación significativa del patrón de abundancia entre años ($r = -0.08$; $n = 7$; $P = 0.85$) no obstante, se observó un patrón muy similar.

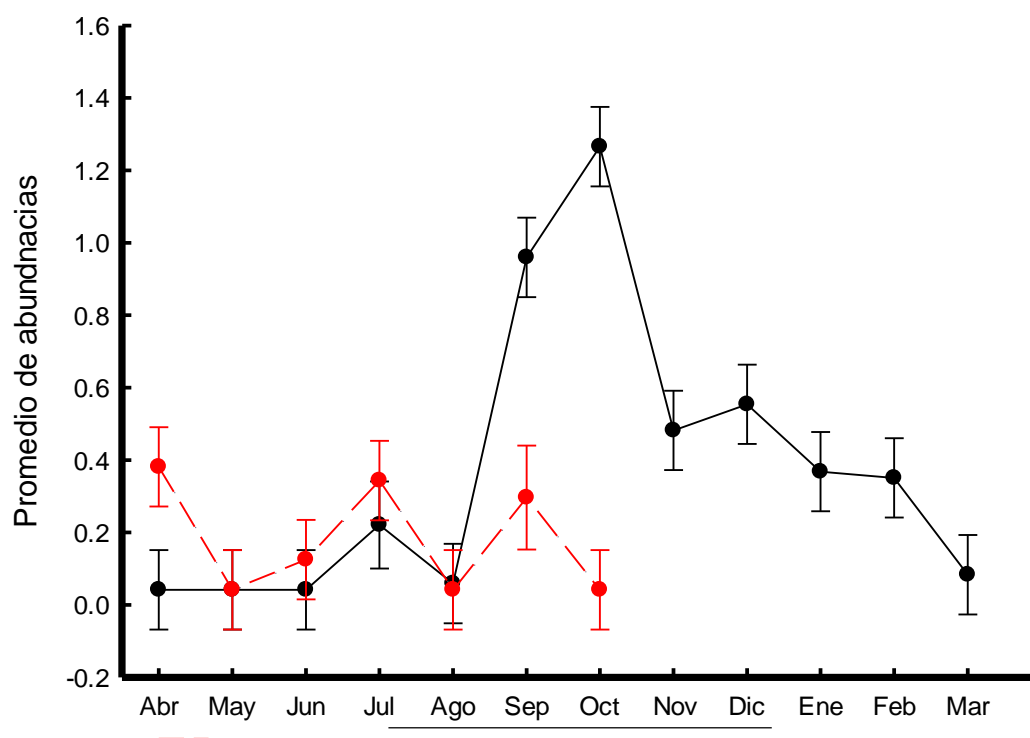


Figura 9. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *C. macrops*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (---●---). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

Tabla IX. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de *C. macrops*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	2.671	11.961	<0.001
Nictímero	11	0.564	2.527	0.005
Mes * nictímero	191	0.352	1.574	0.001
Error	221	0.223		

A nivel nictímero se presentaron diferencias significativas encontrando mayor abundancia a las 2:00, 12:00 y 22:00 h (Figura 10). En tanto, la interacción entre el factor estacional y nictímero presentó diferencias significativas (Tabla IX), indicando que la variación nictímera se ve afectada por la variación mensual. En meses de secas el patrón es preferentemente nocturno, pero en la época de lluvias, debido a un

incremento de la turbidez, la actividad se extiende a horas del día, invirtiéndose el patrón de abundancia siendo mayor durante el día.

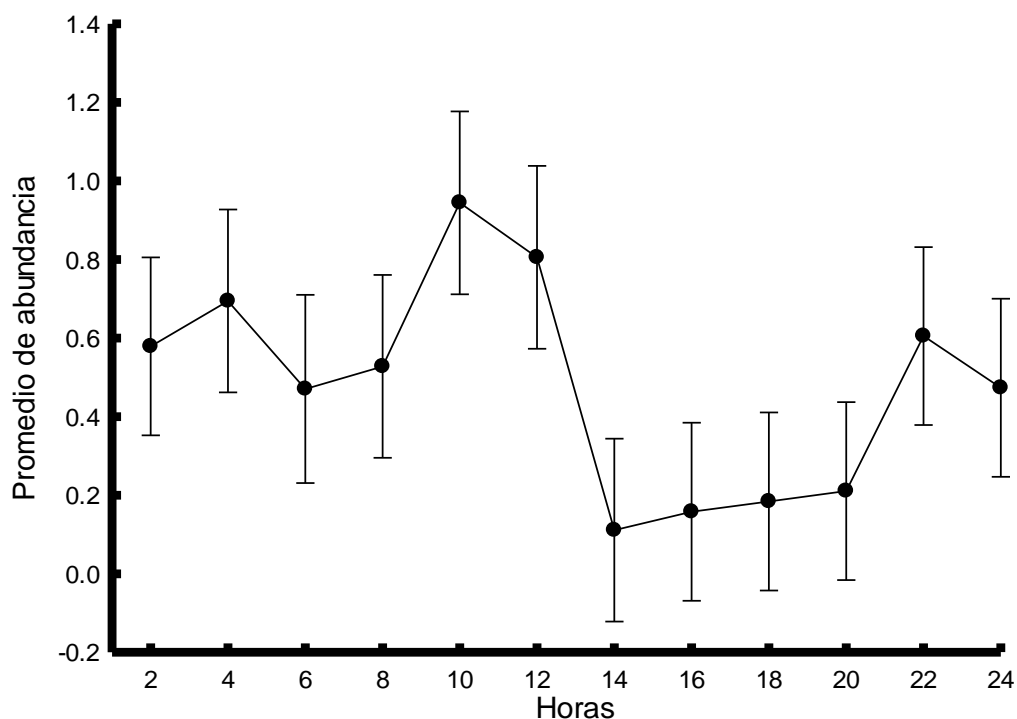


Figura 10. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *C. macrops*.

Existen diferencias significativas en la abundancia con respecto al estado de la boca (Tabla X), ya que los meses de mayor abundancia son los que presentan boca abierta, capturándose 184 de un total de 211 ejemplares.

Tabla X. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos de *C. macrops*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	7.009	7.009	18.82	<0.001
Error	440	163.840	0.3723		
Total	441	170.849			

Citharichthys spilopterus

En la Figura 11 se muestra la variación estacional de esta especie, así como un pulso importante en octubre del primer año, mientras que, en el segundo año nuevamente el mes con mayor abundancia fue octubre seguido por julio. En este sentido, se observan diferencias significativas entre meses (Tabla XI). En cuanto el patrón de abundancia entre años no existe una correlación significativa ($r=0.354$; $n=7$; $P=0.435$) entre años, pero si existió un patrón relativamente similar.

Tabla XI. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos *C. spilopterus*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	4.022	26.262	<0.001
Nictímero	11	0.274	1.787	0.058
Mes * nictímero	191	0.205	1.341	0.018
Error	221	0.153		

A nivel nictímero se observó una ligera tendencia de mayor abundancia a las 8:00 y 20:00 h (Figura 12), patrón que muestra diferencias significativas marginales con una probabilidad igual a 0.058. Así, esta especie muestra una ligera tendencia por horas de penumbra.

La interacción entre los factores estacional y nictímero es significativa (Tabla XI), es decir que la variación nictímera se ve afectada por la variación mensual. No obstante, el patrón de actividad nictímera cambia durante la época de lluvias agosto a octubre, cuando el patrón de actividad es crepuscular, mientras que en el resto de los meses es nocturno.

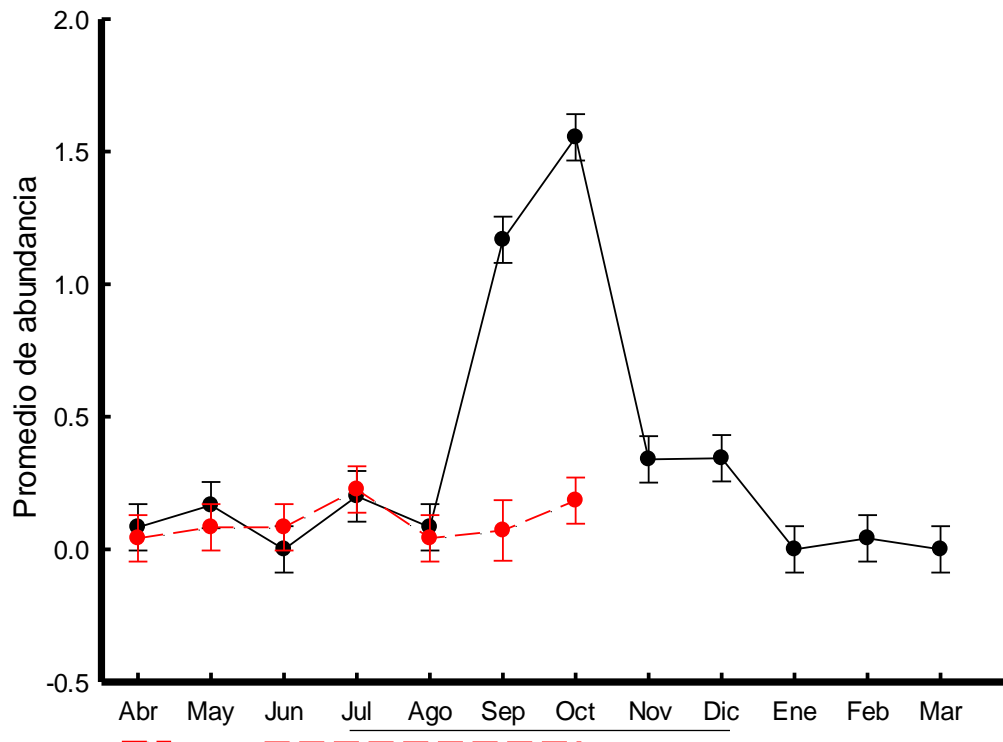


Figura 11. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *C. spilopterus*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (—●—). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

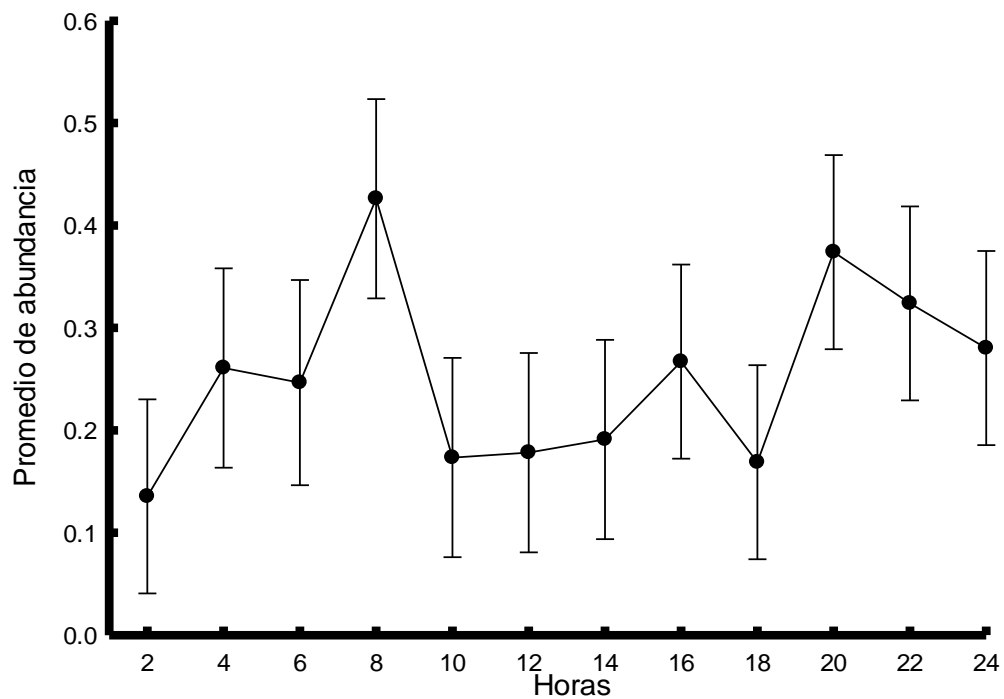


Figura 12. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *C. spilopterus*.

La abundancia de *C. spilopterus* muestra diferencias significativas con el cierre y apertura de la boca, de este modo, los meses con mayor abundancia corresponden al periodo de boca abierta (Tabla XII).

Tabla XII. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos *C. spilopterus*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	11.063	11.063	35.43	<0.001
Error	440	137.385	0.312		
Total	441	148.448			

Citharichthys abbotti

A nivel estacional la abundancia de esta especie en el primer año presento dos pulsos, el más importante en septiembre seguido de enero (Figura 13) observándose diferencias significativas entre meses (Tabla XVI), *C. abbotti* no fue capturado en el segundo año (febrero a octubre 2013), su patrón de abundancias estaría limitado por las fuertes lluvias que se presentaron durante el segundo año

Los meses en que esta especie fue más abundante (septiembre y enero) corresponde al periodo de boca abierta. Así, el análisis de varianza mostró diferencias significativas en la abundancia y el estado de la boca (Tabla XIII), permitiendo esta última condición la entrada de la especie a la laguna.

