

UNIDAD IZTAPALAPA

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD**

**VARIACIÓN ESPACIAL, NICTÍMERA Y ESTACIONAL DE LA ESTRUCTURA DE LA
COMUNIDAD DE PECES DURANTE UN CICLO ANUAL, EN UN ESTUARIO DE
IMPORTANCIA ZOOGEOGRÁFICA**

TESIS

**Que para obtener el grado de
DOCTORA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD**

PRESENTA:

María del Rocío Zárate Hernández

208180018

<https://orcid.org/0000-0001-7643-8947>

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Manuel Arnoldo Castillo Rivera

JURADO:

Dr. Manuel Arnoldo Castillo Rivera

Presidente

Dra. Laura Sanvicente Añorve

Secretario

Dr. Isaías Hazarmabeth Salgado Ugarte

Vocal

Dr. José Alejandro Zavala Hurtado

Vocal

Dr. Gerardo Figueroa Lucero

Vocal

**Iztapalapa, Distrito Federal
a 14 de junio de 2013**

El Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al Padrón de Posgrados de Excelencia del CONACYT y además cuenta con apoyo del mismo Consejo, con el convenio PFP-20-93.

RESUMEN

En la presente investigación se analizaron los principales patrones espaciales (dos diferentes tipos de hábitats, con y sin vegetación sumergida), nictímeros (colectas cada dos horas) y estacionales (ciclos bimestrales de muestreos), de la comunidad de peces de un estuario tropical (Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz). Se colectaron un total 34,766 peces, pertenecientes a 74 especies, de las cuales 66 correspondieron al hábitat con vegetación sumergida (HCVS) y 54 al hábitat sin vegetación (HSVS), siendo 20 exclusivas del HCVS y 8 del HSVS. Las familias mejor representadas, fueron componentes de origen típicamente tropical, como Ariidae, Gerreidae y Gobiidae, y familias de procedencia cálido-templada, como Sciaenidae y Clupeidae. Espacialmente la abundancia total de peces fue mayor en el HSVS, pero sin que existieran diferencias significativas. A nivel estacional la abundancia mostró una tendencia similar en ambos ambientes presentando sus valores más altos durante los meses de enero-marzo y julio-septiembre, patrón que se puede encontrar relacionado directamente con los procesos de producción del sistema. A escala nictímera, la abundancia resultó ser mayor en el HCVS durante el día y mayor durante la noche en el HSVS. Entre ambientes la riqueza y diversidad de especies mostraron ser más altas en el HSVS, siendo esta diferencia significativa, mientras que la equidad resultó ser mayor en el HCVS. Estacionalmente, el comportamiento de la diversidad, riqueza y equidad de especies resultó significativamente diferente, mostrando sus valores más altos entre los meses de marzo y julio. También fue observado que la abundancia, riqueza, diversidad y la equidad de especies, mostraron un comportamiento similar en ambos ambientes, el cual se encontró asociado a los cambios mensuales en la salinidad y

la temperatura. A nivel nocturno, la riqueza de especies fue mayor durante la noche para los dos hábitats, mientras que la equidad y diversidad presentaron un comportamiento inverso a la riqueza donde los promedios más altos se observaron durante el día, diferencia que resultó significativa. En relación con los cambios en la composición de la abundancia relativa de las especies, en ambos hábitats, por lo menos en tres de los seis ciclos analizados, se observaron ensambles de peces claramente determinados por el ciclo luz-oscuridad . Un análisis de correspondencia canónica (ACC) mostró que la variación especies-ambiente quedó explicada en un 76% para el HCVS, donde la salinidad y la temperatura resultaron las variables ambientales con mayor influencia sobre la comunidad. Esta ordenación constreñida también mostró un arreglo del conjunto de peces, formando tres ensambles definidos de acuerdo con las condiciones climáticas a lo largo del año: el cálido-lluvioso (julio-septiembre), el cálido-seco (marzo-mayo) y el templado seco (diciembre-enero). En el HSVS, el ACC explica el 77.5% de la variación especies-ambiente, donde la temperatura y el efecto día-noche resultaron las variables con mayor peso en la estructura de la comunidad. En este sentido, los conjuntos de peces formados se relacionaron principalmente con los factores ambientales como salinidad, temperatura y el efecto día-noche, el origen templado, tropical o subtropical de las especies, así como a la sustitución temporal de las especies, dada por la progresión estacional en los pulsos de sus abundancias relativas. Esta progresión puede estar marcadamente influenciada por las estrategias en las historias de vida de las especies, particularmente con las respuestas tróficas, el desove y reclutamiento.

ABSTRACT

In the present study were analyzed the distribution patterns of fish community in a tropical estuary (Pueblo Viejo Lagoon, Veracruz), considering three levels: spatial (two different habitats, vegetated and nonvegetated), diel (samples every two hours) and seasonal (bi-monthly sampling cycles). A total of 34,766 individuals were captured, corresponding to 74 species, which 66 were caught in the habitat with submerged vegetation (HCVS) and 54 the non-vegetated habitat (HSVS). Twenty species were exclusive for HCVS and eight for HSVS. The most important families were: Sciaenidae, Ariidae, Engraulidae, Gerreidae and Gobiidae from tropical origin, and Sciaenidae and Clupeidae from warm-temperate origin. Spatially, the total fish abundance was higher in HSVS, although it showed no significant differences. Seasonally, in both habitats, the total fish abundance showed two pulses, one during January-March and other during July-September and this pattern seems to be mainly related to production processes of the system. At diel scale, the total abundance was higher in HCVS during day, but it was higher during night in HSVS. Between habitats, the richness and diversity were significantly higher in unvegetated habitat, whereas the evenness was higher in the vegetated habitat. Seasonally, the behavior of richness, diversity and evenness of species presented significant differences among months, showing the highest values between March and July. Also was observed that the abundance, richness, diversity and evenness of species showed similar behavior in both habitats, which was mainly associated to monthly changes in salinity and temperature. At diel level, richness species was higher during night in both habitats, while evenness and diversity showed an inverse pattern to the richness, with the highest averages during the day, although

significant difference was not observed. In relation to the changes in the composition of the relative abundance of species in both habitats, at least three of the six analyzed cycles, showed clear fish associations determined by the diel cycle of light-dark. Canonical correspondence analysis (CCA) applied to vegetated habitat explained 76% of the variation in the species-environment bi-plot, where salinity and temperature were the most important environmental variables structuring the fish community. This constrained ordination also showed three defined assemblages of fishes, according to climatic periods throughout the year: the warm-rainy (July –September), warm-dry (March-May) and temperate-dry (December-January).. In unvegetated habitat, the ACC explained 77.5% of the variation in the species-environment bi-plot, where the temperature and day-night effect were the most important environmental variables structuring the fish community. Thus, fish assemblages were primarily related to environmental factors such as salinity, temperature and day-night effect, and the temperate, tropical or subtropical origin of species, as well as the seasonal replacement of species, determined by pulses progression in relative abundance. This progression can be markedly influenced by the strategies in the life histories of species, particularly with the trophic responses, the spawning season and the recruitment process.

INTRODUCCIÓN

Los estuarios son considerados como uno de los ecosistemas más productivos de la biosfera, lo que les permite una alta productividad pesquera y jugar un papel primordial en las diferentes etapas del ciclo de vida de los peces, ya que son ambientes con gran disponibilidad de alimento para el desarrollo de juveniles y propicios para la reproducción de adultos (Navarro-Rodríguez *et al.*, 2006).

En los estuarios la distribución de los peces varía tanto a nivel espacial (tipo de hábitat), como estacional y nictímera, debido principalmente a la marcada variación de los factores físico-químicos que presentan (Moyle & Cech, 2004; Pombo *et al.*, 2005).

A nivel espacial, la presencia de vegetación sumergida juega un papel importante en los estuarios, ya que permite soportar una mayor diversidad y abundancia de especies (Franco *et al.*, 2006), debido a que incrementa la complejidad del hábitat (Edgar & Robertson, 1992; Edgar *et al.*, 1994; Jenkins & Wheatley, 1998; Grenouillet & Pont, 2001; Hyndes *et al.*, 2003). Asimismo, la vegetación sumergida proporciona mayor protección contra la depredación y también mayor cantidad de alimento para las diferentes especies de peces, por el gran número de invertebrados pequeños que albergan los hábitats con este tipo de vegetación (Heithaus, 2004; Kwak & Klumpp, 2004; Kopp *et al.*, 2007; Unsworth *et al.*, 2007).

A escala nictímera, los cambios en la abundancia relativa y composición de especies, se han atribuido principalmente a las variaciones en las actividades de forrajeo y a la evasión de depredadores de los peces, siendo éstos regularmente modulados por la marea y el fotoperíodo (Rooker & Dennis, 1991; Stoner, 1991; Helfman, 1993; Layman

2000; Nagelkerken *et al.*, 2000; Pesanha *et al.*, 2003; Castillo-Rivera *et al.*, 2010, 2011b; Zárate-Hernández *et al.*, 2012). La variación estacional de la estructura de las comunidades de peces en los estuarios, puede estar regulada, en sinergia o individualmente, por la variabilidad a lo largo del año de factores físico-químicos y por la influencia de algunos factores bióticos (Moyle & Cech, 2004), tales como los patrones de reclutamiento, desove, respuestas tróficas y reparto de recursos (Felley, 1989; Rooker & Dennis, 1991; Whitfield, 1999; Castillo-Rivera & Zárate, 2001).

La importancia de determinar la estructura y función de la comunidad de peces en estuarios, es un aspecto que incide directamente en el conocimiento del equilibrio ecológico y por lo tanto proporciona las bases necesarias para un buen manejo y aprovechamiento de los recursos bióticos pesqueros (Álvarez-Rubio *et al.*, 1990).

Un modo de caracterizar y comparar comunidades consiste simplemente en establecer un recuento de las especies que en ella existen (Begon *et al.*, 2006), así la riqueza de especies permite describir y comparar comunidades, además de ser un elemento importante para evaluar la diversidad (Krebs, 1994, 1999). En este sentido, una forma de caracterizar una comunidad, tomando en consideración tanto los patrones de abundancia relativa, como la riqueza de especies, es utilizar índices de diversidad (Washington, 1984), siendo los más comúnmente utilizados los de Shannon-Wiener y de Simpson (Krebs, 1999; Gray, 2000; Beaugrand & Edwards, 2001). El índice de Shannon-Wiener, derivado de la teoría de la información, presenta una mayor susceptibilidad a las especies poco abundantes (Castillo-Rivera *et al.*, 2003). El índice de Simpson es más susceptible a las especies dominantes (Krebs, 1999).

A pesar de que los índices de diversidad contribuyen de manera importante en la descripción de la comunidad (Castillo-Rivera *et al.*, 2003), estas medidas tienen el problema de ser univariadas, mientras que el análisis de las comunidades de peces es *per se* multivariado, debido a que hay muchas especies, cada una con variaciones en sus respectivas abundancias (Castillo-Rivera *et al.*, 2002).

En este sentido, los ictiólogos han utilizado recientemente técnicas multivariadas tales como Análisis de Conglomerados (Nagelkerken *et al.*, 2000; Griffiths, 2001; Madurell *et al.*, 2004), Análisis de Varianza Multivariado (Hoeinghaus *et al.*, 2004; Quist *et al.*, 2004; Fialho *et al.*, 2007; Zárate-Hernández *et al.*, 2012) y Análisis Canónico de Correspondencia (Beyst *et al.*, 2002; Floeter *et al.*, 2007, Mendoza *et al.*, 2009; Castillo-Rivera *et al.*, 2002, 2010), para analizar los cambios en los ensambles de peces.

En este contexto, la finalidad de la presente propuesta es identificar los principales patrones espaciales, nictímeros y estacionales, de la comunidad de peces de un estuario tropical, en dos diferentes tipos de hábitats (con y sin vegetación sumergida), en términos de la influencia que sobre la estructura pueden ejercer las variables ambientales más importantes.

ANTECEDENTES

La variabilidad en la abundancia y composición de especies de las comunidades de peces, se ha evaluado principalmente en función de factores como la heterogeneidad espacial, época climática o período del día. Dentro de los estudios sobre comportamiento espacial, se ha señalado la importancia que sobre las comunidades tienen los ambientes con vegetación sumergida, tanto en estuarios tropicales (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1983; Álvarez-Guillén *et al.*, 1985; Vargas-Maldonado *et*

al., 1981; Peña & Jiménez, 2001), como en estuarios subtropicales y templados (Chick & McIvor, 1994; Jenkins & Wheatley, 1998; Hindell *et al.*, 2000a, 2000b). Aunque en estudios previos en la laguna de Pueblo Viejo, también se ha señalado la importancia de la vegetación sumergida a nivel poblacional y de la comunidad (Castillo-Rivera & Zárate, 2001; Castillo-Rivera *et al.*, 2002, 2003), el papel que juega este tipo de vegetación en la variabilidad nictímera de la composición de especies y estructura de talla, no ha sido evaluado plenamente.

A pesar que desde hace varias décadas se ha señalado la importancia que tienen los estudios que analizan el comportamiento nictímero de los peces (Hobson, 1965; Lowe-McConnell, 1987; Potts, 1990; Helfman, 1978, 1993), a la fecha estos estudios siguen siendo escasos, particularmente los que se desarrollan en ambientes tropicales. No obstante lo anterior, se ha observado que el ciclo luz-oscuridad determina cambios en la riqueza y composición de ensambles de peces, entre el día y la noche (Gray *et al.*, 1998; Griffiths, 2001; Methven *et al.*, 2001; Dulčić *et al.*, 2004), asociándose estas variaciones a los cambios diurnos en las estrategias de alimentación y de evasión de depredadores, sugiriéndose que estos factores bióticos podrían jugar un papel más importante que los factores físico-químicos (Nagelkerken *et al.*, 2000; Pessanha *et al.*, 2003). Para estuarios mexicanos, se han estudiado las variaciones nictímeras (incluidas también estacionales) en la laguna de Términos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1982).

En relación con la variabilidad estacional de las comunidades ícticas, se ha señalado la importancia que a este nivel juegan los factores ambientales (Rebelo, 1992; Pombo & Rebelo, 2002; Pombo *et al.*, 2005; Jaureguizar *et al.*, 2006). Así, se tiene el antecedente que la estructura de las comunidades de peces se ve influenciada por la variabilidad

mensual de factores como la salinidad (Marshall & Elliott, 1998; Whitfield, 1999; Barletta *et al.*, 2005), temperatura (Peterson & Ross, 1991; Jaureguizar *et al.*, 2004; Navarro-Rodríguez *et al.*, 2006), turbidez (Blaber & Blaber, 1980; Cyrus & Blaber, 1992; Beyst *et al.*, 2002) o el tipo de sustrato (Wantiez *et al.*, 1996; Serrano-Gordo & Nogueira-Cabral, 2001). Particularmente para la laguna de Pueblo Viejo, en estudios que comprendieron muestreos sólo durante las horas luz, se encontró que la temperatura es uno de los principales factores reguladores de la comunidad (Castillo-Rivera *et al.*, 2002).

