



El Colegio de la Frontera Sur

Comunidad de peces del sistema Chantuto-Panzacola,
Reserva de la Biosfera La Encrucijada

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

Por

ADÁN ENRIQUE GÓMEZ GONZÁLEZ

2010



El Colegio de la Frontera Sur

San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 9 de diciembre de 2010.

Los abajo firmantes, miembros del jurado examinador del alumno:

Adán Enrique Gómez González

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada: Comunidad de peces del sistema Chantuto-Panzacola, Reserva de la Biosfera La Encrucijada para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.

Nombre	Firma
Tutor Dra. María del Rocío Rodiles Hernández	_____
Asesor Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto	_____
Asesor Dr. Ernesto Velázquez Velázquez	_____
Sinodal adicional Dr. Alfonso Ángel González Díaz	_____
Sinodal adicional Dra. Miriam Soria Barreto	_____

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de mis estudios de posgrado.

Al fondo mixto CONACyT-Gobierno del estado de Chiapas, por el apoyo otorgado para la realización del proyecto “Evaluación de la riqueza, diversidad, composición y distribución de la ictiofauna de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, como eje para el diseño de indicadores de integridad biótica de los ecosistemas acuáticos” (Chis-2005-C03-071) y a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), por el apoyo al proyecto “Inventario ictiofaunístico de dos regiones marinas prioritarias del Pacífico tropical del estado de Chiapas” (CONABIO EJ006).

A la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), por los permisos de colecta correspondientes (SEMARNAT: SGPA/DGVS/04298/08 y SAGARPA: DGOPA.10863.221008.3028).

A los directivos y al personal de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, por el apoyo y las facilidades concedidas para la realización de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco de manera muy especial a mi comité tutelar, especialmente a la Dra. Roci Rodiles Hernández, por su confianza, apoyo y, sobre todo, paciencia en la dirección de este trabajo. Al Dr. Ernesto Velázquez Velázquez, por haberme invitado hace ya varios años a participar en sus proyectos y por haberme acercado al fascinante mundo acuático, por toda la confianza, paciencia, consejos y por su gran amistad. Al Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto, por su punto de vista siempre crítico, sus valiosos comentarios y apoyo para enriquecer este trabajo.

Al Dr. Alfonso Ángel González Díaz y a la Dra. Miriam Soria Barreto, por las valiosas críticas, comentarios y correcciones realizadas a este trabajo. Gracias amigos!

A todas las personas que colaboraron durante las “tediosas” estancias en campo durante las distintas etapas, especialmente al Dr. Gustavo Rivera Velázquez, Víctor A. Villatoro Álvarez, Laura Fabiola González Velázquez, Carlos A. Gordillo Macías y Nicolás Santiago Avendaño. También agradezco a todos los compañeros de la UNICACH que brindaron su apoyo: Clarita García Morales, Jesús A. García Santos, Roberto Canseco Cruz, José Luis Ovilla Hernández, Emmanuel Domínguez Ruiz y Néstor Urbina Rincón. A todos gracias por las vivencias y el tiempo compartido, y más que nada por su valiosa amistad!

Al Dr. Adrián F. González Acosta y al Biol. Carlos Chávez Gloria, por el tiempo y apoyo brindado durante mi etapa en ECOSUR, por aquellos buenísimos tiempos de trabajo, charlas y cotorreo por la costa. Al personal de la colección ictiológica de

ECOSUR, la Biol. Esmeralda Pérez Mora y Luis Gasca, por su apoyo en los diferentes ámbitos. Especialmente a todos les agradezco su gran amistad.

A todo el personal de ECOSUR que me brindó todas las facilidades: Raymundo Mijangos y Carlos Trujillo del centro de cómputo, por las frecuentes molestias. A todo el personal del SIBE, especialmente a Hermilo Cruz, Mario Zúñiga y José Ramón Mijangos, de la Unidad San Cristóbal y José Santos de la Unidad Chetumal, por su siempre amable disposición. A Helda Kramsky y Magdalena Hernández, por atender mis constantes molestias y brindarme su apoyo en todos los trámites. A Carla Gasca, Alfredito, doña Zoilita y don Chemita, por compartir esos breves espacios de amenas charlas. Aunque no es parte oficial de la institución, agradezco de manera muy especial a mi amigocha Carmelita, por sus deliciosas comidas, sus consejos y los ratos de cotorreo. A todos les agradezco enormemente su valiosa amistad!

De manera especial agradezco al M. en C. Sergio Salinas por su ayuda en la elaboración del mapa.

A mis todos mis compañeros de la generación 2008-2009 de la Unidad San Cristóbal, especialmente a Jessy, Jaime, Limba, Lili, Susy, Adriana, Amelia, Texito, Paola, Iris, Delia, Mayra, Ismael, Freija, Hugo, Yudy, Milka, Claudiona... por todos los periodos de estrés y de grandes alegrías que compartimos. A mis compañeros de la unidad Chetumal, Nancy, Ana, Malú, Karlita, Salvador y Esteban, por haberme hecho sentir en casa durante aquella breve pero grandiosa estancia. A todas las personas de las diferentes generaciones y unidades, con las que tuve la oportunidad de convivir y pasar grandes momentos. A todos muchas gracias por su enorme amistad!

A mis “chikillos” Chus y Julio, por su ayuda en el trabajo durante la última etapa, por todo lo vivido y todo lo aprendido en el ámbito personal y académico (huuuuuuuuu!). A toda la bandota de carnales por su apoyo y fabulosa amistad, por lo vivido y lo que vendrá! También deseo agradecer a todas mis amigas y amigos sin los cuales mi vida carece de sentido... les agradezco enormemente todos los momentos en que me han apoyado, por sus consejos, charlas, regaños... por su compañía en los momentos de luz y de oscuridad, y sobre todo por su cariño y comprensión.

A toda la gente bonita de las comunidades que nos permitieron realizar este trabajo. Mi gratitud hacia la gente de la ranchería La Palma del municipio de Acapetahua, por todo su apoyo y porque en muchos casos me permitieron ser parte de su familia. De manera muy, muy especial agradezco a la familia Vera Romero por toda su atención y cariño, particularmente a Dani por ser mi amigo, mi hermano y por su gran ayuda siempre desinteresada.

Finalmente, agradezco a mis padres Olga y Adán por todo lo que me han brindado: su amor, paciencia, comprensión y, sobre todo, su confianza. A mis hermanos Laura y Sergio, por su amor, apoyo y paciencia, especialmente por haberme dado lo más valioso que tengo en la vida: mis “pichillos” Luise, Marijose, Marianita y Romi. A toda mi familia, principalmente a mi abue y mis viejitas... A todos ustedes por ser el pilar de mi vida!

CONTENIDO

RESUMEN	1
PALABRAS CLAVE	2
INTRODUCCIÓN	3
ANTECEDENTES	5
OBJETIVOS	8
ÁREA DE ESTUDIO	9
MATERIALES Y MÉTODOS	11
Composición	11
Estructura de la comunidad y caracterización de sitios de muestreo	12
Análisis de datos	12
RESULTADOS	17
Composición	17
Caracterización de las variables hidrológicas	24
Estructura de la comunidad	34
Dominancia	41
Relación entre especies y variables hidrológicas	45
DISCUSIÓN	50
Composición	50
Caracterización de las variables hidrológicas	54
Estructura de la comunidad	57
CONCLUSIONES	67
LITERATURA CITADA	69

RESUMEN

Se documentó la composición y estructura de la comunidad de peces, en relación con los parámetros hidrológicos en el sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. Durante el periodo de marzo 2006 a febrero 2007 se realizaron mensualmente 12 muestreos en 20 sitios para analizar la estructura de la comunidad, utilizando una atarraya tipo camaronera de 6 m de diámetro y ½ pulgada de luz de malla, con un esfuerzo constante de 10 lances por sitio. Para determinar la composición, se emplearon adicionalmente diversas artes de pesca de marzo 2006 a diciembre 2008. Se recolectaron 142 especies, las cuales representan a dos órdenes, cuatro familias y cinco géneros de elasmobranquios (Chondrichthyes) y 18 órdenes, 48 familias y 95 géneros de teleósteos (Actinopterygii). La estructura de la comunidad, la cual se basó en 76 especies, varió entre épocas del año y sitios de muestreo. Los valores más altos de riqueza, diversidad y equidad se presentaron durante la época de estiaje, principalmente en condiciones polihalinas, como consecuencia de la mayor afluencia de especies marinas al sistema, mientras que la abundancia y biomasa registraron sus valores más altos durante la época lluviosa, cuando la salinidad fue más baja, debido a la dominancia de algunas especies de afinidad dulceacuícola, como *Dormitator latifrons* y *Astyanax cf. aeneus*. Espacialmente, los mayores valores de diversidad y dominancia se encontraron en sitios con mayor aporte de agua dulce o marina, caracterizados por presentar vegetación circundante. Los análisis sugieren que salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH son las variables que más influyen en la estructura de la comunidad.

PALABRAS CLAVE

Ictiofauna, inventario, diversidad, variables hidrológicas, variación espacio-temporal.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas estuarino-lagunares constituyen zonas de transición entre los ambientes terrestres y marinos. Incluyen una amplia variedad de ecosistemas acuáticos costeros los cuales varían desde pequeños cuerpos de agua de pocos kilómetros hasta grandes sistemas de varios cientos de kilómetros, los cuales están conectados con el océano de manera permanente o efímera, por lo general asociados de forma importante a los bosques de manglar (Day y Yáñez-Arancibia 1985, Yáñez-Arancibia 1986, Flores-Verdugo 1989, Blaber 2002). Estos ecosistemas se caracterizan por una compleja estructura ecológica, debido a su gran variedad de hábitats, alta riqueza biológica e importante productividad primaria y secundaria asociada con las condiciones ambientales relativamente extremas y cambiantes (Day y Yáñez-Arancibia 1985, Flores-Verdugo et al. 1990, Akin et al. 2005).

Estos ambientes albergan una riqueza considerable de especies de peces, de manera permanente, estacional u ocasional, que pueden ser de origen marino, dulceacuícola y estuarino, los cuales utilizan estos ambientes como áreas de refugio, alimentación, crianza y reproducción. Estos ecosistemas se caracterizan por la baja diversidad pero alta abundancia de algunas especies, particularmente de juveniles (Day y Yáñez-Arancibia 1985, McHugh 1985, Whitfield 1999, Akin et al. 2005).

La diversidad de peces en un ecosistema acuático puede ser determinada o influenciada por diversos factores, los cuales pueden agruparse en cuatro categorías: regionales, locales, antropogénicos y metodológicos (Minns 1989). Los factores regionales incluyen procesos tales como la dispersión y especiación, éstos ocurren

sobre grandes distancias y amplias escalas de tiempo geológico. Los factores locales incluyen al conjunto de variables bióticas y abióticas que determinan la estructura de una comunidad. Los factores antropogénicos se deben a la alteración humana sobre las poblaciones de peces y sus hábitats, como la introducción de especies, la contaminación o la alteración del régimen hidrológico. Finalmente, los factores metodológicos se refieren a los medios mediante los cuales se estiman la riqueza o diversidad, como el tipo de arte de pesca y el esfuerzo de muestreo.

Los factores locales como la variación del medio físico, la estructura del hábitat y las interacciones bióticas, son variables que afectan la distribución, abundancia y composición de especies de peces en las comunidades estuarinas (Blaber y Blaber 1980, Akin et al. 2005). Tales factores ocasionan patrones de variación temporal y espacial en el ecosistema estuarino (Yáñez-Arancibia et al. 1985, Blaber 1997).

Los sistemas lagunares-estuarinos son uno de los ecosistemas más modificados y amenazados alrededor del mundo, debido a su fragilidad ante las actividades humanas y grandes eventos climáticos (Albaret et al. 2004, Ecoutin et al. 2005). El conocimiento de la estructura de la comunidad íctica puede ser empleada para monitorear alteraciones en el ecosistema, ya que los peces son indicadores de estrés directo o indirecto, por lo que son una buena herramienta para determinar el estado de salud de estos ambientes (Karr 1981, Whitfield y Elliott 2002).

Los peces desempeñan un papel importante en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas estuarinos, además de que un gran número de especies sujetas a explotación comercial dependen al menos en una parte de su ciclo biológico de estos

ambientes. Por ello, el estudio de los peces estuarinos reviste un gran interés desde el punto de vista económico y ecológico (McHugh 1985, Torres-Orozco 1994).

ANTECEDENTES

Aunque la ictiofauna estuarino-lagunar de México ha sido relativamente bien estudiada, principalmente en la región del Golfo de México y el Caribe, así como en algunas regiones del litoral Pacífico (Contreras 1993), aún existen áreas donde el conocimiento taxonómico y ecológico es incipiente, como es el caso de la zona costera de Chiapas.

Dentro de los trabajos realizados en Chiapas se hallan algunos inventarios ictiofaunísticos como los de Tapia-García et al. (1998) en Laguna Mar Muerto, perteneciente a Oaxaca y Chiapas, en el que reportaron 66 especies, y Rodiles-Hernández et al. (2007a, 2007b) en sistemas lagunares pertenecientes a las regiones marinas prioritarias Puerto Arista (R-39) y Puerto Madero (R-40), en la cual presentaron una lista taxonómica y una base de datos que incluyó 116 especies.

Dentro de los ambientes estuarinos de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada (REBIEN), en años recientes se han realizado algunos trabajos sinecológicos, tales como los de Díaz-Ruiz et al. (2004, 2006) quienes evaluaron la diversidad, la abundancia y los conjuntos ícticos en los sistemas lagunares de Chantuto-Panzacola y Carretas-Pereyra en ocho y seis sitios, respectivamente, durante cuatro campañas de muestreo. Sus resultados documentan la presencia de 31 especies en el sistema Chantuto-Panzacola y 18 en Carretas-Pereyra, y mencionan que los factores que más influyen sobre la estructura comunitaria son temperatura, salinidad y oxígeno disuelto.

Velázquez-Velázquez et al. (2007, 2008) presentaron una lista sistemática y analizaron la variación espacio-temporal de los peces del sistema Carretas-Pereyra en 20 sitios a lo largo de un ciclo anual de muestreos. Se reportan 55 especies; las variables más importantes que determinan la estructura de la comunidad íctica son temperatura, salinidad y transparencia.

Los ecosistemas costeros de Chiapas se reconocen por albergar una considerable diversidad biológica y como áreas de gran potencial para la pesca y la acuicultura. El sistema Chantuto-Panzacola sostiene una de las pesquerías artesanales más importantes de la costa de Chiapas, basada principalmente en la captura de camarón (*Litopenaeus vannamei* y *L. stylirostris*), así como de más de 40 especies de peces (Velázquez-Velázquez et al. 2007).

La descripción y clasificación de las comunidades biológicas usualmente utiliza uno o más de tres conjuntos de atributos: el primero, la composición, la cual se refiere a las entidades taxonómicas componentes; el segundo, la estructura, se refiere al espectro de tamaños, biomasa y abundancia de los individuos presentes, y tercero, los atributos funcionales de los organismos registrados (Elliott et al. 2007). Por lo que el conocimiento taxonómico y ecológico, además de servir como fundamento para estudios de diversa índole, es de suma importancia en la toma de decisiones para el manejo y la conservación de los ecosistemas costeros y sus recursos. Por ello, el propósito de este trabajo es documentar la composición y estructura de la comunidad íctica del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola en la REBIEN, Chiapas.

Esta tesis se distingue del estudio previo realizado por Díaz-Ruiz et al. (2004, 2006) fundamentalmente porque la presente contribución se basó en la exploración de un mayor número de hábitats (sitios) a lo largo de un ciclo anual, además de emplear un arte de captura diferente, todo lo cual permitió alcanzar conclusiones más sólidas.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la composición y la estructura de la comunidad íctica del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola.

Objetivos particulares

- Completar el inventario de las especies de peces del sistema.
- Determinar la estructura de la comunidad íctica y su variación espacio-temporal en términos de diversidad (riqueza y equidad) y dominancia (abundancia, biomasa y frecuencia).
- Caracterizar espacial y temporalmente las variables ambientales del sistema (salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, transparencia, sólidos disueltos totales y profundidad).
- Correlacionar las variables ambientales con la abundancia de las especies.

ÁREA DE ESTUDIO

El sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola se localiza en la porción sur del estado de Chiapas, representa una de las dos zonas núcleo de la REBIEN. Comprende parte de los municipios de Mapastepec, Acapetahua, Villa Comaltitlán y Huixtla. Pertenece a la región hidrológica 23 de la Comisión Nacional del Agua y a la Región Marina Prioritaria Número 40 (Puerto Madero) de la CONABIO (Arriaga et al. 1998, INE 1999).

El sistema se localiza entre los 15°36' a 14°31'12" de latitud norte y los 93°19'48" a 92°09'36" de longitud oeste. Cuenta con una extensión de 18,000 ha y está conformado por cinco lagunas principales: Chantuto, El Campón, Teculapa, Cerritos y Panzacola, además de una boca que comunica permanentemente con el mar conocida como San Juan y un largo cordón estuarino paralelo a la costa llamado El Hueyate (Figura 1). En el sistema desembocan los ríos San Nicolás (Pacayal), Ulapa, Cacaluta, Doña María, Cintalapa y Vado Ancho (Contreras 1993, INE 1999).

El clima es Am (f) w (cálido húmedo con lluvias en verano); presenta una temperatura media anual de 29.2 a 32.1°C. Los valores de salinidad van desde cero hasta 24 ‰, tiene altas concentraciones de oxígeno disuelto y un pH promedio del agua superficial de 6.8 (Contreras 1993). Esta zona comprende la mayor extensión de manglares en el estado, los más densos, con mayor área basal y más altos (con un promedio de 35 m) en México, además de contar con reductos importantes de selva mediana y una importante área inundable de zapotón (*Pachira acuatica*) (INE 1999, Díaz-Ruíz et al. 2004).

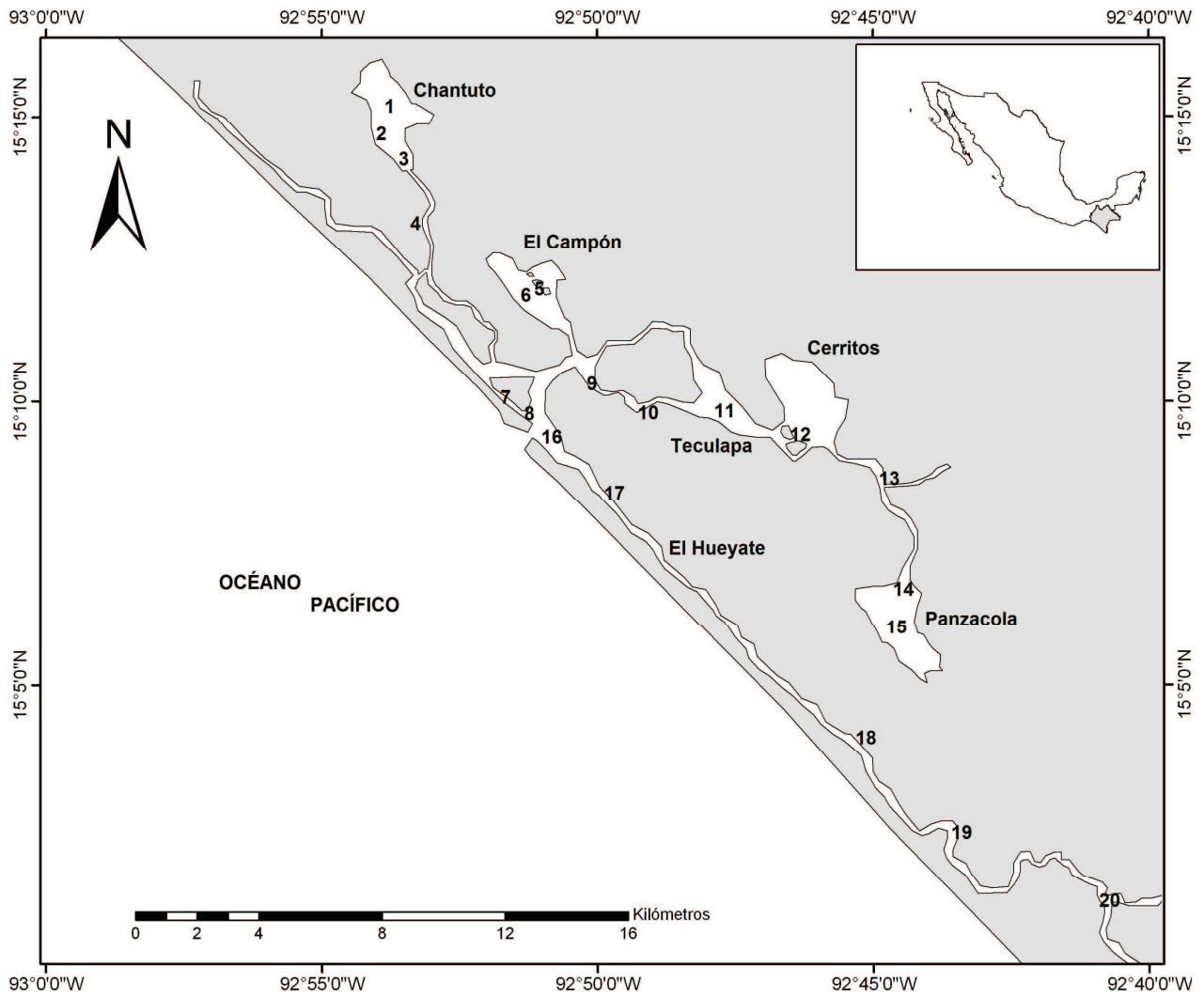


Figura 1. Mapa del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, REBIEN y ubicación de los sitios de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Composición

Debido a la heterogeneidad de estos ambientes y los diversos hábitos de las especies para documentar la composición se emplearon distintas artes de pesca: atarrayas camaroneras, redes agalleras, anzuelos, redes tipo chinchorro, así como ejemplares capturados en la pesca ribereña. Los ejemplares recolectados fueron fijados en formalina al 10% y etiquetados. El material identificado se depositó en las colecciones regionales de peces de la Facultad de Biología de la UNICACH (MZ-P) y de El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal (ECOSC).

