



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

**DIVERSIDAD DE LA ICTIOFAUNA DE LAGUNA
GRANDE, VERACRUZ, MÉX.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

PRESENTAN:

**ALVAREZ FUENTES CARLOS JAVIER
RODRIGUEZ CASTRO JASSIEL ENRIQUE**



Director de Tesis: M. en C. Ernesto Mendoza Vallejo

MÉXICO, D.F., OCTUBRE 2012

AGRADECIMIENTOS

Universidad Nacional Autónoma de México.

Facultad de Estudios Superiores Zaragoza.

A cada uno de los sinodales que participaron en la elaboración de este trabajo, gracias a sus acertadas observaciones la realización de este proyecto fue posible.

M. en C. Ernesto Mendoza Vallejo.

Dr. Isaías Hazarmabeth Salgado Ugarte.

Dr. Guillermo Blancas Arroyo.

Dra. Bertha Peña Mendoza.

Biól. Ernesto Constanzo Casillas.

DEDICATORIAS

A MI FAMILIA

Carlos Alvarez Gayosso por ayudarme y guiarme cuando más lo requería a pesar de mi terquedad.

Virginia Fuentes por tus consejos aun cuando no los supiera interpretar fuera con las mejores intenciones.

Marysol Alvarez por tus verdades y apoyo, que aun cuando fueran dolorosas no te los guardabas para que me superara.

A LOS PROFESORES

Ernesto Mendoza por esas experiencias en campo y en laboratorio de las cuales aprendí mucho.

Catalina Machuca por apoyarme y creer en mi aun cuando ni yo mismo creía.

Elvia Santos por motivarme e impulsarme a pensar por mi mismo.

A MIS AMISTADES

Quizás muchas o muy pocas para numerarlas, basado en la frase que dice “un amigo no es el que te invita a beber sino el que te invita una comida” al fin y al cabo depende de lo que me han brindado desde apoyo hasta algunas palabras de aliento, pero han significado quizá mas para mi que para ustedes.

A Don Alfonso que sus redes siempre estén llenas y gracias por aguantarnos en su panga.

Al pato que a pesar de todo sigue intentando enseñar a volar a quimera.

Carlos Javier Alvarez Fuentes

DEDICATORIAS

A MI FAMILIA:

Antes que nada quiero agradecer a 4 personas a las que quiero mucho: Mis padres, Enrique Rodríguez Amaya y María H. Castro López, y mis 2 hermanos, Omar Gonzalo y Litsa Jenday, ya que nos hemos sacrificado para conseguir todo lo que nos hemos propuesto, además que sin su apoyo no hubiera podido lograr esto. Gracias a mi padre y mi madre por todas esas palabras de aliento, regaños, momentos alegres y demás, que sé que sirvieron para mi formación y bienestar personal. Muchas gracias, y no pude haber pedido una mejor familia.

A MIS PROFESORES:

Quiero agradecerle a mi asesor M. en C. Ernesto Mendoza Vallejo por todo el apoyo brindado y todas las facilidades para realizar esta tesis, fue todo un placer el trabajar bajo su tutela. Gracias por todos los conocimientos y experiencias compartidas. Y en general a todos los profesores que a lo largo de toda la carrera influenciaron de manera directa o indirecta en la formación que hoy en día me caracteriza. Gracias.

A MIS AMISTADES:

También a mis mejores amigos y hermanos Carlos Alvarez y Enrique Teodocio, con los cuales he compartido momentos inolvidables en todo este tiempo, y que de igual manera me apoyaron demasiado, mientras trabajábamos los últimos semestres en las tesis. Saben que cuentan con todo mi apoyo y estima. Y a mi hermanita Mitzi Solís que está siguiendo nuestros pasos y que seguramente logrará muchos éxitos.

A las personas de la Fes de mi generación, que compartieron conmigo muchos momentos que dejaron huella en mi vida, y que también me brindaron su amistad incondicional.

A esos grandiosos personajes que conocí en 6° semestre en LIF VI, que a pesar de ser de otros semestres se volvieron grandes amigos.

Y también agradecerles a esas personas que, por azares del destino, terminaron siendo una parte muy importante en mi vida y a las cuales les tengo un enorme cariño, ya que sin su apoyo moral no estaría donde me encuentro hoy.

Además, esas excepcionales personas que tuve el agrado de conocer en los últimos semestres de la carrera y que aún siguen en este camino sin claudicar, así que échenle muchas ganas y saben que cuentan conmigo para lo que sea.