Para la laguna de Pueblo Viejo, además de la información sobre comunidades de peces antes citada, también se cuenta con estudios poblacionales sobre especies de peces ecológicamente importantes, que pueden contribuir a una mejor comprensión del comportamiento de la comunidad. En este sentido, se ha estudiado la distribución, abundancia y aspectos reproductivos de *Anchoa mitchilli* (Castillo-Rivera *et al.*, 1994; Sánchez-Ramírez & Ocaña-Luna, 2002; Castillo-Rivera *et al.*, 2011a), distribución, abundancia y patrones de reparto de recursos tróficos en las lachas *Brevoortia gunteri* y *B. patronus* (Castillo-Rivera & Zamayoa, 1994; Castillo-Rivera *et al.*, 1996, Castillo-Rivera & Kobelkowsky, 2000), el sistema digestivo y alimentación de los bagres-Ariidae (Kobelkowsky & Castillo-Rivera, 1995), la distribución y abundancia de mojarra (Castillo-Rivera *et al.*, 2005b) y los hábitos de alimento de juveniles y adultos de *Archosargus probatocephalus* (Castillo-Rivera *et al.*, 2007). Asimismo, para un ecosistema estuarino conectado a la laguna de Pueblo Viejo, también se dispone de información sobre la ecología trófica de *Bairdiella ronchus* (Castillo-Rivera *et al.*, 1988) y *Citharichthys spilopterus* (Castillo-Rivera *et al.*, 2000). Finalmente, Castillo-Rivera

(2001) reporta la variabilidad espacial, nictímera y estacional en la biología trófica de 16 especies de peces en el área de estudio.

En este contexto, es posible observar que aunque para la laguna de Pueblo Viejo y para la mayoría de los estuarios mexicanos se dispone de algunos estudios, en general se cuenta con poca información a nivel de comunidad y menos aún con trabajos que incluyan simultáneamente el análisis espacial, nictímero y estacional. Así, cualquier aporte al conocimiento del comportamiento de la comunidad de especies de peces que se haga, contribuirá al mejor entendimiento ecológico, aprovechamiento y uso racional de los recursos ícticos del litoral mexicano.

HIPÓTESIS

- Si la presencia de vegetación sumergida incrementa la complejidad del hábitat, lo cual un permite un ambiente de refugio y un mayor número de nichos potenciales, entonces el hábitat con vegetación sumergida soportará una mayor abundancia total de peces y una mayor diversidad, incidiendo también en la composición de la abundancia relativa de las especies.
- Si las estrategias de alimentación y de evasión de depredadores sufren cambios nictímeros, se espera que estos se vean reflejados tanto en los parámetros de la comunidad.
- Si las condiciones ambientales varían de manera importante a lo largo del año, se espera que estas fluctuaciones tengan incidencia en las estrategias de historia de vida de las especies y que en consecuencia se vean reflejados en la variación

estacional de los parámetros de la comunidad y en los cambios de la composición de la abundancia relativa de las especies.

OBJETIVO GENERAL

Contribuir al conocimiento de las variaciones espacio-temporales en la estructura de la comunidad de peces estuarinos en ambientes tropicales y en particular en una laguna costera mexicana de importancia zoogeográfica.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Analizar el comportamiento espacial, nictímero y estacional de la abundancia total de peces y de los parámetros de la comunidad (riqueza de especies, diversidad y equidad), así como la influencia que ejercen sobre éstos las condiciones ambientales.
- Contribuir al conocimiento de la composición taxonómica de especies de peces en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz.

METODOLOGÍA

Área de estudio:

La laguna de Pueblo Viejo se ubica en el municipio de Villa Cuauhtémoc, al norte del estado de Veracruz, entre los paralelos 22°05' y 22°13' latitud norte, y los meridianos 97°50' y 97°57' de longitud oeste. El sistema es relativamente pequeño con una

superficie aproximada de 88.7 km², con una longitud máxima en sentido norte-sur de 13.5 y una anchura mayor en sentido este-oeste de 11 km (Castillo-Rivera, 1995).

En su parte norte, la laguna de Pueblo Viejo se conecta con el río Pánuco, aproximadamente a 10 km donde el río desemboca en el Golfo de México, por lo que se le puede considerar como un estuario de comunicación restringida (Kjerfve, 1986). En la laguna desembocan los ríos la Tapada, Pedernales, La Cuasima, La Puerca y al sur el río Tamacuil, siendo este último el más importante por su longitud y aporte dulceacuícola, mientras que los demás ríos tienen influencia sólo en la época de lluvias (Contreras, 1993). Debido a esto, se produce un ligero gradiente de salinidad, que aumenta del extremo sur al extremo norte, por lo que se pueden considerar dos subsistemas estuarinos (Castillo-Rivera & Kobelkowsky, 2000), uno hacia el norte, de sustrato blando con presencia poco conspicua de vegetación sumergida y otro al sur, que representa un hábitat que cuenta con la presencia de densos lechos de *Ruppia maritima* (L.) (Figura 1). La vegetación costera emergente está dominada por un manglar cuya amplitud varia de los 40 a 600 m, el cual se constituye por tres especies, las cuales de acuerdo a su abundancia son mangle negro (*Avicennia germinans* L.), mangle blanco (*Laguncularia racemosa* Gaertn) y mangle rojo (*Rizophora mangle* L.) (Castillo-Rivera *et al.*, 2005a).

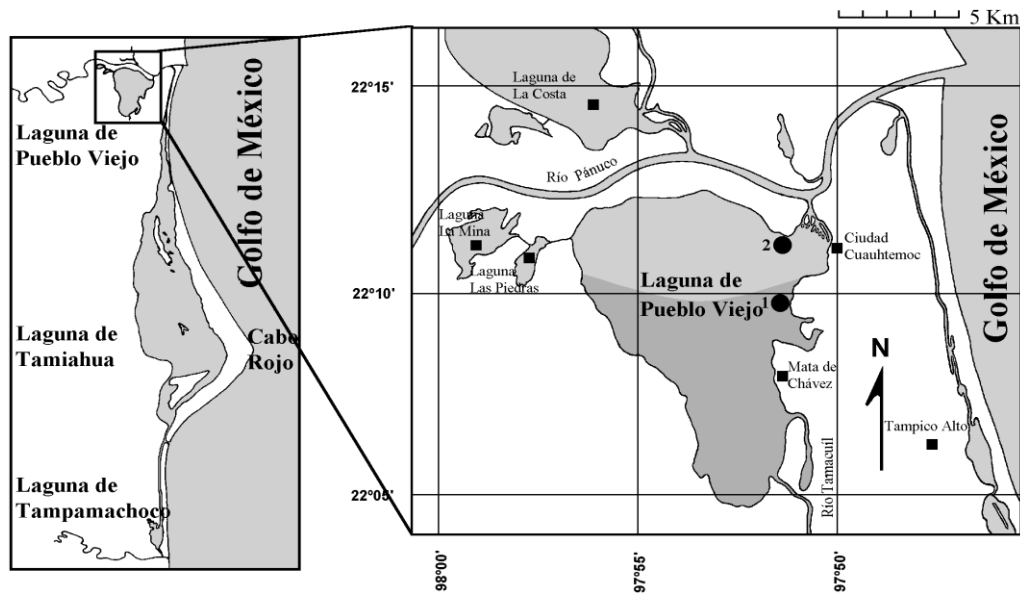


Figura 1. Ubicación geográfica y toponimia del área de estudio, mostrándose el hábitat con vegetación sumergida (1, HCVS) y el de sustrato blando sin vegetación (2, HSVS).

La presencia del manglar juega un papel importante dentro de los estuarios debido al aporte de materia orgánica alóctona con la que contribuye, lo que favorece el fortalecimiento de la ruta trófica detritívora de estos sistemas (Castillo-Rivera, 2001).

El área de estudio presenta un clima cálido sub-húmedo, con una época de lluvias de junio a octubre, con promedios mensuales de precipitación mayores a 120 mm y una época seca de noviembre a mayo, con promedios mensuales menores a 50 mm (Castillo-Rivera *et al.*, 2003). En la laguna de Pueblo Viejo, como en la mayoría de sistemas estuarinos mexicanos de la región, el fitoplancton, clorofilas y producción primaria, presentan dos pulsos mayores, uno de abril a mayo y otro de julio a septiembre (Contreras, 1995).

Un aspecto relevante sobre la presente investigación, es la posición geográfica de la laguna, la cual se ubica cerca del límite (Cabo Rojo, Figura 1) entre dos grandes

regiones zoogeográficas (Moyle & Cech, 2004), la Región Cálida Templada (Provincia Carolina) y la Región Tropical (Provincia Caribeña) del Atlántico Occidental, lo que la define como un área importante en términos de variabilidad biogeográfica regional y diversidad de especies (Castillo-Rivera *et al.*, 2003). Además, este sistema ha sido catalogado como un área marina prioritaria para su conservación por su alta biodiversidad (Arriaga *et al.*, 1998).

Esquema de muestreo:

El material biológico analizado forma parte de la colección del Laboratorio de Peces del Departamento de Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa y fue colectado bimestralmente durante un año de septiembre de 1989 a septiembre de 1990, a través de seis ciclos de 24-h en dos diferentes localidades, cada una de las cuales tipifica los dos principales subsistemas de la laguna, el hábitat con vegetación sumergida (HCVS) y el hábitat de sustrato blando con presencia poco conspicua de este tipo de vegetación (HSVS). En cada uno de los 12 ciclos, se tomaron muestras cada dos horas, completando así ciclos de 24-h (12 por cada ciclo), excepto en la localidad sin vegetación sumergida durante el mes de noviembre, cuando por problemas de condiciones climáticas adversas (“nortes”) se realizaron solo seis colectas, tres durante el día y tres durante la noche, por lo que en total se efectuaron 138 colectas.

Las muestras biológicas fueron tomadas mediante un chinchorro playero de 30 m de largo por 1 m de profundidad y 1 cm de luz de malla, comprendiendo aproximadamente un área de 1500 m² de arrastre. Los especímenes colectados fueron fijados en

formalina al 10% y posteriormente preservados en etanol al 70%. Adicionalmente, en cada muestreo fueron registradas temperatura (termómetro de mercurio, °C), oxígeno disuelto (Método de Winkler, mgL⁻¹) y salinidad (refractómetro de mano, ATAGO S-10E).

Las determinaciones taxonómicas fueron realizadas de acuerdo con Carpenter (2002a, b) y literatura especializada para taxa específicos, siguiendo el arreglo sistemático de Nelson (2006).

Parámetros de la comunidad

Para determinar si el número de especies colectadas es representativo para cada tipo de hábitat y en general para todo el sistema, se realizaron gráficas del número de especies colectadas de forma acumulada con respecto al número de muestreos ordenados cronológicamente (curvas especies-muestras) (Brower *et al.*, 1990).

Se evaluaron los parámetros de la comunidad riqueza de especies, diversidad y equidad. La riqueza de especies se determinó como el número total de especies capturadas en cada colecta (S). Para evaluar la diversidad, se utilizó el índice no sesgado de Simpson, el cual es menos sensible al tamaño de muestra que otros índices (Lande, 1996; Krebs, 1999; Lande *et al.*, 2000):

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

donde:

S = Número de especies de la muestra

D = Índice de dominancia no sesgado de Simpson

n_i = Número de individuos de la i -ésima especie

N = Número total de individuos

Asimismo, se utilizó la medida de equidad de Simpson, la cual a diferencia de los tradicionales índices de equidad, tiene la ventaja de ser independiente de la riqueza de especies (Smith & Wilson, 1996; Krebs, 1999):

$$E_{1/\lambda} = \frac{1/\lambda}{S},$$

donde:

$E_{1/\lambda}$ = Medida de equidad de Simpson

λ = Índice de dominancia sesgado de Simpson ($\sum p_i^2$)

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = Número de individuos de la i -ésima especie

N = Número total de individuos

S = Número de especies de la muestra

Análisis estadístico

Se aplicaron Análisis de Varianza (ANOVA) factoriales, a cada parámetro de la comunidad, así como a la abundancia total de peces para comparar su respuesta espacial (entre tipos de hábitats, Factor A con 2 niveles), nictímera (entre día/noche, Factor B con 2 niveles) y estacional (entre meses, Factor C con 6 niveles), así como la interacción entre estos dos factores. La asociación entre variables se evaluó a través de análisis de correlación (Zar, 1999).

Para describir los patrones nictímeros de similitud de conjuntos de especies (abundancias absolutas) entre muestras, en cada ciclo se aplicaron Análisis de Conglomerados (AC), utilizando una matriz de distancias Euclidianas promedio y como

estrategia de fusión el método de promedios no ponderados (Unweighted Pair Group Method Average, UPGMA). Este método maximiza la correlación entre la formación final de grupos y la estructura original del conjunto de datos (Correlación Cofenética), asegurando de esta manera la conservación de las relaciones espaciales durante el proceso de fusión (McGagiral *et al.*, 2000).

Finalmente, se aplicaron Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) a las matrices de abundancias de especies y a las matrices de datos ambientales, con el objetivo de obtener una interpretación ambiental directa de los ejes de ordenación extraídos. Las especies raras serán ponderadas y los ejes de ordenación re-escalados por muestras para producir un diagrama “biplot” de la matriz de abundancias de especies constreñida por la ordenación ambiental (McGarigal *et al.*, 2000; Kovach, 2005). En este análisis, las correlaciones “Inter-set” representan las correlaciones entre las variables ambientales y los puntajes (“scores”) de las especies, y explican la importancia relativa de las variables ambientales en la determinación de la composición de especies (ter Braak, 1988; McGarigal *et al.*, 2000). El ACC es una técnica multivariada apropiada de ordenación constreñida diseñada para la exploración de la correspondencia entre factores físicos y la composición de especies de una comunidad, y a su vez permite visualizar las preferencias diferenciales de hábitat (nichos) de las especies, vía el diagrama de ordenación (ter Braak & Verdonschot, 1995). A pesar de que el ACC es una técnica lineal, ésta es menos susceptible que otros métodos de ordenación a la no linealidad en la matriz de datos, debido a que explícitamente asume respuestas no lineales (i.e. Gaussianas) de especies a lo largo de gradientes ambientales (Gauch, 1982; McGarigal *et al.*, 2000).

RESULTADOS

VARIABLES AMBIENTALES

Espacial

Los promedios de salinidad, oxígeno disuelto y nivel del agua fueron mayores en el HCVS, mientras que la temperatura fue mayor en el otro hábitat (Tabla 1). De las cuatro variables analizadas, solo la marea no presentó diferencias significativas espacialmente (Tabla 2).