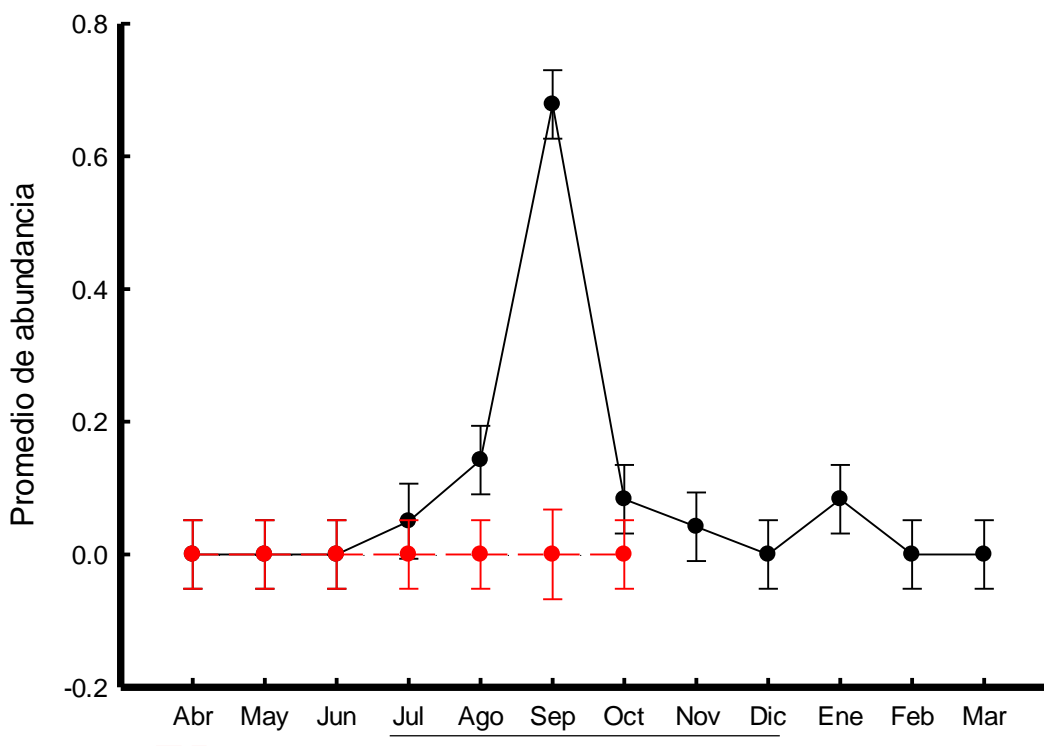


Figura 13. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *C. abbotti*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (---●---). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

La interacción de los factores estacional y nictímero en la abundancia, no muestra diferencias significativas (Tabla XIII), lo que significa que la variación mensual es independiente de la variación nictímera.

Tabla XIII. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de *C. abbotti*.

Fuente de Variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	0.579	8.388	<0.001
Nictímero	11	0.055	0.802	0.638
Mes * nictímero	191	0.059	0.847	0.881
Error	221	0.069		

Tabla XIV. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos *C. abbotti*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	0.578	0.5789	6.90	0.008
Error	440	36.927	0.0839		
Total	441	37.506			

A nivel nictímero no se presentaron diferencias significativas en la distribución de la abundancia. No obstante, la captura de esta especie mostró una tendencia, en la cual las mayores abundancias se alcanzaron durante el día, con un pulso a las 12:00 h (Figura 14).

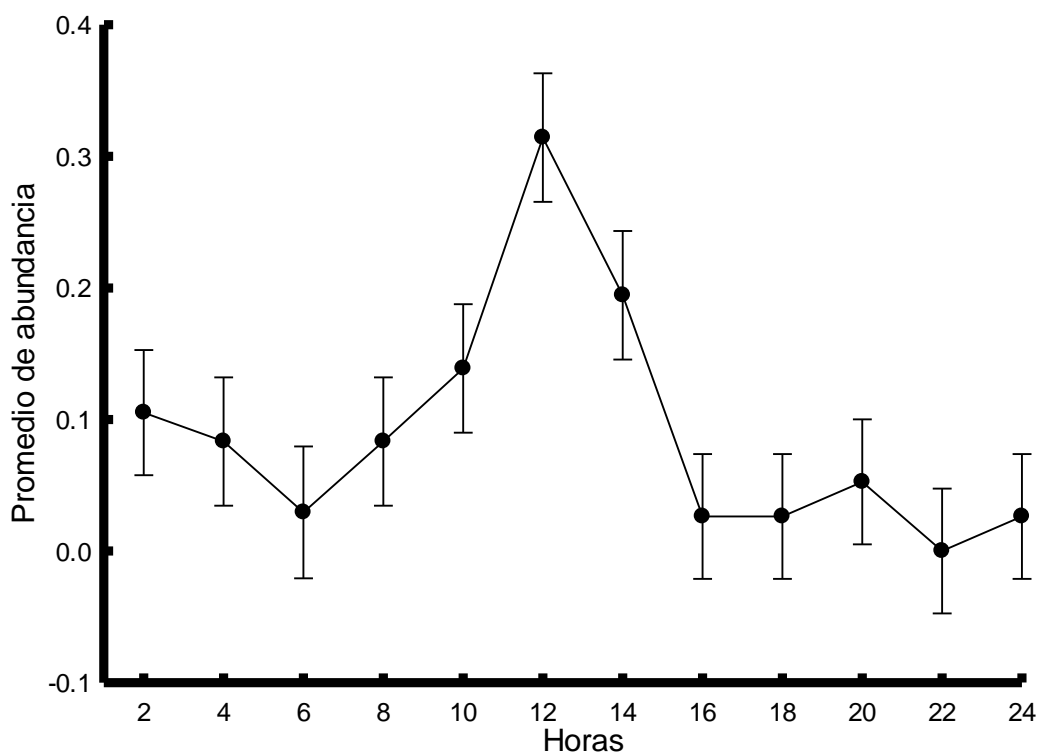


Figura 14. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *C. abbotti*.

Gobionellus oceanicus

A nivel mensual se presentaron dos pulsos, uno durante octubre (2012) seguido por el más conspicuo durante julio (2013), la captura fue mayor durante el segundo año de colecta (Figura 15), mostrando diferencias significativas en la abundancia entre meses (Tabla XV). El análisis de correlación de la abundancia entre años no mostró una correlación significativa ($r= 0.067$; $n=7$; $P=0.884$), indicó que el patrón de abundancia entre años no se repite.

Tabla XV. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de ocho especies de *G. oceanicus*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	0.861	5.637	<0.001
Nictímero	11	0.348	2.279	0.012
Mes * nictímero	191	0.105	0686	0.996
Error	221	0.153		

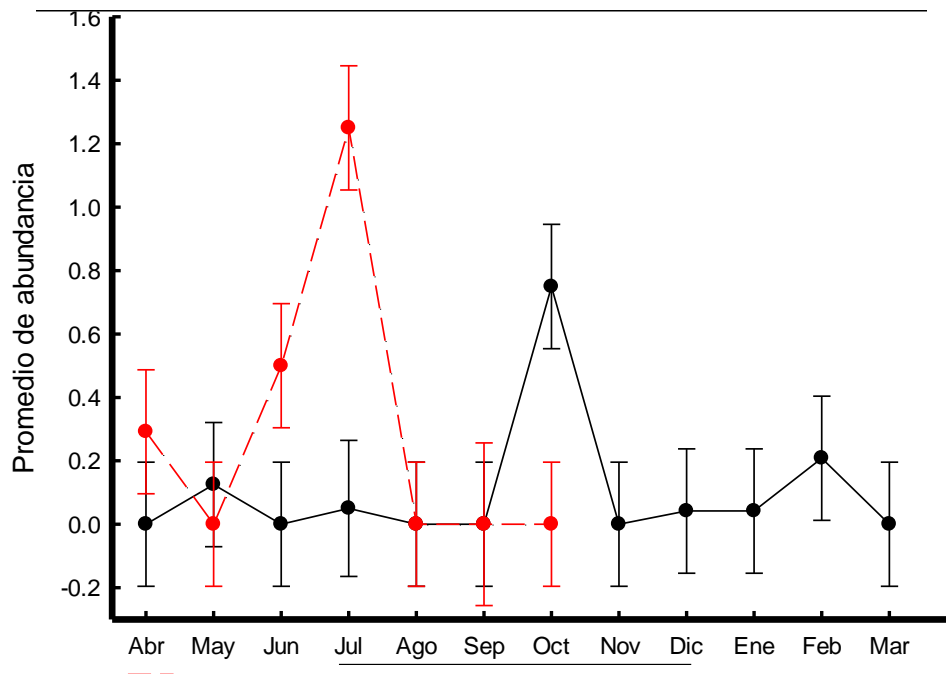


Figura 15. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *G. oceanicus*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (---●---). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

Existieron diferencias significativas en la abundancia de acuerdo al estado de la boca (Tabla XVI), la abundancia de *G. oceanicus* fue mayor en los meses de apertura de la boca.

Tabla XVI. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos de *G. oceanicus*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	3.307	3.307	21.76	<0.001
Error	440	70.074	0.159		
Total	441	73.381			

A nivel nictímero, la distribución de la especie a lo largo del día (Figura 16) exhibe un máximo de captura a las 18:00 h, con un descenso en la abundancia para un segundo repunte a las 22:00 h, observando diferencias significativas entre horas (Tabla XVIII). La interacción entre el factor estacional y nictímero no fue significativa.

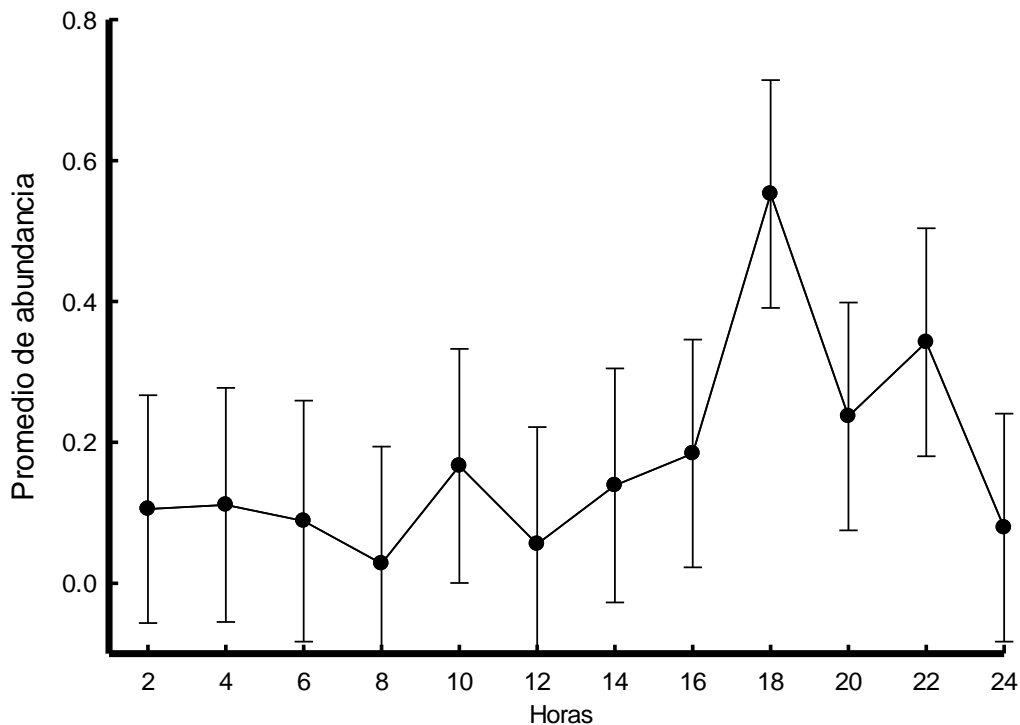


Figura 16. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *G. oceanicus*.

Ctenogobius boleosoma

A nivel estacional la abundancia de esta especie presenta picos en los meses de octubre y febrero para el primer año, para el segundo año la mayor abundancia se registró en julio (Figura 17). La fuente de variación mensual resultó ser significativamente diferente (Tabla XVII). En cuanto al patrón de distribución entre años no se repite, ya que no se tiene una correlación significativa ($r = -0.420$; $n = 7$; $P = 0.348$).

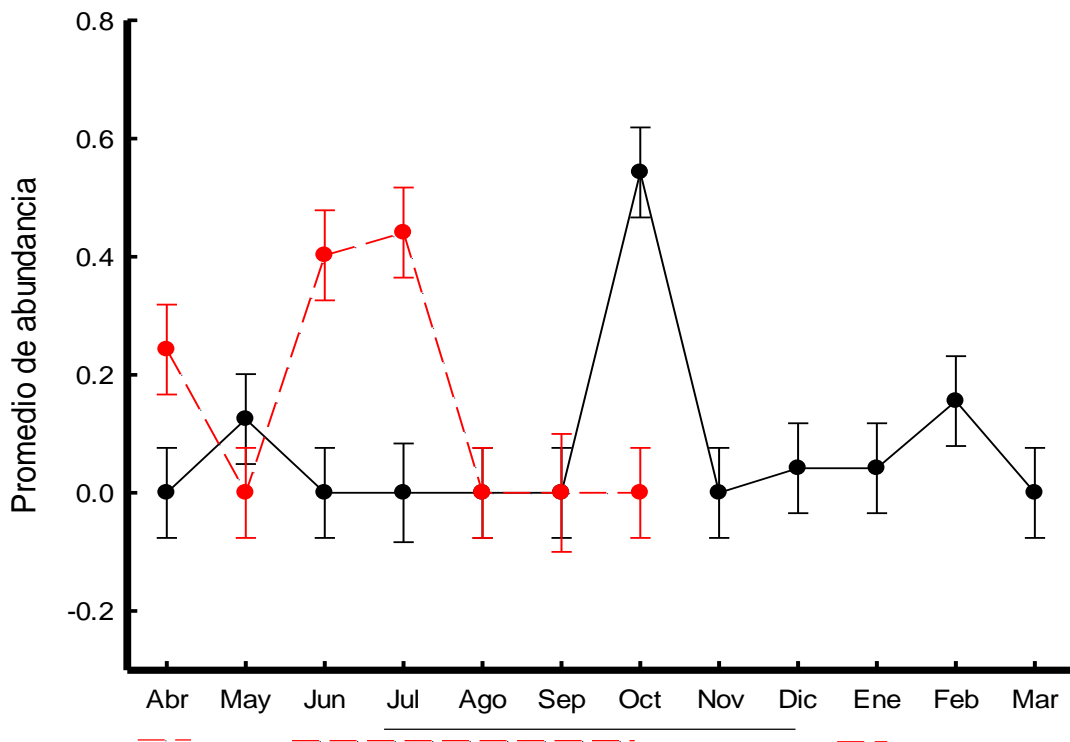


Figura 17. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *C. boleosoma*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (---●---). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

Tabla XVII. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de *C. boleosoma*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	0.712	4.185	<0.001
Nictímero	11	0.099	0.583	0.842
Mes * nictímero	191	0.111	0.653	0.999
Error	221	0.170		

A nivel nictímero, no existen diferencias significativas a pesar de que la abundancia presenta un repunte a las 18:00 (Figura 18), así mismo la interacción del factor estacional y nictímero no mostró diferencias significativas (Tabla XVII).