Jassiel Enrique Rodríguez Castro

INDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
ANTECEDENTES	4
MARCO TEÓRICO	6
LAGUNAS COSTERAS	6
COMPLEJIDAD DE UNA COMUNIDAD	7
AREA DE ESTUDIO	9
OBJETIVOS.....	12
MÉTODO	13
ACTIVIDADES DE CAMPO	13
ACTIVIDADES DE LABORATORIO	13
ACTIVIDADES DE GABINETE	13
RESULTADOS	16
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD	16
PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS.....	22
DISCUSIÓN	23
CONCLUSIONES	26
BIBLIOGRAFIA	27

RESUMEN

Se realizó el estudio de la complejidad de la comunidad de la ictiofauna presente en el sistema Laguna Grande-Chica localizado en el municipio de Vega de Alatorre, Veracruz. Esto se evaluó mediante el listado taxonómico de las especies, Índices de Diversidad (Shannon-Wiener y Simpson), Equidad (Pielou) y Dominancia, calculados con los valores de abundancia obtenidos de colectas hechas durante el 2009 y hasta el segundo semestre de 2011 en cuatro puntos de muestreo (El Tepe, El Siamanate, El Caño y El Guanál). Así, se registraron 11 órdenes, 25 familias y 42 especies de peces, siendo las especies más representativas *Diapterus auratus*, *Cathorops aguadulce*, *Centropomus parallelus*, *Eugerres plumieri* y *Mugil curema*, las cuales fueron obtenidas en todas las colectas. También, el valor más bajo de diversidad ($H'=1.09$) fue registrado en Febrero de 2011 y el más alto ($H'=3.1$) en Octubre de 2009. En cuanto a la equidad y dominancia detonan la heterogeneidad presente en el ensamblado de la ictiofauna en el sistema.

Además, se tomaron en cuenta las variables ambientales del sistema (Temperatura, Salinidad y Oxígeno disuelto) para comparar si existe alguna relación entre cada una de ellas con los valores obtenidos de diversidad, ya que también tienen influencia en la abundancia, riqueza y diversidad como lo expresó Margalef (1977), realizando un análisis estadístico no paramétrico, siendo la Prueba de Medianas de Mood, obteniendo los siguientes valores: Temperatura $\chi^2=2.21$ y P 0.137; Oxígeno disuelto $\chi^2=0.05$ y P 0.819 y Salinidad $\chi^2=5.24$ y P<0.022. Así, la salinidad presenta una diferencia significativa de acuerdo a su valor de P, con lo que podemos considerar que existe una relación entre los valores de esta y los valores de diversidad obtenidos.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son cuerpos de agua litorales que tienen, en su mayoría, comunicación efímera o permanente con el mar; al ser zona de encuentro de dos masas de agua con características diferentes, se producen fenómenos muy particulares en su comportamiento físico, químico y biológico, con las consiguientes repercusiones ecológicas que esto implica (Contreras, 1985). Los ecosistemas lagunares-estuarinos se caracterizan por su alta complejidad ecológica, gran variedad de hábitats y especies y alta productividad (Day *et al.* 1989) por lo que el conocimiento de estos ecosistemas requiere de un enfoque multidisciplinario, integral y sistemático para lograr un manejo sustentable (Yáñez-Arancibia *et al.* 1992).

En estos sistemas acuáticos, los cambios en la riqueza de especies, abundancia y composición de especies han sido considerados como reflejo de la pérdida de biodiversidad o integridad biótica (Karr 1981, Kessler *et al.*, 1992; Roth *et al.*, 1996; Schleiger 2000), y los ensamblados de peces han sido reconocidos como indicadores confiables que reflejan la salud del ecosistema (Ibarra *et al.* 2003; Rashleigh, 2004). Por esto, este tipo de sistemas representan áreas prioritarias de evaluación ecológica de sus recursos bióticos, puesto que, se desconocen aspectos básicos de su ecología, como la diversidad, patrones de distribución y abundancia de las comunidades de peces, así como su comportamiento ambiental.

Lo que controla la biodiversidad en lagunas costeras a escala local es la riqueza de peces, que puede ser regulada por filtros abióticos y bióticos interactuando simultáneamente. La hipótesis de filtros de nichos asume que las especies coexistentes son más parecidas entre ellas de lo que se esperaría, debido a que las condiciones climáticas actúan como filtro, permitiendo solo que un pequeño grupo de especies sobreviva (Zobel, 1997). Las especies que superen el filtro ambiental serán más propensas a compartir características entre ellas que con especies no bien adaptadas. Otro factor importante es la complejidad del hábitat, que también regula la diversidad de la comunidad de peces (Lowe-McConnell 1987). De especial atención son los aspectos del análisis de especies dominantes en las comunidades. Sheridan y Livingston (1979) señalan que la progresión estacional regular de los peces dominantes está ligada con la disponibilidad de alimentos, competencia y predación.

Sin embargo, los estudios de diversidad se enfocan principalmente en los efectos experimentales de la diversidad en ecosistemas (Petchey *et al.*, 2004) esta depende de qué mecanismo ambiental esté actuando para promover la coexistencia de especies (Mouquet *et al.*, 2002). Dado que los factores ambientales actúan como filtros de nichos, estos son los gestores principales en la limitación de la riqueza de especies en un ensamblaje local donde las especies que coexisten son redundantes.