Tabla 1. Promedio de los datos de variables ambientales registrados en ambos tipos de hábitats con vegetación sumergida (HCVS) y sin vegetación sumergida (HSVS)

Hábitat	Temperatura (°C)	Salinidad	Oxígeno disuelto (mg/L)	Nivel del agua (marea)
HCVS	24.71	14.58	5.48	0.54
HSVS	25.45	13.58	4.28	0.53

Tabla 2. Resultados del Análisis de Varianza de tres factores, espacial (hábitat), estacional (mes) y nictímero (día/noche), aplicado a las variables ambientales consideradas.

FUENTE DE VARIACIÓN	GL	CM	F	P
Temperatura				
Espacial	1	17.148	5.166	0.025
Estacional	5	527.489	158.909	<0.001
Nictímera	1	98.647	29.718	<0.001
Espacial*Estacional	5	33.758	10.170	<0.001
Espacial*Nictímera	1	0.003	0.001	0.974
Estacional*Nictímera	5	2.498	0.752	0.586
Salinidad				
Espacial	1	33.406	17.677	<0.001
Estacional	5	1366.732	723.228	<0.001
Nictímera	1	3.631	1.921	0.168
Espacial*Estacional	5	7.213	3.817	0.003
Espacial*Nictímera	1	0.044	0.023	0.879
Estacional*Nictímera	5	4.681	2.477	0.036
Oxígeno				
Espacial	1	35.704	38.220	<0.001

Estacional	5	28.166	30.151	<0.001
Nictímera	1	10.284	11.009	0.001
Espacial*Estacional	5	4.044	4.329	0.001
Espacial*Nictímera	1	2.417	2.588	0.110
Estacional*Nictímera	5	0.634	0.679	0.641
Nivel del agua				
Espacial	1	0.002	0.036	0.849
Estacional	5	0.131	2.826	0.019
Nictímera	1	0.021	0.455	0.501
Espacial*Estacional	5	0.179	3.870	0.003
Espacial*Nictímera	1	0.011	0.229	0.633
Estacional*Nictímera	5	0.029	0.626	0.680

Estacional y nictímero

Estacionalmente todas las variables ambientales analizadas variaron significativamente entre meses (Tabla 2), existiendo de manera general en todos los casos, una interacción significativa entre el factor espacial y el factor estacional, lo cual implica que el comportamiento de las variables ambientales entre hábitats, tendió a verse afectado por la variabilidad mensual (Figura 2)

A nivel nictímero se observó que la temperatura (HCVS: $\bar{x}_d = 25.4$, $\bar{x}_n = 23.7$; HSV: $\bar{x}_d = 26.1$, $\bar{x}_n = 24.5$) y oxígeno disuelto (HCVS: $\bar{x}_d = 5.83.4$, $\bar{x}_n = 4.9$; HSV: $\bar{x}_d = 4.3$, $\bar{x}_n = 4.1$) independientemente del hábitat y mes analizado fueron significativamente mayores en el día (interacciones no significativas entre estos factores; Tabla 2; Figura 3).

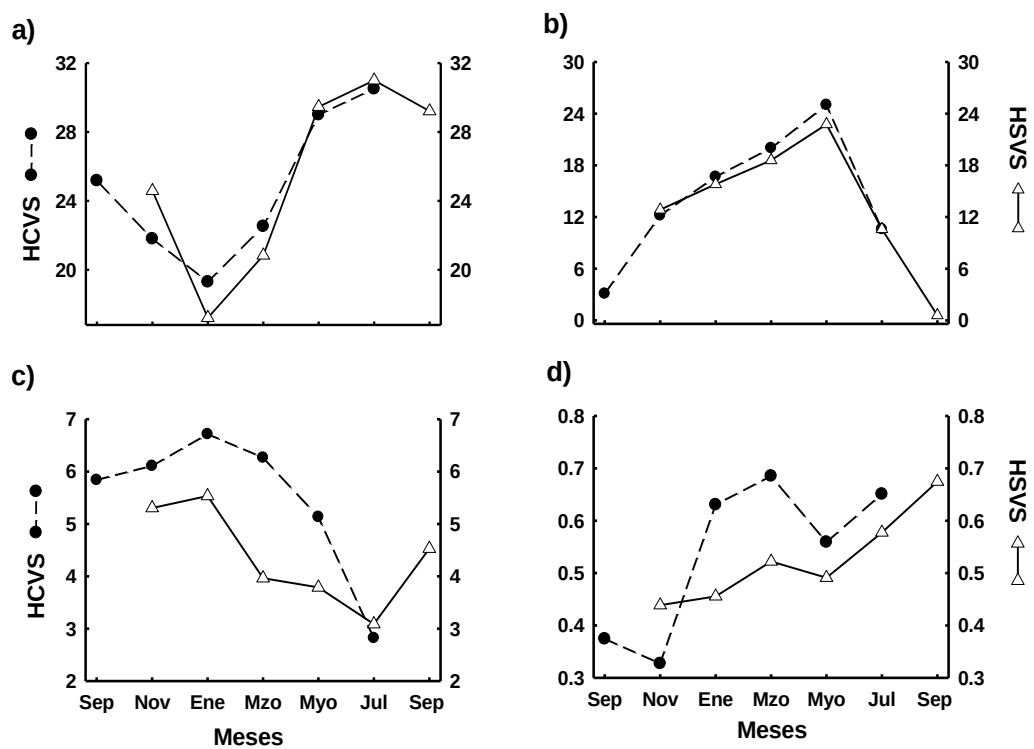


Figura 2. Comportamiento estacional de las variables ambientales analizadas en la laguna de pueblo Viejo Veracruz. a) temperatura, b) salinidad, c) oxígeno disuelto y d) nivel del agua.

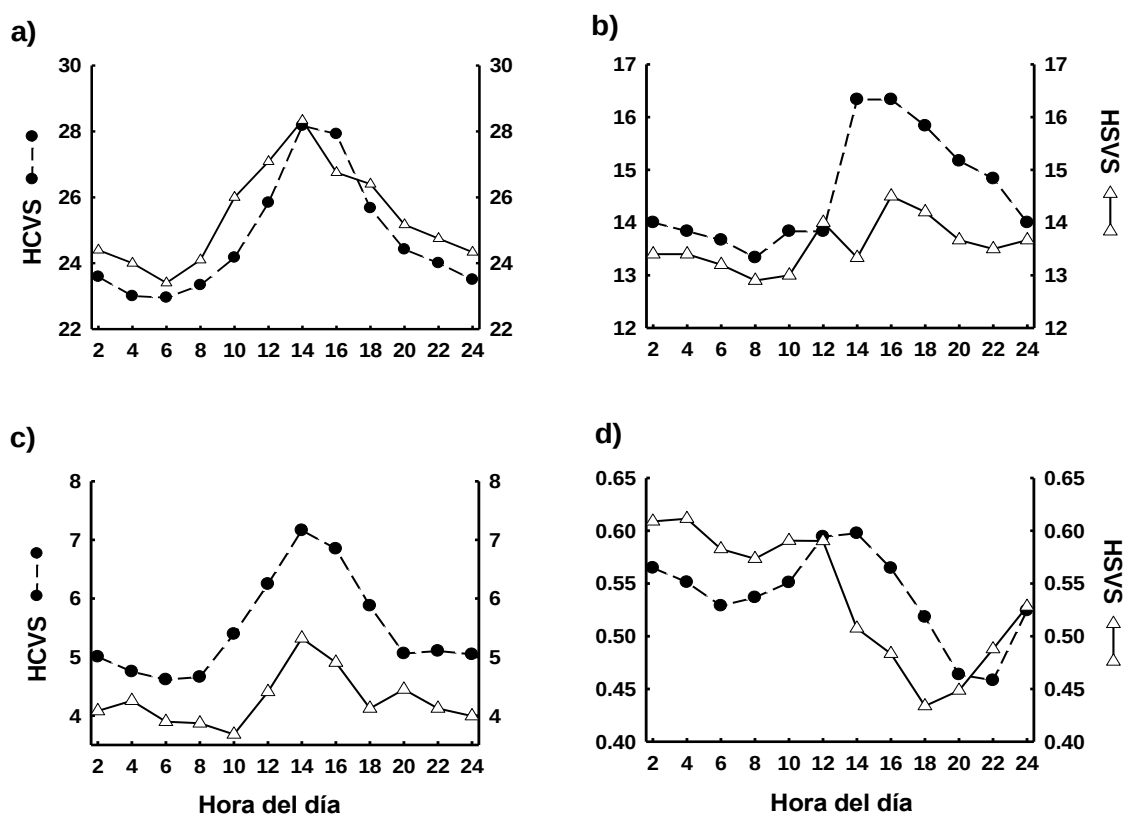


Figura 3. Comportamiento nictímero de las variables ambientales analizadas en la laguna de pueblo Viejo Veracruz. a) temperatura, b) salinidad, c) oxígeno disuelto y d) nivel del agua.

ELENCO SISTEMÁTICO

Tanto el número de especies, como el de géneros y familias fue mayor en el HCVS (Tabla 3). De las 74 especies colectadas 66 corresponden al HCVS y 54 al otro hábitat, además 20 son exclusivas del HCVS y 8 del HSVS (Tabla 4).

Tabla 3. Número de familias, géneros y especies de peces colectadas, para el hábitat con vegetación sumergida (HCVS) y para el hábitat sin vegetación (HSVS).

Hábitat	Familias	Géneros	Especies
HCVS	28	51	66
HSVS	25	43	54
Total	31	55	74

Tabla 4. Listado de especies colectadas durante el ciclo completo de muestreo, en el hábitat con vegetación sumergida (HCVS) y el hábitat sin vegetación (HSVS). (arreglo taxonómico de acuerdo con Nelson, 2006).

FAMILIA	ESPECIE	HCVS	HSVS	Código
Dasyatidae	<i>Dasyatis sabina</i> (Lesueur, 1824)	X	X	Ds
Elopidae	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	X	X	Es
Ophichthidae	<i>Myrophis punctatus</i> Lütken, 1851	X	X	Mp
	<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	X	X	Og
Engraulidae	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	Ah
	<i>Anchoa mitchilli</i> (Valenciennes, 1848)	X	X	Am
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	X	X	Ce
Clupeidae	<i>Brevoortia gunteri</i> Hildebrand, 1948	X	X	Bg
	<i>Brevoortia patronus</i> Goode, 1878	X	X	Bp
	<i>Dorosoma cepedianum</i> (LeSueur, 1818)	X	X	Dc
	<i>Dorosoma petenense</i> (Günther, 1867)	X	X	Dp
Ariidae	<i>Ariopsis felis</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	Af
	<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	X	X	Bm
	<i>Cathorops aguadulce</i> (Meek 1904)	X	X	Cm
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1758)		X	Sf
Batrachoididae	<i>Opsanus beta</i> (Goode & Bean, 1880)	X	X	Ob
	<i>Porichthys porosissimus</i> (Valenciennes, 1837)	X	X	Pp
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	X	X	Me
	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	X	X	Mc
Atherinopsidae	<i>Membras martinica</i> (Valenciennes, 1835)	X	X	Mm
	<i>Menidia beryllina</i> (Cope, 1867)	X	X	Mb
Belonidae	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	X	X	Sm
	<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)	X	X	Sn
	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	X		St
Fundulidae	<i>Fundulus grandis</i> Baird & Girard, 1853	X		Fg
Poeciliidae	<i>Poecilia mexicana</i> Steindachner, 1863	X		Pm
Syngnathidae	<i>Syngnathus louisianae</i> Günther, 1870	X		Sl
	<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758	X		Se
	<i>Syngnathus scovelli</i> (Evermann & Kendall, 1896)	X	X	So
Triglidae	<i>Prionotus tribulus</i> Cuvier, 1829.		X	Pt
Centropomidae	<i>Centropomus mexicanus</i> (Bocourt, 1868)	X	X	Cx
	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	X		Cp
Carangidae	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	Ch
	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)		X	Ss
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	X		Sv
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X		Os
Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	X		Lg
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	X	X	Da
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	X	X	Dr
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy and Gaimard, 1824)		X	Eg
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	X	X	Em
Haemulidae	<i>Orthopristis chrysoptera</i> (Linnaeus, 1766)	X		Oc

	<i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1830)	X		Pr
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	X	X	Ap
	<i>Lagodon rhomboides</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	Lr
Polynemidae	<i>Polydactylus octonemus</i> (Girard, 1858)		X	Po
Sciaenidae	<i>Bairdiella chrysoura</i> (Lacépède, 1803)	X	X	Bc
	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	X	X	Br
	<i>Bairdiella</i> sp. Gill, 1861	X		B1
	<i>Bairdiella</i> sp. Gill, 1861		X	B2
	<i>Cynoscion arenarius</i> Ginsburg, 1930	X	X	Ca
	<i>Cynoscion nebulosus</i> (Cuvier, 1830)	X		Cn
	<i>Cynoscion nothus</i> (Holbrook, 1848)		X	Ct
	<i>Leiostomus xanthurus</i> Lacépède, 1802	X	X	Lx
	<i>Micropogonias undulatus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	Mu
	<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	Pc
Cichlidae	<i>Oreochromis aureus</i> (Steindachner, 1864)	X	X	Oa
Blenniidae	<i>Chasmodes bosquianus</i> (Lacépède, 1800)		X	Co
	<i>Lupinoblennius nicholsi</i> (Tavolga, 1954)	X	X	Ln
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	X		Dm
	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	X		Ep
	<i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	X		Ea
	<i>Gobiomorus dormitor</i> Lacépède, 1800	X		Gd
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	X		Bs
	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	X	X	Cb
	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	X		Cu
	<i>Evorthodus lyricus</i> (Girard, 1858)	X	X	El
	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	X	X	Go
	<i>Gobiosoma bosc</i> (Lacépède, 1800)	X	X	Gb
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	X	X	Tl
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	X	X	Cs
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	Al
Cynoglossidae	<i>Symphurus civitatum</i> Ginsburg, 1951	X		Sc
	<i>Symphurus plagiusa</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	Sp

El comportamiento asintótico del número de especies capturadas de forma acumulada, de acuerdo con la secuencia cronológica de los muestreos realizados en el ciclo completo (Figura 4), así como para cada uno de los hábitats analizados por separado (Figura 5), indica que la riqueza de especies está representada adecuadamente, en general y para cada tipo de hábitat.

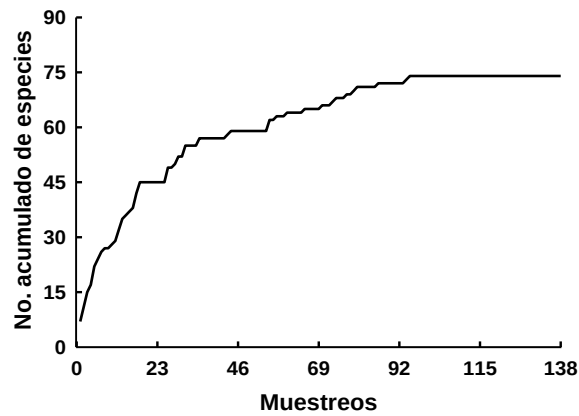


Figura 4. Número acumulado de especies capturadas durante el ciclo completo de estudio, de acuerdo al orden cronológico en que se realizaron los 138 muestreos, en la laguna de pueblo Viejo Veracruz.