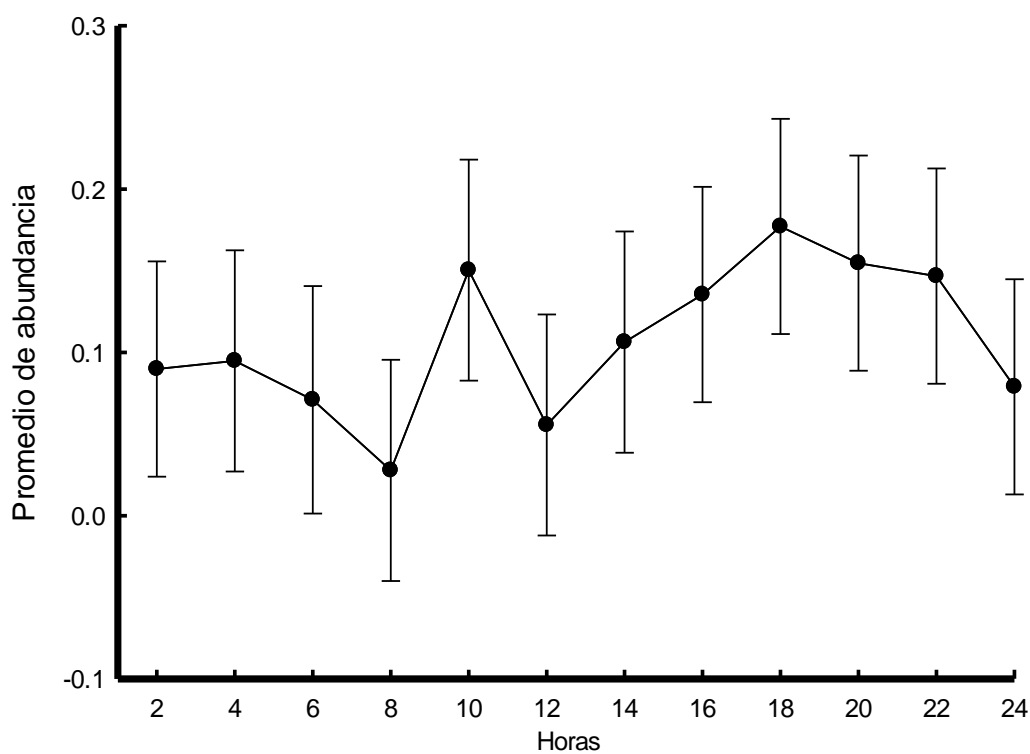


Figura 18. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *C. boleosoma*.

Tabla XVIII. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos de *C. boleosoma*.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	1.124	1.124	6.92	0.008
Error	440	71.483	0.162		
Total	441	72.608			

La abundancia presentó diferencias significativas con relación al estado de la boca del sistema, los tres pulsos de abundancia se presentaron cuando la boca permaneció abierta (Tabla XVIII).

Dasyatis sabina

A nivel estacional, en el primer año se presentaron dos picos de abundancia en el mes de julio seguido por septiembre, un patrón similar se observó para el 2013, mostrando diferencias significativas entre meses (Tabla XIX). Lo anterior se corrobora en la Figura 19 mostrando la estacionalidad de la especie.

La distribución de abundancia de *D. sabina* entre años no exhibe un patrón, ya que no mostró que existe una asociación significativa ($r=0.125$; $n=7$; $P=0.635$).

Tabla XIX. ANOVA de dos factores para mes y nictímero (hora) como efectos sobre el número de individuos de *D. sabina*.

Fuente de variación	Grados de Libertad	Cuadrados medios	F	P
Mes	18	0.202	3.929	<0.001
Nictímero	11	0.105	2.043	0.026
Mes* nictímero	191	0.077	1.500	0.002
Error	221	0.051		

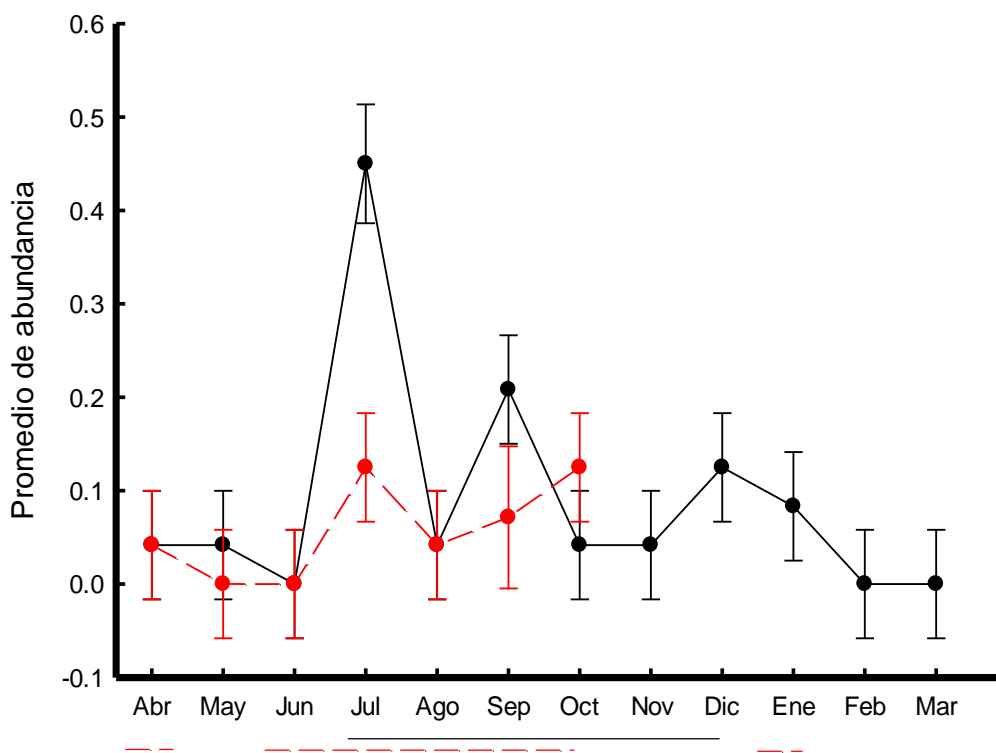


Figura 19. Distribución mensual de abundancia promedio y error estándar de *D. sabina*. Comportamiento en el 2012 (—●—); comportamiento en el 2013 (-●-). En la escala temporal se señala el periodo en el que el sistema presenta boca abierta.

Asimismo, se presentó una probabilidad significativa con el estado de la boca (Tabla XX), ya que existe preferencia o mayor abundancia de la especie cuando el sistema presentó la barra abierta, la cual fue de 29 ejemplares de un total de 33.

Tabla XX. Análisis de varianza de una vía para estado de la boca, como efecto sobre el número de individuos de *D. sabina*.

Fuente de variación	Grados de Libertad	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Boca	1	0.5899	0.5899	8.59	0.003
Error	440	30.215	0.0686		
Total	441	30.805			

La distribución a nivel nictímero presenta dos picos conspicuos a las 22:00 y 4:00 h (Figura 20), presentando diferencias significativas entre horas. Además, la interacción

entre los factores es significativa, debido a que la variación nictímera se ve afectada por la variación mensual, lo cual se debe a que hay un cambio en su patrón de actividad nocturna a diurna en los meses de abril y octubre de ambos años (Tabla XX).

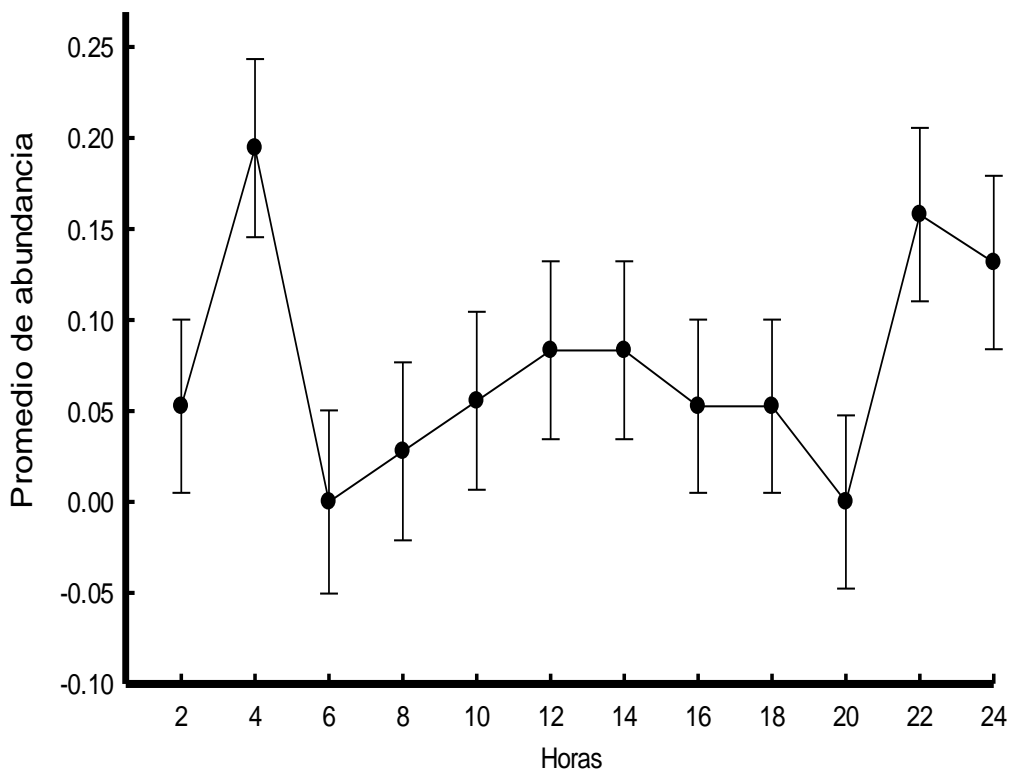


Figura 20. Comportamiento nictímero de la abundancia promedio en número y error estándar de *D. sabina*.

Variables ambientales y límites de tolerancia de las especies

En la Tabla XXI se muestran los valores mínimos, máximos y promedios de temperatura, oxígeno disuelto y salinidad registrados en el sistema, así como aquellos a los que fueron capturadas cada una de las especies.

Tabla XXI. Valores máximos, mínimos y promedios de las condiciones en las que fueron capturadas las especies de la laguna La Mancha.

Variables ambientales	Máximo	Mínimo	Promedio
Temperatura (°C)	34.7	20.9	28.00
Oxígeno disuelto (mg/L)	8.8	2.1	5.37
Salinidad	40	5	22.53
<i>Ariopsis felis</i>			
Temperatura (°C)	33.6	21.1	27.56
Oxígeno disuelto (mg/L)	8.42	2.6	5.42
Salinidad	39	5	20.03
<i>Cathorops aguiladulce</i>			
Temperatura (°C)	32.5	24.1	28.91
Oxígeno disuelto (mg/L)	6.94	2.5	5.12
Salinidad	39	7	17.65
<i>Citharichthys macrops</i>			
Temperatura (°C)	33	21.5	27.81
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.6	2.6	4.96
Salinidad	40	6	18.79
<i>Citharichthys spilopterus</i>			
Temperatura (°C)	34.1	23.9	28.60
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.3	2.6	4.85
Salinidad	38	7	17
<i>Citharichthys abbotti</i>			
Temperatura (°C)	32.7	24.9	29.01
Oxígeno disuelto (mg/L)	6.4	2.1	4.13
Salinidad	37	9	21.19
<i>Gobionellus oceanicus</i>			
Temperatura (°C)	33.6	24.1	29.06
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.78	2.6	4.65
Salinidad	37	6	21.27
<i>Ctenogobius boleosoma</i>			
Temperatura (°C)	34.7	24.3	30.47
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.4	3.7	5.37
Salinidad	39	8	25.84
<i>Dasyatis sabina</i>			
Temperatura (°C)	33.8	24.1	28.48
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.6	3.2	4.76
Salinidad	38	7	23.81

Las especies que presentaron una amplia tolerancia a la temperatura del agua fueron *A. felis* y *C. macrops*, por el contrario *c. abbotti* tuvo una tolerancia restringida con el menor intervalo de variación (Tabla XXI, Figura 21).