Se ha encontrado que la estructura del ensamblado de peces depende de muchos factores abióticos, como profundidad, temperatura, altitud y locación (latitud y longitud) (Barbour y Brown 1974; Amarasinghe y Welcomme 2002; Zhao *et al.*, 2006), ciertas variables ambientales como la salinidad, turbidez, y oxígeno disuelto, influyen sobre la diversidad de peces (Kushlan *et al.*, 1976; Fraser, 1997) así factores bióticos como los macrofitos, depredadores y disponibilidad de alimento (Crowder y Cooper 1982; Tonn y Magnuson 1982; Savino y Stein 1982, 1989; Tonn *et al.*, 1992; Xie *et al.*, 2001; Petry *et al.*, 2003; Ye, 2007).

Varios factores tanto naturales como antropogénicos producen efectos acumulativos en los ensamblajes de peces, una manera de medir esos efectos es analizando cambios en los componentes de la diversidad (Aguilar *et al.*, 2004). La selección de cómo medir apropiadamente la diversidad ha sido controversial a pesar de exhaustivas y periódicas revisiones (Hill, 1973; Peet, 1975; Washington, 1984; Ghent, 1991; 2004; Lamb *et al.*, 2009).

Sin embargo, a pesar de severas críticas al índice de Shannon-Wiener para diversidad total y al de equidad de Pielou, siguen siendo usados para continuos estudios en los ensamblados de peces.

Los hábitats estuarinos son importantes como áreas de desove y áreas de guardería para especies de peces migratorias (Pollard, 1994; Sprung, 2001; Franco *et al.*, 2006) y muchas especies que habitan en lagunas sustentan pesquerías importantes (Gamito y Erzini, 2005). Con respecto al Golfo de México, la mayoría de los estudios se han llevado a cabo en lagunas de alta importancia económica y de pesquerías tales como los trabajos de Hook (1991) y Chávez (2005).

ANTECEDENTES

Los estuarios son sistemas altamente productivos y los nutrientes se encuentran principalmente asociados con el detritus que es arrastrado por el agua continental o es creado por la descomposición de las plantas de los alrededores. El estrés del ambiente es causado principalmente por la mezcla de agua oceánica y continental, creando gradientes de salinidad y de temperatura debido a que el agua oceánica y el agua continental no presentan la misma salinidad y temperatura (Moyle y Cech, 2000).

Los gradientes creados por el mezclado no son fenómenos estables sino que aumentan y disminuyen diariamente de acuerdo a los ciclos de marea; el flujo de agua lleva materia orgánica e inorgánica suspendida que puede crear gradientes de turbidez, así como de oxígeno disuelto (Moyle y Cech, 2000).

El análisis de comunidades de peces en estuarios templados de África y Australia difiere en varios aspectos respecto al comportamiento de aquellas ubicadas en la región tropical del Atlántico Occidental (Moyle y Cech, 2000). Sin embargo, este tipo de estudios son escasos en ambientes tropicales (Castillo-Rivera *et al.*, 2002), aunque se ha reportado que la temperatura muestra fuerte correlación positiva con la riqueza y diversidad de especies en estuarios templados (Rozas y Hackney, 1984), subtropicales (Tremain y Adams, 1995) y tropicales (Chao *et al.*, 1985).

Hook (1991), por ejemplo, determinó que la variación de la riqueza específica y la abundancia relativa para South Bay, Texas, depende fundamentalmente de los microambientes que se encuentran conformando el sistema lagunar así como de la temperatura y la salinidad, más que de las variaciones estacionales.

La ictiofauna de los sistemas lagunares estuarinos se ha venido estudiando en forma más sistemática y continua durante las tres últimas décadas, encontrando que los sistemas ubicados en la vertiente del Golfo de México poseen una riqueza ictiofaunística mayor que los del Pacífico (Fuentes-Mata, 1991).

Contreras-Espinosa (1993) documenta que México tiene alrededor de 11,000 km de costas con más de 12,500 km² de lagunas costeras, estuarios y bahías. Las especies dominantes que habitan en la mayoría de las lagunas costeras del Golfo de México son: *Anchoa mitchilli*, *Mugil curema*, *Bairdiella chrysoura*, *Cathorops melanopus*, *Diapterus rhombeus* y *Diapterus auratus*.

En la región centro-norte del estado de Veracruz, se localizan variados sistemas costeros, entre los que destaca el sistema lagunar estuarino Laguna Chica – Grande, ubicada en Vega de Alatorre; está conformada por dos cuerpos (Chica - Grande) y comunicada con el Golfo de México por un canal que desemboca al río. De la Cruz *et al.* (1985) identificó 39 especies de peces para el Golfo de México.