El material fue procesado e identificado taxonómicamente hasta el nivel de especie, para lo cual se emplearon las claves de Fischer et al. (1995), Castro-Aguirre et al. (1999) y Miller et al. (2005), las diagnosis de referencia de Allen y Robertson (1994) y Bussing y López (1994), así como descripciones originales y revisiones sistemáticas recientes.

El arreglo taxonómico de las especies se realizó con base a la clasificación de Nelson (2006) para los niveles de orden y familia; la ortografía y reconocimiento de autor y año con base a la revisión en línea de Eschmeyer y Fong (2010) del catálogo de Eschmeyer (1998). Posterior a la identificación, se contabilizó el total de individuos por especie y se pesaron con una balanza digital (OHAUS 0.1 g de precisión).

Estructura de la comunidad y caracterización de sitios de muestreo

Para el análisis de la estructura se utilizó la información obtenida mensualmente durante el periodo de marzo de 2006 a febrero de 2007, para lo cual se monitorearon 20 sitios dentro del sistema, elegidos para representar diferentes tipos de hábitats (Figura 1). Para ello se consideró como base los datos de captura con atarraya, pues este arte de pesca demostró que puede ser utilizada en la mayoría de los sitios, a diferencia de otros que sólo funcionan en algunas condiciones particulares. Para ello se mantuvo un esfuerzo constante de captura de 10 lances para cada sitio de muestreo, ya que con este número de lances se obtiene la asíntota en la curva de acumulación de especies para este tipo de ambientes (Velázquez-Velázquez et al. 2008).

En cada sitio de muestreo se registraron los datos de los parámetros hidrológicos (salinidad, pH, temperatura del agua, oxígeno disuelto, conductividad, sólidos disueltos totales, transparencia, profundidad) empleando un equipo multiparámetro portátil (YSI 55D) y el disco de Secchi; también se registró la presencia de vegetación circundante.

Debido a que los datos fueron tomados sin considerar la hora del día, se tomaron registros de los parámetros ambientales cada dos horas durante el día en cinco sitios considerados representativos de los diferentes tipos de hábitats para determinar el grado de variación diurna.

Análisis de datos

Con el objeto de corroborar si el número de lances de atarraya fue el adecuado, se realizó una curva de acumulación de especies utilizando el programa EstimateS 7.5.1 (Colwell 2006), ajustada a la ecuación de Clench (Colwell y Coddington 1994), para lo

cual se empleó el programa STATISTICA 8.0 (StatSoft 2007). También se calculó la pendiente al final de la curva, la cual determina la tasa de acumulación de especies, y decrece al aumentar el esfuerzo de muestreo, aproximándose a cero a medida que el inventario es completado. Si la pendiente es menor a 0.1 indica que el inventario (número de lances) puede considerarse suficientemente fiable y completo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

El grado de asociación entre los sitios en función de las variables ambientales y de la abundancia de las especies se determinó mediante el índice de Morisita-Horn, debido a que este índice tiene la ventaja de ser independiente al tamaño de la muestra (Wolda 1981); a partir de lo cual se construyeron dendrogramas de agrupamiento utilizando el método de medias no ponderadas (UPGMA) para analizar la heterogeneidad del sistema. La escasa divergencia espacial observada permitió categorizar al sistema en función de los regímenes de salinidad establecidos por Carriker (1967), definidos como: limnético (0 a 0.5), oligohalino (0.5 a 5.0), mesohalino (5.0 a 18.0) y polihalino (18.0 a 30.0).

Para determinar la estructura se consideraron los principales descriptores de la comunidad: diversidad (riqueza y equidad) y dominancia (abundancia, biomasa y frecuencia). Las variaciones de los parámetros ecológicos y de las variables ambientales fueron analizadas de forma espacial y temporal. La variación temporal fue definida en función del régimen pluvial, estiaje (noviembre-abril) y lluvias (mayo-octubre) (INE 1999).

Para el cálculo de la diversidad se empleó como base el índice de diversidad de Shannon (H'), debido a que es uno de los más utilizados y da mayor importancia a las especies raras. Este índice representa una medida de la heterogeneidad de la composición de especies (Magurran 1989).

La riqueza específica (S) se consideró como el número de especies presentes en cada sitio de muestreo (Brower y Zar 1977). La equidad se calculó mediante el índice de Pielou (J') que estandariza el valor de H' en una escala simple (de 0 a 1) (Magurran 1989, Krebs 1999).

La abundancia se expresó como captura por unidad de esfuerzo (CPUE), en forma numérica y en biomasa (g). La frecuencia relativa se obtuvo calculando el porcentaje de estaciones en las cuales cada especie estuvo presente. A partir de estos datos se calculó el índice de valor de importancia relativa (IVI_r), el cual permite una estimación más sintética de la dominancia de las especies en las comunidades, pues considera la contribución de la abundancia, biomasa y frecuencia de cada especie (Brower y Zar 1977, McCune et al. 2002).

$$IVI_r = (A\% + B\% + F\%) / 3$$

Donde:

IVI= Índice de valor de importancia

A%= Abundancia relativa

B%= Biomasa relativa

F%= Frecuencia relativa

Para establecer la categoría ecológica de cada especie se empleó la prueba de asociación de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf 1969), mediante la cual se analiza gráficamente la abundancia relativa promedio de cada taxón (eje X) contra el porcentaje de frecuencia de aparición (eje Y), utilizando una escala logarítmica (ln). Como resultado de esta clasificación se obtienen cuatro categorías ecológicas (García de León 1988, González-Acosta et al. 2005):

A) *Dominantes*: Especies cuyos valores tanto de abundancia, como de frecuencia relativa, son mayores a la media aritmética.

B) *Constantes*: Especies cuya abundancia relativa no sobrepasa el valor promedio, pero si en relación a su frecuencia relativa de aparición.

C) *Ocasionales*: Especies cuya abundancia relativa es mayor al valor promedio de esta variable, pero con valores de aparición inferiores al promedio de frecuencia relativa.

D) *Raras*: Especies que se caracterizan por sus bajas abundancias y frecuencias relativas de aparición, ambos valores están por debajo de sus respectivas medias aritméticas.

Se utilizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) para determinar patrones de asociación entre las variables abióticas y los organismos (ter Braak y Verdonschot 1995); para ello, se excluyeron las especies que presentaron una abundancia numérica menor al 1%. Este análisis se realizó mediante el programa MVSP 3.1. También se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para examinar la relación entre variables ambientales y abundancia, biomasa, riqueza, diversidad y equidad (Zar 1984).

Las variables ecológicas y ambientales fueron transformadas ($\log(n+1)$) con el objeto de estabilizar las varianzas, posteriormente se empleó un análisis de varianza de una vía (ANOVA), previo examen de homocedasticidad y normalidad. Aquellas variables que no cumplieron tales supuestos, aun transformadas, se analizaron con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Underwood 1997).

RESULTADOS

Composición

Se capturaron un total de 21,163 organismos con un peso de 87,457 g, pertenecientes a 143 especies, las cuales representan dos órdenes, cuatro familias y cinco géneros de elasmobranquios (Chondrichthyes) y 18 órdenes, 48 familias y 95 géneros de teleósteos (Actinopterygii) (Cuadros 1 y 2). Solamente en el caso de *Aetobatus narinari* el registro fue visual.

Destaca la presencia de una especie exótica, la tilapia (*Oreochromis niloticus*). Las familias mejor representadas fueron Carangidae (14 especies), Sciaenidae (10), Ariidae (9), Gobiidae (8), Engraulidae (6), así como Poeciliidae, Centropomidae, Serranidae, Lutjanidae, Gerreidae y Eleotridae (5 cada una).

Cuadro 1. Número de familias, géneros y especies registrados por orden en el Sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN.

ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	ESPECIES
Carcharhiniformes	1	1	1
Myliobatiformes	3	4	4
Lepisosteiformes	1	1	1
Elopiformes	1	1	1
Anguilliformes	1	1	1
Clupeiformes	3	5	10
Gonorynchiformes	1	1	1
Characiformes	1	2	2
Siluriformes	2	6	10
Aulopiformes	1	1	1
Batrachoidiformes	1	2	2
Mugiliformes	1	2	4
Atheriniformes	1	2	2
Beloniformes	2	3	4
Cyprinodontiformes	2	3	6
Gasterosteiformes	1	2	2
Synbranchiformes	1	1	1
Perciformes	22	54	79
Pleuronectiformes	3	4	6
Tetraodontiformes	3	4	6
TOTAL	52	100	143

De las especies recolectadas, 64 constituyen adiciones a las aguas continentales de Chiapas, las cuales no están incluidas en la lista de peces continentales de Chiapas proporcionada por Rodiles-Hernández et al. (2005). De éstas, 13 son nuevos registros en los sistemas estuarino-lagunares de México (Cuadro 2); las cuales no fueron incluidas en la obra de Castro-Aguirre et al. (1999).

Dentro de este conjunto, cinco especies amplían su ámbito de distribución conocida hasta el sur de México: *Cathorops steindachneri*, *Guavina micropus* y *Bathygobius andrei*, sólo registradas previamente hasta Guatemala (Miller y Stefanni 2001, Kihn et al. 2006); *Gobionellus liolepis* reportada hasta El Salvador (Allen y Robertson 1994, Pezold 2004), y *Sphoeroides rosenblatti* conocida únicamente en Costa Rica y Panamá (Walker y Bussing 1996).

Cuadro 2. Lista de especies registradas en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN. Se señalan las adiciones para Chiapas (*), nuevos registros para aguas continentales de México (^M) y especies exóticas (^E). H-= marino estenohalino, H+= marino eurihalino, E= residente estuarino, C= catádro, DS= dulceacuícola secundario, DP= dulceacuícola primario.

ORDEN	FAMILIA		ESPECIE	CLASIFICACION ECOLÓGICA	
Carcharhiniformes	Carcharhinidae	1	<i>Carcharhinus limbatus</i> (Müller & Henle 1839) *	H-	
Myliobatiformes	Dasyatidae	2	<i>Dasyatis longa</i> (Garman 1880) *	H-	
		3	<i>Himantura pacifica</i> (Beebe & Tee-Van 1941) *	H-	
	Myliobatidae	4	<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen 1790) *	H-	
	Rhinopteridae	5	<i>Rhinoptera steindachneri</i> Evermann & Jenkins 1891*	H-	
Lepisosteiformes	Lepisosteidae	6	<i>Atractosteus tropicus</i> Gill 1863	DS	
Elopiformes	Elopidae	7	<i>Elops affinis</i> Regan 1909	H+	
Anguilliformes	Ophichthidae	8	<i>Ophichthus zophochir</i> Jordan & Gilbert 1882 *	H+	
Clupeiformes	Clupeidae	9	<i>Lile gracilis</i> Castro-Aguirre & Vivero 1990	E	
		10	<i>Lile nigrofasciata</i> Castro-Aguirre, Ruiz-Campos & Balart 2005 *	E	
		11	<i>Opisthonema libertate</i> (Günther 1866)	H-	
		Pristigasteridae	12	<i>Opisthopterus dovi</i> (Günther 1868)	H-
		Engraulidae	13	<i>Anchoa curta</i> (Jordan & Gilbert 1882)	H+
	14		<i>Anchoa ischana</i> (Jordan & Gilbert 1882) *	H+	
	15		<i>Anchoa lucida</i> (Jordan & Gilbert 1882)	H+	
	16		<i>Anchoa mundeola</i> (Gilbert & Pierson 1898)	H+	
	17		<i>Anchoa starksi</i> (Gilbert & Pierson 1898) ^{MM}	H+	
	18		<i>Anchovia macrolepidota</i> (Kner 1863)	H-	
	Chanidae		19	<i>Chanos chanos</i> (Forsskål 1775)	H-
Characiformes	Characidae	20	<i>Astyanax cf. aeneus</i>	DP	
		21	<i>Roeboides bouchellei</i> (Günther 1864)	DP	
Siluriformes	Ariidae	22	<i>Ariopsis guatemalensis</i> (Günther 1864)	H+	
		23	<i>Ariopsis seemanni</i> (Günther 1864)	H+	
		24	<i>Bagre panamensis</i> (Gill 1863)	H+	
		25	<i>Bagre pinnimaculatus</i> (Steindachner 1876) *	H+	
		26	<i>Cathorops liropus</i> (Bristol 1895)	H+	
		27	<i>Cathorops steindachneri</i> (Gilbert & Starks 1904) ^{MM}	H+	
		28	<i>Cathorops cf. fuerthii</i> *	H+	
		29	<i>Notarius kessleri</i> (Steindachner 1876)	H+	
		30	<i>Sciades dowii</i> (Gill 1863) *	H+	
			Heptapteridae	31	<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther 1864)
Aulopiformes	Synodontidae	32	<i>Synodus scituliceps</i> Jordan & Gilbert 1881 *	H-	
Batrachoidiformes	Batrachoididae	33	<i>Batrachoides waltersi</i> Collette & Russo 1981	H+	

		34	<i>Porichthys greenei</i> Gilbert & Starks 1904 *	H+
Mugiliformes	Mugilidae	35	<i>Agonostomus monticola</i> (Bancroft 1834)	C
		36	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus 1758	H+
		37	<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	H+
		38	<i>Mugil hospes</i> Jordan & Culver 1895	H+
Atheriniformes	Atherinopsidae	39	<i>Atherinella guatemalensis</i> (Günther 1864)	E
		40	<i>Membras gilberti</i> (Jordan & Bollman 1889) *	H-
Beloniformes	Belonidae	41	<i>Strongylura exilis</i> (Girard 1854)	H-
		42	<i>Tylosurus crocodylus</i> (Péron & Lesueur 1821) *	H-
	Hemiramphidae	43	<i>Hyporhamphus snyderi</i> Meek & Hildebrand 1973 *	H+
		44	<i>Hyporhamphus naos</i> Banford & Collette 2001	H+
Cyprinodontiformes	Anablepidae	45	<i>Anableps dowi</i> Gill 1861	DS
	Poeciliidae	46	<i>Poecilia butleri</i> Jordan 1889	DS
		47	<i>Poecilia sphenops</i> Valenciennes 1836	DS
		48	<i>Poeciliopsis fasciata</i> (Meek 1904)	DS
		49	<i>Poeciliopsis pleurospilus</i> (Günther 1868)	DS
		50	<i>Poeciliopsis turrubarensis</i> (Meek 1912)	DS
Gasterosteiformes	Syngnathidae	51	<i>Hippocampus ingens</i> Girard 1859 *	H-
		52	<i>Pseudophallus starksi</i> (Jordan & Culver 1895)	E
Synbranchiformes	Synbranchidae	53	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	DS
Perciformes	Centropomidae	54	<i>Centropomus armatus</i> Gill 1863	H+
		55	<i>Centropomus medius</i> Günther 1864	H-
		56	<i>Centropomus nigrescens</i> Günther 1864	H+
		57	<i>Centropomus robalito</i> Jordan & Gilbert 1882	H+
		58	<i>Centropomus viridis</i> Lockington 1877	H+
	Serranidae	59	<i>Alphestes multiguttatus</i> (Günther 1866) * ^M	H-
		60	<i>Epinephelus analogus</i> Gill 1863 *	H-
		61	<i>Epinephelus quinquefasciatus</i> (Bocourt 1868) * ^M	H-
		62	<i>Mycteroperca xenarcha</i> Jordan 1888 *	H-
		63	<i>Rypticus nigripinnis</i> Gill 1862 *	H+
	Nematistiidae	64	<i>Nematistius pectoralis</i> Gill 1862 *	H-
	Carangidae	65	<i>Caranx caballus</i> Günther 1869 *	H-
		66	<i>Caranx caninus</i> Günther 1867	H+
		67	<i>Caranx otrynter</i> Jordan & Gilbert 1883 *	H-
		68	<i>Caranx sexfasciatus</i> Quoy & Gaimard 1825	H-
		69	<i>Caranx vinctus</i> (Jordan & Gilbert 1882)	H-
		70	<i>Hemicaranx leucurus</i> (Günther 1864)	H-
		71	<i>Hemicaranx zelotes</i> Gilbert 1898	H-
		72	<i>Oligoplites altus</i> (Günther 1868)	H+
		73	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	H+
		74	<i>Selene brevoorti</i> (Gill 1863)	H-
		75	<i>Selene oerstedii</i> Lütken 1880 *	H-

	76	<i>Selene peruviana</i> (Guichenot 1866)	H-
	77	<i>Trachinotus kennedyi</i> Steindachner 1875 *	H-
	78	<i>Trachinotus rhodopus</i> Gill 1863 *	H-
Lutjanidae	79	<i>Hoplopagrus guentheri</i> Gill 1862 *	H-
	80	<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters 1869)	H-
	81	<i>Lutjanus colorado</i> Jordan & Gilbert 1882	H-
	82	<i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner 1869) *	H-
	83	<i>Lutjanus novemfasciatus</i> Gill 1862	H+
Lobotidae	84	<i>Lobotes pacificus</i> Gilbert 1898 *	H+
Gerreidae	85	<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage 1879)	H+
	86	<i>Eucinostomus dovi</i> (Gill 1863)	H+
	87	<i>Eucinostomus currani</i> Zahuranec 1980	H+
	88	<i>Eugerres axillaris</i> (Günther 1864)	H-
	89	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum 1792)	H+
Haemulidae	90	<i>Anisotremus pacifici</i> (Günther 1864) * ^M	H-
	91	<i>Haemulopsis leuciscus</i> (Günther 1864)	H-
	92	<i>Pomadasys bayanus</i> Jordan & Evermann 1898	H+
	93	<i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther 1864)	H+
Polynemidae	94	<i>Polydactylus approximans</i> (Lay & Bennett 1839) *	H-
	95	<i>Polydactylus opercularis</i> (Gill 1863) *	H-
Sciaenidae	96	<i>Bairdiella armata</i> Gill 1863 *	H-
	97	<i>Bairdiella ensifera</i> Jordan & Gilbert 1862	H-
	98	<i>Cynoscion albus</i> (Günther 1864)	H+
	99	<i>Isopisthus remifer</i> Jordan & Gilbert 1881 *	H-
	100	<i>Micropogonias altipinnis</i> (Günther 1864)	H+
	101	<i>Menticirrhus nasus</i> (Günther 1864) *	H-
	102	<i>Menticirrhus elongatus</i> (Günther 1864) *	H-
	103	<i>Nebris occidentalis</i> Vaillant 1897 *	H-
	104	<i>Paralonchurus goodei</i> Gilbert 1898	H-
	105	<i>Stellifer wintersteenorum</i> Chao 2001 * ^M	H+
Chaetodontidae	106	<i>Chaetodon humeralis</i> Günther 1860 *	H-
Kyphosidae	107	<i>Kyphosus elegans</i> (Peters 1869) *	H-
Pomacentridae	108	<i>Abudefduf troschelii</i> (Gill 1862) *	H-
Labridae	109	<i>Haliichoeres aestuaricola</i> Bussing 1972 *	H+
Cichlidae	110	<i>Amphilophus macracanthus</i> (Günther 1864)	DS
	111	<i>Cichlasoma trimaculatum</i> (Günther 1867)	DS
	112	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758) ^E	DS
Dactyloscopidae	113	<i>Dactyloscopus lunaticus</i> Gilbert 1890 *	H-
Eleotridae	114	<i>Dormitator latifrons</i> (Richardson 1844)	E
	115	<i>Eleotris picta</i> Kner 1863	E
	116	<i>Erotelis armiger</i> (Jordan & Richardson 1895) *	H+
	117	<i>Gobiomorus maculatus</i> (Günther 1859)	E