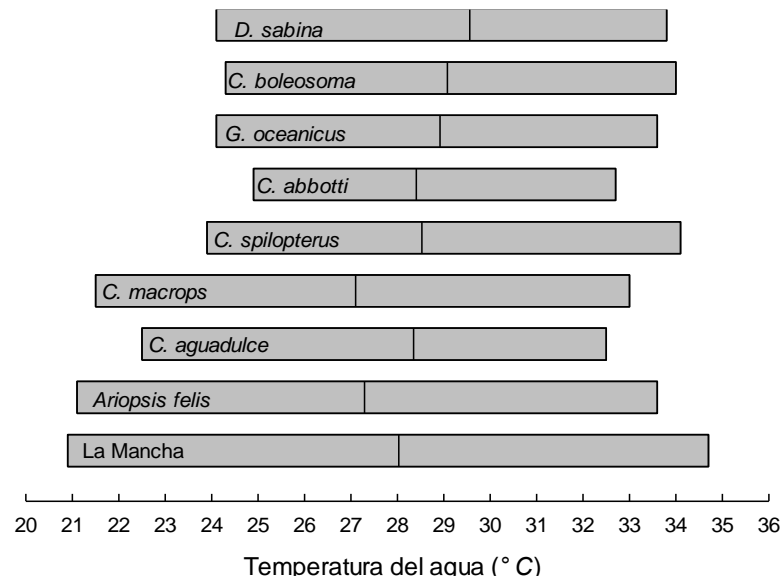


Figura 21. Límite de tolerancia de las especies para la temperatura del agua.

La captura de las especies se presentó en un intervalo amplio de salinidad, variando desde un mínimo de 6 hasta un máximo de 40 unidades, siendo *A. felis* la especie con una amplia tolerancia y *C. abbotti* presentó más restricción en cuanto a la salinidad (Tabla XXI, Figura 22).

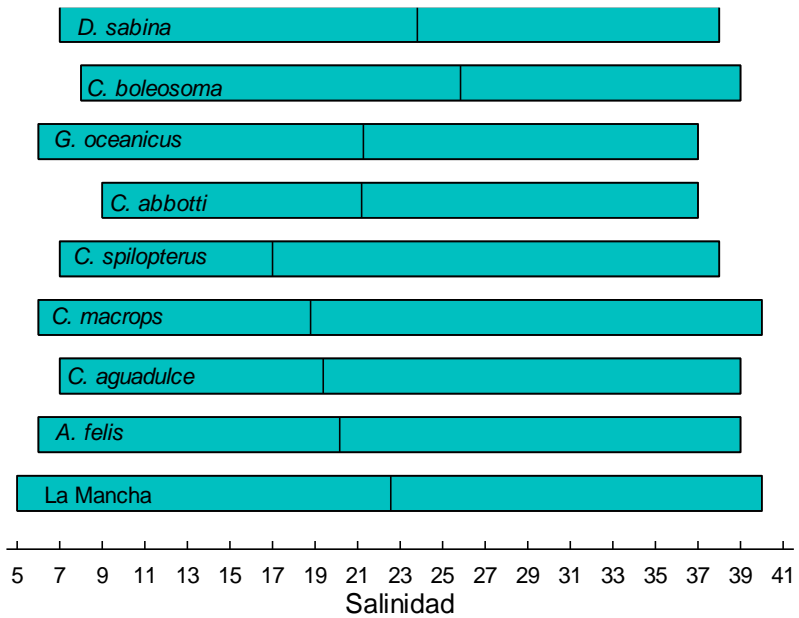


Figura 22. Límite de tolerancia de las especies para la salinidad.

En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto *A. felis* presentó el intervalo más amplio de captura, por el contrario *C. boleosoma* presentó mayor restricción a las concentraciones de oxígeno seguida por *C. abbotti* (Tabla XXI, Figura 23).

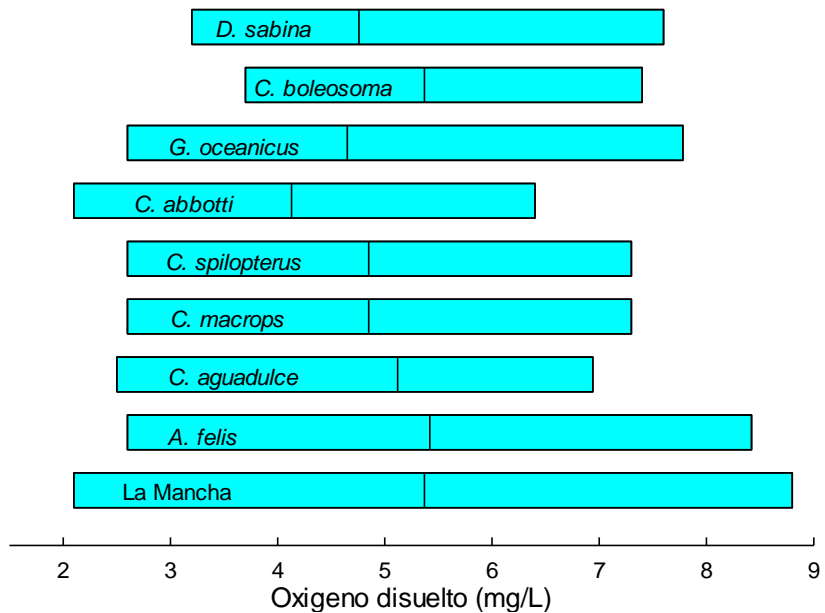


Figura 23. Límite de tolerancia de las especies para el oxígeno disuelto.

Influencia de los parámetros ambientales en las especies bentónicas

Los resultados del análisis de correspondencia canónica aplicado a las matrices de datos ambientales y abundancia de las especies se muestran en la Tabla XXII. Así, las siete variables ambientales consideradas (tanto regionales como *in situ*) explicaron un 64.56% de la varianza acumulada constreñida en el bi-plot de las especies-medio ambiente, con valores para el eje 1 de 36.84% y para el eje 2 de 27.72 % (Tabla XXII).

De acuerdo con los valores de las correlaciones inter-set derivadas del análisis de correlación canónica, las variables ambientales que tuvieron mayor influencia en la abundancia relativa de las especies bentónicas, para el eje uno en orden de importancia fueron: efecto luz/obscuridad durante el muestreo, temperatura del agua y precipitación, en tanto en el eje dos fueron: apertura/ cierre de la boca, horas luz y precipitación (Tabla XXIII), una de las variables con poca relevancia para ambos ejes fue la marea.

Tabla XXII. Resultados de ACC aplicados a la abundancia de las especies bentónicas.

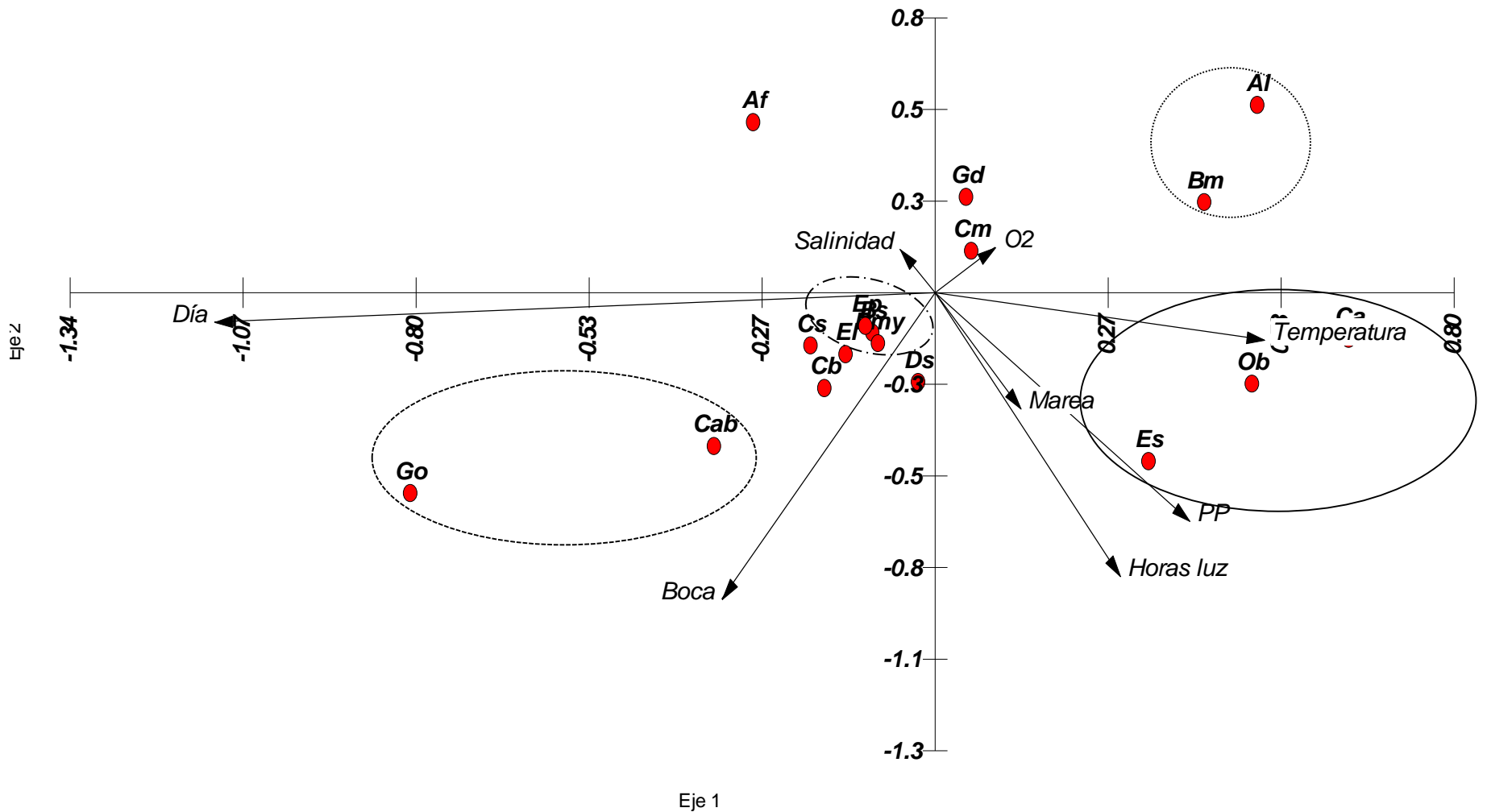
	Eje 1	Eje 2
Eigen valores	0.137	0.103
Porcentaje	3.921	2.952
Porcentaje acumulado	3.921	6.873
Porcentaje acumulado constreñido	36.837	64.565
Correlación especies-variables ambientales	0.546	0.516

Tabla XXIII. Correlaciones de interset entre las variables ambientales y el puntaje de los sitios.

	Eje 1	Eje 2
Horas luz	0.120	0.322
Efecto luz/obscuridad (Día/Noche)	-0.467	-0.033
Temperatura	0.213	-0.053
Salinidad	-0.023	0.049
Oxígeno disuelto (O ₂)	0.039	0.052
Apertura/cierre de la boca (Boca)	0.138	-0.348
Precipitación (PP)	0.165	-0.259
Marea	0.055	-0.132

Como resultado de ACC se obtiene el diagrama de ordenación (Figura 24) en el que se observa la relación entre las variables ambientales con las abundancias de las 17 especies bentónicas presentes en La Mancha, exhibiendo la importancia relativa del resto de las variables que determina la composición, distribución y abundancia de éstas.

A continuación, se explica con mayor detalle la relación de algunas especies y las variables ambientales con mayor afinidad, además de la integración de figuras en las que se muestra la abundancia de especies y su relación con variables ambientales en las que se presentó mayor correlación.



or scaling: 1.40

Figura 24. Diagrama de ordenación de variables ambientales y las especies bentónicas. Af (*Ariopsis felis*), Ca (*Cathorops aguadulce*), Bm (*Bagre marinus*), Cm (*Citharichthys macrops*), Cs (*Citharichthys spilopterus*), Cab (*Citharichthys abbotti*), Al (*Achirus lineatus*), Go (*Gobionellus oceanicus*), Cb (*Ctenogobius boleosoma*), Bs (*Bsthygobius soporator*), Bmy (*Bathygobius mystacium*), El (*Evorthodus lyricus*), Es (*Erotelus smaragdus*), Ep (*Eleotris pisonis*), Gd (*Gobiomorus dormitor*), Ds (*Dasyatis sabina*), Ob (*Opsanus beta*).

La especie *A. felis* fue abundante durante el día con temperaturas templadas, escasa precipitación y periodos en los que se presentó menor cantidad de horas luz (días cortos), como se observa en la figura 25 el periodo de mayor abundancia fue de septiembre a mayo, meses en los que se presentan las condiciones anteriores. Situación contraria se observó con *C. aguadulce*, *O. beta* y *E. smaragdus* en las que presentaron mayor abundancia durante la oscuridad o noche con temperatura del agua y precipitaciones abundantes. En el caso de *O. beta*, a pesar de no ser igual de abundante que *C. aguadulce* se aprecia una relación positiva con la temperatura, donde a mayor temperatura, mayor fue la frecuencia de captura de éstas (Figura 26).