Particularmente para la región de los sistemas La Mancha y Laguna Chica-Grande en Veracruz, existen pocos estudios ecológicos, entre los que destacan los de Castro y Mora (1984), Alcázar (1986), Orozco (1986), Ortiz (1986), López (1987). Son trabajos generales, aislados y con objetivos diferentes sobre aspectos biológicos de especies particulares.

Los estudios realizados sobre ictiología de las lagunas costeras del Golfo de México son escasos, destacando los enfocados hacia cuerpos de agua más grandes, su composición específica y descripción de sus abundancias. Además existen trabajos comparativos de la ictiofauna de diversos sistemas lagunar-estuarinos del Golfo de México (Kobelkowsky, 1991; Reséndez-Medina y Kobelkowsky, 1991).

La evaluación de la estructura de una comunidad está generalmente representada por una lista de especies con sus correspondientes abundancias relativas. Un método que facilita el manejo de información es el empleo de índices de diversidad y en el caso de sistemas estuarinos, han sido de Shannon-Wiener y el índice de Simpson (Begon *et al.*, 1996; Krebs, 1999). Estos índices evalúan la diversidad de las comunidades buscando expresar en un único valor numérico, la riqueza y dominancia, equidad de la comunidad en estudio (Magurran, 1989).

MARCO TEORICO

Lagunas costeras. Una laguna costera se define como un cuerpo acuático semicerrado y situado por debajo del nivel máximo de las mareas más altas, separado del mar por algún tipo de barrera y con el eje mayor paralelo a la línea de costa. Son cuerpos de agua situados a lo largo del litoral que en su mayoría mantienen comunicación permanente con el mar además, tienen una entrada continua de agua dulce proveniente de los ríos. En algunos casos, la boca se llega a cerrar durante cierto tiempo por causas naturales (Lankford, 1977).

Además, su comunicación con el mar puede ser permanente o efímera y son el resultado del encuentro entre dos masas de agua de diferentes características. La circulación del agua está originada por el ir y venir de la marea que entra por la boca, la fuerza de los ríos y los vientos; entre más eficiente sea la circulación, mayor será su productividad (Contreras, 2000).

Las lagunas costeras se caracterizan por funcionar como protección, reproducción y alimento para organismos que viven en zonas del mar; se asocian con ríos actual o antiguamente activos. Los valles de antiguos ríos constituyen, a veces, una parte de las cuencas de las lagunas conocidas como llanuras costeras de agradación. Desde la perspectiva geológica, las lagunas son efímeras y se debe considerar como eventos o procesos de una costa progradante (Contreras, 2000).

El tamaño y cierre de la boca o bocas es efecto de la dinámica de dos procesos fundamentales: transportación litoral y la descarga fluvial; su tamaño se relaciona con el volumen que involucra una y otra. La mayoría de las lagunas en México son levemente eutróficas y se encuentran asociadas a una profusa vegetación como la circundante y sumergida; además al relacionarse con estuarios o lagunares, adquieren aporte de materia orgánica (Contreras, 2002).

La importancia de estos sistemas ecológicos es que existe una sobretasa de energía, que las convierte en recursos potenciales ya que son áreas con hábitats ricos en nutrientes (Knoppers, 1994) y que además, manifiestan variaciones estacionales significativas; son sitios importantes para la biodiversidad de organismos tanto acuáticos como terrestres y son áreas de anidación de aves tanto residentes como migratorias (Contreras, 2000).

Los ecosistemas naturales actúan como zonas de protección contra fenómenos naturales y como estabilizadores de microclimas. Los humedales reducen el impacto de las olas o de las corrientes marítimas, controlan la tasa de sedimentación, ayudan al control de inundaciones ya que son capaces de absorber el exceso de agua. Acumulan gran cantidad de materia orgánica que bajo ciertas condiciones, sólo se descompone parcialmente y se almacena en los sedimentos. Una importante cantidad de carbono se encuentra retenida en los humedales (a una tasa de 250 kg/ha/año); son la principal fuente emisora de metano a la

atmósfera (promedio aproximado de 500 kg/ha/año) lo que tiene un efecto importante en el fenómeno del calentamiento global de la Tierra (Crowe, 2000).

La mayoría de las lagunas veracruzanas se originaron por sedimentación terrígena debido que la costa del Golfo de México es antigua, ya que los procesos sedimentarios se han desarrollado durante miles de años (Contreras, 2000).

En términos generales, la mayoría de las lagunas veracruzanas son salobres, reciben agua proveniente de los ríos y del mar por medio de la marea. La entrada de agua dulce trae consigo importantes cantidades de sales nutritivas básicas como fósforo y el nitrógeno que junto con la luz y el dióxido de carbono, son fundamentales para la producción primaria así como para mantener la salud del sistema acuático (Contreras y Castañeda, 2002).

Complejidad de una comunidad.