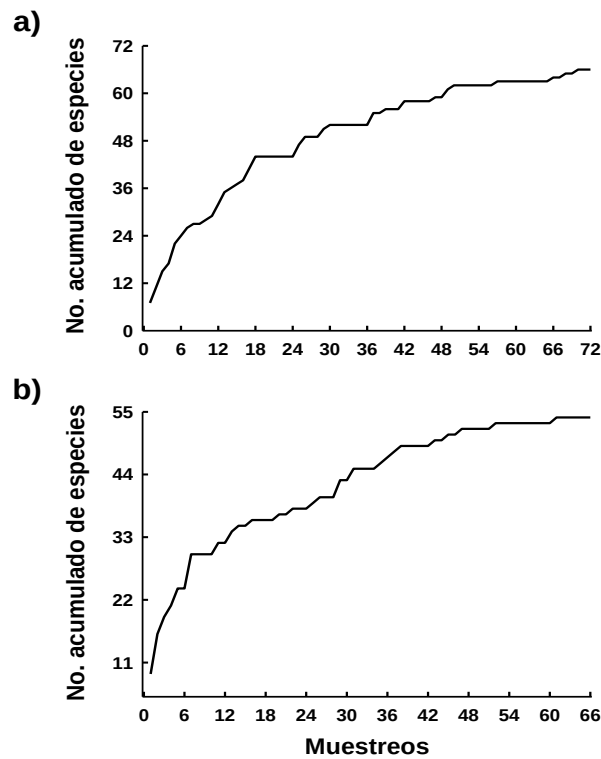


Figura 5. Número acumulado de especies capturadas en cada uno de los hábitats analizados, de acuerdo al orden cronológico en que se realizaron a) 72 (HCVS) y b) 66 (HVS) muestreos, en la laguna de Pueblo Viejo Veracruz.

ABUNDANCIA TOTAL DE PECES

Espacial

En los 138 muestreos realizados, se capturaron un total de 34,766 individuos de los cuales 17,105 corresponden al HCVS y 17,661 al HSVS. A pesar de que el número de individuos en el HSVS fue mayor que el del otro hábitat, los promedios de la abundancia total de peces no presentaron diferencias significativas entre ambos tipos de hábitats (Tabla 5).

Estacional

La abundancia total en ambos tipos de hábitats presentó dos pulsos importantes, uno durante enero-marzo y otro en el mes de septiembre (Figura 6), existiendo diferencias significativas entre meses (Tabla 5) y siendo este comportamiento independiente del hábitat analizado (interacción espacial*nictímero no significativa).

Tabla 5. Resultados del Análisis de Varianza de tres factores, espacial (hábitat), estacional (mes) y nictímero (día/noche), aplicado a la abundancia total de peces.

FUENTE DE VARIACIÓN	GL	SCM	F	P
Abundancia				
Espacial	1	73822.40	1.60	0.21
Estacional	5	295429.81	6.42	<0.01
Nictímero	1	265599.26	5.77	0.02
Espacial * Estacional	5	38724.07	0.84	0.52
Estacional * Nictímero	1	621402.94	13.51	<0.01
Espacial * Nictímero	5	41082.54	0.89	0.49
Error	114	46010.75		

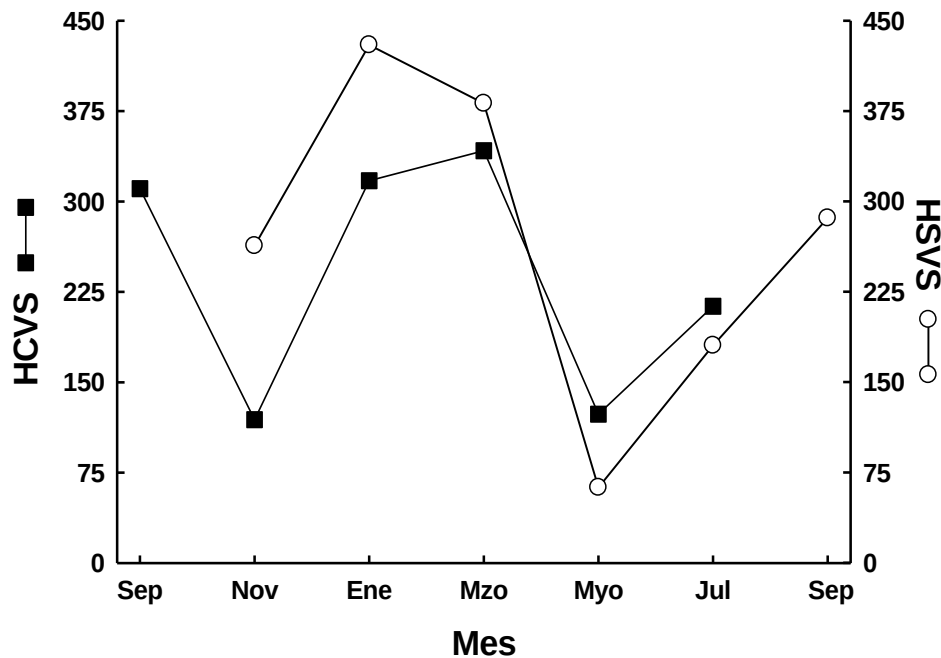


Figura 6. Comportamiento de los promedios mensuales de la abundancia total de peces en ambos hábitat (con vegetación sumergida: HCVS y sin vegetación: HSVS), durante el ciclo anual en la laguna de Pueblo Viejo.

Nictímero

A nivel nictímero la abundancia varió significativamente entre día y noche, comportamiento que fue independientemente del hábitat analizado (interacción espacial*nictímero, no significativa; Tabla 5), observándose que en el HCVS fue mayor durante el día ($\bar{x}_d = 257.5$; $\bar{x}_n = 209.6$) y en el otro hábitat durante la noche ($\bar{x}_d = 175.7$; $\bar{x}_n = 392.3$). Para el HCVS los pulsos importantes regularmente fueron durante la penumbra y la noche, aunque eventualmente también existieron pulsos importantes durante el día. Así, septiembre mostró tres pulsos, uno durante el amanecer (06:00 h), otro en la noche (02:00 h) y uno al final de la tarde e inicio del anocheecer (16:00-18:00 h). En noviembre se observó un pulso durante la noche, que va desde las 20:00 a las

06:00 h. Enero presentó un pulso importante de las 14:00 a las 16:00 h. El mes de marzo sólo presentó un pulso importante las 08:00 h (penumbra), mientras que mayo presentó dos pulsos importantes, uno a las 18:00 (penumbra) y otro a las 12:00 h (día). Finalmente, julio presentó dos pulsos importantes, uno al amanecer (06:00 h) y otro al anochecer (18:00 h).

En el HSVS los pulsos importantes regularmente fueron durante horas de oscuridad. Así, noviembre mostró pulsos durante la noche (20:00 a 24:00), mientras que en enero se observó un pulso al amanecer (08:00 h) y otro durante la noche (20:00 h). En marzo un pulso importante fue al anochecer (18:00 h) y otro durante la noche (2:00 a 4:00 h), mientras que en mayo los pulsos fueron al anochecer (18:00 - 20:00 h) y al amanecer (06:00 h). En julio se observaron valores altos durante la noche (22:00 – 04:00 h) y después del amanecer (08:00 h). Finalmente para septiembre el pulso importante se observó durante la noche (20:00 h) (Figura 7).

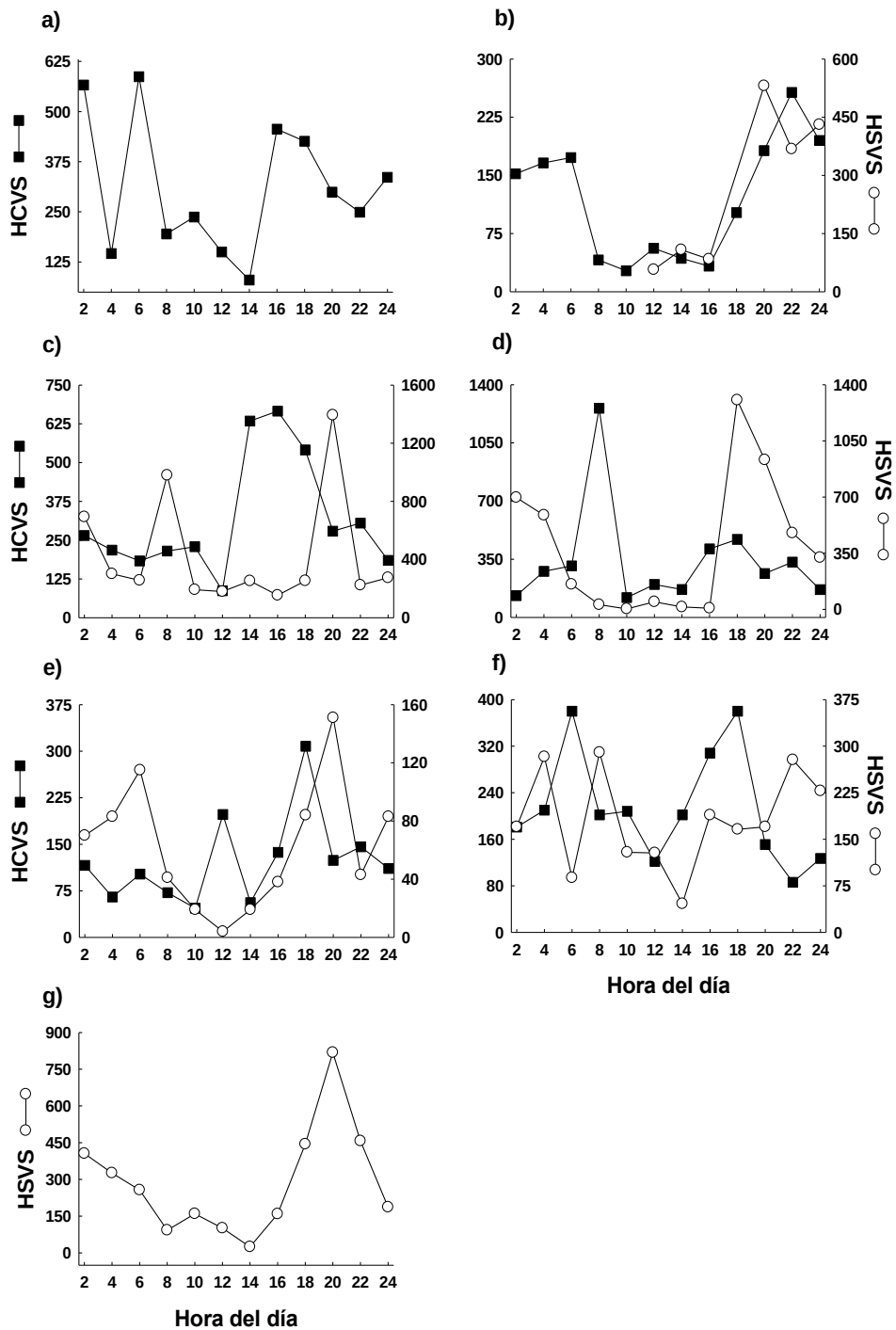


Figura 7. Comportamiento nictímero de los promedios de abundancia total de peces en ambos hábitats, durante el ciclo anual en la laguna de Pueblo Viejo, en ambos hábitats (con vegetación sumergida: HCVS y sin vegetación: HSVS). a) septiembre 89, b) noviembre, c) enero, d) marzo, e) mayo, f) julio y g) septiembre 90

PARÁMETROS DE LA COMUNIDAD

Espacial

Con respecto a los parámetros de la comunidad, la riqueza de especies y la diversidad presentan los valores promedio más altos en el HCVS ($\bar{X}_s = 14.9$, $\bar{X}_{1-D} = 0.63$) y los más bajos en el HSVS ($\bar{X}_s = 9.7$, $\bar{X}_{1-D} = 0.52$), existiendo diferencias significativas entre hábitats, mientras que la equidad se comporta de manera contraria, ya que los valores promedio más altos se observan en HSVS ($\bar{x} = 0.31$) y los más bajos en el HCVS ($\bar{x} = 0.26$), pero sin existir diferencias significativas entre hábitats.

Estacional

En el HCVS la riqueza de especies mostró dos picos importantes, uno en el mes de marzo y otro en julio, mientras que para el otro hábitat, el pulso más importante fue en julio, aunque este se mostró de manera menos conspicua (Figura 8).

Con respecto a la diversidad de especies, se observó para el HCVS un pulso sostenido de marzo a julio, mientras que para el otro hábitat, los picos importantes fueron en mayo y julio (Figura 8).

La equidad en el HCVS mostró un pulso importante de marzo a mayo y otro menor durante noviembre. Similar comportamiento mostró este parámetro en el HSVS, pero con pulsos menos conspicuos durante marzo-mayo y noviembre (Figura 8).

Los tres parámetros variaron significativamente entre meses, aunque esta variación, en los casos de la riqueza y la diversidad, dependió del hábitat analizado (interacciones Espacial*Estacional significativas; Tabla 6).