		118	<i>Guavina micropus</i> (Ginsburg 1953) ^{*M}	E
	Gobiidae	119	<i>Aboma etheostoma</i> Jordan & Starks 1895 *	H+
		120	<i>Bathygobius andrei</i> (Sauvage 1880) ^{*M}	H-
		121	<i>Ctenogobius sagittula</i> (Günther 1861)	H+
		122	<i>Evorthodus minutus</i> Meek & Hildebrand 1928 *	E
		123	<i>Gobioides peruanus</i> (Steindachner 1880) *	H+
		124	<i>Gobionellus liolepis</i> (Meek & Hildebrand 1928) ^{*M}	H+
		125	<i>Gobionellus microdon</i> (Gilbert 1892)	E
		126	<i>Microgobius miraflorensis</i> Gilbert & Starks 1904 *	E
	Microdesmidae	127	<i>Microdesmus dorsipunctatus</i> Dawson 1968	H+
		128	<i>Microdesmus suttkusi</i> Gilbert 1966 *	H-
	Ehippidae	129	<i>Chaetodipterus zonatus</i> (Girard 1858)	H-
	Scombridae	130	<i>Scomberomorus sierra</i> Jordan & Starks 1895 *	H-
	Trichiuridae	131	<i>Trichiurus nitens</i> Garman 1899 ^{*M}	H-
Pleuronectiformes	Paralichthyidae	132	<i>Citharichthys gilberti</i> Jenkins & Evermann 1889	H+
	Achiridae	133	<i>Achirus mazatlanus</i> (Steindachner 1869)	H+
		134	<i>Achirus scutum</i> (Günther 1862) *	H-
		135	<i>Trinectes fonsecensis</i> (Günther 1862)	H+
		136	<i>Trinectes fimbriatus</i> (Günther 1862)	H-
	Cynoglossidae	137	<i>Symphurus chabanaudi</i> Mahadeva & Munroe 1990 *	H-
Tetraodontiformes	Balistidae	138	<i>Pseudobalistes naufragium</i> (Jordan & Starks 1895) ^{*M}	H-
	Tetraodontidae	139	<i>Arothron meleagris</i> (Bloch & Schneider 1801) ^{*M}	H-
		140	<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenyns 1842)	H+
		141	<i>Sphoeroides rosenblatti</i> Bussing 1996 ^{*M}	H+
	Diodontidae	142	<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus 1758 *	H-
		143	<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus 1758	H+

Basadas en su afinidad ecológica, 62 especies (42.6%) pertenecen al componente marino estenohalino, 55 (39%) al componente marino eurihalino, 11 (7.8%) se consideran residentes estuarinos, 11 (7.8%) al dulceacuícola secundario, tres (2.1%) al dulceacuícola primario y una (0.7%) al catádromo (Figura 2).

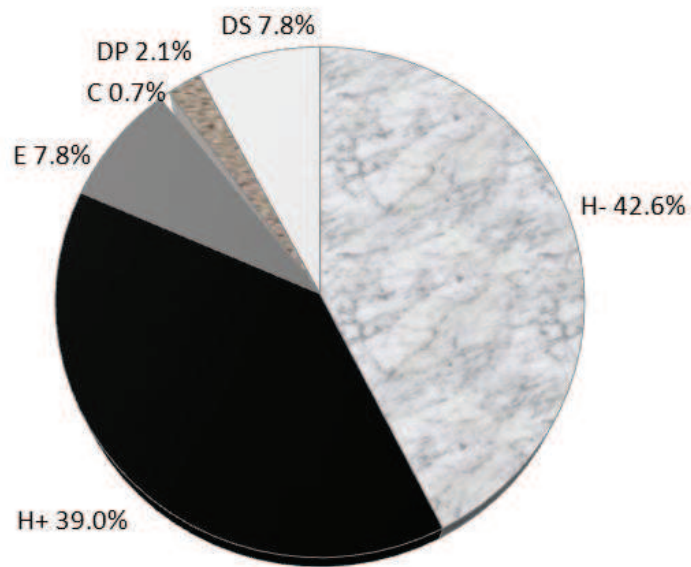


Figura 2. Categorías ecológicas de la ictiofauna del sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (H-= marino estenohalino, H+= marino eurihalino, E= residente estuarino, C= catádromo, DS= dulceacuícola secundario, DP= dulceacuícola primario).

Caracterización de las variables hidrológicas

Durante el periodo de estudio, la temperatura del agua varió de 24.6°C (noviembre 2006, sitio 13) a 34.9°C (agosto 2006, sitio 5). Espacialmente, este parámetro mostró poca variación, registrando el promedio más alto en el sitio 7 (31.69°C, DE= 1.57), mientras que el más bajo en el sitio 20 (28.24°C, DE= 1.89), a pesar de ello se encontraron diferencias significativas ($F= 2.92$, $p<0.0001$). De manera temporal, el promedio más alto se registró durante agosto de 2006 (32.11°C, DE= 1.69) y el más bajo en noviembre de 2006 (27.04°C, DE= 1.43), siendo la temperatura significativamente más alta durante la época de lluvias ($F= 9.29$, $p= 0.0026$) (Figura 3).

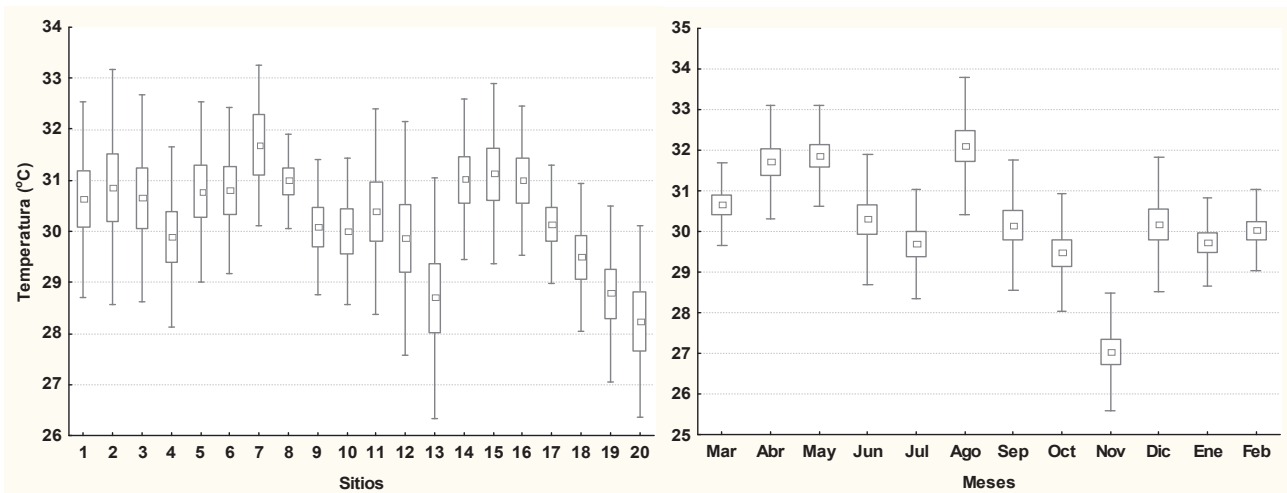


Figura 3. Variación espacial y temporal de la temperatura del agua en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 desviación estándar).

La concentración de oxígeno disuelto osciló de 0.02 mg/l (febrero 2007, sitio 12) a 8.41 mg/l (enero 2007, sitio 15). Espacialmente, el promedio más alto se registró en el sitio 1

(5.79 mg/l, DE= 3.6) y el más bajo en el sitio 4 (0.89 mg/l, DE= 0.47), con diferencias significativas ($H= 63.76$, $p<0.0001$). De manera temporal, el promedio más alto se registró durante enero de 2007 (5.9 mg/l, DE= 2.92) y el más bajo en junio de 2006 (1.09 mg/l, DE= 0.2), significativamente más alto durante la época de estiaje ($H= 11.34$, $p= 0.0008$) (Figura 4).

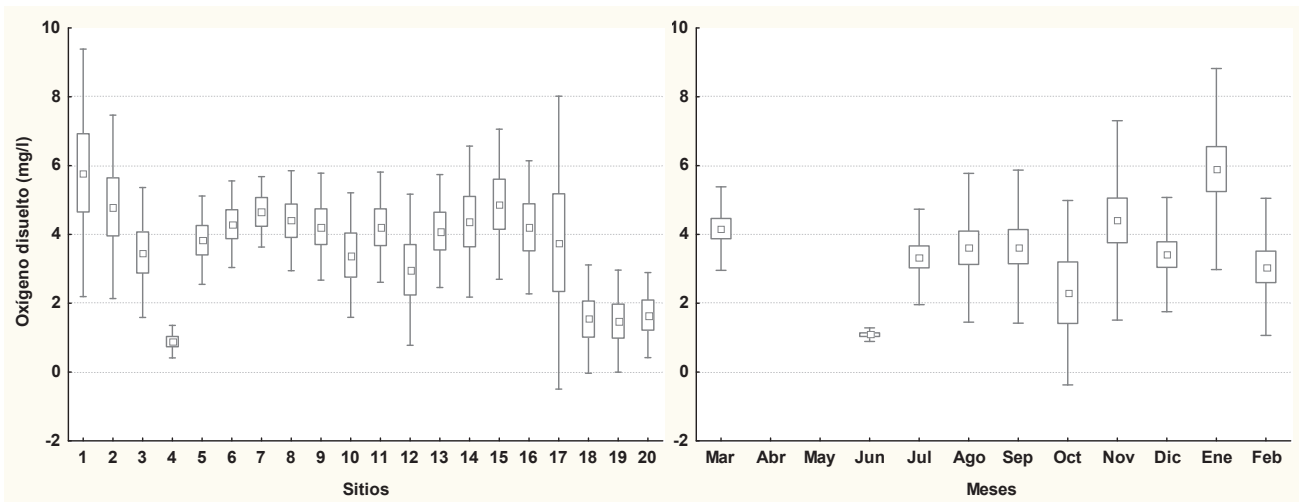


Figura 4. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 desviación estándar).

La salinidad fluctuó desde condiciones dulceacuícolas (0.1 ppm, varios sitios en varios meses) hasta condiciones euhalinas (38 ppm, abril 2006, sitios 1-4). Espacialmente, el promedio más alto se presentó en el sitio 8 (25.44 ppm, DE= 7.68) y el más bajo en el sitio 20 (0.12 ppm, DE= 0.05), con diferencias significativas ($H= 101.04$, $p<0.0001$), ya que existen sitios influidos permanentemente por el océano (sitios 7, 8 y 16) y otros con una clara influencia de los ríos (sitios 13, 19 y 20). De manera temporal, el promedio más alto se presentó en abril de 2006 (26.87 ppm, DE= 11.94) y el más bajo en octubre

de 2006 (0.98 ppm, DE= 1.96), significativamente más alto durante la época de estiaje ($H= 22.13$, $p<0.0001$), como consecuencia de la influencia marina (Figura 5).

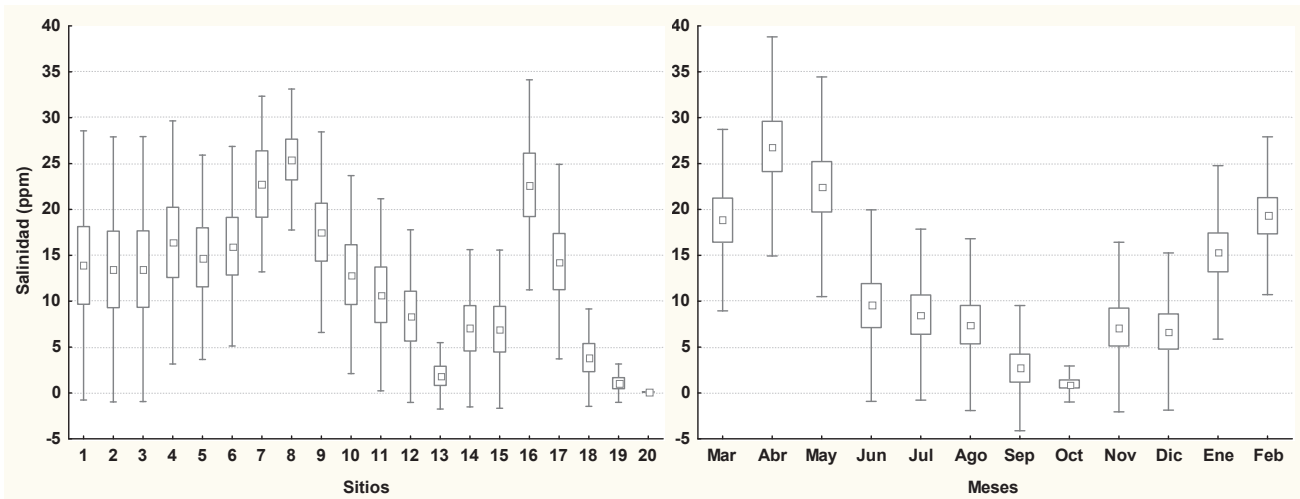


Figura 5. Variación espacial y temporal de la salinidad en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 desviación estándar).

La conductividad varió de 0.1 mS (junio 2006, sitio 20) a 51.6 mS (abril 2006, sitio 1). Espacialmente, el promedio más alto se registró en el sitio 8 (37.11 mS, DE= 10.97) y el más bajo en el sitio 20 (0.2 mS, DE= 0.12), con diferencias significativas ($H= 103.09$, $p<0.0001$). A nivel temporal, el promedio más alto se presentó en abril 2006 (37.16 mS, DE= 15.89) y el más bajo en octubre de 2006 (1.66 mS, DE= 3.17), significativamente más alto durante el estiaje ($H= 27.53$, $p<0.0001$) (Figura 6).

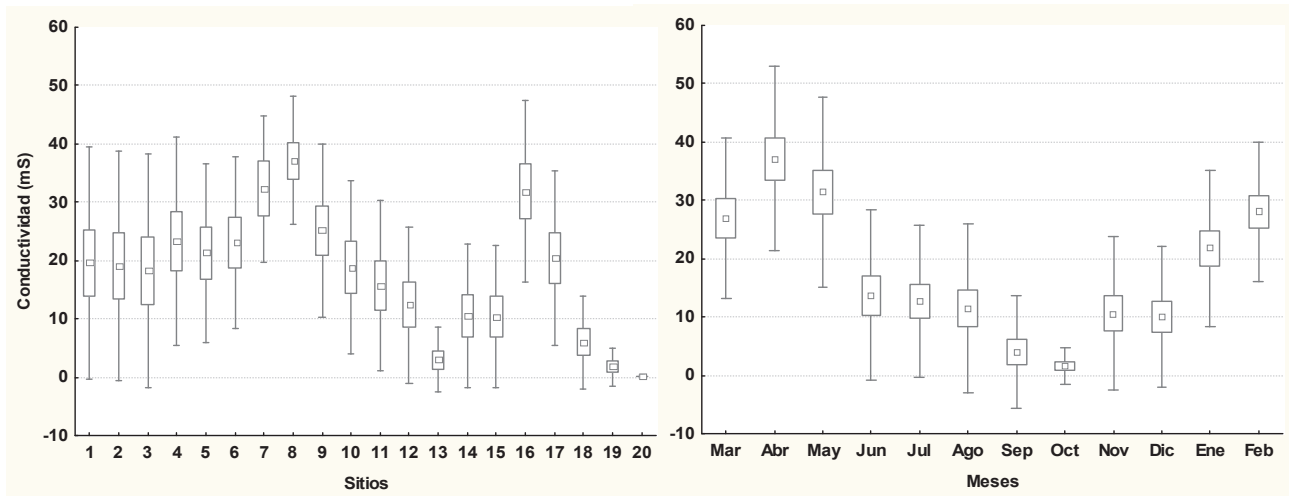


Figura 6. Variación espacial y temporal de la conductividad en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 desviación estándar).

Los sólidos disueltos totales fluctuaron de 0.05 mg/l (octubre 2006, sitio 20) a 36.7 mg/l (abril 2006, sitio 1). Espacialmente, el promedio más alto se registró en el sitio 8 (24.91 mg/l, DE= 7.49) y el más bajo en el sitio 20 (0.11 mg/l, DE= 0.06), con diferencias significativas ($H= 102.37$, $p<0.0001$). De manera temporal, el promedio más alto se registró en abril 2006 (25.8 mg/l, DE= 11.42) y el más bajo en octubre 2006 (0.97 mg/l, DE= 1.9), significativamente más alto durante el estiaje ($H= 22.18$, $p<0.0001$) (Figura 7).

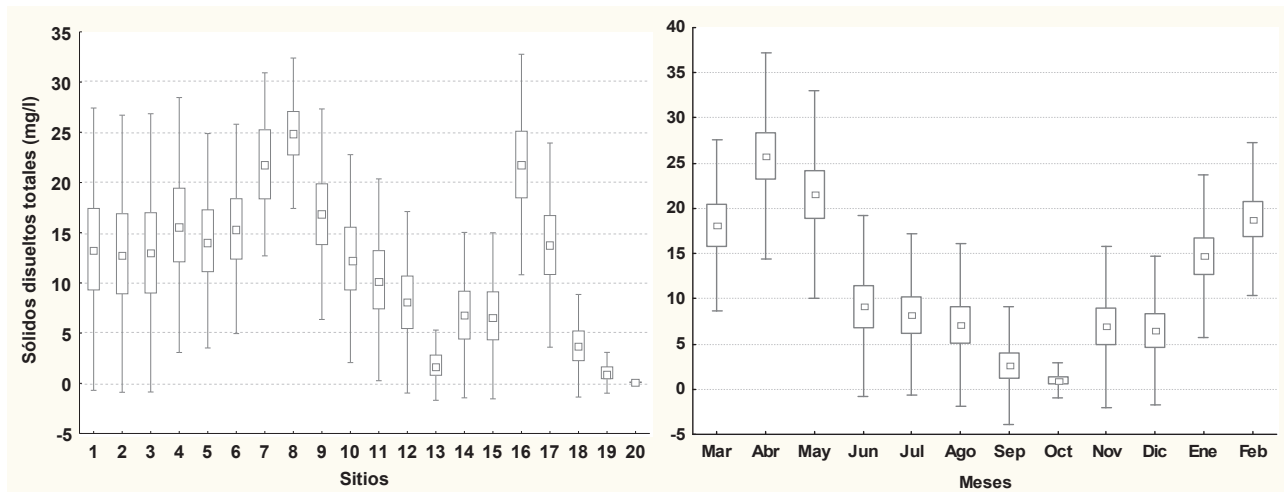


Figura 7. Variación espacial y temporal de los sólidos disueltos totales en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras \pm 1 desviación estándar).

El pH varió de 6.6 (varios sitios en varios meses) a 8.9 (marzo 2006, sitio 9). Espacialmente, el promedio más alto se presentó en el sitio 1 (7.99, DE= 0.42) y el más bajo en el sitio 4 (6.95, DE= 0.34), con diferencias significativas ($H= 95.28$, $p<0.0001$). De manera temporal, el promedio más alto se presentó en mayo de 2006 (7.82, DE= 0.37) y el más bajo en octubre de 2006 (7.11, DE= 0.35), significativamente más alto durante la época de estiaje ($H= 7.04$, $p= 0.0079$) (Figura 8).