Las comunidades tienen un atributo en general denominado diversidad de especies. La idea de la diversidad se basa en la suposición de que las poblaciones interactúan unas con otras y con el ambiente en diversas formas, las que se manifiestan en el número y abundancia de especies presentes en la comunidad.

La diversidad comúnmente se analiza a través del patrón de distribución de la abundancia entre las especies. La abundancia de una especie, en un sentido absoluto, puede evaluarse en términos del número de individuos, biomasa por unidad de área, cobertura o alguna otra unidad de significado funcional (Magurran, 1989).

La diversidad es uno de los parámetros ecológicos más importantes debido a que es considerada como una medida de la heterogeneidad del sistema, es decir, de la cantidad y proporción de los diferentes elementos que contiene. Es un parámetro muy útil en el estudio, descripción y comparación de comunidades ecológicas. El uso de índices de diversidad es una de las aproximaciones más útiles en el análisis comparado de las comunidades (Halffter y Ezcurra, 1991). Así, algunos de los índices más empleados para el análisis de la complejidad son Shannon-Wiener y Simpson, debido a que el de Shannon-Wiener considera la importancia de la cantidad de especies presentes en los muestreos; sin embargo, este no enfatiza la dominancia o equidad presente en los muestreos, por lo que es ideal emplear el índice de Simpson que ayuda a observar qué especie o especies son las más representativas de la comunidad, además de no ser afectado por especies raras, una manera también de cuantificar la heterogeneidad del sistema.

Magurran (1989), muestra que el índice de Shannon-Wiener (Ecuación 1) manifiesta la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección.

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i) \text{ (Ecuación 1)}$$

Donde H' = índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener

s = número de especies

p_i = abundancia proporcional de la especie i ($p_i = n_i/N$)

Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo del número de especies (S), cuando todas están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1989).

Krebs (1999), indica que el índice de Simpson (Ecuación 2) manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra, sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1989). La expresión es:

$$D = \sum_{i=1}^s \frac{n_i(n_i-1)}{N_i(N_i-1)} \text{ (Ecuación 2)}$$

Donde D = índice de diversidad de Simpson

n_i = número de individuos de la i -ésima especie en el muestreo

N = Total de individuos en el muestreo = $\sum n_i$

S = número de especies de muestreo

ÁREA DE ESTUDIO

Veracruz posee gran riqueza hidrológica. El 35% de las aguas superficiales mexicanas atraviesan el territorio veracruzano. Cuenta con más de 40 ríos integrados en 10 cuencas hidrológicas entre las que destacan las de los ríos Pánuco, Tuxpan, Cazones, Nautla, Jamapa, Papaloapan y Coatzacoalcos.

La Región Centro de Veracruz comprende los Municipios de: Martínez de la Torre, Nautla, Vega de Alatorre, Alto Lucero, Ursulo Galván, Veracruz Boca del Río, Alvarado, Medellín, Lerdo de Tejada y Ángel R. Cabada.

El sistema de Laguna Grande-Chica se encuentra dentro de la llanura costera del Golfo de México en el municipio de Vega de Alatorre en la región central del litoral del estado de Veracruz. Se ubica entre los 20° 02' y 20° 06' latitud norte y 96° 36' y 96° 42' longitud oeste. Se localiza entre 15-150 km dentro de la franja de plataforma suave. Tiene una extensión de 2,250 ha y está conformado por dos lagunas: Laguna Chica y Laguna Grande, comunicadas entre sí por un canal estrecho conocido como "El Caño" (Lankford, 1977). Está clasificada como Región E, III-A por Lankford (1977) en unidad morfotectónica (Carranza-Edwards *et al.*, 1975) [Figura 1].

La superficie total que abarca el sistema lagunar es aproximadamente de 800 ha. Se trata de un sistema somero cuya profundidad media es de 0.70 m, con registros de más de 1 metro en el canal "El Caño". Se tiene registro en temporada de lluvias de 1.50 m.

La Laguna Chica ocupa la porción noroccidental del sistema lagunar, sus dimensiones aproximadas son 300 ha de longitud por 80 ha de ancho en sus puntos extremos. Laguna Grande tiene alrededor de 470 ha de longitud por 150 ha de ancho, con un área cercana a 500 ha (García, 2004). En Febrero se confirmó 1.5 m de profundidad cuando la barra estaba cerrada.

El sistema recibe el aporte de aguas marinas mediante una pequeña boca de aproximadamente 80 m de ancho (barra abierta marzo-abril), que comunica al sistema por un canal localizado en el extremo sureste de la Laguna Grande; mientras que el aporte de agua dulce es proporcionado por escurrimientos continentales dulceacuícolas como "El Diamante", "El Guanál" y "El Tepe", los que nacen en la vertiente de la Sierra Madre Oriental o en la Mesa Central de oeste a este, desembocan en el sistema y en la actualidad en menor proporción por el Río Colipa, cuya influencia hacia el interior del sistema está limitada por la estrechez del canal de comunicación (García-Cubas *et al.*, 1992).