Con respecto a las relaciones existentes entre los parámetros de la comunidad y los factores ambientales, se observó que en el HCVS los tres parámetros se correlacionaron positivamente con la temperatura (riqueza: $r=3.60$; $P=0.002$; Diversidad: $r=0.329$; $P=0.005$; Equidad: $r=0.369$; $P=0.001$) y la salinidad (riqueza: $r=3.37$; $P=0.004$; Diversidad: $r=0.504$; $P<0.001$; Equidad: $r=0.552$; $P<0.001$), mientras que para el otro hábitat solo la equidad y la diversidad se correlacionaron positivamente con la temperatura (Equidad: $r=0.456$; $P<0.001$; Diversidad: $r=0.422$; $P<0.001$)

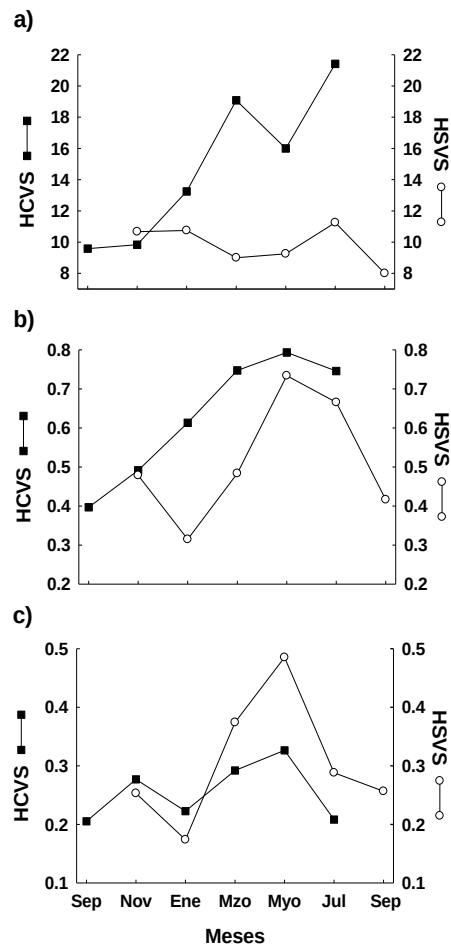


Figura 8. Comportamiento estacional de los parámetros de la comunidad (riqueza, diversidad y equidad) en ambos hábitats (con vegetación sumergida: HCVS y sin vegetación: HSVS). a) riqueza de especies, b) diversidad y c) equidad

Nictímero

La riqueza de especies en el HCVS mostró pulsos importantes alrededor del amanecer (04:00-06:00 h) y al anochecer (18:00 h), con una tendencia a presentar valores altos durante la noche, mientras que en el HSVS mostró un desplazamiento más conspicuo hacia las horas de oscuridad, presentándose los valores más altos a las 22:00 y 4:00 h (Figura 9). Así los promedios de la riqueza fueron significativamente mayores (Tabla 6) durante la noche, tanto en HCVS ($\bar{x}_n=15.33$ $\bar{x}_d=14.52$), como en el HSVS ($\bar{x}_n=10.79$ $\bar{x}_d=8.97$). Este patrón nictímero fue consistente en todos los meses y en ambos tipos de hábitats (interacciones Estacional* Nictímero y Espacial* Nictímero no significativas; Tabla 6).

El patrón nictímero de la diversidad y la equidad fue opuesto al de la riqueza (Figura 9), siendo significativamente mayores durante el día en ambos tipos de hábitats (HCVS: $\bar{\chi}_{1-D} = 0.66$, HSVS: $\bar{\chi}_E = 0.26$) que durante la noche (HCVS: $\bar{\chi}_{1-D} = 0.60$; HSVS: $\bar{\chi}_E = 0.24$). Así, se observó que tanto la diversidad como la equidad presentaron pulsos importantes en ambos hábitats entre las 10:00 y las 16:00 h. No obstante lo anterior, las diferencias entre día y noche, para ambos parámetros, fueron más conspicuas en el HSVS (Figura 9), lo que muy probablemente generó en ambos casos, una interacción Espacial* Nictímero significativa (Tabla 6).

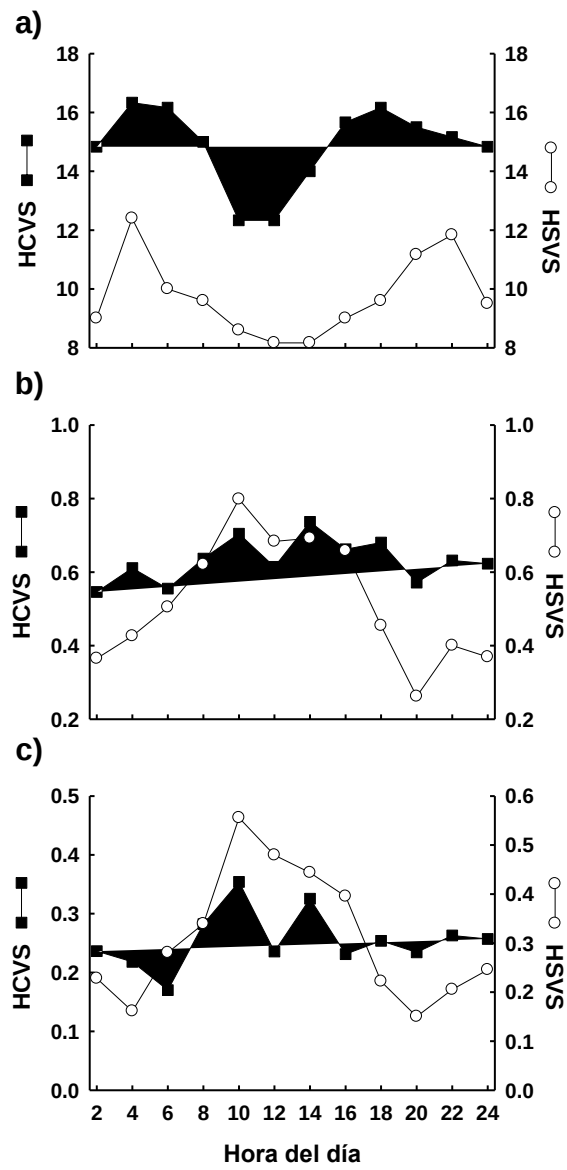


Figura 9. Comportamiento nictímero de los parámetros de la comunidad (riqueza, diversidad y equidad) en ambos hábitats (con vegetación sumergida: HCVS y sin vegetación: HSVS). a) riqueza de especies, b) diversidad y c) equidad.

Tabla 6. Resultados de ANOVA de tres factores, espacial (hábitat), estacional (mes) y nictímero (día/noche), aplicado a los parámetros de la comunidad.

	GL	SCM	F	P
Riqueza				
Espacial	1	805.25	116.01	<0.0001
Estacional	5	159.53	22.98	<0.0001
Nictímero	1	53.17	7.66	0.007
Espacial*Estacional	5	107.38	15.47	<0.0001
Estacional* Nictímero	5	3.71	0.55	0.741
Espacial* Nictímero	1	7.187	1.03	0.311
Diversidad				
Espacial	1	0.53	24.73	<0.0001
Estacional	5	0.53	24.98	<0.0001
Nictímero	1	0.98	45.80	<0.0001
Espacial*Estacional	5	0.13	6.05	<0.0001
Estacional* Nictímero	5	0.17	7.89	<0.0001
Espacial* Nictímero	1	0.43	20.00	<0.0001
Equidad				
Espacial	1	0.50	3.00	0.086
Estacional	5	0.14	8.46	<0.0001
Nictímero	1	0.40	24.22	<0.0001
Espacial*Estacional	5	0.02	1.36	0.244
Estacional* Nictímero	5	0.53	3.19	0.10
Espacial* Nictímero	1	0.25	15.24	<0.0001

ASOCIACIÓN DE CONJUNTOS DE PECES

Los resultados del Análisis de Conglomerados mostraron que al menos en tres de los seis meses analizados, se formaron asociaciones de peces que se encuentran principalmente relacionadas con el efecto nictímero día/noche. Así, para el HCVS, en el mes de noviembre se separaron dos grandes grupos, el primero de ellos se formó con las colectas diurnas, mientras que el segundo se formó con las colectas nocturnas y crepusculares. En enero aunque de manera menos conspicua, las colectas nocturnas y

del amanecer se separaron de las del día y anochece. En mayo también se observa la separación de las colectas diurnas de las nocturnas (Figura 10).

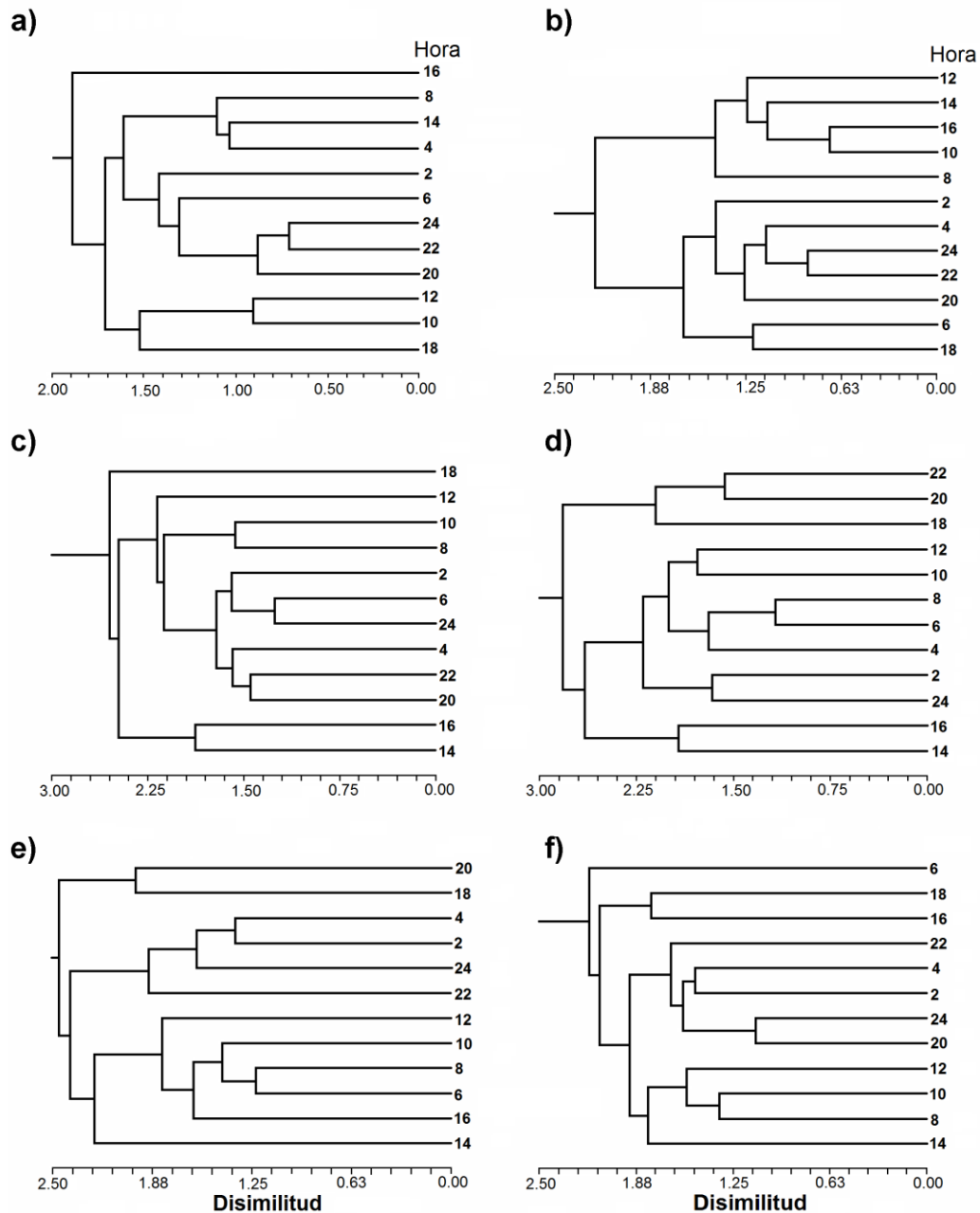


Figura 10. Análisis de conglomerados mensuales para el hábitat con vegetación sumergida: a) septiembre, b) noviembre, c) enero, d) marzo, e) mayo y f) julio.

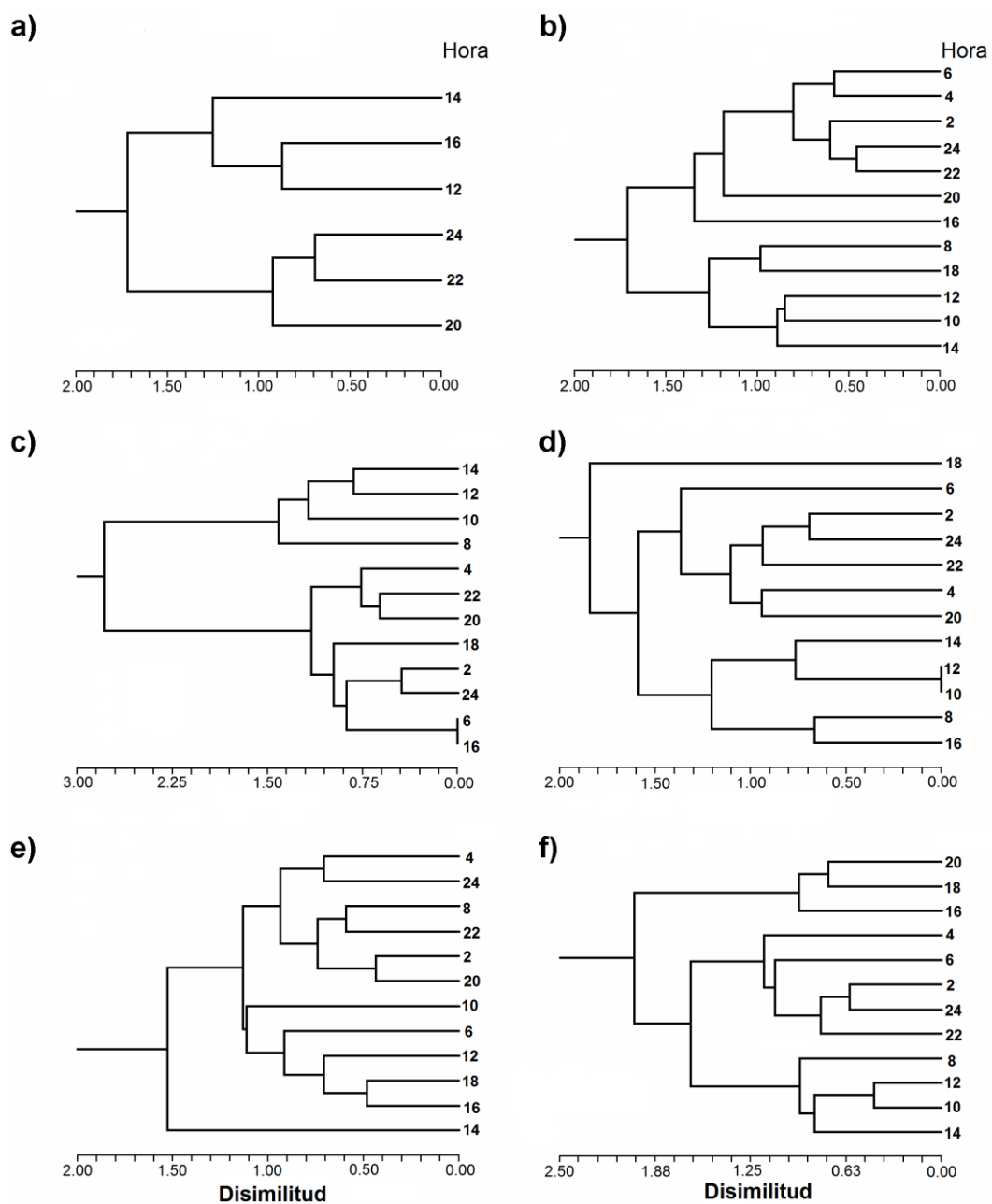


Figura 11. Análisis de conglomerados mensuales para el hábitat sin vegetación sumergida: a) noviembre, b) enero, c) marzo, d) mayo, e) julio y f) septiembre.