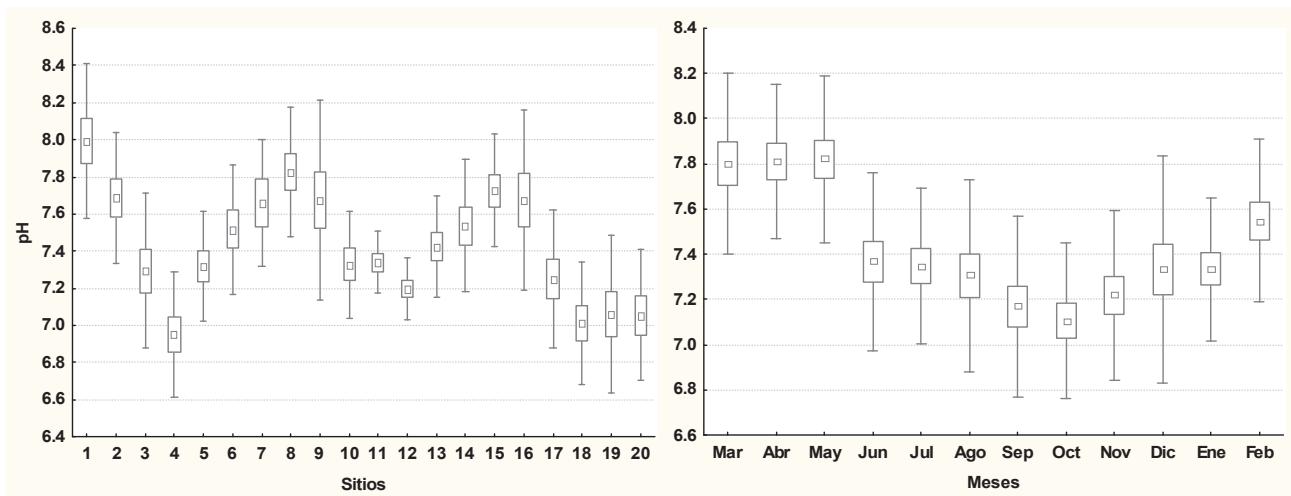


Figura 8. Variación espacial y temporal del pH en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (Barras ± 1 desviación estándar).

La profundidad osciló de 0.16 m (abril 2006, sitio 2) a 4.55 (septiembre 2006, sitio 20) en los sitios de muestreo, cabe señalar que la mayor profundidad registrada en el sistema fue de 12 m en la parte media del estero La Palma. Espacialmente, el promedio más alto se registró en el sitio 20 (2.95 m, DE= 1.97) y el más bajo en el sitio 7 (0.36 m, DE= 0.1), con diferencias significativas ($H= 142.06$, $p<0.0001$). De manera temporal, el promedio más alto ocurrió durante septiembre de 2006 (1.52 m, DE= 1) y el más bajo se registró en marzo de 2006 (0.87 m, DE= 0.57), significativamente más alto durante la época de lluvias ($H= 9.92$, $p= 0.0016$) (Figura 9).

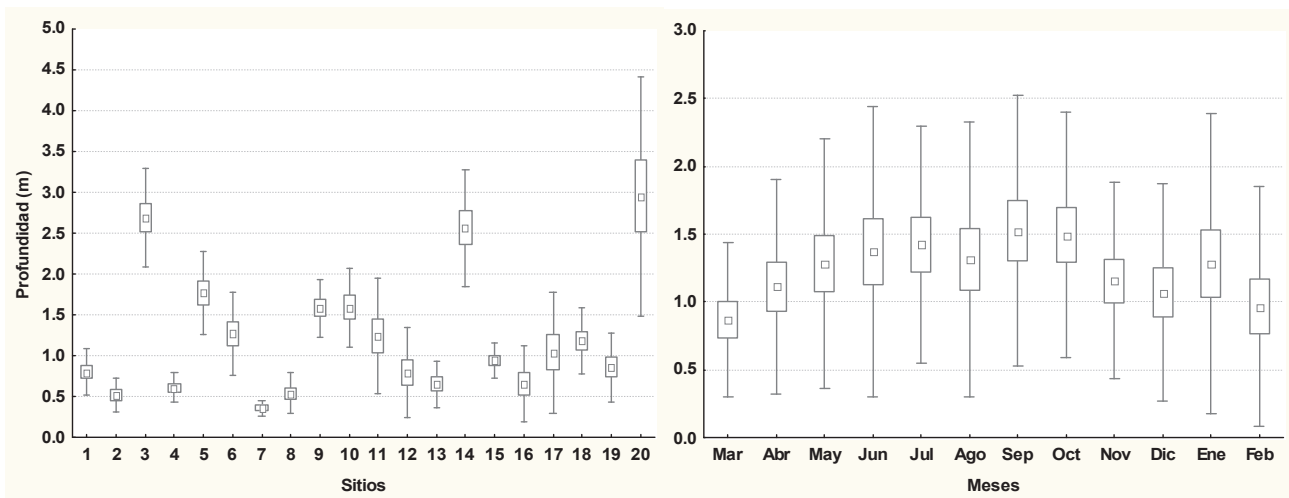


Figura 9. Variación espacial y temporal de la profundidad en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 desviación estándar).

La transparencia varió de 0.05 m (octubre 2006, sitio 12) a 1.33 m (junio 2006, sitio 18). Espacialmente, el promedio más alto se registró en el sitio 3 (0.68 m, DE= 33.86) y el más bajo en los sitios 12 y 13 (0.19 m, DE= 9.76), con diferencias significativas ($H= 82.86$, $p < 0.0001$). De manera temporal, el promedio más alto se encontró en abril de 2006 (0.50 m, DE= 28.51) y el más bajo en octubre de 2006 (0.26 m, DE= 16.32), significativamente más alto durante la época de estiaje ($H= 9.41$, $p= 0.0022$) (Figura 10).

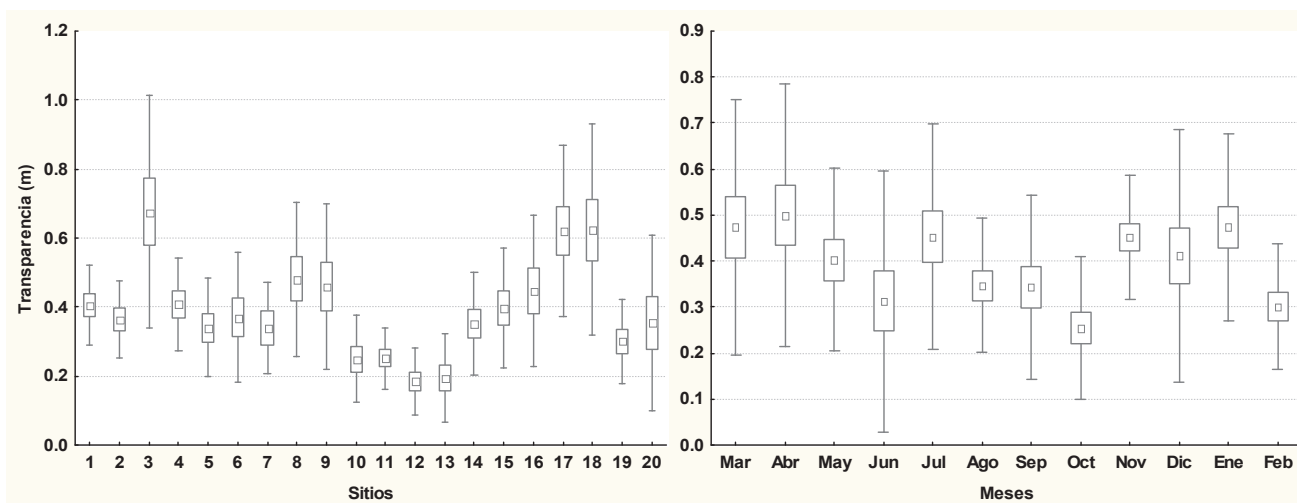


Figura 10. Variación espacial y temporal de la transparencia en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 desviación estándar).

El análisis de agrupamiento sugiere un régimen espacialmente homogéneo del sistema en relación al conjunto de variables ambientales, ya que la mayor parte de los sitios presentaron una alta similitud (>90%); sólo se distinguen ligeramente los sitios en donde el aporte dulceacuícola es significativo (sitios 13, 18, 19 y 20) (Figura 11).

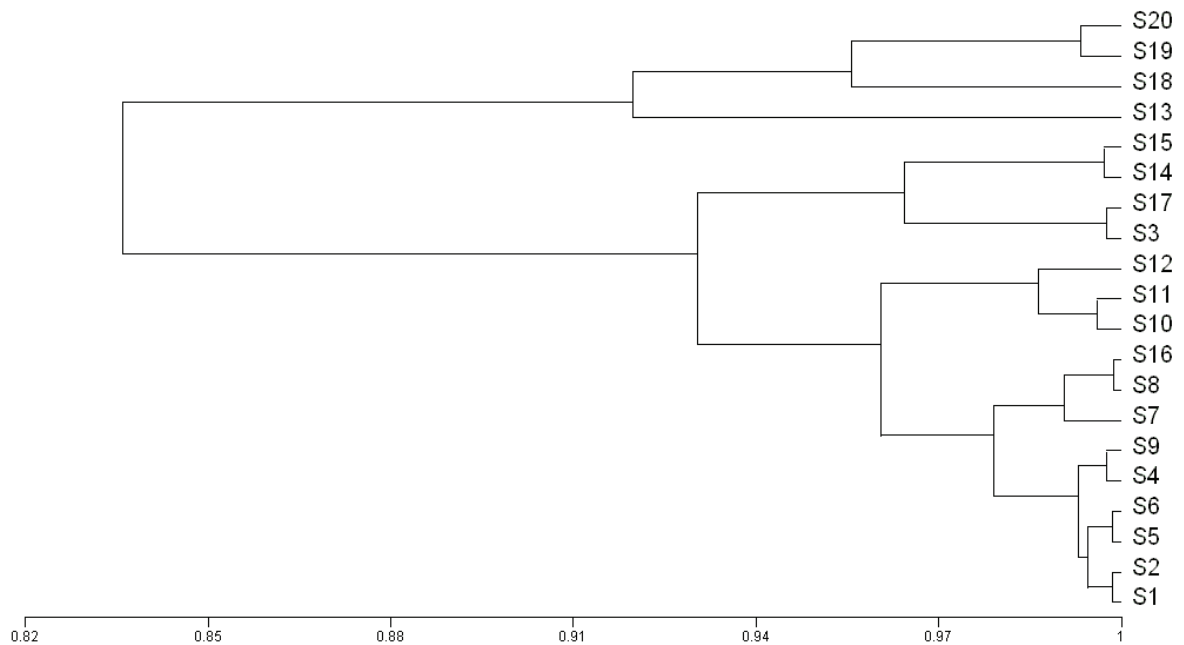


Figura 11. Dendrograma de similitud del promedio anual de las variables hidrológicas por sitios en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN, según el índice de Morisita-Horn.

El registro diario de las variables ambientales mostró una gran variación en la mayor parte de ellas (Figura 12). Algunos parámetros como la salinidad, pH y profundidad variaron principalmente en los ambientes con mayor influencia del mar (sitios 9 y 15), mientras que en el resto se observó escasa o nula variación. Las variables de temperatura y oxígeno disuelto presentaron una variación más marcada en todos los sitios.

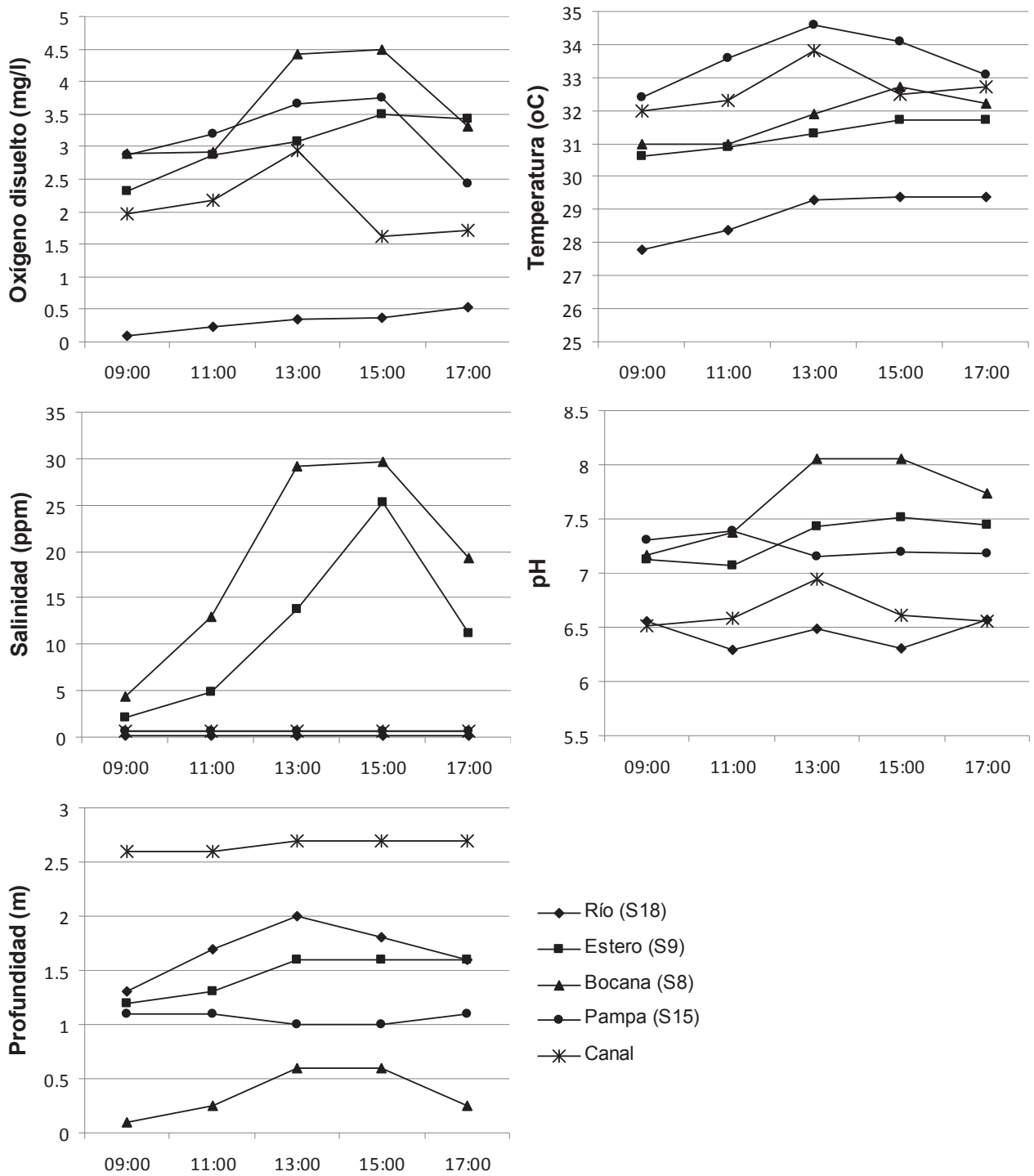


Figura 12. Variación diaria de los parámetros ambientales en cinco sitios del sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN.

Estructura de la comunidad

En el análisis de la estructura de la comunidad se empleó como arte de pesca la atarraya, a la cual fueron accesibles 76 especies, lo que corresponde al 54% del total de la ictiofauna del sistema.

La curva de acumulación de especies aplicada al esfuerzo de muestreo, demostró que el ajuste del modelo a los datos fue alto ($R^2= 0.99951$). El valor de la pendiente (0.1235) sugiere que el número de lances empleado resultó ligeramente insuficiente para alcanzar la asíntota, en este caso del sitio 9 (Figura 13). A pesar de esto, puede considerarse que el número de lances es adecuado, ya que en la práctica se observa que a pesar de realizar un mayor número de lances no necesariamente se obtienen más especies, debido a la capacidad de evasión de los peces.

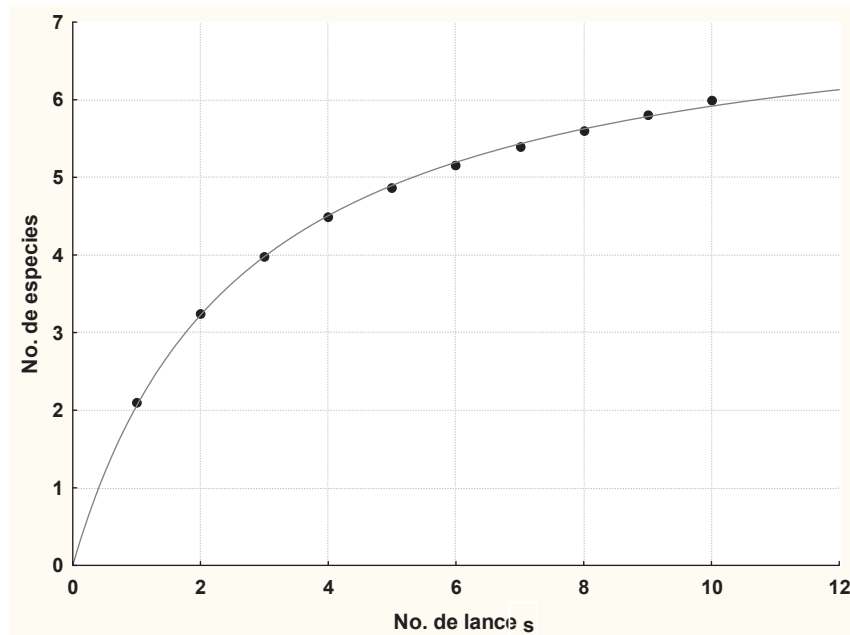


Figura 13. Especies acumuladas con 10 lances de atarraya por sitio (S-9) en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN.

En lo que respecta a las variables ecológicas, la abundancia numérica (CPUE) osciló de cero (varios sitios en varios meses) a 221 organismos (diciembre 2006, sitio 4). Espacialmente, el promedio más alto fue registrado en el sitio 4 (46, DE= 58.76), mientras que el más bajo en el sitio 6 (6.5, DE= 5.63), con diferencias significativas ($H= 39.60$, $p= 0.0037$). Temporalmente, el promedio más alto se encontró en octubre de 2006 (28.8, DE= 43.6) y el más bajo en julio de 2006 (7.1, DE= 7.78), pero no se hallaron diferencias significativas entre las dos épocas ($H= 0.0501$, $p= 0.82$) (Figura 14).

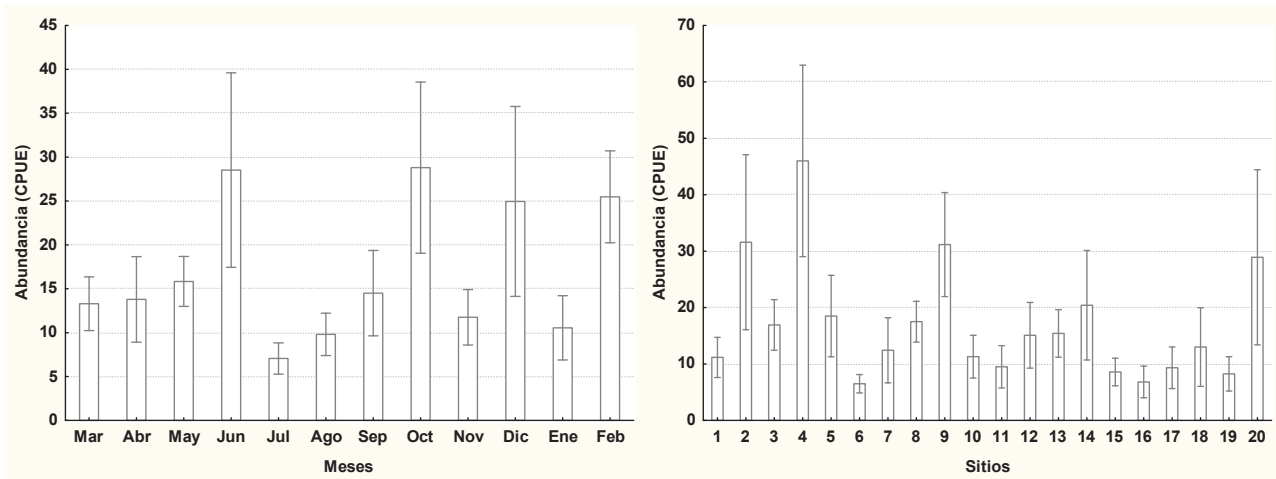


Figura 14. Variación espacial y temporal de la abundancia (CPUE) en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 error estándar).