Durante el verano, el sistema es predominantemente oligohalino (0.5-5.0 ups), excepto en las áreas del canal "El Vado" próximas a la comunicación con el mar, en donde se comporta como polihalino (18-30 ups) (García-Cubas *et al.*, 1992).

A partir de la década de los 80's, El Río Colipa desemboca a una altura diferente de donde solía hacerlo, provocando una disminución de producción pesquera; en la actualidad, se abre la barra en la playa Navarro ($20^{\circ} 3'11.38''$ N, $96^{\circ}37'5.80''$ O) de manera mecánica, propiciando un intercambio de aguas (salada/dulce) en la laguna. La barra se encontraba cerrada debido a la extracción del ostión en Febrero (2011) [Figuras 2 y 3] para que el nivel de agua no disminuyera y el ostión completara su ciclo reproductivo.

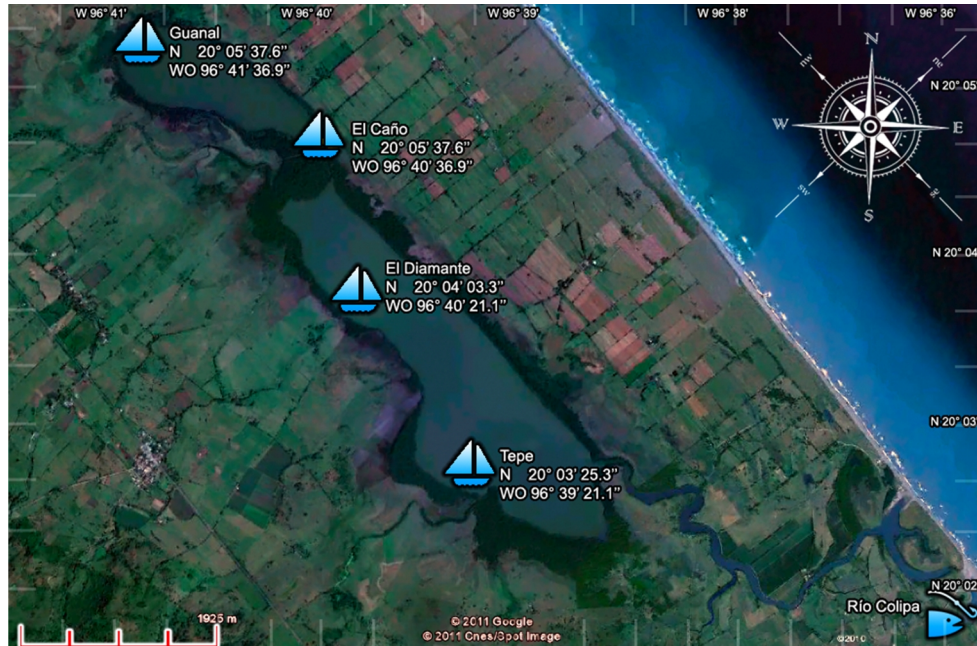


Figura 1: Sistema lagunar Laguna Grande-Laguna Chica y zonas de colecta.



Figura 2: Playa Navarro (barra cerrada)



Figura 3: Playa Navarro (barra abierta)

De acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (2004) para la República Mexicana, Laguna Grande-Chica presenta clima de tipo Aw^1 , (x') (e), el cual corresponde a un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, con dos épocas de secas, una marcada en invierno y otra más corta durante el verano, con lluvias poco frecuentes pero intensas durante todos los meses.

El régimen climático, por la oscilación térmica, es extremo, manifiesta un promedio de temperatura máxima de 27.5°C a principios de verano y una mínima de 19.5°C a mediados del invierno, con precipitaciones pluviales que alcanzan 22 mm como mínimo y 180 mm como máximo; los meses de enero - febrero son los de menor precipitación y julio - agosto los de máxima (García, 2004). Predominan mangles en la vegetación de las orillas de la laguna (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*), ha habido disminución de estos debido a factores antropogénicos.

OBJETIVO GENERAL

- Evaluar el ensamblado de la comunidad de peces del sistema Laguna Grande.

OBJETIVO PARTICULAR

- Elaborar el listado taxonómico específico de la comunidad de peces.
- Determinar la diversidad, equidad y dominancia de la comunidad a través de un ciclo anual.
- Relacionar los índices de diversidad con las variables ambientales (temperatura del agua, salinidad y oxígeno disuelto) de acuerdo a los periodos de lluvia y estiaje.

MÉTODO

Consistió en 3 fases: Actividades de campo, de laboratorio y de gabinete.