Similarmente, en el HSVS los resultados del Análisis de Conglomerados (Figura 11) en noviembre se definen claramente dos grupos, uno que incluye los muestreos diurnos y otro que incluye a los nocturnos. En enero también se observan dos grandes grupos, el de horas diurnas y el correspondiente a las muestras nocturnas, cada grupo incluyendo muestreos crepusculares. Durante marzo, también se forman claramente dos grupos, el primero asociando los muestreos de 08:00 a 14:00 h (día) y el segundo conjuntado los muestreos de 16:00 a 06:00 (anocheecer, noche y amanecer). En el caso de mayo, el comportamiento es muy similar al de enero, con la formación de tres grupos, uno que incluye los muestreos diurnos, otro los nocturnos y el último que solo incluye el muestreo realizado al anocheecer (18:00 h).

En ambos hábitats los ciclos nictímeros de septiembre y julio, y marzo en el caso de HCVS, los diferentes grupos formados por los Análisis de Conglomerados, muestran mezclas de las colectas realizadas durante el día, la noche y las crepusculares (Figuras 10 y 11).

El Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) aplicado a las matrices de abundancia de especies del HCVS y de datos ambientales, permitió el arreglo de los 72 muestreos definido por la abundancia de 66 especies de peces a lo largo de un gradiente, que abarca los ejes 1 y 2 (Figura 12). En conjunto ambos ejes explican el 76.01% de la variación del “biplot” especies-ambiente y se observaron valores altos de correlaciones entre las especies y las variables ambientales (Tabla 7). De acuerdo con las correlaciones “inter-set” la salinidad (Eje 1) y la temperatura (Eje 2) fueron las variables ambientales con mayor influencia sobre la estructuración de la comunidad de peces.

En el ACC se observó la formación de tres ensambles de peces, en el primer cuadrante el ensamble esta formado por especies con afinidad a bajas salinidades y temperaturas altas de (julio-septiembre), dominado principalmente por *A. mitchilli*, *M. martinica*, *B. chrysoura* y *C. aguadulce*.

El segundo ensamble ubicado en el tercer cuadrante correspondiente al período cálido de alta salinidad (marzo-mayo), principalmente constituido por especies filtradoras, como *A. hepsetus*, *M. beryllina*, *B. gunteri*, *B. patronus* y *C. edentulus*, que se alimentan principalmente de fito y zooplacton.

Por último el tercer ensamble ubicado en el cuarto cuadrante corresponde al período de menor temperatura y salinidades altas, dominado por *L. rhomboides* y *L. xanthurus*. Estas especies presentan preferencias subtropicales o cálidas-templadas, por lo que su presencia se ve restringida a los meses más fríos.

Tabla 7. Resultados del Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) aplicado a las matrices de abundancia de especies y de datos ambientales del hábitat con vegetación sumergida.

	Eje 1	Eje 2
Porcentaje acumulado restringido	41.19	76.01
Correlación especies-variables ambientales	0.89	0.87
Correlaciones "inter-set"		
Salinidad	0.917	-0.253
Nivel del agua	0.332	-0.067
Temperatura	0.261	0.881
Oxígeno disuelto	0.251	-0.793
Efecto día/noche	0.128	-0.021

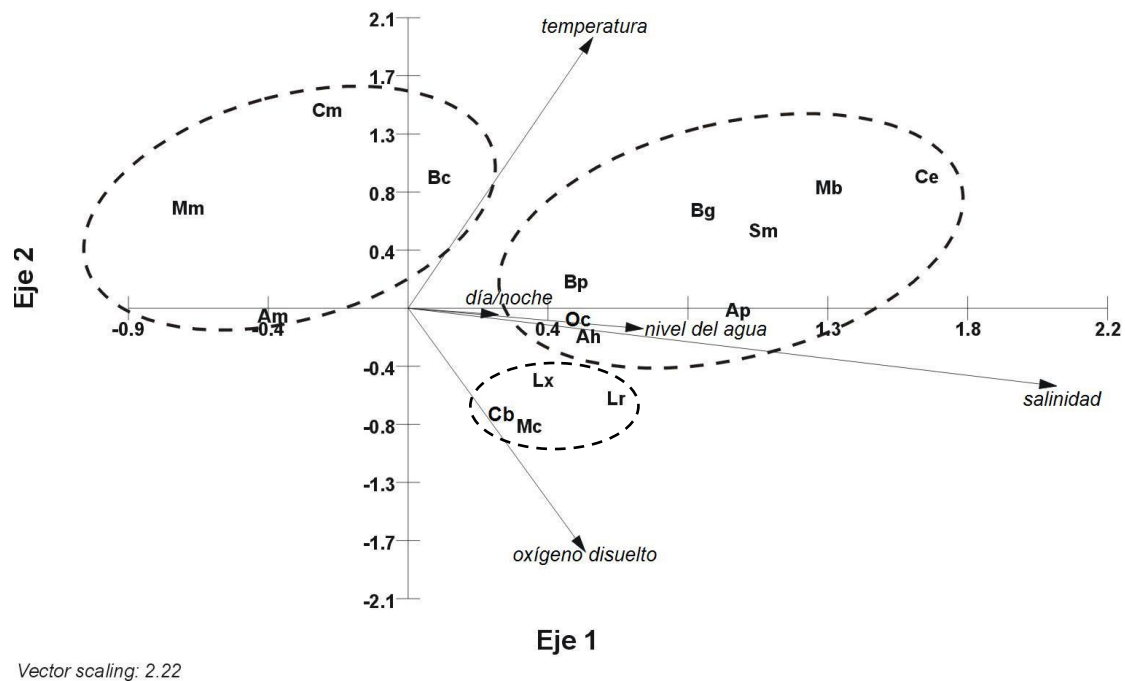


Figura 12. Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) aplicado a las matrices de abundancia de especies y a las matrices de datos ambientales del hábitat con vegetación sumergida.
Nomenclatura de las especies de acuerdo con la Tabla 4.

Tabla 8. Resultados del Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) aplicado a las matrices de abundancia de especies y de datos ambientales del hábitat sin vegetación sumergida.

	Eje 1	Eje 2
Porcentaje acumulado constreñido	54.466	77.542
Correlación especies-variables ambientales	0.808	0.677
Correlaciones "inter-set"		
Temperatura	0.827	-0.500
Oxígeno disuelto	-0.487	0.585
Efecto día/noche	0.391	0.644
Salinidad	-0.141	0.477
Nivel del agua	0.242	-0.265

El Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) aplicado a las matrices de abundancia del HSVS de especies y de datos ambientales, permitió el arreglo de los 66 muestreos definido por la abundancia de 54 especies de peces a lo largo de un gradiente, que

abarca los ejes 1 y 2 (Figura 13). En conjunto ambos ejes explican el 77.54% de la variación del “biplot” especies-ambiente y se observaron valores altos de correlaciones entre las especies y las variables ambientales (Tabla 8). De acuerdo con las correlaciones “inter-set” la temperatura (Eje1) y efecto día-noche (Eje 2) fueron las variables ambientales con mayor influencia sobre la estructuración de la comunidad de peces.

En el ACC se observó la formación de cuatro ensambles, así en el tercer cuadrante se encuentran las especies diurnas, la mayoría con afinidad tropical (*B. gunteri*, *C. edentulus*, *D. auratus*, *E. melanopterus*, *M. martinica* y *M. beryllina*), mientras que en el cuarto cuadrante se ubican especies con hábitos nocturnos y también la mayoría con afinidades tropicales (*A. lineatus*, *C. spilopterus*, *C. aguadulce*, *B. chrysoura* y *B. ronchus*). Las especies con afinidad a clima templado o subtropical y hábitos diurnos (*B. patronus*, *L. xanthurus* y *M. curema*) se encuentran en el primer cuadrante, mientras que especies con hábitos templados o subtropicales y nocturnas o crepusculares (*A. mitchilli* y *C. arenarius*) se ubican en los límites del segundo cuadrante. Por otra parte las correlaciones “inter-set” mostraron en ambos ejes, la baja importancia de la salinidad y de la marea en la estructuración de la comunidad de peces.

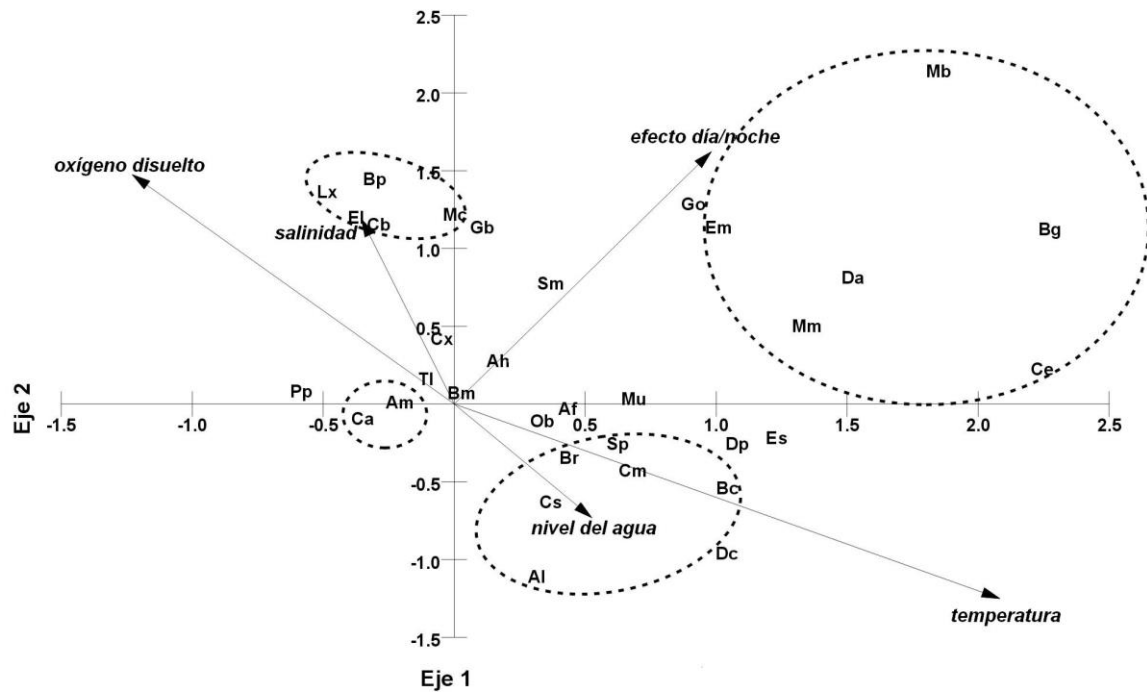


Figura 13. Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) aplicado a las matrices de abundancia de especies y a las matrices de datos ambientales del hábitat sin vegetación sumergida. Nomenclatura de las especies de acuerdo con la Tabla 4.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Análisis ambiental

La salinidad y el oxígeno disuelto mostraron valores promedio significativamente más altos en el HCVS, mientras que la temperatura presentó un comportamiento inverso. Con respecto a la salinidad cabe resaltar que las diferencias entre hábitats parecen estar dadas por el valor mínimo extremo observado en el mes de septiembre en el HSVS. El comportamiento del oxígeno disuelto puede estar relacionado con la

presencia de la vegetación sumergida y la actividad fotosintética de la misma (Hunding, 1973).

El patrón anual de oscilación de la temperatura del agua, en general mostró el patrón regional del área de estudio (García, 1988; Castillo-Rivera *et al.*, 2002), mientras que el comportamiento estacional de la salinidad fue afectado profundamente por el patrón de lluvias locales, el cual se intensifica de julio a septiembre, observándose durante este período los registros de salinidad más bajos. El comportamiento mensual del oxígeno disuelto, con valores máximos de noviembre a marzo, parece estar relacionado por un lado con las temperaturas bajas registradas de noviembre a enero y por otro lado, con los pulsos de producción primaria fitoplanctónica al inicio de la época cálida (Contreras, 1995).

ELENCO SISTEMÁTICO

Tanto el número de especies, como el de géneros y familias fue mayor en el HCVS. Este comportamiento puede deberse a que las áreas con vegetación sumergida, por su mayor complejidad estructural y productividad, proveen protección y refugio contra depredadores, además de ofrecer una mayor disponibilidad y diversidad de alimento (Lubbers *et al.*, 1990; Nagelkerken *et al.*, 2000; Ribeiro *et al.*, 2006).

Asimismo a partir del listado de especies es posible determinar que en el presente estudio se cuenta con numerosas especies de carácter tropical, subtropical y templado-cálido, unas procedentes la Región Tropical del Atlántico (Provincia Caribeña) y otras procedentes de la Región del Atlántico Templado Cálido (Provincia Carolina). Un gran número de las especies, que se concentran en esta laguna costera, también se han encontrado en otros estuarios que presentan una situación biogeográfica similar

(Kupschus & Tremain, 2001). Así, dentro de la comunidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, encontramos que las familias mejor representadas, son componentes de origen típicamente tropical, como Ariidae, Gerreidae y Gobiidae, y familias de procedencia cálida-templada, como Sciaenidae y Clupeidae (Moyle & Cech, 2004).

ABUNDANCIA

A nivel espacial, se observó que la abundancia total de peces fue mayor en el HSVS, aunque de manera no significativa, esto a pesar de que se tiene conocimiento de que la cobertura vegetal se relaciona positivamente el número de individuos (Wyda *et al.*, 2002, Heitaus, 2004; Acosta *et al.*, 2007). Sin embargo, lo anterior parece estar más relacionado con el hecho de que en este hábitat, la captura de peces durante la noche se incrementó de manera importante. Además, la importancia de los ambientes sin vegetación radica en que representan una parte importante en muchos estuarios, volviéndose un componente relevante de todo el hábitat estuarino disponible para los peces (Morrison *et al.*, 2002), pudiendo llegar a soportar comunidades relativamente diversas y abundantes (Heitaus, 2004).

A nivel estacional, se observó que la abundancia total en ambos hábitats presentó dos pulsos importantes, uno durante enero-marzo (época seca) y otro en el mes de septiembre (época lluviosa), existiendo diferencias significativas entre meses, las cuales fueron independientes del hábitat analizado. El patrón mensual de la abundancia puede estar relacionado con los procesos de producción del sistema, ya que en la laguna de Pueblo Viejo durante marzo-mayo y julio-septiembre, se presentan pulsos importantes en la concentración de clorofilas, número de células fitoplanctónicas y producción

primaria (De la Lanza & Cantú, 1986; Contreras, 1995). Esta asociación entre la abundancia de peces y los procesos de producción, ya ha sido señalada para las comunidades de peces de la Laguna de Términos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; 1993). En relación con la variabilidad nictímera, en ambos hábitats, se observaron pulsos importantes en la abundancia total de peces alrededor del anochecer y el amanecer en este sentido diferentes autores han señalado para distintas comunidades de peces, que durante las horas de penumbra (amanecer y anochecer), existen importantes pulsos de actividad de las especies de peces (Lubbers *et al.*, 1990; Helfman, 1993). También se observó que en el HCVS fue mayor la abundancia durante el día y en el otro hábitat durante la noche. Lo anterior puede deberse al importante papel que juegan los densos lechos de *R. maritima*, que permiten que los peces con preferencias nocturnas (como estrategia de evasión de la depredación), extiendan su actividad a horas diurnas, por la protección que potencialmente ofrece la vegetación sumergida.