La biomasa (g) varió de cero (varios sitios en varios meses) a 3,338 g (octubre 2006, sitio 13). Espacialmente, el promedio más alto fue registrado en el sitio 9 (563.3 g, DE= 550.89), mientras el más bajo en el sitio 15 (85.1 g, DE= 81.81), con diferencias significativas ($H= 32.94$, $p= 0.02$). De manera temporal, el promedio más alto se presentó durante octubre de 2006 (533.5 g, DE= 844.39) y el menor en agosto de 2006

(102 g, DE= 112.33), sin diferencias entre las dos épocas climáticas ($H= 0.1506$, $p= 0.69$) (Figura 15).

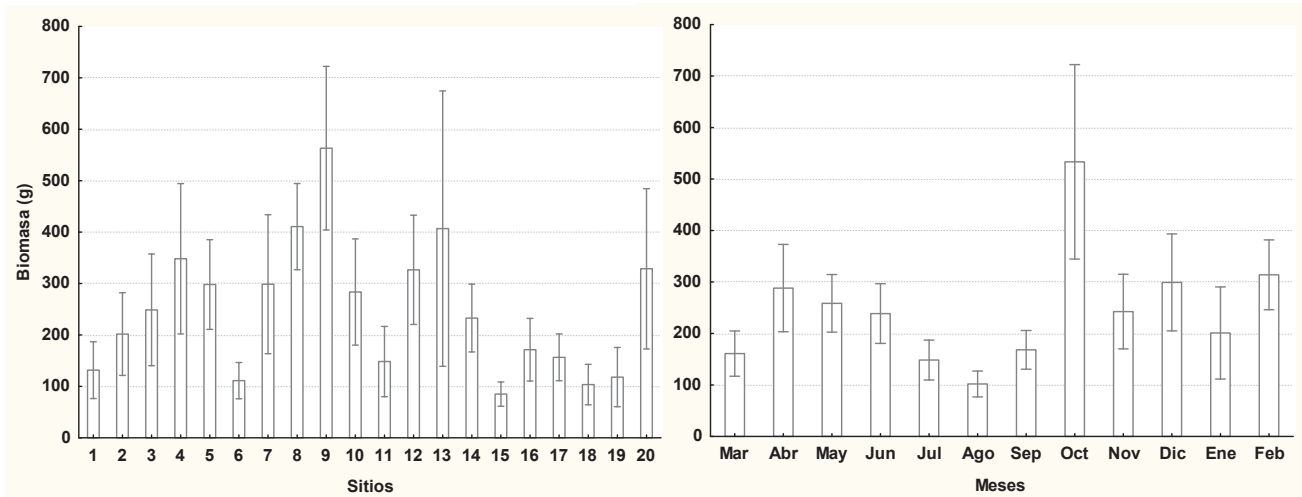


Figura 15. Variación espacial y temporal de la biomasa (g) en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 error estándar).

Los valores de diversidad (H') variaron de cero (varios sitios en varios meses) a 2.1 (marzo 2006, sitio 4). Espacialmente, el promedio más alto se detectó en el sitio 4 ($H'= 1.3$, $DE= 0.47$), mientras que el más bajo en el sitio 16 ($H'= 0.45$, $DE= 0.57$), con diferencias significativas ($H= 30.44$, $p= 0.04$). A escala temporal, el promedio más alto se registró en febrero de 2007 ($H'= 1.27$, $DE= 0.53$) y el más bajo en julio de 2006 ($H'= 0.58$, $DE= 0.62$), significativamente más alto durante la época de estiaje ($H= 5.10$, $p= 0.02$) (Figura 16).

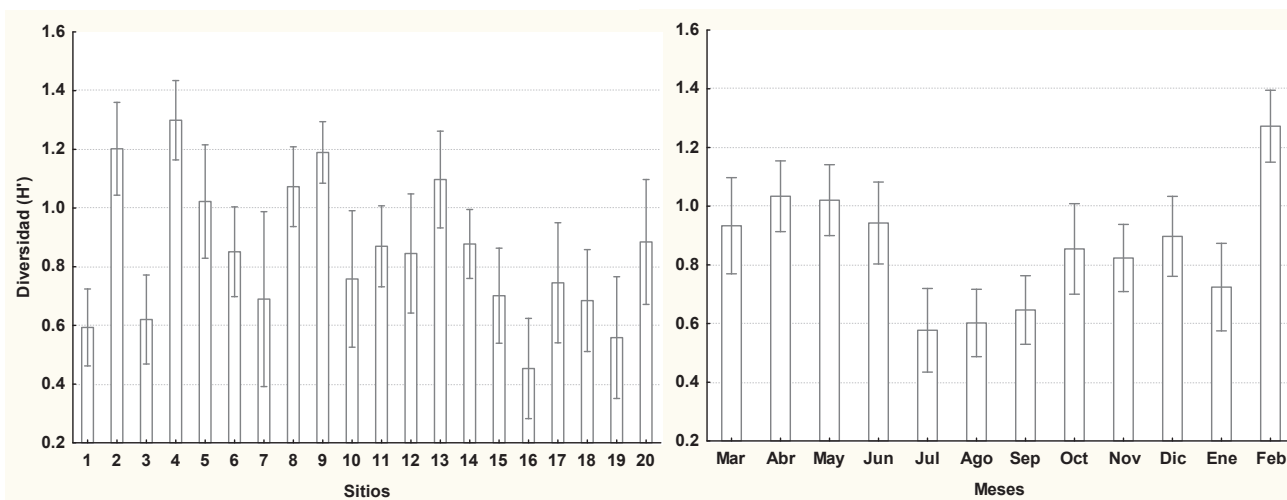


Figura 16. Variación espacial y temporal de la diversidad (H') en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 error estándar).

La riqueza (S) varió de cero (varios sitios en varios meses) a 12 especies (febrero 2007, sitio 12). Espacialmente, el promedio más alto se registró en el sitio 4 ($S= 6.25$, $DE= 2.34$), mientras que el más bajo en el sitio 16 ($S= 2.27$, $DE= 2.2$), con diferencias significativas ($H= 40.42$, $p=0.0029$). A nivel temporal, el promedio más alto se presentó en febrero de 2007 ($S= 5.74$, $DE= 2.81$) y el más bajo en agosto de 2006 ($S= 2.35$, $DE= 1.87$), sin diferencias significativas entre ambas épocas ($H= 2.08$, $p= 0.14$) (Figura 17).

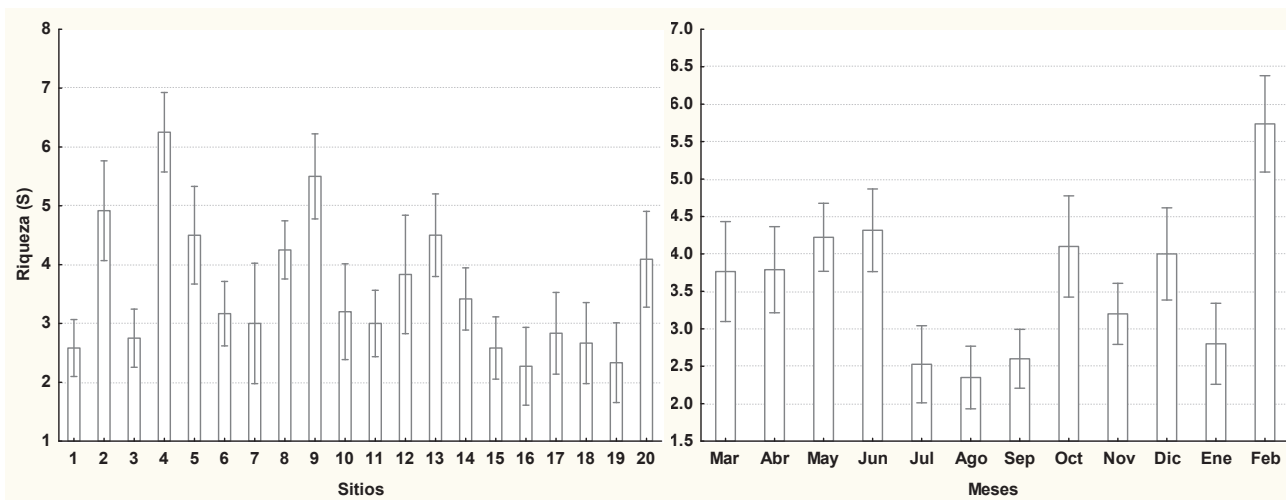


Figura 17. Variación espacial y temporal de la riqueza (S) en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 error estándar).

La equidad (J') varió de cero (varios sitios en varios meses) a uno (varios sitios en varios meses). Espacialmente, el promedio más alto se presentó en el sitio 2 ($J' = 0.82$, $DE = 0.21$), mientras el más bajo en el sitio 16 ($J' = 0.34$, $DE = 0.4$), sin diferencias significativas ($H = 24.56$, $p = 0.17$). A nivel temporal, el promedio más alto ocurrió durante abril de 2006 ($J' = 0.80$, $DE = 3$) y el más bajo en julio de 2006 ($J' = 0.48$, $DE = 0.44$), con diferencias significativas entre ambas épocas climáticas ($H = 5.86$, $p = 0.01$) (Figura 18).

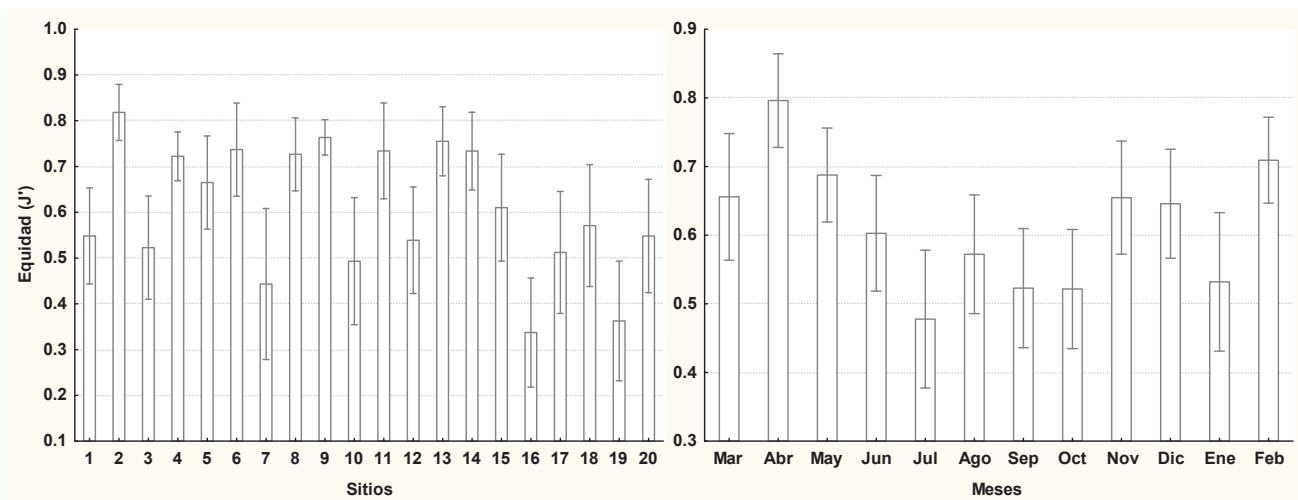


Figura 18. Variación espacial y temporal de la equidad (J') en el sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras ± 1 error estándar).

Durante el ciclo anual de muestreo se presentaron tres regímenes halinos: oligohalino (septiembre y octubre 2006) correspondiente al periodo de máxima precipitación, mesohalino (junio, julio, agosto, noviembre, diciembre 2006 y enero 2007) durante el inicio y el final de la estación lluviosa, y polihalino (marzo, abril, mayo 2006 y febrero 2007) correspondiente a los meses de estiaje.

Los promedios más altos en riqueza, diversidad y equidad se presentaron durante el régimen polihalino, mientras que los más bajos fueron registrados en el periodo mesohalino, a excepción de la equidad, cuyo mínimo se registró durante el lapso oligohalino. En el caso de la abundancia numérica y la biomasa alcanzaron su promedio más alto durante el régimen oligohalino y el más bajo en el mesohalino (Figura 19). A excepción de la abundancia numérica y la biomasa, el resto de las variables presentaron diferencias significativas entre los tres regímenes.

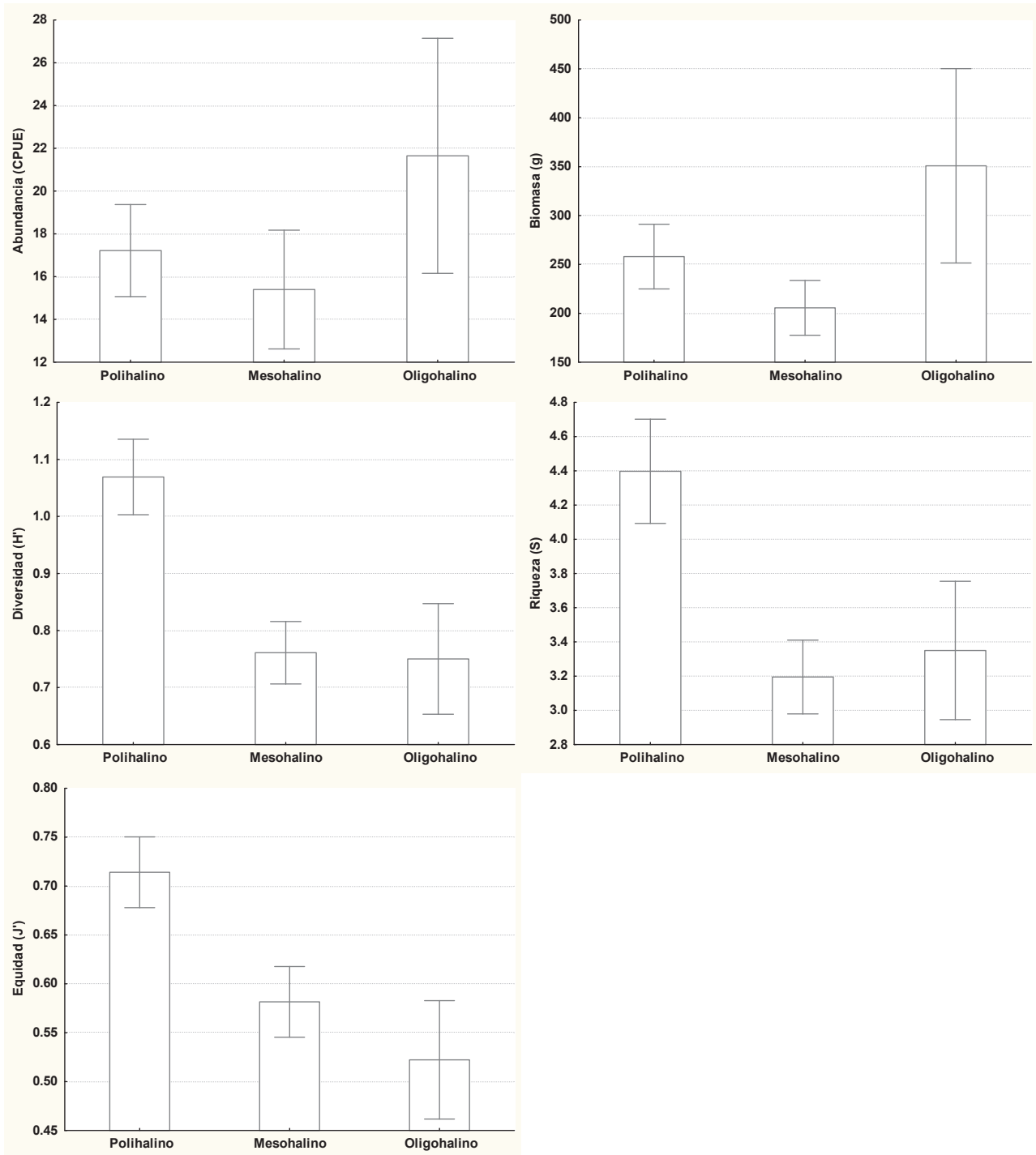


Figura 19. Variación de los parámetros ecológicos por regímenes halinos en el sistema lagunar Chantuto-Panzacola, REBIEN (barras \pm 1 error estándar).

Dominancia

Las especies numéricamente más abundantes fueron *Astyanax* cf. *aeneus* (8.7%), *Anchoa mundeola* (7.4%), *Ariopsis guatemalensis* (6.7%), *Dormitator latifrons* (6.7%), *Centropomus robalito* (6.1%), *Diapterus brevirostris* (6.1%) y *Atherinella guatemalensis* (5.6%), las cuales contribuyen con casi el 50% de la abundancia total. En cuanto a la biomasa, *Mugil curema* (18.5%), *Ariopsis guatemalensis* (11.9%), *Dormitator latifrons* (11.6%), *Cathorops liropus* (5.3%), *Lutjanus argentiventris* (4.6%), *C. robalito* (4.2%) y *Gobiomorus maculatus* (4.1%) contribuyen con más del 60% del total (Cuadro 3).

De acuerdo al IVI, las especies dominantes durante la época lluviosa resultaron *Dormitator latifrons* (9.9%), *Ariopsis guatemalensis* (8.3%) y *Anchoa mundeola* (6.1%). Estas especies junto a *A. cf. aeneus*, *M. curema*, *Diapterus brevirostris*, *Caranx caninus* y *Atherinella guatemalensis* contribuyeron con más del 50% del IVI. Mientras que durante el periodo de estiaje dominaron principalmente *M. curema* (12.8%), *Ariopsis guatemalensis* (7.7%), *C. robalito* (5.9%), *G. maculatus* (5.1%) y *C. liropus* (5%) (Figura 20).

Cuadro 3. Abundancia, frecuencia y biomasa relativa de la ictiofauna del sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN.