Actividades de campo:

Durante un periodo de 3 años (segundo semestre del 2009 al segundo semestre del 2011), se realizaron colectas en los meses de febrero, marzo, abril, junio, agosto, octubre y noviembre, con una duración de tres a cuatro días por mes, en cuatro localidades principales “El Guanál”, “El Caño”, “El Diamante” y “El Tepe”.

La preferencia de estos sitios se debió a que presentan descargas dulceacuícolas, cabezos de fijación de las larvas de ostión, presencia de pastizal, y sedimentos notablemente fangosos, todos ellos repartidos en los diversos puntos de muestreo, entre el río “El Diamante”, “El Guanál” y “El Tepe”, mientras que “El Caño” es la unión entre Laguna Grande y Laguna Chica.

Para las colectas se usó un trasmallo de 2.5 pulgadas de abertura de malla y 80 metros de largo por 1.5 metros de altura, así como también un trasmallo de 1.5 pulgadas de abertura por 60 metros de largo y 1.5 metros de alto. Las artes de pesca utilizadas cubrieron un área de 800m².

La salinidad (ppm) (Refráctometro Maraca Vee Gee, Modelo STX-3), temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mg/L) (Oxímetro Marac YSI, Modelo 52CE) fueron evaluados simultáneamente en cada muestreo en cada uno de los puntos de recolecta marcados en el área de estudio.

Actividades de laboratorio:

Los ejemplares colectados se colocaron en formol al 15% durante 48 horas; posteriormente se lavaron con agua y finalmente fueron envasados en alcohol al 70% para su conservación. También se realizaron fotografías, así como la determinación del peso individual para cada especie (Margalef, 1977).

La determinación taxonómica se llevó acabo con ayuda de claves dicotómicas de la Guía de la F.A.O. (2002) del Atlántico Central Occidental, así como las claves taxonómicas de Eschmeyer (1998), McEachran (1998) y Castro-Aguirre *et al.* (1999).

Actividades de gabinete:

Análisis ecológico

Los parámetros a considerar fueron: riqueza (S'), diversidad (H'), equidad (J') y dominancia (λ). La riqueza fue considerada como las especies obtenidas por

colecta, la diversidad se evaluó tanto por Shannon-Wiener como por el índice no sesgado de Simpson.

Para medir el grado de incertidumbre para predecir a qué especie pertenecía un individuo elegido al azar de una colecta se usó la expresión de Shannon-Wiener (ecuación 3).

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i) \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde H' = índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener

s = número de especies

p_i = abundancia proporcional de la especie i ($p_i = n_i/N$)

El índice no sesgado de Simpson (Ecuación 4), preferente para poblaciones cuantificables fue calculado como:

$$D = \sum_{i=1}^s \frac{n_i(n_i-1)}{N_i(N_i-1)} \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde n_i = número de individuos de la i -ésima especie en el muestreo

N = Total de individuos en el muestreo = $\sum n_i$

S = número de especies en muestreo

La Dominancia (λ), fue determinada por el índice de Simpson para poblaciones infinitas (Ecuación 5):

$$D = \sum p_i^2 \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i ($p_i = n_i/N$)

La equidad y la proporcionalidad, (J') fueron calculadas con la ecuación de equidad de Pielou (Ecuación 6), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde, $H'_{\max} = \log S$

S = número de especies en muestreo

Utilizando los valores de abundancia obtenidos de las colectas, se realizó la estimación de la riqueza de especies en la comunidad empleando Chao 1 (Ecuación 7).

$$Chao1 = S + \frac{a^2}{2b} \quad (\text{Ecuación 7})$$

Donde a = es el número de especies que están representadas solamente por un único individuo en esa muestra (número de “singletons”)

b = es el número de especies representadas por exactamente dos individuos en la muestra (número de “doubletons”) (Colwell, 1997; Colwell y Coddington, 1994).

Finalmente se analizó la relación probable entre las variables ambientales y los índices de diversidad determinados. Para ello, se realizaron las pruebas de correlación no paramétrica del método ANDEVA usando la Prueba de Medianas de Mood, la cual fue empleada debido a que no se cuentan con supuestos de normalidad y homocedasticidad para los datos. Estos se acomodaron en una tabla de contingencia como la que se muestra a continuación y se realizaron los cálculos correspondientes empleando la fórmula de la prueba (Ecuación 8):

VALORES/MEDIANA	MUESTRA 1	MUESTRA 2	Total
Observaciones > Med. Gral.	a	B	a+b
Observaciones ≤ Med. Gral.	c	D	c+d
Total	a+c	b+d	N

$$x_0^2 = \frac{n(|ad - bc| - \frac{n}{2})^2}{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)} \quad (\text{Ecuación 8})$$

Este estadístico bajo el supuesto de que no existen diferencias entre las medianas de ambas poblaciones distribuye χ^2 con un grado de libertad.