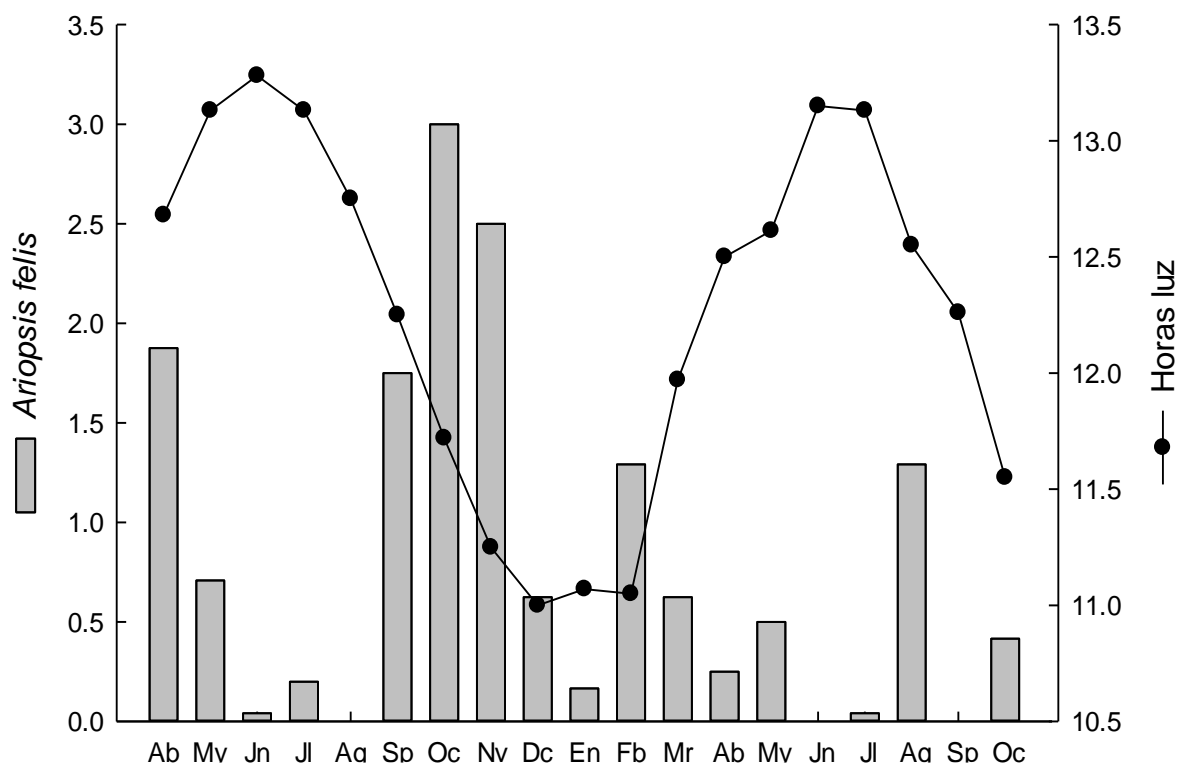


Figura 25. Variación de la temperatura ambiental máxima por día y las horas luz y la relación que existe con la distribución de la abundancia de *A. felis*, a lo largo de 19 meses.

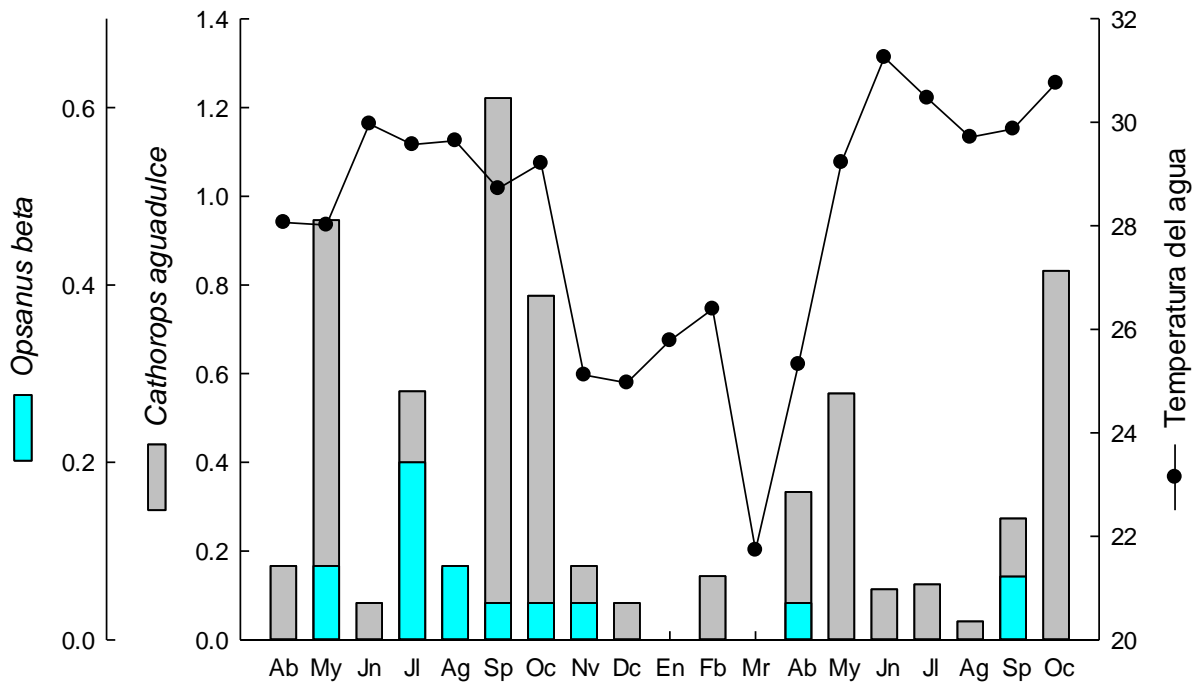


Figura 26. Variación de la temperatura del agua y la relación que existe con la distribución de la abundancia de *O. beta* y *C. aguadulce*, a lo largo de 19 meses.

En tanto que *C. macrops* y *G. dormitor* presentaron correlación cuando el sistema presento boca abierta, meses con pocas horas luz a lo largo del día y precipitaciones escasas (Figura 27), mostrando mayor abundancia en el periodo de septiembre a abril.

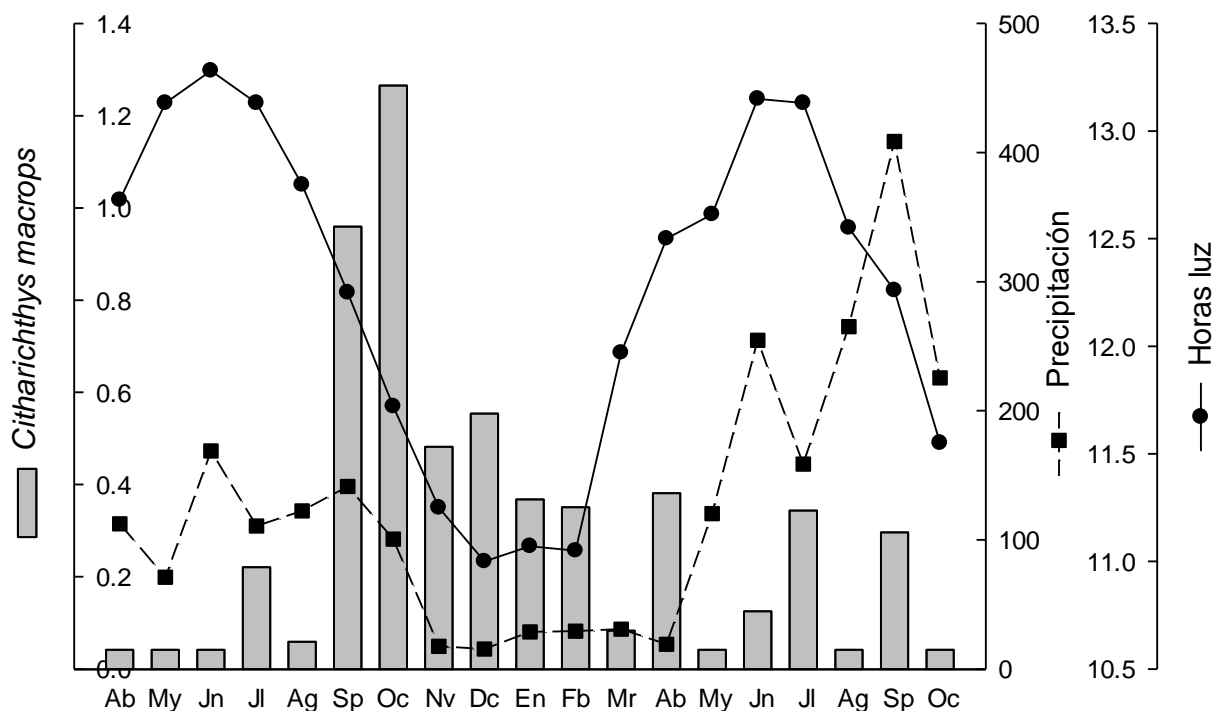


Figura 27. Variación de la precipitación y las horas luz y la relación que existe con la distribución de la abundancia de *C. macrops*, a lo largo de 19 meses.

Al centro del diagrama de ordenación se agruparon *E. lyricus*, *B. soporator*, *B. mystacium* y *E. pisonis*, especies que fueron poco abundantes, las cuales se distribuyeron ampliamente reflejando una plasticidad ante la variación de los parámetros ambientales.

Otra de las agrupaciones que se observó por parte de *C. abbotti* y *G. oceanicus* fue por hábitos diurnos (día) con barra abierta y con preferencias por bajas concentraciones de oxígeno disuelto, por el contrario *A. lineatus* y *B. marinus* presentaron preferencias por hábitos nocturno y cuando el sistema exhibió boca cerrada. Mientras que *C. spiloferus*, *C. boleosoma* y *D. sabina* se encuentran

agrupadas al centro del diagrama de ordenación, donde mostraron mayor abundancia durante el crepúsculo y por la continuidad del sistema con el mar (boca abierta).

En la Figura 27 se observó la abundancia de acuerdo al cierre y apertura de la boca, mostrando una fuerte correlación con la apertura de la boca, situación que permite el incremento en la abundancia en la mayoría de las especies.

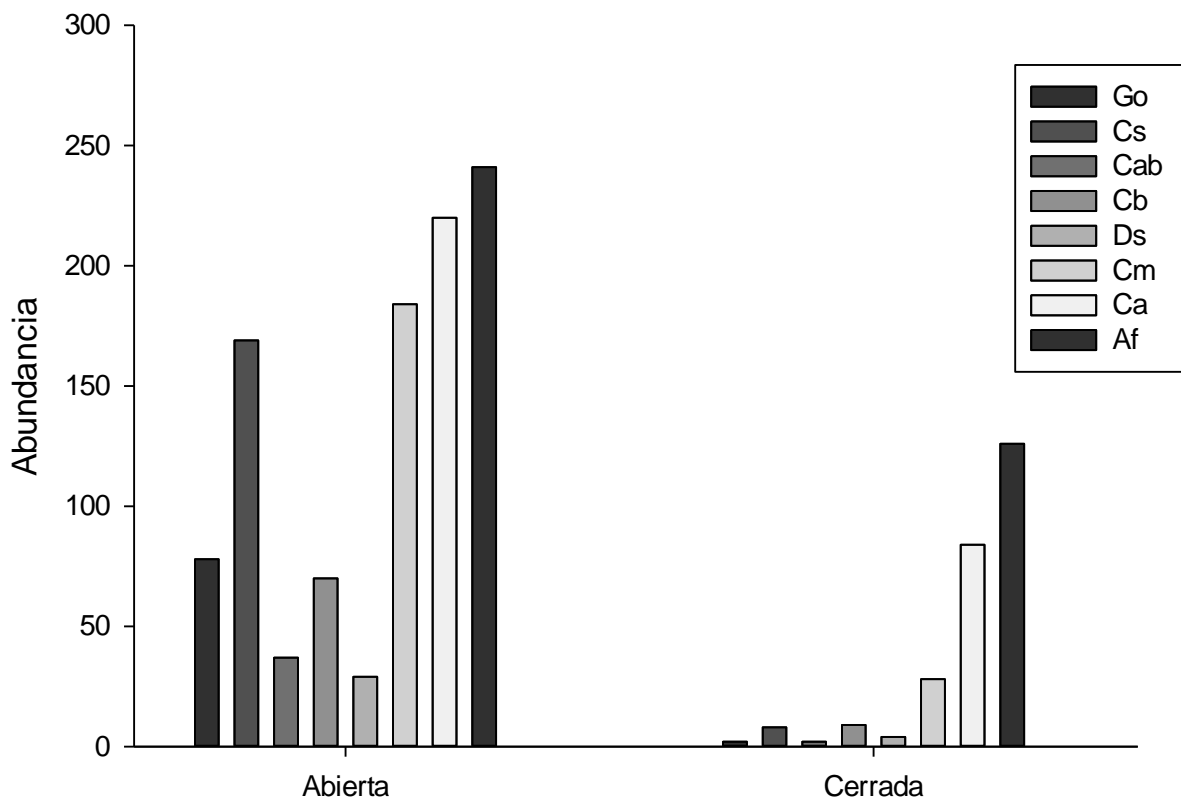


Figura 28 Abundancia de ocho especies durante la apertura y cierre de la boca.

La variable que influyó en mayor grado fue el efecto de luz/oscuridad durante el muestreo, promoviendo la agrupación de las especies de acuerdo a las preferencias de hábitos a nivel nictímero (diurno, crepuscular y nocturno), seguido por el cierre y la apertura de la boca del sistema. En tanto, la salinidad, la concentración de oxígeno disuelto y en nivel del agua (mareas) no fueron relevantes para las agrupaciones.

Discusión

Parámetros ambientales

Se presentó variación estacional y nictémera de los parámetros ambientales *in situ*. El promedio de la temperatura (28.03°C) y oxígeno disuelto (2.1 mg/L) que se obtuvieron a partir de los muestreos, están fuera de los valores promedios anuales reportados por Contreras (2010). Debido a que la zona de muestreo está ubicada muy cercana a la boca del sistema (aproximadamente 250 m.), esta sería la razón principal por la que se registraron cambios marcados, además de que la toma de datos se realizó en un solo sitio de muestreo.