Espece	Abundancia (%)	Frecuencia (%)	Biomasa (%)
<i>Astyanax cf. aeneus</i>	8.70	2.38	1.70
<i>Anchoa mundeola</i>	7.46	3.57	2.15
<i>Ariopsis guatemalensis</i>	6.75	4.76	11.95
<i>Dormitator latifrons</i>	6.72	2.98	11.59
<i>Centropomus robalito</i>	6.11	3.87	4.26
<i>Diapterus brevirostris</i>	6.09	4.46	3.18
<i>Atherinella guatemalensis</i>	5.66	1.49	1.49
<i>Cathorops liropus</i>	4.67	4.76	5.28
<i>Gobiomorus maculatus</i>	4.62	3.57	4.06
<i>Eucinostomus currani</i>	4.19	2.98	2.12
<i>Caranx caninus</i>	3.83	3.87	3.12
<i>Mugil curema</i>	3.75	5.36	18.50
<i>Gobionellus microdon</i>	3.50	2.68	2.03
<i>Amphilophus macracanthus</i>	3.45	2.08	2.23
<i>Lile gracilis</i>	3.32	3.87	2.12
<i>Cichlasoma trimaculatum</i>	2.66	2.08	1.65
<i>Lutjanus argentiventris</i>	2.59	2.08	4.64
<i>Anchoa lucida</i>	2.36	2.08	0.58
<i>Citharichthys gilberti</i>	1.52	1.79	0.92
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.47	1.79	0.59
<i>Lile nigrofasciata</i>	1.34	1.79	0.77
<i>Poecilia butleri</i>	1.04	1.49	0.19
<i>Oligoplites altus</i>	0.94	4.17	1.01
<i>Poecilia sphenops</i>	0.89	1.79	0.10
<i>Notarius kessleri</i>	0.76	0.60	0.63
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.53	2.68	0.07
<i>Oligoplites saurus</i>	0.51	2.08	0.84
<i>Membras gilberti</i>	0.51	0.30	0.24
<i>Roeboides bouchellei</i>	0.46	0.60	0.07
<i>Centropomus medius</i>	0.38	1.19	0.75
<i>Cathorops steindachneri</i>	0.33	0.89	0.59
<i>Eucinostomus dovi</i>	0.30	0.60	0.29
<i>Poeciliopsis turrubarensis</i>	0.23	0.30	0.02
<i>Selene brevoorti</i>	0.20	0.89	0.20
<i>Anableps dowi</i>	0.20	0.60	0.17
<i>Gerres cinereus</i>	0.18	1.49	0.72
<i>Eleotris picta</i>	0.13	0.89	1.29
<i>Sphoeroides annulatus</i>	0.10	1.19	0.40
<i>Centropomus nigrescens</i>	0.10	0.89	0.05
<i>Pomadasys macracanthus</i>	0.10	0.89	0.02
<i>Mugil hospes</i>	0.10	0.30	0.33
<i>Trinectes fonsecensis</i>	0.08	0.30	0.01
<i>Centropomus viridis</i>	0.08	0.60	1.34
<i>Elops affinis</i>	0.08	0.60	0.40
<i>Caranx sexfasciatus</i>	0.08	0.30	0.20
<i>Stellifer wintersteenororum</i>	0.08	0.30	0.02

<i>Lutjanus colorado</i>	0.05	0.60	0.33
<i>Cynoscion albus</i>	0.05	0.60	0.12
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	0.05	0.60	0.03
<i>Bairdiella armata</i>	0.05	0.30	0.12
<i>Anchoa starksi</i>	0.05	0.30	0.04
<i>Mugil cephalus</i>	0.03	0.30	1.05
<i>Kyphosus elegans</i>	0.03	0.30	0.32
<i>Atractosteus tropicus</i>	0.03	0.30	0.31
<i>Polydactylus approximans</i>	0.03	0.30	0.13
<i>Hemicaranx zelotes</i>	0.03	0.30	0.13
<i>Synodus scituliceps</i>	0.03	0.30	0.04
<i>Micropogonias altipinnis</i>	0.03	0.30	0.04
<i>Hyporhamphus snyderi</i>	0.03	0.30	0.03
<i>Hippocampus ingens</i>	0.03	0.30	0.02
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.03	0.30	0.01
<i>Ctenogobius sagittula</i>	0.03	0.30	0.00
<i>Anchoa ischana</i>	0.03	0.30	0.00
<i>Aboma etheostoma</i>	0.03	0.30	0.00
<i>Chaetodon humeralis</i>	0.03	0.30	0.02
<i>Anisotremus pacifici</i>	0.03	0.30	0.03
<i>Microgobius miraflorensis</i>	0.03	0.30	0.00
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.03	0.30	1.12
<i>Hyporhamphus naos</i>	0.03	0.30	0.03
<i>Trachynotus kennedyi</i>	0.03	0.30	0.20
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.03	0.30	0.02
<i>Bairdiella ensifera</i>	0.03	0.30	0.21
<i>Polidactylus approximans</i>	0.03	0.30	0.13
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.03	0.30	0.18
<i>Sphoeroides rosenblatti</i>	0.03	0.30	0.28
<i>Pomadasys bayanus</i>	0.03	0.30	0.21

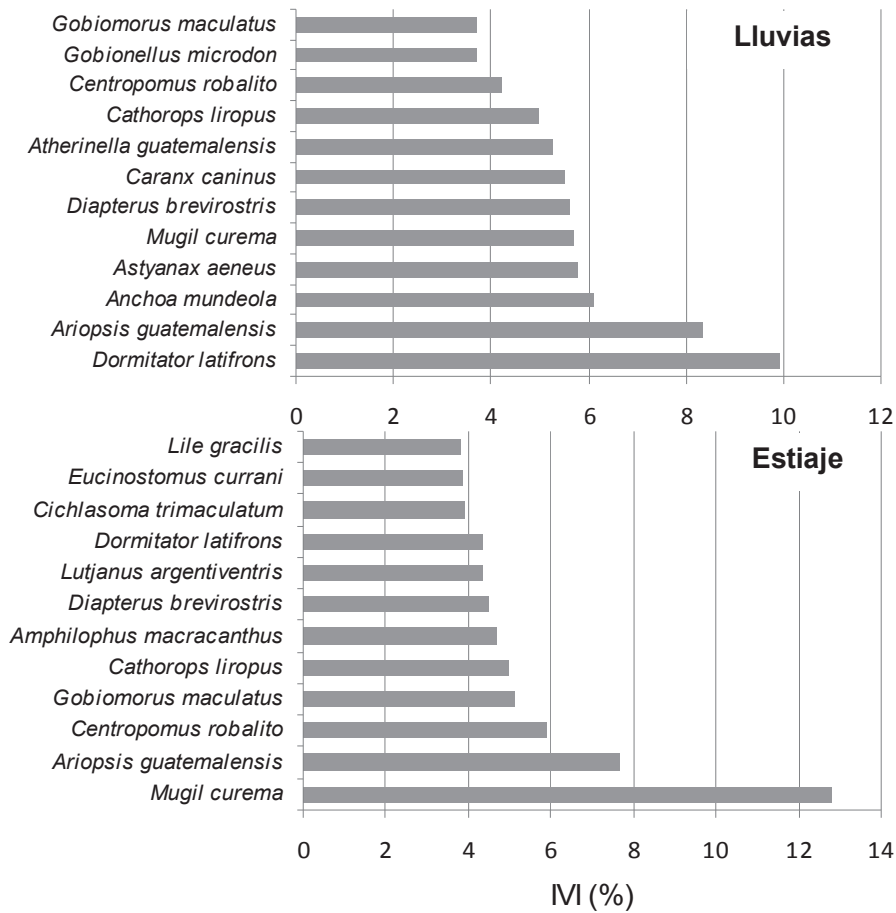


Figura 20. Especies dominantes por épocas climáticas del sistema Chantuto-Panzacola, de acuerdo con el Índice de Valor de Importancia (IVI).

De acuerdo con la prueba de Olmstead-Tukey, las especies se clasificaron ecológicamente en tres categorías: dominantes, representadas por 24 especies (*v. gr. Mugil curema, Ariopsis guatemalensis, Diapterus brevirostris, Centropomus robalito, Poecilia spp., Lile spp.*), comunes, representadas por tres especies (*Oligoplites saurus, Gerres cinereus y Achirus mazatlanus*) y raras, compuestas por el resto de las especies (49). Ninguna especie se encontró dentro de la categoría de ocasionales (Figura 21).

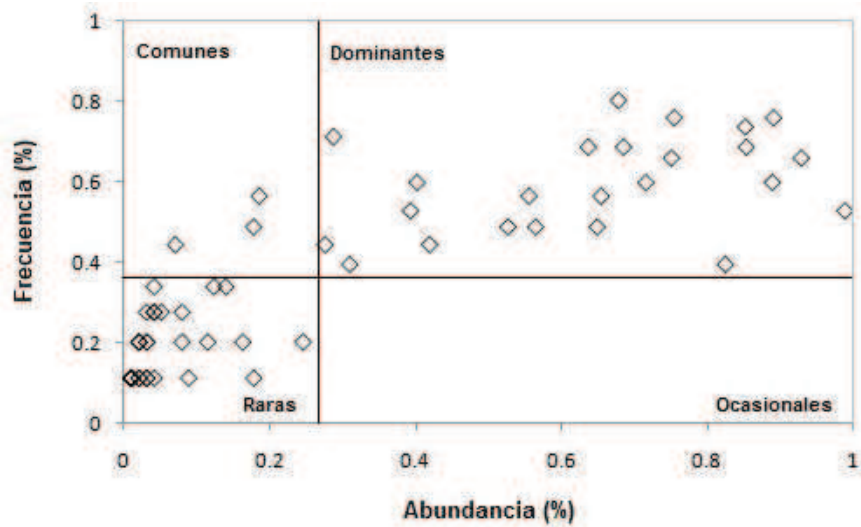


Figura 21. Clasificación ecológica de los peces del sistema Chantuto-Panzacola basada en la prueba de Olmstead-Tukey.

Relación entre especies y variables hidrológicas

El ACC demostró que la salinidad, la temperatura, el oxígeno y el pH son las variables que en conjunto explican el 41.9% de la variabilidad sobre el eje 1. Sobre el eje 2, la profundidad y la transparencia fueron las variables mejor correlacionadas al explicar el 20.5% de la variabilidad. La asociación entre la abundancia de las especies y las variables hidrológicas fue alta sobre ambos ejes (0.837 eje 1 y 0.704 eje 2) (Figura 22).

Entre los distintos patrones de asociación entre las especies y su ambiente, se encuentran la distribución de especies dulceacuícolas y algunas estuarinas (*v .gr. Poecilia spp., Cichlasoma trimaculatum, Amphilophus macracanthus, Astyanax cf. aeneus, Roeboides bouchellei, Dormitator latifrons, Gobiomorus maculatus*) en relación con valores más bajos de temperatura, pH, oxígeno disuelto y salinidad. Algunas

especies marinas eurihalinas y estuarinas (v. gr. *Anchoa mundeola*, *Anchoa macrolepidota*, *Elops affinis*, *Cathorops* spp., *Cynoscion Albus*, *Selene brevoorti*) mostraron una relación más significativa con valores más altos de temperatura y profundidad.

Las especies marinas (eurihalinas y estenohalinas) mostraron mayor grado de asociación con valores altos de salinidad, oxígeno disuelto, transparencia y pH (v. gr. *Eucinostomus* spp., *Centropomus medius*, *Citharichthys gilberti*, *Oligoplites saurus*, *Anchoa lucida*, *Sphoeroides annulatus*). Al centro del gráfico se encuentran las especies tolerantes a las fluctuaciones ambientales (v. gr. *Achirus mazatlanus*, *Atherinella guatemalensis*, *Ariopsis guatemalensis*, *Centropomus robalito*, *Gobionellus microdon*) (Figura 22).

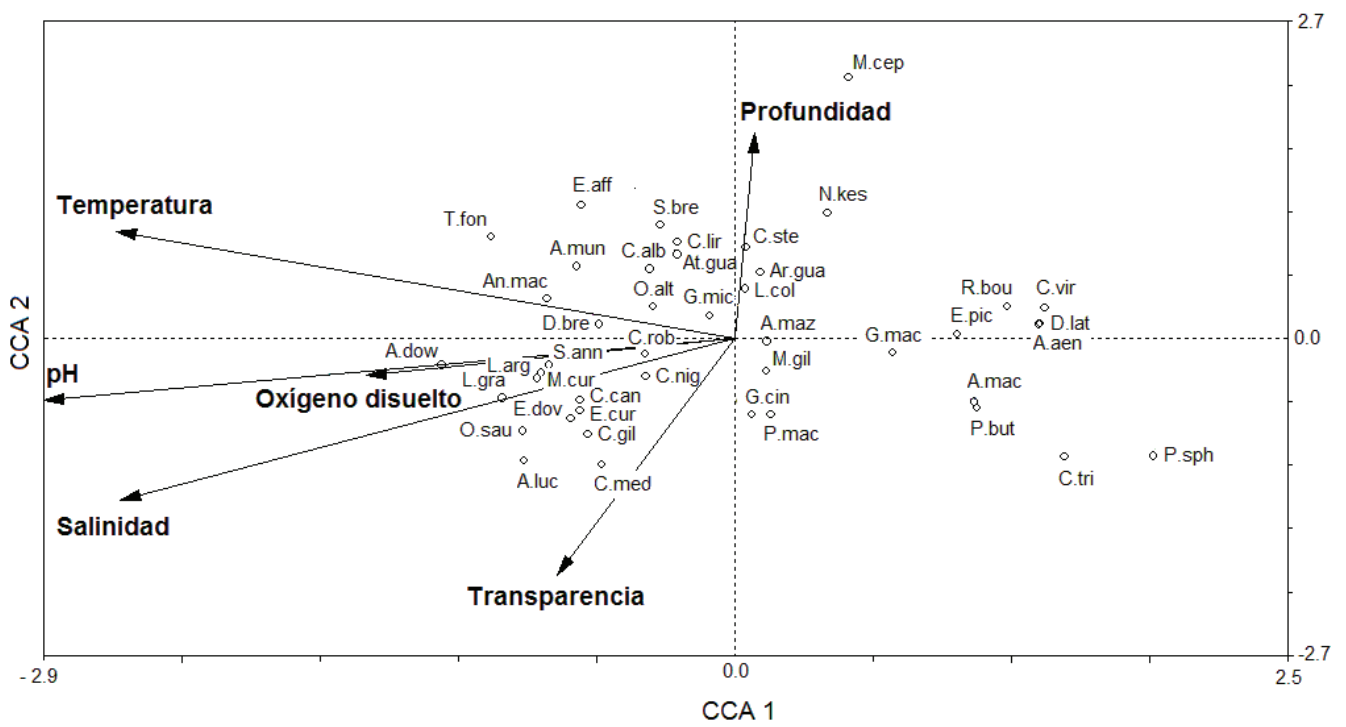


Figura 22. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) entre las especies y las variables ambientales del sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN.

La correlación de Spearman mostró que la abundancia numérica estuvo inversamente correlacionada con el oxígeno disuelto, mientras que la biomasa se correlacionó de forma positiva con la salinidad y sus variables asociadas (Cuadro 4).

Cuadro 4. Correlación de Spearman entre las variables ecológicas y las variables ambientales.

	Riqueza (S)	Abundancia (CPUE)	Diversidad (H')	Equidad (J')	Biomasa (g)
Profundidad (m)	-0.043896	-0.026882	-0.060181	-0.047137	0.015713
Transparencia (m)	-0.078048	-0.004562	-0.078336	-0.030226	-0.030850
Temperatura (°C)	-0.007624	0.018158	0.018204	0.059924	0.015202
Salinidad (ppm)	0.102408	0.117931	0.093063	0.047389	0.160169*
Oxígeno disuelto (mg/l)	-0.115749	-0.152733*	-0.050675	0.094440	0.020573
pH	0.070638	0.055543	0.089812	0.107728	0.109577
Conductividad (mS)	0.106997	0.122003	0.099287	0.055065	0.160916*
SDT (mg/l)	0.100729	0.114551	0.092758	0.049184	0.157781*

* Valores significativos $p < 0.05$ con $\alpha = 0.05$

El dendrograma basado en la abundancia de las especies en los sitios de muestreo conformó cuatro grupos principales: el primero conformado por dos subgrupos, uno que reúne a los sitios ubicados en las zonas internas de las lagunas (sitios 1, 2, 3, 14 y 15) y otro a los sitios principalmente de la zona intermedia (sitios 5, 6, 10 y 11) los cuales se caracterizan por poseer valores de riqueza y abundancia más bajos; el segundo grupo lo constituyen estaciones localizadas en canales caracterizados en su mayoría por presentar vegetación circundante y cierto aporte dulceacuícola, en los que se presentan valores altos de riqueza y diversidad (sitios 4, 9, 12, 13 y 19); el tercer grupo definido por los sitios con mayor influencia marina (sitios 7, 8, 16 y 17), y finalmente el cuarto grupo reúne a las estaciones en las que prevalecen las condiciones dulceacuícolas de manera casi permanente (sitios 18 y 20) (Figura 23).

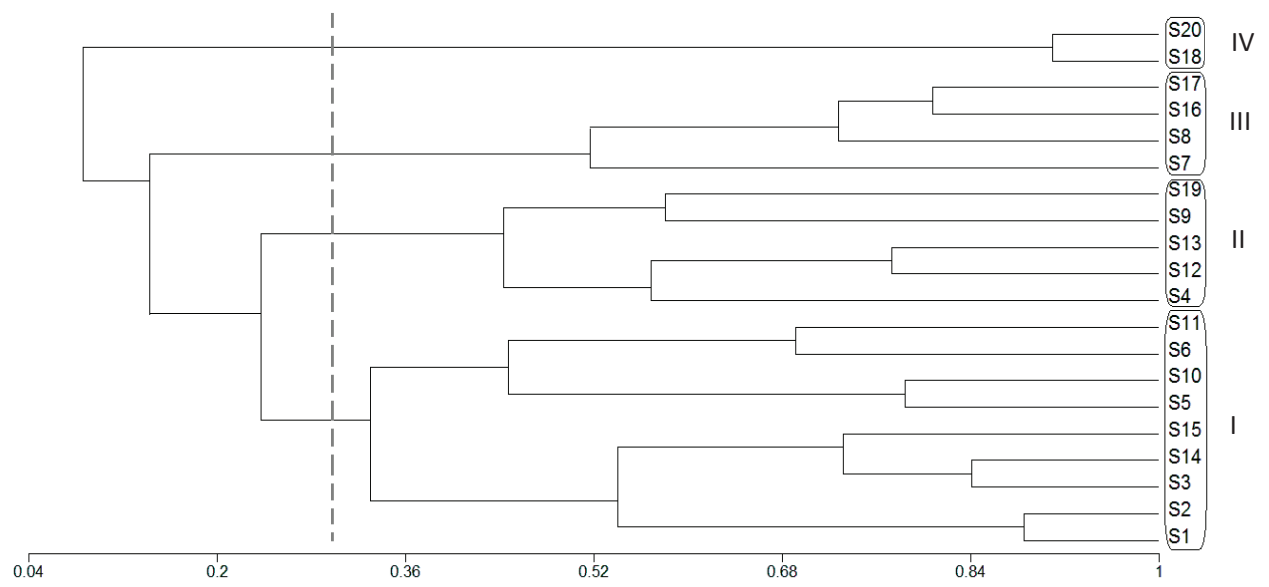


Figura 23. Dendrograma de similitud de la ictiofauna considerando los sitios de muestreo del sistema Chantuto-Panzacola, REBIEN, de acuerdo con el índice de Morisita-Horn.

DISCUSIÓN

Composición

Los resultados muestran la presencia de una diversidad íctica importante en el sistema Chantuto-Panzacola, comparada con otros sistemas estuarino-lagunares del Pacífico mexicano, pues el número de especies registradas (143) supera las 85 especies registradas en la laguna de Chautengo, Guerrero (Yáñez-Arancibia 1978), la riqueza más alta anteriormente reportada.

Comparado con otros sistemas lagunares de Chiapas, sobrepasa las 66 especies reportadas para Laguna Mar Muerto (Tapia-García et al. 1998), el sistema estuarino más grande del estado y las 55 registradas para Carretas-Pereyra (Velázquez-Velázquez et al. 2007), el otro sistema que conforma a la REBIEN. De la misma forma, rebasa en gran medida las 31 especies reportadas anteriormente por Díaz-Ruiz et al. (2004, 2006) para este sistema, esto como resultado de las diferencias en intensidad y tipo de captura de los peces.

En lo que respecta a Chiapas, Rodiles-Hernández et al. (2005) enlistaron 207 especies en las aguas continentales, con la adición de los 64 nuevos registros documentados en este trabajo, la ictiofauna continental del estado estaría representada por 271 especies. Considerando esta última cifra el número de especies registradas en el sistema representa más del 50% del total de los peces continentales de Chiapas. El elevado número de registros adicionados complementa el conocimiento de la ictiofauna de la zona.

Cabe señalar que de las cinco especies que se documentó ampliación de ámbito de distribución, de dos de ellas se encontraron registros previos en la base de datos del Gulf Coast Research Laboratory: *B. andrei* en Isla Jaltemba, Nayarit (GCRL 15303) y la Barra de Cahoacán, Chiapas (GCRL 15441), además de *S. rosenblatti* en Manzanillo, Colima (GCRL 21669). A pesar de ello, los registros documentados en este trabajo constituyen los primeros en ser verificados y depositados en colecciones científicas nacionales.

Respecto a *Gobioides peruanus*, se ha mencionado que esta especie se distribuye dentro del territorio mexicano (Murdy 1998, Kullander 2003). En la revisión del género realizada por Murdy (1998), se considera “probable” la distribución de esta especie hasta el Estado de Jalisco, con base en un registro de literatura. Sin embargo, hasta la fecha se desconocen registros depositados en colecciones científicas, por lo que los ejemplares obtenidos en este trabajo confirman su presencia en nuestro país.

Para el caso de *Cathorops* cf. *fuertii*, es necesario revisar con más detalle los ejemplares recolectados, pues la gran similitud morfológica de las especies de este género dificulta su identificación. En caso de confirmarse que estos ejemplares corresponden a *C. fuertii*, el ámbito de distribución conocida se ampliaría hasta esta región del Pacífico mexicano, pues recientemente fue restringida a Panamá (Marceniuk et al. 2009).

La heterogeneidad ambiental de la zona (lagunas, ríos, esteros, tipos de sustrato y vegetación) y la dinámica del sistema, fuertemente influenciado por la entrada de agua

salada del Pacífico y el aporte de agua dulce de los ríos, sin duda contribuyen a la alta riqueza de especies de peces encontrada.

Debido a esto, dentro del sistema es notoria la presencia de especies dulceacuícolas, representadas por 13 nativas, un rasgo distintivo en comparación con otros sistemas similares del Pacífico de México (Amezcu-Linares 1977, Chávez 1979, Amezcu-Linares et al. 1987, Álvarez-Rubio et al. 1990, Tapia-García et al. 1998, González-Acosta et al. 2007) en donde la presencia de especies dulceacuícolas es poco frecuente. Esto es consistente con lo reportado por Fuentes-Mata (1991), quien señala que la presencia de las especies de este componente tiende a incrementarse hacia el sur de México.