Parámetros de la comunidad

Espacialmente se observó que la riqueza y diversidad de especies fueron significativamente mayores en el HCVS. En este sentido múltiples trabajos en estuarios tropicales y templados han señalado que las zonas con vegetación sumergida sustentan un mayor número de especies que zonas adyacentes (Acosta *et al.*, 2007; Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Lo anterior se relaciona con el hecho de que estos ambientes con vegetación son estructuralmente más complejos (Gratwicke & Speight, 2005; Kanouse *et al.*, 2006), lo que genera una mayor diversidad y tipos de hábitats, y en consecuencia un mayor número de potenciales nichos ecológicos. La vegetación

también provee a los peces de protección contra los depredadores, así como de mayor número y diversidad de invertebrados que sirven de alimento para juveniles y adultos (Guest *et al.*, 2003; Ribeiro *et al.*, 2006).

Con respecto a la equidad, aunque sin mostrar diferencias significativas, ésta se comporta de manera contraria a la riqueza y diversidad, ya que los valores altos se observan en HSVS y los bajos en el HCVS

A nivel estacional la riqueza y la diversidad de especies presentan en ambos hábitats pulsos importantes en verano y dicho patrón es relativamente común en muchas comunidades de peces templadas y tropicales (Pessanha *et al.*, 2003; Hoeksema & Potter, 2006). Asimismo, la estacionalidad en la diversidad de peces y su relación con la variabilidad mensual de la temperatura, ha sido ampliamente documentada en estudios previos, encontrándose correlaciones significativas entra éstas (Jung & Houde, 2003; Barreiros *et al.*, 2004).

La salinidad también ha sido señalada como un factor importante en la determinación del comportamiento estacional de la diversidad (Jung & Houde, 2003; Barreiros *et al.*, 2004), lo cual concuerda con lo observado en el presente estudio, ya que la diversidad y la riqueza de especies se correlacionaron significativamente con la salinidad, lo que puede relacionarse con las migraciones cíclicas estacionales que se presentan en las poblaciones de peces, determinadas por las tolerancias fisiológicas de diferentes especies y a su ciclo de vida (Potter *et al.*, 1986).

A nivel nictímero la riqueza de especies en ambos ambientes presentó valores significativamente más altos durante la noche. La mayor actividad de peces durante horas de penumbra u oscuridad, reflejado en una mayor abundancia y riqueza de

especies durante este periodo, es un patrón común que ha sido observado en muchas comunidades de peces (Lubbers *et al.*, 1990; Griffiths, 2001; Methven *et al.*, 2001, Guest *et al.*, 2003; Pessanha *et al.*, 2003, Hoeksema & Potter, 2006). Esta conducta puede estar vinculada principalmente a la periodicidad en las actividades de forrajeo y evasión de depredadores o a la interacción entre ambas (Helfman, 1993; Hindell *et al.*, 2000b, Nagelkerken *et al.*, 2000; Pessanha *et al.*, 2003).

Contrario al patrón nictímero presentado por la riqueza, la diversidad y la equidad fueron significativamente mayores durante el día, lo cual puede deberse a que durante la noche existe una mayor dominancia, principalmente de especies depredadoras. Así, las abundancias de cada una de las especies son más homogéneas en el día que durante la noche, lo que permite señalar que para este sistema, el comportamiento nictímero de la diversidad de especies está más influenciado por la equidad, que por la riqueza de especies. Esto implica, que en el comportamiento nictímero de la diversidad, es más importante que tan equitativamente se distribuye la abundancia de organismos entre las diferentes especies colectadas, que la misma riqueza de especies.

ASOCIACIÓN DE CONJUNTOS DE PECES

Los resultados del Análisis de Conglomerado en ambos hábitats indican que la estructura de la comunidad presenta ciertos patrones nictímeros, los cuales pueden estar definidos por la presencia o ausencia de ciertas especies o por cambios sustanciales en sus abundancias (Morrison *et al.*, 2002; Hoeksema & Potter, 2006). Estos patrones parecen estar relacionados con el ciclo luz-oscuridad, al menos en tres ciclos de ambos hábitats (noviembre, enero y mayo). Los muestreos durante estos

meses se caracterizan por haber sido realizados durante luna nueva (noviembre, enero) o cuarto creciente (mayo), existiendo bajo estas condiciones, poca luz nocturna, lo que contribuyó a una mejor diferenciación de los ensambles entre día y noche, definidos por especies con preferencias típicamente diurnas o típicamente nocturnas.

Los muestreos de marzo y julio se realizaron durante luna llena, lo que pudo haber permitido que las poblaciones de peces típicamente diurnas extendieran un poco más su actividad hacia la noche, generando poca diferenciación día/noche en estos ensambles.

De acuerdo con los resultados del ACC en el HCVS, se determinó que los ejes 1 y 2 en conjunto explican un alto porcentaje de la varianza de la ordenación. Así, a partir de este análisis, los gradientes de salinidad y de la temperatura mostraron ser los más importantes en la estructuración de la composición de especies, de tal forma que se observan la formación de tres ensambles de peces. El primero determinado por el período de baja salinidad (temporada de lluvias) se caracteriza por la presencia de *A. mitchilli*, *M. martinica*, *B. chrysoura* y *C. aguadulce*. Aunque *A. mitchilli* fue dominante durante todos los meses, los cambios en su abundancia durante todo el ciclo anual, se han relacionado directamente con el régimen de lluvias (Castillo-Rivera *et al.*, 1994). Como se ha observado previamente, en la temporada de lluvias hay una importante entrada de materia orgánica alóctona, lo que le permite a las especies consumir detritus como importante fuente de alimento durante este período (Castillo-Rivera, 2001).

Relacionado con el segundo ensamble de peces, las especies que se alimentan de zooplancton como *A. hepsetus* y *M. beryllina*, y aquellos que se alimentan de fitoplancton, como la *B. gunteri* y *B. patronus* (Castillo-Rivera *et al.*, 1996; Castillo-

Rivera & Kobelkowsky, 2000), son predominantes en la época cálido-seca, cuando el sistema presenta un importante pulso de plancton (De la Lanza & Cantú, 1986). El tercer conjunto estuvo dominado por *L. rhomboides* y *L. xanthurus*, que tienen preferencias subtropical y templado cálido, por lo que su presencia se restringe a los meses fríos.

Para el caso del HSVS, el ACC determinó que la temperatura y el efecto día/noche son los factores que más influyen en la composición de especies en este hábitat. Este análisis también confirma que los zooplancívoros *M. beryllina* y *E. melanopterus* son consumidores con preferencias diurnas, comportamiento ya reportado en otros estudios (Wurtsbaugh & Li 1985; Castillo-Rivera, 2001, Castillo-Rivera *et al.*, 2005b). Este análisis también identifica a los depredadores nocturnos con preferencia a las bajas temperaturas (*C. arenarius*) y a los que prefieren las temperaturas altas (*A. lineatus* y *B. ronchus*) (Castillo-Rivera, 2001).

La tendencia a presentar pulsos de máxima abundancia durante diferentes meses o en diferentes horas del día representa una sustitución temporal de las especies. Esta progresión en los pulsos de abundancia puede estar marcadamente influenciada por las estrategias en las historias de vida de las especies, particularmente con el desove y reclutamiento (Nash & Santos 1998, Whitfield, 1999, Jaureguizar *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2006), que podrían tener un valor adaptativo en relación con el uso óptimo de los recursos disponibles, lo que permite un reparto estacional y nictímero adecuado de los recursos alimentarios y el espacio, y en consecuencia, la disminución de la posible competencia interespecífica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, A., C. Bartels, J. Colvocoresses & M.F.D. Greenwood. 2007. Fish assemblages in seagrass habitats of the Florida Keys, Florida: spatial and temporal characteristics. *Bulletin of Marine Science*, 81: 1-19.
- Álvarez-Guillén, H., G. A. Yáñez-Arancibia & A. L. Lara-Domínguez. 1985. Ecología de la Boca del Carmen, Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 11(1): 107-144.
- Álvarez-Rubio, B., F. Amezcua Linares & M. Álvarez-Rubio. 1990. Análisis de la diversidad, amplitud y traslape del nicho en la comunidad de peces del sistema Tecapan-Agua Brava, Nayarit, México. *Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 17(2):1-10.
- Arceo-Carranza, D., M.E. Vega-Cendejas, J.L. Montero-Muñoz & M.J. Hernández de Santillana. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 823-837.
- Arriaga, C.L., E. Vázquez-Domínguez, C.J. González, R.R. Jiménez, L.E. Muñoz & S.V. Aguilar (Eds.). 1998. Regiones Marinas Prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 198 p.
- Barletta, M., A. Barletta-Bergan, V. Saint-Paul & G. Hubold. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 66:45-72.

- Barreiros, J.P., V. Figna, M. Hostim-Silva & R.S. Santos. 2004. Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Canto Grande, Santa Catarina. South Brazil. *Journal of Coastal Research*, 20 (3): 862-870.
- Beaugrand, G. & M. Edwards. 2001. Differences in performance among four indices used to evaluate diversity in planktonic ecosystems. *Oceanologica Acta*, 24(5): 467-477.
- Begon, M., C.R. Townsend & J.L. Harper. 2006. *Ecology. From individuals to Ecosystems*. 4th Ed. Oxford: Blackwell. 738 p.
- Beyst, B., K. Hostens & J. Mees. 2002. Factors influencing the spatial variation in fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82:181-187.
- Blaber, S.J.M. & T.G. Blaber. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17:143-162.
- Brower, J.E., J.H. Zar & C.N. von Ende. 1990. *Field and laboratory methods for general Ecology*. 3rd Ed. Wm. C. Brown. U.S.A. 194 p.
- Carpenter, K.E. (Ed.). 2002a. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO.
- Carpenter, K.E. (Ed.). 2002b. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine.

- Castillo-Rivera, M. 1995. *Aspectos ecológicos de la ictiofauna de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz*. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. México, 96 p.
- Castillo-Rivera, M. 2001. *Biología trófica de especies de peces dominantes en ecosistemas estuarinos del Golfo de México*. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana. México, 193 p.
- Castillo-Rivera, M. & V. Zamayoa. 1994. Dinámica poblacional y reparto de recursos entre dos especies de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Tópicos de Investigación y Posgrado*, III (4): 19-24.
- Castillo-Rivera, M. & A. Kobelkowsky. 2000. Distribution and segregation of two sympatric *Brevoortia* species (Teleostei: Clupeidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(5): 593-598.
- Castillo-Rivera, M. & R. Zárate. 2001. Patrones espacio-temporales de la abundancia de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiológica*, 11(1): 75-84.
- Castillo-Rivera, M., M.A. Pérez Hernández & V. Zamayoa. 1988. Estudio de la biología de *Bairdiella ronchus* (Pisces: Sciaenidae) de la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Universidad y Ciencia*, 5(10): 69-83.
- Castillo-Rivera, M., G. Moreno & R. Iniestra. 1994. Spatial, seasonal, and diel variation in abundance of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli* (Teleostei: Engraulidae), in a tropical coastal lagoon of Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 39(3): 263-268.
- Castillo-Rivera, M., A. Kobelkowsky & V. Zamayoa. 1996. Food resource partitioning and trophic morphology of *Brevoortia gunteri* and *B. patronus*. *Journal of Fish Biology*, 49(6): 1102-1111.

- 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-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 & L. Sanvicente-Añorve. 2003. Patrones de la diversidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica*, 13(4): 289-298.
- Castillo-Rivera M., R. Zárate-Hernández & S. Ortiz S. 2005a. Variación nictímera y estacional de la abundancia, riqueza y especies dominantes de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando. *Hidrobiológica*, 15: 227-258.
- Castillo-Rivera, M., M. Montiel., L. Sanvicente-Añorve & R. 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*, 21:498-503.
- Castillo-Rivera, R. Zárate-Hernández & I.H. Salgado-Ugarte. 2007. Hábitos de alimento de juveniles y adultos *Archosargus probatocephalus* (Teleostei: Sparidae) en un estuario tropical de Veracruz. *Hidrobiológica*, 17(2): 119-126.
- Castillo-Rivera, M., R. Zárate-Hernández, S. Ortiz-Burgos & J.A. Zavala-Hurtado. 2010. Diel and seasonal variability in the fish community structure of a mud bottom estuarine habitat in the Gulf of Mexico. *Marine Ecology*, 31(4): 633-642.

- Castillo-Rivera, M., S. Vélez-Jiménez & R. Zárate-Hernández. 2011a. Primer reporte de ovotestis en *Anchoa mitchilli* (Teleostei: Engraulidae) en una laguna costera de Veracruz. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 14(2):120-123.
- Castillo-Rivera, M., S. Ortiz-Burgos & R. Zarate-Hernández. 2011b. Estructura de la comunidad de peces estuarinos en un hábitat con vegetación sumergida: variación estacional y nictémera. *Hidrobiológica*, 21 (3): 311-321.
- Chick, J.H. & C.C. McIvor. 1994. Patterns in the abundance y composition of fishes among beds of different macrophytes viewing a littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2873-2882.
- Contreras, F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. CONABIO-Universidad Autónoma Metropolitana. Iztapalapa. México. 492 p.
- Contreras, F. 1995. Producción primaria fitoplanctónica en lagunas costeras. *Revista de Investigaciones Marinas*, 16(1-3): 11-21.
- Cyrus, D.P. & S.J.M. Blaber. 1992. Turbidity and salinity in a tropical northern Australian estuary and their influence on fish distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35: 545-563.
- De la Lanza E.G. & M.C. Cantú. 1986. Cuantificación de clorofilas y aplicación del índice de diversidad de pigmentos (D430/D665) para estimar el estado biótico de la laguna de Pueblo Viejo, Ver. *Universidad y Ciencia* 3: 31-42.
- Dulčić, J., M. Fencil, S. Matić-Skoko, M. Kraljević, B. Glamuzina. 2004. Diel catch variations in a shallow-water fish assemblage at Duće Glava, eastern Adriatic (Croatian coast). *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom*, 84: 659-664.