En cuanto al promedio de salinidad para la Mancha reportado por Contreras (2010) es 17.5 unidades, de acuerdo al Sistema de Salinidad de Venecia (1958), que permite clasificar las lagunas costeras y estuarios de acuerdo a los contenidos de salinidad en el agua, consideráda de tipo mesohalina (5 a 18 unidades), al compararlo con el promedio (22.53) obtenido durante el presente estudio no se categorizó dentro del tipo mesohalino, debido a la distancia a la que se ubicaron los muestreos, manteniendo una mayor influencia de la comunicación con el mar, obteniendo registros mayores de salinidad de acuerdo con Moreno-Casasola (2006) la porción con mayor influencia y comunicación con el mar presenta condiciones euhalinas o salinas situación que se observó en la zona de colecta.

En lo que se refiere al litoral del estado de Veracruz, los tipos de mareas son diurna o mixta, se debe principalmente a la interacción entre la onda mareal y la topografía

dominante de cada lugar, así como a las fases lunares-solares (Rocha-Ramírez *et al.* 1992), en lo que concierne al estudio se registraron tres tipos de marea diurna, semidiurna y mixta. Mientras que las tablas numéricas de predicción de mareas de la SEMAR (2016) para Veracruz, indican que los meses en que se registran las pleamares máximas son octubre y noviembre (de 71 a 75 cm), y las bajamares mínimas en junio y julio (de 56 a 63 cm), sin embargo, durante el estudio las pleamares fueron en noviembre y diciembre mientras que las bajamares mínimas en marzo, cambios que pueden ser provocados por la influencia de los fuertes vientos en las mareas, durante la época de Nortes de octubre a febrero (Matus *et al.* 1992; SEMAR 2016).

Teniendo en cuenta la marea o nivel del agua, temperatura ambiental y del agua, salinidad, turbidez, materia orgánica, precipitación y redes tróficas entre otras, permiten una amplia estancia y visita de organismos a la laguna de la Mancha. Estas condiciones ambientales físicas y químicas que se presentan en la zona costera, juegan un papel importante en la determinación de la variación espacio temporal de la abundancia y diversidad de peces en los estuarios (Castillo-Rivera 1995, Castillo-Rivera & Zárata-Hernández 2001).

Composición de las poblaciones

Se hace notar que se colectaron cinco especies que no han sido reportadas para La Mancha, de acuerdo al listado ictiológico más reciente realizado por Lara-Domínguez *et al.* (2011), las cuales son: *C. abbotti*, *O. beta*, *E. smaragdus*, *E. lyricus* y *C. aguadulce*. En el caso de *C. aguadulce*, se ha reportado como *C. melanopus*, pero con base en Marceniuk y Betancur (2008), la revisión del género *Cathorops* permitió una separación en caracteres, siendo más específicos en las papilas ubicadas en las branquiespinas. Así, *C. aguadulce* presenta papilas carnosas intercaladas mientras que *C. melanopus* no. También es importante mencionar que *C. boleosoma* no aparecen en el listado por un cambio en su estatus taxonómico, de *Gobionellus boleosoma* a *C. boleosoma*.

El registro de *C. abbotti* en el sistema se debe a una ampliación en la distribución, ya que fue reportada por primera vez en la laguna de Zontecomapan (Dawson 1969), Veracruz ubicada más al sur de La Mancha.

En cuanto a la familia con mayor número de especies se considera a los góbidos con 5 especies, siendo las siguientes: *Bathygobius soporator*, *Bathygobius mystacium*, *Evorthodus lyricus*, *Gobionellus oceanicus*, *Ctenogobius boleosoma*.

Las especies con menor número de ejemplares capturados fueron: *B. mystacium* y *E. pisonis*, Según Arceo-Carranza *et al.* (2010), las razones por las cuales existe baja abundancia de ciertas especies clasificadas como “visitantes ocasionales” y que

ingresan a estos sistemas cuando lo permiten las condiciones ambientales (i.e. marea, salinidad) para poder explotar recursos no habituales para ellos.

Distribución y abundancia

Los peces constituyen la macrofauna acuática más abundante y que funcionan como reguladores energéticos a lo largo de la cadena trófica y como recicladores de nutrientes entre los diversos componentes del sistema (Ramos-Miranda *et al.* 2009). Una fracción importante dentro la comunidad de peces son los que conforman parte del lecho marino, así los aportes de la fauna bentónica en ambientes estuarinos es la remoción de sedimento o bioturbar el sedimento, que aparece en forma de cuevas, mezcla y remoción de sedimentos e incluso cambia la distribución de redox (capacidad reductora u oxidativa de suelos) en los sedimentos (Marcovecchio y Freije 2013).

En cuanto a la abundancia gran parte estuvo conformada por los bagres, aproximadamente un 51% de la abundancia relativa, en cuanto a la dominancia *A. felis* fue la especie con mayor abundancia relativa seguida por *C. aguadulce*. Este patrón de abundancia se invirtió en el caso de la laguna La Mancha, ya que de acuerdo con Kobelkowsky y Castillo-Rivera (1995) en la Laguna de Tampamachoco, los estuarios de Coatzacoalcos y Tonalá *C. aguadulce* es la especie dominante, en lo que si concuerda con los reportes para los sistemas anteriores es en tanto a la especie *Bagre marinus* es de baja abundancia en los sistemas estuarino-lagunares como se evidenció en el sistema con un total de captura de 10 ejemplares.

Un número considerado de peces se ve afectado por cambios en los parámetros ambientales desarrollando una serie de respuestas biológicas, cambios en su distribución y la modificación en tiempos biológicos, como consecuencia de estas modificaciones se pueden observar en el patrón de distribución anual no repetitivo entre años, según el reporte anual por CONAGUA (2012 y 2013), en el cual se señala una mayor precipitación en el año 2013, la cual podría haber cambiado los promedios de las variables ambientales in situ, evitando ser las adecuadas para la estancia o el arribo de las especies en los meses esperados.

Como fue el caso para la distribución y abundancia de lenguados por el aumento en la precipitación en el área, provocando un descenso en la abundancia a tal grado de no capturar ejemplares para algunas especies, esta disminución se produjo por un cambio en la dinámica hidrológica del sistema, como consecuencia de un aumento en la precipitación para el área, afectando la estructura y función de las comunidades acuáticas determinando el grado de estrés hídrico al que están sometidos los organismos, que afecta directamente su metabolismo y patrones de desplazamiento (Valdovinos et al. 2012).

Además, cabe señalar que la mayor abundancia de organismos se mostró en los periodos con precipitación y cuando el sistema presentaba la condición de boca abierta, esto se puede adjudicar al mayor flujo de materia orgánica ocasionada por arrastre de los ríos. Como lo describe Rico (2000), la alta productividad se debe al arrastre de sedimentos ricos en nutrientes que se depositan en el cuerpo de agua, debido a esto la productividad primaria de los estuarios es muy alta durante la estación

de lluvias lo que implica una gran cantidad de recursos. Confirmando una sección de la hipótesis en la que se proponía a escala estacional una respuesta de la distribución y abundancia de peces respecto a las variables precipitación, salinidad y temperatura.

En efecto, la precipitación fue una variable determinante para la distribución y abundancia de peces, seguida por la temperatura segregando a las especies por preferencias a temperaturas más cálidas a templadas, de igual modo se esperaba que la salinidad fuese una variable de mayor influencia, pero debido a su poca variabilidad ya que las colectas fueron muy cercanas a la boca del sistema no ocurrió.

Para exponer mejor la influencia de la precipitación en la distribución de algunas especies a nivel estacional, en el caso particular de la abundancia de los góbidos fue más evidente durante la época de lluvias, así, durante el 2012 se registró la mayor abundancia de *G. oceanicus*, mientras que *C. boleosoma* se colectó con muy poca frecuencia y a veces nula. Esta situación se invirtió en el segundo año de colecta, teniendo la mayor frecuencia de *C. boleosoma* y muy pocos ejemplares de *G. oceanicus*, por lo que se considera que existió un desplazamiento en el área de distribución de las especies. Por lo tanto, en los meses cuando se exhibió la apertura de la barra en enero y febrero del 2013, condiciones que permitiría la entrada de góbidos a La Mancha, se registró una captura muy baja hasta nula debido a que no se encontraron las condiciones necesarias para la entrada al sistema, como temperaturas bajas (considerablemente menor en estos meses).

La variación en la distribución y la abundancia de las especies a pesar de que se ha empleado el mismo arte de pesca, esfuerzo de captura, los mismos meses y sitios de

colecta, se debe por: la respuesta a la variabilidad ambiental natural, especialmente destacada por las épocas climáticas; la programación de uso del hábitat definida por requerimientos especiales de las especies y un efecto directo de la pesca (Ayala-Pérez 2012). Por estas razones, Una de las grandes ventajas al realizar el método de muestreo en épocas de luna nueva fue enfatizar el efecto luz/ oscuridad aunado a que fueron muestreos nictímeros con lapsos de dos horas, se obtuvo una mayor información sobre los hábitos de las especies a lo largo del día, observando en algunos casos segregación dentro del mismo género ejemplo claro es el caso de las tres especies de *Citharichthys* donde los pulsos de mayor frecuencia son distintos.

Influencia de los parámetros ambientales en las especies

Los sistemas lagunares-estuarinos se caracterizan por una compleja estructura ecológica y una amplia variedad de hábitats. Estos sistemas representan ambientes particulares de elevada productividad que ofrecen condiciones adecuadas para el desarrollo de todo o parte del ciclo de vida de múltiples especies, especialmente peces (Lara-Domínguez & Yáñez-Arancibia 1999, Ayala-Pérez 2006).

Mientras que la organización espacial de las asociaciones de peces presenta patrones complejos en los estuarios debido a que son una interface entre sistemas marinos y de agua dulce, estos sistemas están habitados por una combinación de peces de distinto origen conformada principalmente por estadios juveniles. La consistencia en la ocurrencia de ciertas especies dentro del estuario implica la reproducción y otros factores bióticos como la alimentación y depredación, siendo estos determinantes importantes en el reclutamiento (Kneib 1997; Valesini 1997).

Razón por la que se llevó a cabo el análisis canónico permitió determinar la relación de un conjunto de variables ambientales y la distribución de las especies de acuerdo a su abundancia, permitiendo agrupaciones por preferencias de hábitat el efecto luz/obscuridad, cierre y apertura de la boca, precipitación para el área, horas luz y temperatura, por otro lado, las variables que mostraron menor influencia fueron: salinidad y oxígeno disuelto. El estudio del conjunto de estos parámetros incrementa una explicación de acuerdo a los óptimos fisiológicos de las especies, y que el papel individual de estos no es ciertamente una explicación más certera del medio en el que se encuentran.

La influencia del efecto luz/oscuridad en las especies se observó en la agrupación por preferencias por estilos de vida diurnos, nocturnos y crepusculares (Thoper 1978; Helfman 1993), confirmando que método de muestro nictímero (cada dos horas) durante luna nueva enfatizando el efecto luz/oscuridad, permitió tener una mejor aproximación de la distribución de las especies. Sin embargo, se sabe que los peces se exponen ante pronunciadas variaciones que amplían o limitan aún más a dichas agrupaciones, como algunos individuos que son predominantemente nocturnos, mientras que otros en las mismas condiciones son en su mayoría activos durante el día (Metcalf et al. 1998), este resultado aunado a las gráficas de distribución de las especies nos permitió confirmar la hipótesis a nivel nictímero en la que se menciona que las especies depredadoras tendrían una distribución nocturna.

Así, como en el caso de *C. aguadulce*, *O. beta*, *C. boleosoma* y *D. sabina* especies depredadoras, presentaron mayor abundancia durante la noche, como resultado del

ingreso a los estuarios de peces o agregaciones ícticas durante este periodo de oscuridad, proporcionándoles ventaja de acceder a un ambiente con elevada disponibilidad de alimento. Ahora bien los pulsos nictímeros al amanecer y al anochecer de la abundancia de algunas especies, especialmente de *C. spilopterus* y *G. oceanicus* pueden reflejar el periodo de transición entre el inicio y finalización de la actividad de especies diurnas y nocturnas (Helfman 1993), a nivel poblacional, estos pulsos también están influenciados por el comportamiento nictímero de la abundancia de muchas especies de presas, las cuales presentan pulsos al amanecer y al anochecer, como una estrategia de evasión de la depredación, ya que durante periodos de penumbra los peces pueden aun detectar eficientemente a sus presas y a su vez los riesgos de ser detectados por sus depredadores se ven atenuados, implicando esto un “trade off”, entre la alimentación y el riesgo de depredación de acuerdo con Zárate-Hernández (2003).

A nivel nictímero las especies más abundantes presentaron una clara segregación de nicho, *A. felis* con un patrón diurnos y *C. aguadulce* nocturnos siendo ambas especies depredadoras, por lo anterior, el comportamiento estacional y nictímero de la abundancia relativa de los bagres, parece corresponder a un patrón de segregación. En el caso de los lenguados se observó una segregación nictímera y presentes cuando el sistema presentaba la boca abierta, *C. abbotti* y *C. macrops* mostraron pulsos de forma eventual durante el día, en tanto *C. spilopterus* preferencias en ciertas horas del día particularmente durante la penumbra. Algunos autores argumentan que, para distintas comunidades de peces, durante las horas de penumbra (amanecer y

anochecer) existen importantes pulsos de actividad (Zárate-Hernández 2003). Esta conducta puede estar vinculada principalmente a la periodicidad en las actividades de forrajeo y evasión de depredadores o de la interacción entre ambas (Zárate-Hernández et al. 2012).