Se ha reconocido que la fauna dulceacuícola puede ser más importante de lo estimado en estos ambientes, debido a que los esfuerzos con artes de captura adecuados para estas especies han sido menores (Torres-Orozco 1994), además del escaso conocimiento taxonómico de este grupo de peces en los estudios realizados en los ecosistemas del Pacífico mexicano.

Las especies primarias (dulceacuícolas estenohalinas) están escasamente representadas en la ictiofauna con sólo tres especies. A pesar de la escasa representatividad del componente primario es notable la presencia de *Astyanax* cf. *aeneus* debido a su abundancia, principalmente en las zonas internas del sistema durante la época lluviosa.

Las especies secundarias (dulceacuícolas eurihalinas), están representadas por 10 especies nativas, destaca la familia Poeciliidae con cinco especies. De ellas destacan

por su frecuencia y permanencia en los sistemas estuarinos *Poecilia butleri* y *Poeciliopsis turrubarensis*, con lo cual se pueden considerar como residentes permanentes de estos ambientes, ya que no se obtuvieron registros de éstas especies hacia el interior de los ríos. También destacan los cíclidos (*Amphilophus macracanthus*, *Cichlasoma trimaculatum*) y el pejelagarto (*Atractosteus tropicus*), ya que forman parte importante de las pesquerías artesanales.

El conjunto periférico es el que se encuentra mejor representado, constituido por 55 especies marinas eurihalinas, 60 marinas estenohalinas, 11 consideradas dentro del componente estuarino permanente (v. gr. *Dormitator latifrons*, *Lile gracilis*, *Atherinella guatemalensis*) y una especie catádroma (*Agonostomus monticola*). Varias de estas especies incursionan ocasionalmente a los ríos (v. gr. *Mugil curema*, *Centropomus viridis*, *Cynoscion albus*, *Ariopsis guatemalensis*) y algunas son comunes a ellos (v. gr. *D. latifrons*, *Eleotris picta*, *Gobiomorus maculatus*, *Gobionellus microdon*).

La frecuencia y establecimiento de especies periféricas en ambientes dulceacuícolas mexicanos se ha señalado como consecuencia de la escasa representatividad de formas dulceacuícolas primarias y secundarias (Myers 1938, Miller 1966).

Cabe subrayar que la introducción de *Oreochromis niloticus* dentro de la REBIEN se ha realizado en años recientes como parte de los programas de acuicultura rural del gobierno del estado de Chiapas, mediante la construcción de estanques rústicos y la incidental liberación de individuos al medio silvestre durante el desbordamiento de los ríos. Sin embargo, su frecuencia y abundancia es relativamente baja dentro del sistema.

Son notorios los impactos negativos de las especies exóticas sobre la biota nativa y sus hábitats (Primack 1993, Morales-Román y Rodiles-Hernández 2000, Velázquez-Velázquez y Schmitter-Soto 2004), por lo que es necesario regular y detener la introducción de especies exóticas en áreas de gran interés para la conservación como es el caso de la REBIEN.

Caracterización de las variables hidrológicas

El sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola hidrológicamente reflejó la influencia de la época climática dominante. La salinidad fue la variable que mejor distinguió las épocas climáticas.

Los cambios en la salinidad fueron notables a nivel temporal, mientras que espacialmente el sistema presentó condiciones relativamente homogéneas en torno a este parámetro, con diferencias en áreas cercanas a la descarga fluvial y la zona de influencia marina. Un patrón similar fue observado por Velázquez-Velázquez et al. (2008) para el sistema Carretas-Pereyra, a diferencia de que en Chantuto-Panzacola no se detectó un régimen dulceacuícola. Esta diferencia resultó como consecuencia de la boca permanente del sistema Chantuto-Panzacola, la cual favorece la intrusión de agua marina al sistema. La conductividad y los sólidos disueltos totales presentaron el mismo patrón que la salinidad, ya que existe una correlación muy evidente entre éstos parámetros.

La temperatura del agua mantuvo valores relativamente uniformes, siendo ligeramente más baja durante noviembre. A pesar de esto, casi siempre presentó valores superiores a los 29°C, característicos de las zonas tropicales (Blaber 2002).

Espacialmente, las temperaturas más altas se registraron en los sitios más cercanos a la influencia del mar, así como con mayor superficie de agua y de profundidades someras.

Respecto al pH, los valores más altos registrados en la época de estiaje se deben a la influencia del océano sobre el sistema, ya que éste parámetro se mantiene dentro de límites más estrechos. Durante la época de lluvias, las grandes cantidades de materia orgánica importadas al sistema y las producidas por los bosques de manglar, consecuencia de las descargas fluviales y el aumento en el nivel de agua, provocan que el pH disminuya de manera importante (Flores-Verdugo 1989, Gutiérrez-Mendieta et al. 2006). Este mismo comportamiento se observó entre los sitios de muestreo, siendo más altos y de menor variación en aquellos con mayor influencia marina, y más bajos en las zonas de mayor aporte dulceacuícola y con vegetación circundante.

La concentración de oxígeno disuelto fue más baja durante la época de lluvias que en la de estiaje, esto también se observó en los sitios de mayor influencia dulceacuícola, lo cual se asocia a la alta demanda biológica de oxígeno debido a las cantidades de material orgánico aportado por los ríos (Gutiérrez-Mendieta et al. 2006).

En junio de 2006 se presentó un fenómeno interesante, conocido localmente como “barbasco”, durante el cual se presentaron condiciones de hipoxia en prácticamente todo el sistema. Este fenómeno es ocasionado al acumularse materiales orgánicos e inorgánicos en las cuencas durante la época de secas, los cuales son arrastrados por los ríos durante grandes avenidas hacia las partes bajas, en donde ocasionan gran mortandad de peces debido a la obstrucción por sedimentos suspendidos

en las branquias y por asfixia resultado de los bajos niveles de oxígeno (Whitfield y Paterson 1995, Whitfield 1999).

La variación de la profundidad también está asociada con el periodo de precipitación, debido a que tiende a influir directamente sobre el aumento en el nivel del agua en todo el sistema lagunar. Espacialmente, este parámetro varió en función de la naturaleza de cada sitio, siendo los canales los sitios de mayor profundidad.

La transparencia presentó sus valores más altos asociados con sitios de mayor influencia marina y los menores en sitios cercanos a los ríos debido al aporte de sedimentos, lo cual limita el paso de la luz en la columna de agua. Temporalmente, se observaron los valores más bajos durante los meses de precipitación, lo cual puede adjudicarse a que existió un gran aporte de sedimentos al interior del sistema. Esta tendencia fue diferente a lo reportado anteriormente para el sistema por Contreras y Castañeda (1992) y Gutiérrez-Mendieta et al. (2006) quienes registraron valores menores de transparencia durante el estiaje debido a mayores tasas de afloramiento fitoplanctónico. Este comportamiento atípico podría adjudicarse al impacto ocasionado meses antes por el huracán Stan en 2005.

El análisis de agrupamiento de las variables ambientales sugiere un comportamiento espacial relativamente homogéneo; en cambio, a nivel temporal se observó una gran variabilidad ambiental. La influencia marina durante el estiaje debido a la comunicación permanente con el mar y el significativo aporte fluvial durante las lluvias, ocasionan condiciones ambientales similares a lo largo de todo el sistema en cada época climática.

El registro diurno de las variables ambientales manifestó que existe gran oscilación en la mayor parte de ellas a lo largo del día. Los parámetros como pH, salinidad y profundidad variaron principalmente en sitios cercanos a la influencia marina, como consecuencia del régimen de mareas, mientras que en sitios ubicados en las zonas internas fueron poco influenciados. La temperatura y el oxígeno disuelto fluctuaron en todos los sitios, como consecuencia del periodo de mayor irradiación solar, al cual se asocian las temperaturas más altas y de mayor actividad fotosintética.

Esta variación debido a la hora del día explica las diferencias espaciales halladas entre los parámetros ambientales, aunque estas no se reflejaron al realizar la caracterización de los sitios. Si bien este factor no se consideró durante la realización del trabajo de campo, es necesario tomarlo en cuenta ya que afecta la interpretación de los patrones observados.

Estructura de la comunidad

La diversidad del sistema Chantuto-Panzacola es relativamente baja a pesar de la riqueza íctica, como consecuencia de la dominancia de pocas especies. Esto concuerda con lo documentado en otros sistemas estuarinos, tanto templados como tropicales, y que se ha señalado como característica de estos ambientes (Whitfield 1999).

Espacialmente, los valores más altos de todos los parámetros ecológicos se registraron en áreas caracterizadas por presentar vegetación circundante y con mayor influencia dulceacuícola (sitios 2, 4, 13 y 20) y marina (sitios 5 y 8). La presencia de vegetación se ha relacionado con la disponibilidad de hábitats, refugio y alimentación

que deriva en una mayor diversidad de peces. Díaz-Ruiz et al. (2004, 2006) destacaron la importancia de la vegetación sumergida en los valores de riqueza, diversidad y abundancia de la ictiofauna de Chantuto-Panzacola, lo cual concuerda con los patrones observados en otros ambientes estuarinos templados y tropicales (Blaber 1992, Whitfield 1999, Akin et al. 2005).

También se registraron valores altos en todos los parámetros ecológicos en el sitio 9 (embarcadero de La Palma) lo cual puede atribuirse a su ubicación, ya que forma parte del principal canal de tránsito de la zona marina a la parte interna del sistema, así como a la disponibilidad de hábitats y refugios favorecidos por la construcción de muelles y obras asociadas a la actividad pesquera en la comunidad.

La influencia del océano y de las descargas fluviales, de acuerdo con lo observado en este trabajo afectó de manera evidente en la distribución y la estructura de la comunidad. La cercanía a la boca se ha señalado como un factor que incrementa la diversidad íctica, ya que en los sitios adyacentes existe una mayor frecuencia de especies de mayor afinidad marina (Flores-Verdugo et al. 1990, Kupschus y Tremain 2001, Castillo-Rivera et al. 2003, Arceo-Carranza y Vega-Cendejas 2009), tales como gerréidos (*Eucinostomus* spp.), carángidos (*Caranx* spp., *Oligoplites* spp.), esciénidos (*Bairdiella* spp.) y otros visitantes esporádicos (v. gr. *Hippocampus ingens*, *Chaetodon humeralis*, *Kyphosus elegans*).

De la misma forma, los sitios cercanos a la desembocadura de los ríos también presentaron una alta diversidad pues ahí confluyen las especies propiamente dulceacuícolas (pecílidos, carácidos, cíclidos), con las estuarinas y las marinas capaces

de tolerar bajas salinidades. Otros factores son la turbidez asociada a estos sitios, por lo cual funcionan como refugio para peces juveniles, así como las grandes cantidades de material orgánico importadas por los ríos y la disponibilidad de pequeñas presas (Wagner y Austin 1999, Gelwick et al. 2001, Castillo-Rivera et al. 2003, Paperno y Brodie 2004, Barletta et al. 2005, Sosa-López et al. 2007), utilizadas como fuente de alimento para especies detritívoras (*Mugil curema*, *Dormitator latifrons*) y carnívoros mayores de afinidad marina (*Ariopsis guatemalensis*, *Centromus viridis*, *Cynoscion albus*).

El fenómeno de menor diversidad en sitios propiamente estuarinos, aquellos con poca influencia dulceacuícola o marina, ha sido documentado en otros sistemas. Esto se asocia con los cambios frecuentes en salinidad por lo que soportan un menor número de especies, las cuales tienden a ser las dominantes (Gelwick et al. 2001, Upchurch y Wenner 2008).

El análisis de agrupamiento basado en la composición y abundancia de las especies, demostró la existencia de cuatro grupos. El primero conformado por la gran abundancia de especies de amplia distribución, cuyo ciclo de vida depende de estos ambientes tales como *Anchoa mundeola*, *Centropomus robalito*, *Diapterus brevirostris*, *Ariopsis guatemalensis*, *Lile* spp., entre otras. Agrupa a los sitios ubicados en las zonas lénticas internas y de la parte media del sistema (sitios 1, 2, 3, 5, 6, 10, 11, 14 y 15) caracterizados por su menor diversidad.

El segundo reúne a los sitios localizados en los canales de la zona intermedia (sitios 4, 9, 12, 13 y 19) que se caracterizan por su mayor profundidad, por la presencia

de vegetación circundante e influencia dulceacuícola temporal. Se caracteriza por la mayor diversidad, debido a la confluencia de especies dulceacuícolas, estuarinas y marinas eurihalinas.

El tercero, agrupa a los sitios de la parte externa del sistema (7, 8, 16 y 17) caracterizados por la mayor influencia del océano, en donde abundan un número considerable de especies marinas dependientes de estos ambientes (v. gr. *Caranx caninus*, *Eucinostomus* spp., *Lile gracilis*, *Mugil curema*) y visitantes marinos esporádicos (v. gr. *Hemicaranx zelotes*, *Hippocampus ingens*, *Kyphosus elegans*).

Finalmente, el cuarto grupo reúne a sólo dos estaciones en donde la influencia dulceacuícola es permanente (sitios 18 y 20). Se caracterizan por la gran abundancia de *Astyanax* cf. *aeneus*, así como por la presencia de muchas especies dulceacuícolas (v. gr. *Atractosteus tropicus*, *Rhamdia guatemalensis*, *Roeboides bouchellei*), especies típicamente estuarinas (*Dormitator latifrons*, *Gobiomorus maculatus*) y visitantes marinos eurihalinos esporádicos (v. gr. *Centropomus viridis*, *Cynoscion Albus*, *Mugil curema*).

A nivel temporal, los valores más altos de diversidad, riqueza y equidad se presentaron durante la época de estiaje, ya que el aumento de la salinidad permitió una mayor presencia de especies marinas. Durante la época de lluvias, con el descenso de la salinidad se registraron los valores más bajos de estos parámetros, debido a la limitada afluencia de especies marinas y la alta abundancia de peces estuarinos y dulceacuícolas. Esta misma tendencia ha sido documentada en otros ambientes

mixohalinos (Flores-Verdugo et al. 1990, Akin et al. 2003, Paperno y Brodie 2003, Arceo-Carranza y Vega-Cendejas 2009).

Respecto a la abundancia y la biomasa, estos parámetros no mostraron diferencias entre las dos épocas. Se observaron dos picos de abundancia durante la época lluviosa (junio y octubre 2006) y dos durante el estiaje (diciembre 2006 y febrero 2007), aunque no se hallaron discrepancias en términos numéricos, sí las hubo en composición. En cuanto a la biomasa, ésta se mantuvo relativamente constante a lo largo del año, a excepción de octubre cuando se observó un incremento notable, como consecuencia de la gran dominancia de *Dormitator latifrons*.

Es interesante mencionar que a pesar del periodo de hipoxia que se observó en el mes de febrero, la diversidad fue alta. Así mismo, se registró uno de los picos más altos de abundancia debido a la presencia de grandes cardúmenes de especies de afinidad estuarina como *Anchoa mundeola*, *Atherinella guatemalensis*, *Diapterus brevirostris* y *Gobionellus microdon*.

De esta manera, la estructura de la comunidad íctica del sistema parece estar influenciada por la heterogeneidad del paisaje, a un nivel espacial, mientras que temporalmente responde a la variación de las condiciones hidrológicas. Lo anterior destaca la importancia del sistema Chantuto-Panzacola para un gran número de especies de peces, tanto marinas como dulceacuícolas, las cuales utilizan los ambientes propicios que este ofrece como áreas de tránsito, reproducción, crianza, alimentación y refugio (McHugh 1985, Yáñez-Arancibia 1986, Whitfield 1999, Vega-

Cendejas 2004, Nagelkerken et al. 2000, Beck et al. 2001, González-Acosta et al. 2005).

La salinidad en los ambientes estuarinos es una de las variables que ejerce mayor influencia sobre los organismos (Barletta et al. 2005, Whitfield et al. 2006, Sosa-López et al. 2007). Los cambios en el régimen halino observados a nivel temporal, influyeron de manera muy evidente sobre la estructura de la comunidad íctica.

Los valores más altos de diversidad, riqueza y equidad se observaron durante el régimen polihalino, cuando la mayor salinidad permite la afluencia de un mayor número visitantes marinos (Whitfield 1999, Akin et al. 2003). Caso contrario ocurrió con la abundancia numérica y la biomasa, la cual obtuvo su valor más alto durante el periodo oligohalino como consecuencia de la gran dominancia de algunas especies de afinidad dulceacuícola y estuarina (*v. gr. Astyanax cf. aeneus, Dormitator latifrons, Ariopsis guatemalensis*).

El patrón encontrado fue diferente al reportado por Velázquez-Velázquez et al. (2008) para el sistema Carretas-Pereyra, quienes encontraron los valores más altos de riqueza y diversidad durante el periodo mesohalino. Esta diferencia quizá se deba a la conexión permanente con el océano del sistema Chantuto-Panzacola, lo cual favorece la afluencia de especies marinas durante el periodo de estiaje, en contraste, el sistema Carretas-Pereyra presentó una conexión intermitente durante el periodo de muestreo realizado por dichos autores, aunque este factor no fue considerado en su análisis.

Este patrón de menor riqueza y diversidad asociado a condiciones mesohalinas ha sido registrado en otros ambientes estuarinos, en donde se ha observado que ocurre

un número mínimo de especies (Wagner 1999, Wagner y Austin 1999, Gelwick et al. 2001, Upchurch y Wenner 2008). Esta baja diversidad se ha asociado con la limitada capacidad para la osmorregulación de las especies dulceacuícolas y marinas fuera de sus límites de tolerancia óptima a la salinidad (Wagner 1999, Paperno y Brodie 2004).

El índice de valor de importancia mostró que durante ambas épocas el sistema estuvo dominado principalmente por especies del componente marino eurihalino y de afinidad estuarina (v. gr. *Mugil curema*, *Ariopsis guatemalensis*, *Centropomus robalito*, *Gobiomorus maculatus*, *Dormitator latifrons*, *Diapterus brevirostris*, *Cathorops liropus*, *Caranx caninus*), así como por especies dulceacuícolas que tienden a congregarse en número considerable hacia las zonas de menor salinidad (v. gr. *Astyanax* cf. *aeneus*, *Amphilophus macracanthus*, *Cichlasoma trimaculatum*). Únicamente *A. guatemalensis* resultó dominante en ambas épocas climáticas, lo cual demuestra la amplia tolerancia de esta especie a las fluctuaciones del medio. Estas especies, a excepción de las dulceacuícolas, han sido mencionadas como parte de la ictiofauna dominante en otros sistemas estuarinos del Pacífico mexicano (Amezcu-Linares 1977, Yáñez-Arancibia 1978, Chávez 1979, Álvarez-Rubio et al. 1990, Flores-Verdugo et al. 1990).

El análisis previo realizado por Díaz-Ruiz et al. (2004, 2006) para este mismo sistema mostró la dominancia principalmente de especies estuarinas y dulceacuícolas (v. gr. *Gobionellus microdon*, *G. maculatus*, *A. macracanthus*, *Lile gracilis*, *C. trimaculatum*). Esta discrepancia probablemente se debió al tipo y menor esfuerzo de captura.

La dominancia de especies marinas en el sistema coincide con lo señalado por Whitfield (1999) en estuarios de Sudáfrica, en donde las especies de afinidad marina tienden a dominar estos ambientes como consecuencia de abertura permanente de la boca, mientras que sistemas normalmente cerrados albergan por lo general pocas especies y tienden a dominar especies dulceacuícolas y estuarinas principalmente de tallas pequeñas. Esta característica explica la gran diferencia respecto al sistema vecino de Carretas-Pereyra, donde notoriamente dominan especies tales como *Dormitator latifrons*, *Lile gracilis* y *Poecilia* spp. (Velázquez-Velázquez et al. 2008).

Destaca la dominancia de *Dormitator latifrons* durante la época lluviosa, reflejo casi exclusivo de su gran abundancia durante octubre, cuando la salinidad alcanza los niveles más bajos y se asocia al periodo reproductivo de esta especie (Obs. pers.). Este mismo comportamiento fue documentado por Velázquez-Velázquez et al. (2008) en el sistema Carretas-Pereyra. También es notable la dominancia de una especie del componente primario, *Astyanax* cf. *aeneus*. La dominancia de especies de este género y otros carácidos ha sido documentada en otros ambientes estuarinos del sur de México, Centro y Sudamérica (Yáñez-Arancibia 1978, Winemiller y Leslie 1992, Garcia et al. 2003, Velázquez-Velázquez et al. 2008).