- Edgar, G.J. & A.I. Robertson. 1992. The influence of seagrass structure on distribution and abundance of mobile epifauna: Pattern and process in a western Australian *Amphibolis* bed. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 160: 13-31.
- Edgar, G.J., C. Shaw, G.F. Watson & L.S. Hammond. 1994. Comparisons of richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 176: 201-226
- Felley, J. 1989. Nekton assemblages of the Calcasieu estuary. *Contributions in Marine Science*, 31:95-117.
- Fialho, A.P., L.G. Oliveira, F.L. Tejerina-Garro & L.C. Gomes. 2007. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1):53-60.
- Floeter, S.R., W. Krohling, J.L. Gasparini, C.E.L. Ferreira & I.R. Zalmon. 2007. Reef fish community structure on coastal islands southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78:147-160.
- Franco, A., P. Franzoi, S. Malavasi, F. Riccato & P. Torricelli. 2006. Fish assemblage in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*, 555:159-174.
- García, E. 1988. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. 4^a Ed. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 217 p.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. 298 p.

- Gratwicke B. & M.R. Speight. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66: 650-667.
- Gray, J.S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 23-49.
- Gray, C.A., R.C. Chick & D.J. McElligott. 1998. Diel changes in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 46:849-859.
- Grenouillet, G. & D. Pont. 2001. Juvenile fishes in macrophyta beds: influence food resources, habitat structure and body size. *Journal Fish Biology*, 59: 939-952.
- Griffiths, S.P. 2001. Diel variation in the seagrass ichthyofaunas if three intermittently open estuaries in south-eastern Australia: implications for improving fish diversity assessments. *Fisheries Management and Ecology*, 8(2):123-140.
- Guest M.A., Connolly R.M. & Loneragan N.R. 2003. Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitat. *Fisheries Research*, 64: 185-196.
- Heithaus, M.R. 2004. Fish communities of subtropical seagrass meadows and associated habitats in Shark Bay Western Australia. *Bulletin of Marine Science*, 75(1): 79-99.
- Helfman, G.S. 1978. Patterns of community structure in fishes: Summary and overview. *Environmental Biology of Fishes*, 3:129-48.

- Helfman, G.S. 1993. Fish behaviour by day, night and twilight, 479-512 pp. *In*: Pitcher, T.J. (Ed.), *Behaviour of Teleost Fishes*, 2nd Ed. Chapman and Hall. London. 715 p.
- Hindell, J.S., G.P. Jenkins & M.J. Keough. 2000a. Variability in abundances of fishes associated with seagrass habitats in relation to diets of predatory fishes. *Marine Biology*, 136: 725-737.
- Hindell, J.S., G.P. Jenkins & M.J. Keough. 2000b. Evaluating the impact of predation by fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 147-1172.
- Hobson, E.S. 1965. Diurnal-nocturnal activity inshore fishes in the Gulf of California. *Copeia*, 291-302.
- Hoeinghaus, D.J., K.O. Winemiller & D.C. Taphorn. 2004. Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont - Llanos floodplain gradient of the río Portuguesa, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 2(2):85-92.
- Hoeksema S.D. & I.C. Potter. 2006. Diel, seasonal, regional and annual variations in the characteristics of the ichthyofauna of the upper reaches of a large Australian microtidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 503-520.
- Hunding, C. 1973. Diel variation in oxygen production and uptake in a microbenthic littoral community of a nutrient-poor Lake. *Oikos* 24(3): 352-360.
- Hyndes, G.A., A.J. Kendrick, L.D. MacArthur & E. Stewart. 2003. Differences in the species- and size- composition of fish assemblages in three distinct seagrass habitats with differing plant and meadow structure. *Marine Biology*, 142: 1195-1206.

- Jaureguizar, A.J., Menni, R., Guerrero, R. & Lasta, C. 2004. Environmental factors structuring communities of the Rio de la Plata estuary. *Fisheries Research*, 66: 195-211.
- Jaureguizar, A.J., R.C. Menni, C.A. Lasta & R. Guerrero. 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal spatial patterns and their temporal variations. *Fisheries Oceanography*, 15: 326-344
- Jenkins G.P. & M.J. Wheatley. 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 147-1172.
- Jung S. & Houde E.D. 2003. Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 335-351.
- Kanouse, S., M.K. La Peyre & J.A. Nyman. 2006. Nekton use of *Ruppia maritima* and non-vegetated bottom habitat types within brackish marsh ponds. *Marine Ecology Progress Series*, 327: 61-69.
- Kjerfve, B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: D. Wolfe (Ed.), *Estuarine Variability*. Academic Press. New York, pp. 63-82.
- 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.
- Kopp, D., Y. Bouchon-Navaro, M. Louis & C.Bouchon. 2007. Diel differences in the seagrass fish assemblages of a Caribbean island in relation to adjacent habitat types. *Aquatic Botany*, 87: 31-37.

- Kovach, W.L. 2005. MVSP - A MultiVariate Statistical Package for Windows, ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K. 137 p.
- Krebs, C. 1994. *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 4th Ed. Harper Collins College. 801 p.
- Krebs, C. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd Ed. Nueva York: Addison Wesley Longman. 620 p.
- Kupschus, S. & D. Tremain. 2001. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 58: 1383-1403.
- Kwak, S.N. & D.W. Klumpp. 2004. Temporal variation in species composition and abundance of fish and decapods of a tropical seagrass bed in Cockle Bay, North Queensland, Australia. *Aquatic Botany*, 78: 119-134.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *OIKOS*, 74: 5-13.
- Lande, R., P.J. DeVries & T.R. Walla. 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *OIKOS*, 89(3): 601-605.
- Layman, C.A. 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on eastern shore of Virginia Barrier Islands. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 51:201-213.
- Lowe-McConnell, R.M. 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press. Cambridge. 382 p.

- Lubbers, L., W.R. Boynton & W.M. Kemp. 1990. Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. *Marine Ecology Progress Series*, 65: 1-14.
- Madurell, T., J.E. Cartes & M. Labropoulou. 2004. Changes in the structure of fish assemblages in a bathyal site of the Ionian Sea (eastern Mediterranean). *Fisheries Research*, 66(2-3):245-260.
- Marshall, S. & M. Elliott. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 46: 175-184.
- McGarigal, K., S. Cushman & S. Stafford. 2000. Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research. Springer-Verlag, New York, NY. 283 p.
- Mendoza, E., M. Castillo-Rivera, R. Zárate-Hernández & S. Ortiz-Burgos. 2009. Seasonal variations in the diversity, abundance, and composition of species in an estuarine fish community in the Tropical Eastern Pacific, Mexico. *Ichthyological Research*, 56(4):330-339.
- Methven, D.A., R.L. Haedrich & G.A. Rose. 2001. The fish assemblage of a Newfoundland Estuary: diel, monthly and annual variation. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 52: 669-687.
- Morrison, M.A., M.P. Francis, B.W. Hartill & D.M. Parkinson. 2002. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 793-807.
- Moyle, P.B. & J.J. Cech Jr. 2004. *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. 5th Ed. Prentice Hall. USA. 726 p.

- Nagelkerken, I., M. Dorenbosch, W.C.E.P, Verberk, E. Cocheret de la Morinière & G.van der Velde. 2000. Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Marine Ecology Progress Series*, 194:55-64.
- Nash R.D.M. & R.S. Santos 1998 Seasonality in diel catch rate of small fishes in a shallow-water fish assemblage at Porto Pim Bay, Faial, Azores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 319-328.
- Navarro-Rodríguez, M.C., L.F. González Guevara, R. Flores-Vargas, M.E.R. González Ruelas & F.M. Carrillo González. 2006. Composición y variabilidad del ictioplancton de la laguna El Quelele, Nayarit, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 41(1): 35-43.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the World*. 4th Ed. New York: John Wiley. 601p.
- Pessanha, A.L., F.G. Araújo, M.C. Costa de Azevedo & I. Dias Gomes. 2003. Diel and seasonal changes in the distribution of fish on southeast Brazil sandy beach. *Marine Biology*, 143: 1047-1055.
- Peterson, M.S. & S.T. Ross. 1991. Dynamics of littoral fishes and decapods along a coastal river-estuarine gradient. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 33: 467-483.
- Peña, A.T. & M. Jiménez. 2001. Comunidad de peces en tres praderas de *Thalassia testudinum* del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Univ. Oriente*, 40(1-2): 39-48.
- Pombo, L. & J.E. Rebelo. 2002. Spatial and temporal organization of a coastal lagoon fish community Ria de Aveiro, Portugal. *Cybium*, 26(3):185-196.

- Pombo, L., M. Elliot & J.E. Rebelo. 2005. Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Scientia Marina*, 69(1): 143-159.
- Potter, I.C., P.N.; Claridge & R. M. Warwick. 1986. Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage. *Marine Ecology Progress Series*, 32: 217-228.
- Potts, G.W. 1990. Crepuscular behaviour of marine fishes, *In*: P. J. Herring, A. K. Campebell, M. Whitfiels & L. Maddock. *Light and Life in the sea*, (eds) University Press, Cambridge, pp. 221-227.
- Quist, M.C., W.A. Hubert & D.J. Isaak. 2004. Fish assemblage structure and relations with environmental conditions in a Rocky Mountain watershed. *Canadian Journal of Zoology*, 82: 1554-1565.
- Rebelo, J.E. 1992. The ichthyofauna and abiotic hydrological environment of the Ria-De-Aveiro, Portugal. *Estuaries*, 15: 403-413.
- Ribeiro, J., L. Bentes, R. Coelho, J.M.S. Gonçalves, P.G. Lino, P. Monteiro & K. Erzini. 2006. Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 461-474.
- Rooker, J.R. & G.D. Dennis. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 49:684-698.
- Sánchez-Ramírez, M. & A. Ocaña-Luna. 2002. Temporal variability in the abundance of the bay anchovy *Anchoa mitchilli* (Valenciennes, 1848) eggs and spawning biomass in Pueblo Viejo Lagoon, Veracruz, México. *Hidrobiológica*, 2(2):157-162.

- Serrano-Gordo L. & H. Nogueira-Cabral. 2001. The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia*, 459(1-3): 125-133.
- Smith, B. & J.B. Wilson. 1996. A consumer's guide to evenness indices. *OIKOS*, 76: 70-82.
- Stoner, W.A. 1991. Diel variation in the catch of fishes and penaeid shrimps in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33: 57-69.
- Tabachnick, B.G. & L.S. Fidell. 2007. *Using Multivariate Statistics*. 5th Ed. Pearson. U.S.A. 980 p.
- ter Braak, C.J.F. 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. 95 p.
- ter Braak, C.J.F. & P.F.M. Verdonschot. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57(3): 255-289.
- Unsworth, R.K.F., E. Wylie, J.J. Bell & D.J. Smith. 2007. Diel trophic structuring of Seagrass bed fish assemblages in the Wakatobi Marine National Park, Indonesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72: 81-88.
- Vargas-Maldonado, I., A. Yáñez-Arancibia & F. Amezcua-Linares. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Talassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 8(1): 241-246.

- Wantiez L., M. Hamerlin-Vivien & M. Kulbicki. 1996. Spatial and temporal variation in a soft-bottom fish assemblages in St Vincent Bay, New Caledonia. *Marine Biology*, 125: 801-812.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18(6):653-694.
- Whitfield, A.K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 151-186.
- Wurtsbaugh, W. & H. Li. 1985. Diel migrations of a zooplanktivorous fish (*Menidia beryllina*) in relation to the distribution of its prey in a large eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 30: 565-576.
- Wyda, J.C., L.A. Deegan, J.E. Hughes & M.J. Weaver. 2002. The response of fishes to submerged aquatic vegetation complexity in two ecoregions of the mid-Atlantic bight: Buzzards Bay and Chesapeake Bay. *Estuaries* 25(1): 86-100.
- Yáñez-Arancibia, A. & A. L. Lara-Domínguez. 1983. Dinámica ambiental de la boca de Estero Pargo y estructura de sus comunidades de peces en cambios estacionales y ciclos de 24 horas (Laguna de Términos, sur del Golfo de México). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 1(10): 85-116.
- Yáñez-Arancibia, A., A. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, I. Vargas-Maldonado, P. Chavance, F. Amezcua-Linares, A. Aguirre-León & S. Díaz-Ruíz. 1982. Ecosystem dynamics and nichthemeral and seasonal programming of fish community structure in a tropical estuarine inlet, Mexico. In: P. Lasserre and H. Postma (Eds.), *Coastal Lagoons*, *Oceanologica Acta. Vol. Spec.*, 5(4):417-429.

- Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, J.L. Rojas-Galaviz, P. Sánchez-Gil, J.W. Day Jr. & C.J. Madden. 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). *Journal of Fish Biology* (Supplement A) 33: 191-200.
- Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez & J.W. Day Jr. 1993. Interactions between mangrove and sea-grass habitats mediated by nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hydrobiologia* 264: 1-12.
- Zar, J. 1999. *Bioestatistical Analysis*. 4th Ed. Prentice Hall. New Jersey. 960 p.
- Zárate-Hernández, R., M. Castillo-Rivera, L. Sanvicente-Añorve & S. Ortiz-Burgos. 2012. Spatial, diel, and seasonal changes in the fish community structure of a Mexican tropical estuary. *Ciencias Marinas*, 38(4): 665-676.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE DISERTACIÓN PÚBLICA

No. 00023

Matrícula: 208180018

VARIACION ESPACIAL,
NICTIMERA Y ESTACIONAL DE LA
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD
DE PECES DURANTE UN CICLO
ANUAL, EN UN ESTUARIO DE
IMPORTANCIA ZOOGEOGRAFICA

En México, D.F., se presentaron a las 12:00 horas del día
14 del mes de junio del año 2013 en la Unidad Iztapalapa
de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos
miembros del jurado:

DR. MANUEL ARNOLDO CASTILLO RIVERA
DR. JOSE ALEJANDRO ZAVALA HURTADO
DR. ISAIAS HAZARMABETH SALGADO UGARTE
DR. GERARDO FIGUEROA LUCERO
DRA. LAURA ELENA SANVICENTE AÑORVE

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de
Secretaria la última, se reunieron a la presentación de la
Disertación Pública cuya denominación aparece al margen,
para la obtención del grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DE: MARIA DEL ROCIO ZARATE HERNANDEZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción IV del Reglamento
de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma
Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó a la
interesada el resultado de la evaluación y, en caso
aprobatorio, le fue tomada la protesta.



Maria del Rocio Zarate Hernandez

MARIA DEL ROCIO ZARATE HERNANDEZ

ALUMNA

REVISÓ

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBS

Ruben Roman Ramos
DR. RUBEN ROMAN RAMOS

PRESIDENTE

Manuel Arnoldo Castillo Rivera
DR. MANUEL ARNOLDO CASTILLO RIVERA

VOCAL

Jose Alejandro Zavala Hurtado
DR. JOSE ALEJANDRO ZAVALA HURTADO

VOCAL

Isaias Hazarmabeth Salgado Ugarte
DR. ISAIAS HAZARMABETH SALGADO
UGARTE

VOCAL

Gerardo Figueroa Lucero
DR. GERARDO FIGUEROA LUCERO

SECRETARIA

Laura Elena Sanvicente Añorve
DRA. LAURA ELENA SANVICENTE AÑORVE