En tanto, la variable cierre y apertura de la barra influyó en la agrupación de las especies, permitiendo mayor abundancia y composición de especies en el sistema cuando se presentó el estado de boca abierta, lo cual concuerda con las funciones principales de este tipo de ecosistemas, que es, el alojamiento refugio y alimentación de varias especies de peces, así como también para un número pequeño que tienen ciclos de vida que requieren pasar tiempo tanto en el océano como en agua dulce. McDowall (1987) clasificó estas especies como “diádromos” y definió diadromía como “fenómeno migratorio especializado de peces que requiere migraciones regulares, estacionales o más o menos obligatorias entre aguas dulce y marina.”

Bajo esta condición en el mes de abril del 2013 se observaron 13 de las 17 especies bentónicas. En cuestión de la apertura de la barra del sistema y la mayor incidencia de especies se respalda con Madrigal (2006) mencionando que la ictiofauna de los esteros y lagunas costeras, sobre todo de las zonas tropicales y subtropicales es bastante rica en especies provenientes del medio marino. Por lo que las especies de peces de estos ecosistemas están representadas por organismos talasogénicos (de origen marino) y limnogénicos con una capacidad osmótica desarrollada que les permite ingresar de modo ocasional, estacional y en algunos casos de forma permanente a los sistemas estuarinos.

Además, de coincidir con la apertura de la barra, los meses de junio a octubre se presentan las épocas reproductivas, desove y reclutamiento para las especies, estas mismas épocas se reportaron para los sistemas de la pesquería chinchorro en Yucatán, costa oeste de Florida y Campeche (Mexicano-Cíntora 1995; Miller 2009), confirmando un patrón típico de especies estuarinas, en el que se asume una preferencia por zonas de baja salinidad y escasa profundidad donde la temperatura del agua es mayor (Ayala-Pérez *et al.* 2012).

Continuando con la influencia de la boca del sistema la abundancia de *D. sabina* fue mayor cuando la boca permaneció abierta, de acuerdo con Castro-Aguirre y Espinoza (1996), esta especie es un habitante casi permanente de los ecosistemas estuarino-lagunares, ya que su ciclo de vida transcurre dentro de ellos, y solo de modo ocasional se localiza en zonas neríticas. En diversos estudios de relevamiento ecológico realizados, se ha demostrado que sus poblaciones ocupan un papel muy importante desde el punto de vista de su abundancia en biomasa. Asimismo, dentro de las especies asociadas al fondo son las que tienen la mayor talla y aportan un significativo porcentaje en la biomasa total de captura con un 33%.

Respecto a las épocas climáticas, la época de lluvias presentó una mayor influencia en las especies principalmente los meses de septiembre y octubre del 2012, obteniendo los pulsos más conspicuos de abundancia para las ocho especies analizadas, este comportamiento en que se relaciona dicha época ya se ha reportado para otros sistemas tropicales como es el caso de la Laguna de Pueblo Viejo (Castillo & Zárate 2001; Castillo-Rivera *et al.* 2005a), adjudicando dicha abundancia por el

incremento en la descarga de ríos y escurrimientos a la cuenca del sistema así, facilitando el transporte de materia orgánica y nutrientes dentro del sistema, aumentando la disponibilidad de recursos tróficos (Castillo-Rivera *et al.* 1994), específicamente el detritus que es fuente principal de alimento para varios organismos, fortaleciendo la presencia de presas para el caso de organismos de hábitos principalmente omnívoros, depredadores o carnívoros como es el caso de bagres, lenguados y peje sapo (Zárate-Hernández *et al.* 2007).

Conclusiones

Se obtuvo un total de 17 especies correspondientes a siete familias de peces bentónicos en la laguna La Mancha. de las cuales se analizó a las ocho especies más abundantes: *A. felis*, *C. aguadulce*, *C. macrops*, *C. spilopterus*, *C. abbotti*, *G. oceanicus*, *C. boleosoma* y *D. sabina*.

En cuanto a la variación estacional de la distribución y abundancia de las especies antes mencionadas, se obtuvieron diferencias significativas, los meses de mayor abundancia septiembre y octubre para *A. felis*, *C. aguadulce*, *C. macrops*, *C. spilopterus* y *C. abbotti*, mientras tanto para *G. oceanicus*, *C. boleosoma* y *D. sabina* se presentaron dos pulsos de abundancias a lo largo del año en los meses de junio-julio y octubre.

Por otra parte, a nivel nictímero la distribución y abundancia de las especies fue variado agrupándose en tres tipos de hábitos principalmente. Las especies que presentaron mayor abundancia durante el día fueron *A. felis*, *C. abbotti* y *C. macrops*, en cambio *C. aguadulce* presentó mayor abundancia durante la noche, mientras que *C. spilopterus* y *D. sabina* fue durante horas crepusculares. En el caso particular de *G. oceanicus* y *C. boleosoma* no presentaron diferencias a lo largo del día, pero se obtuvo mayor abundancia durante la noche.

Dicho brevemente, las variables ambientales que influyeron en mayor grado en la composición, distribución y abundancia de las especies fue de carácter histórico/regional. El efecto luz/oscuridad la variable que agrupo mayor número de

especies, seguida por el cierre y apertura de la barra condición que permitió el flujo de las especies en La Mancha, continuando con la precipitación y las horas luz durante el día, finalmente las variables con poco relevantes fueron de carácter *in situ*.

En tanto la agrupación de los peces debida a la influencia de los parámetros ambientales por preferencia de hábitats, siendo las especies con preferencias por hábitos diurnos con barra abierta y temperaturas templadas como en el caso de *A. felis*, *G. oceanicus* y *C. abbotti*, caso contrario se observó en *A. lineatus* y *B. marinus*. Mientras que *C. aguadulce*, *O. beta* y *E. smaragdus* especies nocturnas con preferencias por temperaturas cálidas y precipitaciones abundantes. En tanto las especies con mayor abundancia durante el crepúsculo y apertura de la boca del sistema fueron *D. sabina*, *C. spilopterus* y *C. boleosoma*. Este tipo de análisis fue más robusto con las distribuciones de abundancias estacional y nictímero durante los 19 meses de colecta.

Bibliografía

Aguirre-León, A., H. E. Pérez-Ponce & S. Díaz-Ruiz. 2014. Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*. Vol. 62(1):145-163.

Arceo-Carranza, D., M. E. Vega-Cendejas, J. L. Montero-Muñoz & M. J. Hernández de Santilla. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 823-837.

Ardisson, P.L. & E. Bourget. 1992. A gran escala los patrones ecológicos: distribución discontinua de epifauna bentónica marina. *Marine Ecology Progress Series*, 83:15-34.

Astrálaga, M. 2006. La convención Ramsar y los ecosistemas de manglar. Disponible en:http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/speech/speech_campeche_manglares2006.pdf

Ayala-Pérez LA. 2006. Modelo de simulación de la comunidad de peces en el área natural protegida Laguna de Términos Campeche, México. tesis para el grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana, México, 212 pp.

Ayala-Pérez, L. A., G. J. Terán-González, D. Flores-Hernández, J. Ramos-Miranda & A. Sosa-López. 2012. Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Revista Latinoamericana de Investigación Acuática*, 40(1): 63-78 Barreiro-Güemes, M. T. & J. Balderas-Cortés.

1991. Evaluación de algunas comunidades de productores primarios de la laguna de la mancha, Veracruz. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 18:229–245.

Carbajal, F. Z. S., L. J. Franco, E. H. Barrera, A. L. G. Abarca, S. C. Bedia, S. A. Moran & L. H. Vázquez. 2009. Trophic Seasonal Behavior of the Ichthyofauna of Camaronera Lagoon, Veracruz. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 4(2): 75-89.

Carpenter, K. E. (ed.). 2002. The living marine resources of the Western Central Atlantic. *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5*. Rome, FAO.

Casasola Barceló, P. M. 2010. Restauración experimental de un popal invadido por el zacate alemán (*Echinochloa pyramidalis*, POACEAE) en el sitio Ramsar No. 1336 La Mancha y El Llano. Instituto de Ecología A.C. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. FH001. México, D.F.

Castillo-Rivera, M. & A. Kobelkowsky. 1992. First record of reversal in the Flounder *Citharichthys spilopterus* (Bothidae). *Copeia*, (4):1094-1095.

Castillo-Rivera, M., G. Moreno & R. Iniestra. 1994. Spatial, seasonal & diel variation in abundance of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli* (Teleostei: Engraulidae), in a tropical coastal lagoon of Mexico. *Southwest. Nat.* 39:263-268.

Castillo-Rivera, M. 1995. Aspectos ecológicos de la ictiofauna de la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma Metropolitana de México.

Castillo-Rivera, M., A. Kobelkowsky & A. M. Chávez. 2000. Feeding biology of the flatfish *Citharichthys spilopterus* (Bothidae) in a tropical estuary of Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 16(2):73-78.

Castillo, R. M. & R. Zárate-Hernández. 2001. Patrones espacio-temporales de la abundancia de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiológica*, 11 (1)75-84.

Castillo-Rivera, M., J. A. Zavala-Hurtado & R. Zárate. 2002. Exploration of spatial and temporal patterns of fish diversity and composition in a tropical estuarine system of Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12: 167-177.

Castillo-Rivera M., R. Zárate & S. Ortiz. 2005a. Variación nictímera y estacional de la abundancia, riqueza y especies de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando. *Hidrobiológica*, 15(2 Especial):227-238.

Castillo-Rivera, M., M. Montiel, L. Sanvicente-Añorve & Rocío Zárate. 2005b. Spatial, seasonal, and diel distribution patterns of two species of mojarras (Pisces: Gerreidae) in a Mexican tropical coastal lagoon. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(6):498-503.

Castillo-Rivera, M., R. Zárate-Hernández & I. H. Salgado-Ugarte. 2007. Hábitos de alimento de juveniles y adultos de *Archosargus probatocephalus* (Teleostei: Sparidae) en un estuario tropical de Veracruz. *Hidrobiológica*, 17(2):119-126.

Castro-Aguirre, J. L. & H. Espinoza. 1996. *Listados faunísticos de México, Vol. VII Catalogo sistemático de las rayas y especies afines de México (Chondrichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideiomorpha)*. UNAM. México, D.F. Pp 43-44.

Collette, B. B. 2003. Batrachoididae. Toadfishes. p. 1026-1042. En KE Carpenter (ed.) Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Vol. 2: Peces óseos parte 1 (Acipenseridae a grammatidae). Ref No [50841] Clave No. [956].

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2011. *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México*. 301-317 pp.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional). 2012. Reporte del clima en México 2012. CONAGUA.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional). 2013. Pascual R. R. (Ed.). Reporte del clima en México 2013. CONAGUA.

Contreras, E. F. 1985. *Las lagunas costeras mexicanas*. CECODES. Secretaría de Pesca.

- Contreras, E. F. 1993. *Ecosistemas costeros mexicanos*. CONABIO. México. 415 pp.
- Contreras, E. F. 2010. *Ecosistemas costeros mexicanos una actualización*. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F.
- Dantas, D. V., M. Barletta, M. F. Costa, S. C. T. Barbosa-Cintra, F. E. Possatto, J. A. Ramos, A. R. A. Lima & U. Saint-Paul. 2010. Patrones de distribución de bagres(Ariidae) en un estuario semiárido tropical. *Journal of fishes biology*, 76, 2540-2557.
- Dawson, C. E. 1969. *Citharichthys abbotti*, a new flatfish (Bothidae) from the southwestern Gulf of México. *Proceeding of the Biological Society of Washington*, 82:355-372.
- Guzmán, M.A. & J. Lyons. 2003. Los peces de las aguas continentales del estado de Jalisco, México. Análisis preliminar. *e-Gnosis*. 1(12).
- Gotelli, N. J. & A. M. Ellison. 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 510 pp.
- Helfman, G. S. 1993. Fish behavior by day, night & twilight. In: *Behaviour of teleost fishes*. T.J. Pitcher (Ed.). Chapman & Hsll, London, 479-512 pp.
- Klnne, O. 1972. *Marine Ecology vol. I Enviromental factors*. Parts 3. Wiley Intersciencien. Great Britain. 1774 pp.
- Kneib, R.T. 1997. Early life stages of resident nekton in intertidal marshes. *Estuaries* 20:214-230

Kobelkowsky, A. & M. Castillo-Rivera. 1995. Sistema digestivo y alimentación de los bagres (Pisces: Ariidae) del Golfo de México. *Hidrobiológica*, 5(1-2):95-103.

Lara-Domínguez, A. L. & A. Yáñez-Arancibia. 1999. Productividad secundaria, utilización del hábitat y estructura trófica. In: Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL (eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, México, UICN/HORMA, Costa Rica; NOAA/NMFS, Silver Springs, MD, USA, pp. 153-166.

Lara-Domínguez, A. L., J. Franco López, C. Bedía Sánchez, L. G. Abarca Arenas, S. Díaz Ruiz, A. Aguirre León, C. González Gándara & M. Castillo-Rivera. 2011. Diversidad de peces en los ambientes costeros y plataforma continental Vol. II: 505-516. In: *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado*. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz. Universidad Veracruzana. Instituto de Ecología. A.C. ISBN: 607-7607-51-9.

López-Portillo, J., A. L. Lara-Domínguez, A. Ávila-Ángeles & A. D. Vázquez-Lule. Caracterización del sitio de manglar La Mancha, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2009. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.

López, L. N. 2010. Biodiversidad de los peces bento-demersales del sur del Golfo de México. Tesis de grado de ingeniería ambiental, Universidad de Guanajuato

Madrigal, G. X. 2006. Distribución espacial y temporal de la ictiofauna del estero se Santa Ana, Michoacán, México. Tesis maestría, Posgrado de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F. 83 pp.