De acuerdo con la prueba de Olmstead-Tukey, un número considerable de especies (24) se agruparon dentro de la categoría de dominantes, comprendidas por especies residentes estuarinas y eurihalinas (dulceacuícolas y marinas) capaces de tolerar las amplias fluctuaciones del ambiente. En tanto, la mayor parte fue incluida en la categoría de raras, comprendidas por visitantes ocasionales casi en su totalidad del

componente marino estenohalino hasta algunas formas dulceacuícolas primarias (v. gr. *Roeboides bouchellei*, *Rhamdia guatemalensis*).

Esto demuestra que aunque la ictiofauna del sistema está compuesta por 143 especies, el sistema estuvo dominado por pocas especies, tanto numéricamente como en biomasa, un patrón semejante al encontrado en otros sistemas estuarinos tropicales y templados (Tremain y Adams 1995, Laroche et al. 1997, Ley et al. 1999, Whitfield 1999, Jaureguizar et al. 2004, Akin et al. 2005).

Un elemento a considerar en futuros estudios es la ictiofauna habitante de las zonas profundas del sistema (>3m), la cual no fue accesible al arte de pesca empleado para analizar la estructura comunitaria. El uso de copos en la pesquería artesanal de camarón mostró patrones distintos en cuanto a la frecuencia y abundancia numérica de muchas especies de peces capturadas incidentalmente, quizá como consecuencia de las características particulares del fondo y a los hábitos crípticos o nocturnos de algunas especies (v. gr. *Erotelis armiger*, *Gobioides peruanus*, *Ophichthus zophochir*, *Porichthys greenei*, *Stellifer wintersteenorum*).

El análisis de correspondencia identificó una comunidad íctica caracterizada por tres asociaciones, relacionadas con las condiciones del ambiente, principalmente por las variables de pH, salinidad y temperatura, las cuales se relacionan con la marcada estacionalidad que se presenta en el área. Los valores altos de estos parámetros reflejan la influencia marina durante la época de estiaje y de los sitios más cercanos a la conexión con el mar, mientras que los valores bajos se asocian con el periodo de lluvias y con sitios influenciados por las descargas fluviales.

La mayor abundancia numérica asociada con valores bajos de oxígeno disuelto, resalta la influencia de las lluvias y el aporte de los ríos, debido a la dominancia del componente dulceacuícola y estuarino caracterizado principalmente por grandes cardúmenes de pequeñas especies (v. gr. *Astyanax aeneus*, *Poecilia sphenops*, *Atherinella guatemalensis*), así como a la gran dominancia de *Dormitator latifrons* en los meses de mayor precipitación.

La alta biomasa relacionada con las condiciones de mayor salinidad se debe a la mayor talla de las especies marinas dominantes (v. gr. *Mugil curema*, *Centropomus* spp., *Lutjanus argentiventris*) y también a grandes congregaciones de las especies con afinidad dulceacuícola en áreas de menor salinidad, lo cual explica la mayor dominancia de los cíclidos durante el estiaje.

Estas asociaciones demuestran la compleja relación entre las especies y el régimen hidrológico del sistema Chantuto-Panzacola. Esta complejidad está influenciada por la marcada estacionalidad que se presenta.

CONCLUSIONES

La ictiofauna del sistema Chantuto-Panzacola está compuesta por 143 especies, que representan a dos órdenes, cuatro familias y cinco géneros de elasmobranquios (Chondrichthyes) y 18 órdenes, 48 familias y 95 géneros de teleósteos (Actinopterygii). Destaca la presencia de una especie exótica (*Oreochromis niloticus*).

Las familias mejor representadas fueron Carangidae (14 especies), Sciaenidae (10), Ariidae (9), Gobiidae (8), Engraulidae (6), así como Poeciliidae, Centropomidae, Serranidae, Lutjanidae, Gerreidae y Eleotridae (5 cada una).

Del total de especies, 64 constituyen adiciones a las aguas continentales de Chiapas y 13 son nuevos registros en los sistemas estuarino-lagunares de México. Cinco amplían su ámbito de distribución conocida hasta el sur de México: *Cathorops steindachneri*, *Guavina micropus*, *Bathygobius andrei*, *Gobionellus liolepis* y *Sphoeroides rosenblatti*.

Desde el punto de vista hidrológico, la salinidad fue el parámetro que mejor definió las épocas climáticas. A lo largo del año, se documentaron tres regímenes en torno a este parámetro: oligohalino, mesohalino y polihalino. A nivel espacial no existen evidencias de gradientes marcados con relación a los parámetros ambientales.

En cuanto a la estructura de la comunidad, a nivel temporal los valores más altos de riqueza, diversidad y equidad se presentaron durante la época de estiaje, en condiciones polihalinas, como consecuencia de la mayor afluencia de especies marinas, mientras que la abundancia y biomasa registraron sus valores más altos durante la época lluviosa, cuando el aporte dulceacuícola fue muy significativo, debido a

la dominancia de algunas especies de agua dulce, como *Dormitator latifrons* y *Astyanax* cf. *aeneus*.

Espacialmente, los mayores valores de diversidad y dominancia se encontraron en sitios con mayor aporte de agua dulce o marina, caracterizados por presentar vegetación ribereña circundante.

El análisis de correspondencia (ACC) demostró que la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH son las variables que más influyen en la asociación de las especies en términos de abundancia. En tanto que el análisis de correlación mostró asociaciones significativas entre el oxígeno disuelto con la abundancia numérica de manera negativa y la salinidad con la biomasa de manera positiva.

Las especies dominantes durante la época lluviosa resultaron *Dormitator latifrons*, *Ariopsis guatemalensis* y *Anchoa mundeola*, las cuales junto a *Astyanax aeneus*, *Mugil curema*, *Diapterus brevirostris*, *Caranx caninus* y *Atherinella guatemalensis* contribuyeron con más del 50% del IVI. Durante el estiaje dominaron principalmente *Mugil curema*, *Ariopsis guatemalensis*, *Centropomus robalito* *Gobiomorus maculatus* y *Cathorops liropus*.

LITERATURA CITADA

- Akin S, Buhan E, Winemiller KO, Yilmaz H. 2005. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 671-684
- Akin S, Winnemiller KO, Gelwick FP. 2003. Seasonal and spatial variations in fish and macrocrustacean assemblage structure in Mad Island Marsh estuary, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 269-282
- Albaret JJ, Simier M, Darboe FS, Ecoutin JM, Raffray J, de Morais LT. 2004. Fish diversity and distribution in the Gambia Estuary, West Africa, in relation to environmental variables. *Aquatic Living Resources* 17: 35-46
- Allen RG, Robertson DR. 1994. Peces del Pacífico Oriental Tropical. 2ª ed. CONABIO/Agrupación Sierra Madre/CEMEX. México. Pp. 327
- Álvarez-Rubio B, Amezcua-Linares F, Álvarez-Rubio M. 1990. Análisis de la diversidad, amplitud y traslape de nicho en la comunidad de peces del sistema Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 17 (2): 215-240
- Amezcua-Linares F. 1977. Generalidades ictiológicas del sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 4 (1): 1-26
- Amezcua-Linares F, Álvarez-Rubio M, Yáñez-Arancibia A. 1987. Dinámica y estructura de la comunidad de peces en un sistema ecológico de manglares de la costa del Pacífico de México, Nayarit. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 14 (2): 221-247
- Arceo-Carranza D, Vega-Cendejas ME. 2009. Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs: northwestern Yucatan peninsula. *Revista de Biología Tropical* 57 (1-2): 89-103

- Arriaga CL, Vázquez DE, González CJ, Jiménez RR, Muñoz LE, Aguilar SV. (Coords.). 1998. Regiones Marinas Prioritarias de México. CONABIO. México. <http://www.conabio.gob.mx>
- Barletta M, Barletta-Bergan A, Saint-Paul U, Hubold G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66: 45-72
- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MP. 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51 (8): 633-641
- Blaber SJM. 2002. Fish in hot water: The challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* 61 (Supp. A): 1-120
- Blaber SJM, Blaber TG. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fishes. *Journal of Fish Biology* 17: 143-162
- Brower JE, Zar JH. 1977. Field and laboratory methods for general ecology. W.C. Brown, Dubuque, Iowa. Pp. 194
- Bussing W, López MS. 1994. Peces demersales y pelágicos costeros del Pacífico de Centroamérica Meridional. Guía Ilustrada. *Revista de Biología Tropical Publ. Esp.* Pp. 164
- Carriker MR. 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. En: Lauff GH (Ed.). *Estuaries*. AAAS, Washington, DC. Publ. 83: 442-487
- Castillo-Rivera M, Zárate R, Sanvicente-Añorve L. 2003. Patrones de la diversidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 13 (4): 289-298
- Castro-Aguirre JL, Espinosa-Pérez HS, Schmitter-Soto JJ. 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. IPN/LIMUSA. México. Pp. 711

- Chávez EA. 1979. Análisis de la comunidad de una laguna costera en la costa sur occidental de México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 6 (2): 15-44
- Colwell RK. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.7.5. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Colwell RK, Coddington JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (London B)* 345: 101-118.
- Contreras EF. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. UAM-CONABIO. México. Pp. 413
- Contreras EF, Castañeda O. 1992. Contribución del nanofitoplancton en la cantidad de clorofila *a* de dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 7 (2): 61-73
- Day Jr. JW, Yáñez-Arancibia A. 1985. Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton. Cap. 3: 17-34. En: Yáñez-Arancibia A (Ed.). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration*. UNAM/PUAL/ICML. México. Pp. 654
- Díaz-Ruiz S, Cano-Quiroga E, Aguirre-León A, Ortega-Bernal R. 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 52 (1): 187-199
- Díaz-Ruiz S, Aguirre-León A, Cano-Quiroga E. 2006. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares-estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 16 (2): 197-210
- Ecoutin JM, Richard E, Simier M, Albaret JJ. 2005. Spatial versus temporal patterns in fish assemblages of a tropical estuarine coastal lake: The Ebrié Lagoon (Ivory Coast). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64 (4): 623-635

- Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG, Harrison TD. 2007. The guild approach to characterizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8: 241-268
- Eschmeyer WN. 1998. *Catalog of fishes. Tomos I-III*. California Academy of Sciences, San Francisco. Pp. 2095
- Eschmeyer WN, Fong JD. 2010. *Species of fishes by family/subfamily*. Versión en línea, actualizada 15 de enero de 2010. <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>
- Fischer W, Krupp F, Schneider W, Sommer C, Carpenter KE, Niem VH. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volúmenes II y III. Vertebrados. Partes 1 y 2*. FAO, Roma. Pp. 647-1813.
- Flores-Verdugo FJ. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: De la Rosa-Vélez J, González-Farías F (Eds.). *Temas de oceanografía biológica en México*. UABC, Ensenada. Pp. 21-56
- Flores-Verdugo FJ, González-Farías F, Ramírez-Flores O, Amezcua-Linares F, Yáñez-Arancibia A, Álvarez-Rubio M, Day Jr JW. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13 (2): 219-230
- Fuentes-Mata P. 1991. Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. En: Figueroa-Torres MG, Álvarez Silva C, Esquivel Herrera A, Ponce Márquez ME. (Eds.): *Fisicoquímica y biología de las lagunas costeras*. UAM-Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas de la Salud, México. Pp. 63-73
- García AM, Raseira MB, Vieira JP, Winemiller KO, Grimm AM. 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes* 68: 215-228
- García de León A. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales. *Divulgación Geográfica*. Instituto de Geografía, UNAM,

Mexico. Pp. 29

- Gelwick FP, Akin S, Arrington DA, Winemiller KO. 2001. Fish assemblage structure in relation to environmental variation in a Texas Gulf coastal wetland. *Estuaries* 24 (2): 285-296
- González-Acosta AF, de la Cruz-Agüero G, de la Cruz-Agüero J, Ruiz-Campos G. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica* 15 (2 especial): 205-214
- Gutiérrez-Mendieta FJ, Varona-Cordero F, Contreras-Espinosa F. 2006. Caracterización estacional de las condiciones físico-químicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 16 (2): 137-146
- INE. 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera La Encrucijada. Instituto Nacional de Ecología, México. Pp. 183
- Jaureguizar AJ, Menni R, Guerrero R, Lasta C. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries Research* 66: 195-211
- Jiménez-Valverde A, Hortal J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151-161.
- Karr RJ. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27
- Kihn PH, Cano EB, Morales A. 2006. Peces de las aguas interiores de Guatemala. En: EB Cano (ed.) *Biodiversidad de Guatemala, Volumen I*. UVG. Guatemala. Pp. 457-486
- Krebs CJ. 1999. *Ecological methodology*. 2ª ed. Addison-Wesley. San Francisco. Pp. 620
- Kullander SO. 2003. Family Gobiidae (Gobies). En: Reis RE, Kullander SO, Ferraris JC.

2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre. Pp. 657-665
- Kupschus S, Tremain D. 2001. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* 58: 1383-1403
- Laroche J, Baran E, Rasoanandrasana NB. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of a semiarid mangrove zone in Madagascar. *Journal of Fish Biology* 51: 3-20
- Ley JA, McIvor C, Montague C. 1999. Fishes in mangrove prop-root habitats of northeastern Florida bay: Distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 701-723
- Magurran EA. 1989. La diversidad ecológica y su medición. Vedral. Barcelona. Pp. 200
- Marceniuk AP, Betancur-R R, Acero A. 2009. Description of a new species of *Cathorops* (Siluriformes; Ariidae) from El Salvador, with redescription of four species of the genus from North and Central American Pacific. *Bulletin of Marine Science* 85 (3): 245-280
- McCune B, Grace JB, Urban DL. 2002. Analysis of ecological communities. MJM software design. Gleneden Beach, Oregon. Pp. 304
- McHugh LJ. 1985. The estuarine ecosystem integrated. Foreword. Cap. 2: 9-16. En: Yáñez-Arancibia A (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration. UNAM/PUAL/ICML. México. Pp. 654
- Miller PJ, Stefanni S. 2001. The Eastern Pacific species of *Bathygobius* (Perciformes: Gobiidae). *Revista de Biología Tropical* 49 Supl. 1: 141-156
- Miller RR. 1966. Geographical distribution of Central American freshwater fishes. *Copeia* 1966 (4): 773-802
- Miller RR, Minckley WL, Norris SM. 2005. Freshwater fishes of México. The University of

Chicago Press, Chicago. Pp. 490

Minns KC. 1989. Factors affecting species richness in Ontario lakes. Transactions of American Fisheries Society 118: 533-545

Morales-Román M, Rodiles-Hernández R. 2000. Implicaciones de *Ctenopharyngodon idella* en la comunidad de peces del río Lacanjá. Hidrobiológica 10 (1): 13-24

Murdy EO. 1998. A review of the gobioid fish genus *Gobioides*. Ichthyological Research 45 (2): 121-133

Myers GS. 1938. Fresh-water fishes and West Indian zoogeography. Annual Report Smithsonian Institution 1937: 339-364

Nagelkerken I, van der Velde G, Gorissen MW, van't Hof T, den Hartog C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. Estuarine, Coastal and Shelf Science 51: 31-44

Nelson JS. 2006. Fishes of the world. 4^a ed. John Wiley and Sons, Nueva York. Pp. 624

Paperno R, Brodie RB. 2004. Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian river Lagoon, Florida. Estuarine, Coastal and Shelf Science 61: 229-241

Pezold F. 2004. Redescriptions and synonymies of species of the American: West African genus *Gobionellus* (Teleostei, Gobiidae) with a key to species. Copeia 2: 281-297

Primack RB. 1993. Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland. Pp. 564

Rodiles-Hernández R, González-Díaz AA, Chan-Sala C. 2005. Lista de peces continentales de Chiapas. Hidrobiológica 15 (2 especial): 245-253

Rodiles-Hernández R, González-Díaz AA, González-Acosta AF. 2007a. Caracterización

ictiofaunística de dos regiones marinas prioritarias de la costa de Chiapas, México. Mesoamericana (Edición especial) 11 (3): 70

Rodiles-Hernández R, González-Acosta AF, González-Díaz AA, Castro-Aguirre JL. 2007b. Inventario ictiofaunístico de dos Regiones Marinas Prioritarias del Pacífico tropical del estado de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR-Unidad San Cristóbal). Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. EJ006. México D. F.

Sokal RR, Rohlf FJ. 1969. Biometría. Blume. Barcelona. Pp. 587

Sosa-López A, Mouillot D, Ramos-Miranda J, Flores-Hernández D, Chi TD. 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. Journal of Biogeography 34: 52-61

StatSoft. 2007. STATISTICA (data analysis software system), versión 8.0. www.statsoft.com

Tapia-García M, Suárez C, Cercenares L. de Guevara G, Macuitl MC, García MC. 1998. Composición y distribución de la ictiofauna en la laguna del Mar Muerto, Pacífico mexicano. Revista de Biología Tropical 46 (2): 277-284

ter Braak CJF, Verdonschot P. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. Aquatic Science 57: 255-289

Torres-Orozco R. 1994. Los peces. En: de la Lanza Espino G, Cáceres-Martínez C (Eds.). Lagunas costeras y el litoral mexicano. UNAM-UABCS. México. Pp. 269-304

Tremain DM, Adams DH. 1995. Seasonal variations in species diversity, abundance and composition of fish communities in the northern Indian River Lagoon, Florida. Bulletin of Marine Science 57 (1): 171-192

Underwood AJ. 1997. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press. Nueva York. Pp. 504

Upchurch S, Wenner E. 2008. Fish and decapod crustacean assemblages from the

- Ashepoo-Combahee-Edisto basin, South Carolina (1993-1999). *Journal of Coastal Research* SI (55): 200-213
- Velázquez-Velázquez E, García-Morales C, Rivera-Velázquez G. 2006. Caracterización de la pesca en un sistema estuarino de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. III Foro Científico de Pesca Ribereña. Puerto Vallarta. Pp. 113
- Velázquez-Velázquez E, Gómez-González AE, Vega-Cendejas ME, Rivera-Velázquez G, Domínguez-Cisneros SE. 2007. Peces del sistema estuarino Carretas-Pereyra, Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas. *Lacandonia* 1: 45-54
- Velázquez-Velázquez E, Schmitter-Soto JJ. 2004. Conservation status of the San Cristóbal pupfish *Profundulus hildebrandi* Miller (Teleostei: Profundulidae), in the face of urban growth in Chiapas, Mexico. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 201-209
- Velázquez-Velázquez E, Vega-Cendejas ME, Navarro-Alberto J. 2008. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 56 (2): 557-574
- Wagner CM. 1999. Expression of the estuarine minimum in littoral fish assemblages of the lower Chesapeake Bay tributaries. *Estuaries* 22 (2A): 304-312
- Wagner CM, Austin HM. 1999. Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series* 177: 197-212
- Walker HJ, Bussing WA. 1996. Two new pufferfishes of the genus *Sphoeroides* from the Eastern Pacific. *Copeia* 3: 677-684
- Whitfield AK. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 151-186
- Whitfield E, Elliott M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological

changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61 (Suppl. A): 229–250

Whitfield AK, Paterson AW. 1995. Flood-associated mass mortality of fishes in the Sundays estuary. *Water SA* 21: 385-389

Whitfield AK, Taylor RH, Fox C, Cyrus DP. 2006. Fishes and salinities in the St Lucia estuarine system- A review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 16: 1-20

Winemiller KO, Leslie MA. 1992. Fish assemblages across a complex, tropical freshwater/marine ecotone. *Environmental Biology of Fishes* 34: 29-50

Wolda H. 1981. Similarity indices, simple size and diversity. *Oecologia* 50: 47-54

Yáñez-Arancibia A. 1975. Sobre los estudios de peces en las lagunas costeras: Nota científica. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 2 (1): 53-60

Yáñez-Arancibia A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM Publ. Esp.* 2: 1-306

Yáñez-Arancibia A. 1986. Lagunas costeras y estuarios como ecosistemas. Cap. 2. En: *Ecología de la Zona Costera: Análisis de siete tópicos.* AGT. México. Pp. 189

Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL, Aguirre-León A, Díaz-Ruiz S, Amezcua F, Flores D, Chavance P. 1985. Ecología de de poblaciones de peces dominantes en estuarios tropicales: Factores ambientales que regulan las estrategias biológicas y la producción. Cap. 15: 311-366. En: A. Yáñez-Arancibia (Ed.). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration.* UNAM/PUAL/ ICML. México. Pp. 654

Zar JH. 1984. *Biostatistical analysis.* 2ª ed. Prentice Hall. Nueva Jersey. Pp. 620