Marceniuk, A. P. & R. Betancur-R. 2008. Revisión de las especies del género *Cathorops* (Siluriformes: Ariidae) de Mesoamérica y el Caribe centroamericano, con la descripción de tres nuevas especies. *Neotropical Ichthyology*, 6 (1): 25-44.

Marceniuk A. P., R. Betancur-R., A. P. Acero & J. Muriel-Cunha. 2012. Review of the Genus *Cathorops* (Siluriformes: Ariidae) from the Caribbean and Atlantic South America, with description of a New Species. *The American Society of Ichthyologists and Herpetologists. Copeia*, (1):77-97.

Marcovecchio, J. & R. H. Freije. 2013. Procesos químicos en estuarios. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional. Argentina. 394 pp.

Matus P., J L. A. Cárdenas B. & M. T. Barreiro G., 1992. Influencia de los factores climáticos sobre las variaciones espacio-temporales de algunos parámetros hidrológicos en la laguna de La Mancha, Ver. *Res. IX Congr. Nal. Oceanogr.* 5.

McDowall, R.M. 1987. The Occurrence and Distribution of Diadromy in Fishes. *American Fisheries Society Symposium*, 1: 1-13.

McEachran, J. D. & M. R. de Carvalho. 2003. Dasyatidae. Stingrays. p. 562-571. In K.E. Carpenter (ed.) *FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Vol. 1: Introduction, molluscs,

crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. Ref No 50283 Key No. 888.

McGarigal K., S. Cushman & S. Stafford. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag, New York: 283 pp.

Mexicano-Cíntora G. 1995. Ciclo reproductor de algunas especies de la pesquería de chinchorro en Celestún, Yuc. México. INP-SEMARNAP. *Ciencia pesquera* No.11.

Metcalfe N. B., N. H. C. Fraser & M.D. Burns. 1998. State-dependent shifts between nocturnal and diurnal activity in salmon. *Proc. R. Soc. Lond. B* 265: 1503-1507.

Miller R. R. 2009. *Peces Dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 180 pp.

Moreno-Casasola, P. 2006. *Entornos Veracruzanos: La costa de la Mancha*. Instituto de Ecología. A.C. Veracruz, México.

Navarro, S. C. 2012. Patrones de distribución, abundancia e interacciones entre carnívoros simpátridos en un área mediterránea protegida. Tesis doctoral, Estación biológica de Doñana y Universidad de Sevilla.

Newell, R. C. 1976. *Adaptation to environment: essays on the physiology of marine animals*. Butterworths. 539 pp.

Patzner, J. R., L. V. Tassell, M. B. Kovacic & B. G. Kapoor. 2011. *The Biology of Gobies*. CRC Press. Florida, U.S.A.

Ramírez, A. G. 2005. *Ecología aplicada Diseño y Análisis Estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia.

Ramos-Miranda, J., K. Berajano-Hau, D. Flores-Hernández & L.A. Ayala-Pérez. 2009. Growth, mortality, maturity, and recruitment of the star drum (*Stellifer lanceolatus*) in the southern Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 35: 245-257.

Richards, W. J. 2006. *Estadios tempranos de peces del Atlántico: guía de identificación para centro occidental del Atlántico Norte Vol.II*. Taylor & Francis Group. Estados Unidos de América. 2604 pp.

Rico, R. M. 2000. La salinidad y la distribución de la ictiofauna en el estuario del Río de la Plata. Universidad Nacional de Mar del Plata- Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 81 pp.

Rocha-Ramírez A., S. Cházaro-Olvera & P.M. Mueller-Meier. 1992. Ecología del género *Callinectes* (Brachyura: Portunidae) en cuerpos de agua costeros del estado de Veracruz, México. *Anales del instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Sandoval-Huerta, E.R., X. Madrigal-Guridi, L. H. Escalera-Vázquez, M. Medina-Nava & O. Domínguez-Domínguez. 2014. Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: 1184-1196 pp.

SEMAR. Datos generales disponible en:

<http://digaohm.semar.gob.mx/cuestionarios/cnarioAlvarado.pdf>

Servicio Mareográfico Nacional. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geofísica. www.mareografico.unam.mx

Siqueiros-Beltrones D. A. & J. De La Cruz Agüero. 2004. Examen filosófico de las listas sistemáticas como informes científicos y porqué deben ser publicados. *CICIMAR. Océánides* 19: 1-9.

Sistema de Venecia. 1958. Symposium on the classification of brackish waters, Venice April 8–14, 1958. *Archives Oceanography and Limnology* 11, Suppl, 1–248.

ter Braak CFJ. 1988. *CANOCO-a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1)*. Report LWA-88-02. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.

ter Braak CFJ & Verdonschot PFM. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57:255-289.

Topp, R. W. & F. H. Hoff. 1972. Flatfishes (Pleuronectiformes). *Mem. Hourglass Cruises*, Fla. Dep. Nat. Resour., St. Petersburg, Florida, 4(2):1-135.

Thorpe, J. E. 1978. *Rhythmic activity in fishes*. London: Academic Press.

Valdovinos, C., E. Habit, A. Jara, P. Piedra, J. González & J. Salvo. 2012. Dinámica espacio-temporal de 13 especies de peces nativos en un ecotono lacustre-fluvial de la Cuenca del Río de Valdivia (Chile). *Gayana Especial*, 75(2): 45-58

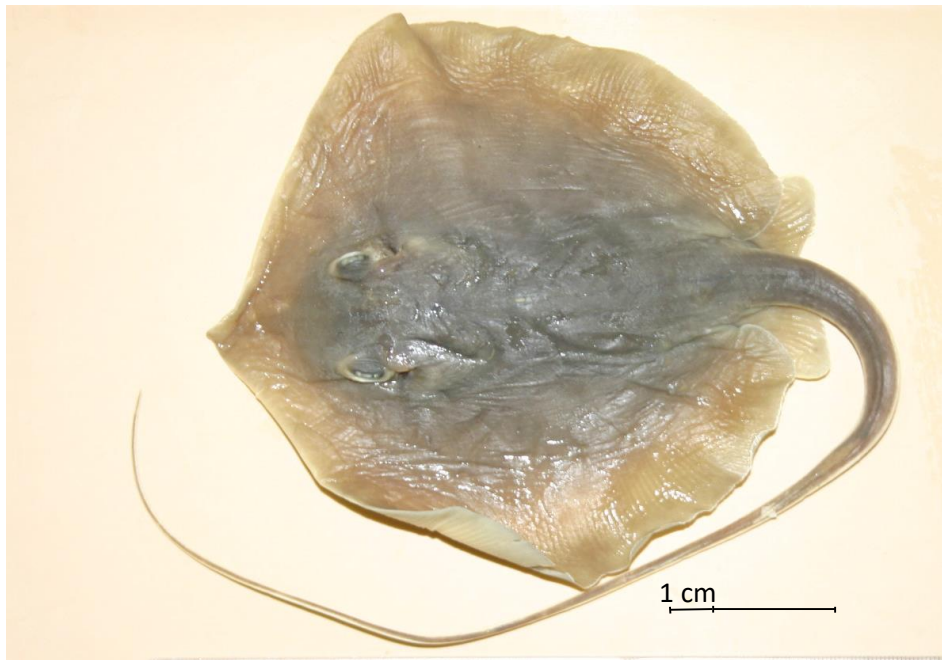
Valesini, F.J., I.C. Potter, M.E. Platell, & G.A. Hyndes. 1997. Ichthyofaunas of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. *Marine Biology*. 128: 317-328.

Zárate-Hernández R. 2003. Variación nictímera y estacional de la diversidad y composición de especies de peces, en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis para el grado de Maestra en Biología. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 86 pp.

Zárate-Hernández R., A. Aguirre-León, S. Ortiz-Burgos & M. Castillo-Rivera. 2007. Ecoformorfología de peces estuarinos del Golfo de México. *CONTACTO S: Revista de Educación en Ciencias Básicas e Ingeniería*, 66:12-20.

Zárate-Hernández R., Castillo-Rivera M., Sanvicente-Añorve L. & Ortiz-Burgos S. 2012. Cambios espaciales, nictímeros y estacionales en la estructura de la comunidad de peces en un estuario tropical mexicano. *Ciencias marinas*, 38(4): 665-676,

Anexo



Dasyatis sabina



Ariopsis felis



Bagre marinus



Cathorops aguadulce



Obsanus beta



Erotelis smaragdus



Eleotris pisonis



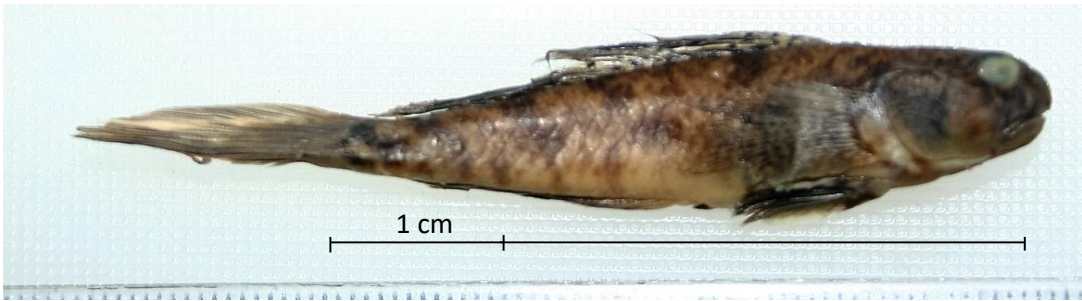
Gobiomorus dormitor



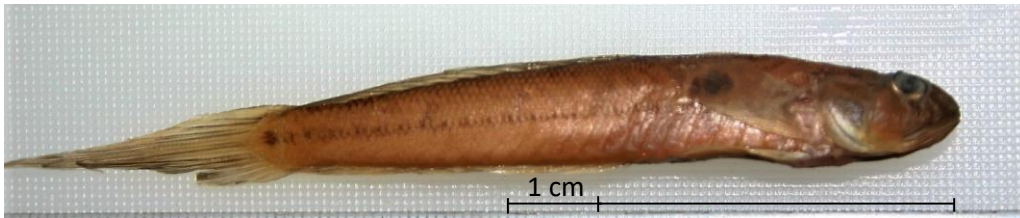
Bathygobius soporator



Bathygobius mystacium



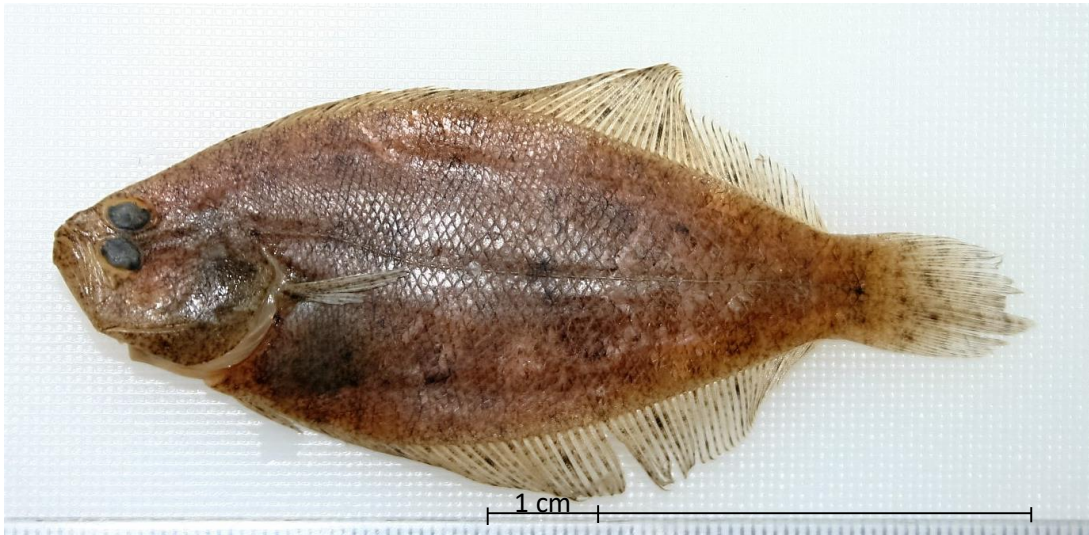
Evorthodus lyricus



Gobionellus oceanicus



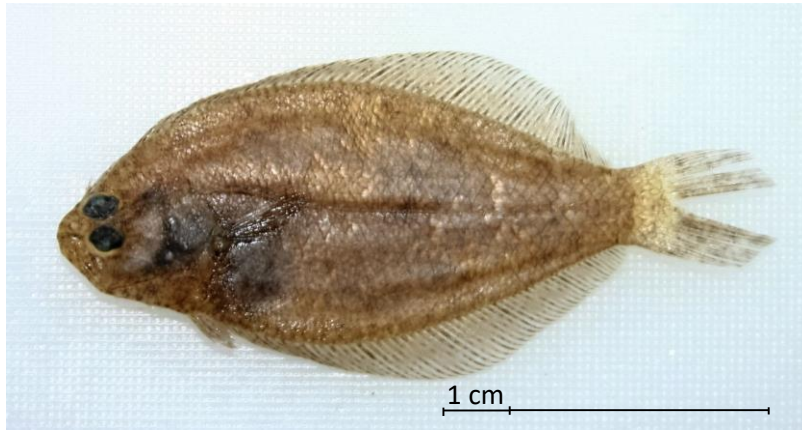
Ctenogobius boleosoma



Citharichthys abbotti



Citharichthys macrops



Citharichthys spilopterus



Achirus lineatus