RESULTADOS

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD

Se capturaron 1586 individuos en las localidades “El Guanal”, “El Caño”, “El Diamante” y “El Tepe”. De estas se registraron 11 órdenes, 25 familias y 42 especies de peces. Las especies más representativas fueron *Diapterus auratus*, *Cathorops aguadulce*, *Centropomus parallelus*, *Eugerres plumieri* y *Mugil curema*, dado que fueron capturadas en la mayoría de las colectas. Esta recolección e identificación tuvo lugar del segundo semestre del 2010 al segundo semestre del 2011, ejemplares y datos anteriores del segundo semestre del 2009 y el primer semestre del 2010 fueron obtenidos de Froese y Pauly (2011) y Castro-Aguirre (1999).

Los datos anteriores dieron origen a la Tabla 1 que numeran las especies encontradas:

Tabla 1: Especies muestreadas a lo largo de todas las colctas en Laguna Grande-Chica.

#	ESPECIES
1	<i>Agonostomus monticola</i> (Bennett, 1832)
2	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)
3	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1796)
4	<i>Ariopsis felis</i> (Linnaeus, 1766)
5	<i>Bairdiella chrysoura</i> (Lacepède, 1802)
6	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)
7	<i>Brevoortia gunteri</i> (Gunter, 1945)
8	<i>Caranx Latus</i> (Agassiz, 1831)
9	<i>Cathorops aguadulce</i> (MeeK, 1904)
10	<i>Centropomus mexicanus</i> (Bocourt, 1868)
11	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)
12	<i>Centropomus undecimalis</i> (Chavéz, 1961)
13	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)
14	<i>Citharichthys arctifrons</i> (Goode, 1880)
15	<i>Citharichthys spiloterus</i> (Günther, 1862)
16	<i>Cynoscion arenarius</i> (Ginsburg, 1929)
17	<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1840)
18	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)
19	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1790)
20	<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)
21	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)
22	<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830)
23	<i>Gobiomorus dormitor</i> (Lacepède, 1800)

24	<i>Gobionellus atripinnis</i> (Gilbert y Randall, 1979)
25	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)
26	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)
27	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)
28	<i>Micropogonias undulatus</i> (Linnaeus, 1766)
29	<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)
30	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1831)
31	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)
32	<i>Opsanus beta</i> (Goode y Bean, 1882)
33	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)
34	<i>Poecilia mexicana</i> (Steindachner, 1863)
35	<i>Prionatus tribulus</i> (Cuvier, 1829)
36	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)
37	<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)
38	<i>Syngnathus caribbaeus</i> (Dawson, 1979)
39	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)
40	<i>Tilapia zillii</i> (Gervais, 1848)
41	<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)
42	<i>Trinectes maculatus</i> (Bloch and Schneider 1801)

De las familias capturadas sólo Gerreidae estuvo presente en todas las colectas; y durante casi todo el período de muestreo, se capturaron también miembros de las familias Ariidae, Centropomidae y Mugilidae.

La abundancia de algunas especies presentó un claro patrón estacional: *Diapterus auratus* fue abundante en época de lluvias, contribuyó con el 49% de la captura total del muestreo para lluvias, así como *Dormitator maculatus* contribuyó con un 17%, debido a la baja captura del resto de las especies. La mayor abundancia para estiaje fue *Cetengraulis edentulus*, contribuyendo con el 16% de la captura, mientras que *Brevoortia gunteri* presentó un 13%.

La Tabla 2 muestra las especies encontradas en el estudio siendo uno de los objetivos el de catalogar las especies registradas en el sistema lagunar.

Tabla 2: Listado de especies registrado en las colectas

FAMILIA	ORDEN	GENERO	ESPECIES
Batrachoidae	batrachoidiformes	<i>Opsanus</i>	<i>Opsanus beta</i> (Goode y Bean, 1882)
Beloniade	beloniformes	<i>Strongylura</i>	<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)
Engraulidae	clupeiformes	<i>Anchoa</i>	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)
Clupeidae		<i>Brevoortia</i>	<i>Brevoortia gunteri</i> (Gunter, 1945)
Engraulidae		<i>Cetengraulis</i>	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)
Poeciliidae	cyprinodontiformes	<i>Poecilia</i>	<i>Poecilia mexicana</i> (Steindachner, 1863)
Elopidae	elopiformes	<i>Elops</i>	<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)
syngnathidae	gasterosteiformes	<i>Syngnathus</i>	<i>Syngnathus caribbaeus</i> (Dawson, 1979)
Mugilidae	mugiliformes	<i>Agonostomus</i>	<i>Agonostomus monticola</i> (Bennett, 1832)
mugilidae		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)
mugilidae		<i>Mugil</i>	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1831)
sparidae	perciformes	<i>Archosargus</i>	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1796)
scianidae		<i>Bairdiella</i>	<i>Bairdiella chrysoura</i> (Lacepède, 1802)
scianidae		<i>Bairdiella</i>	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)
carangidae		<i>Caranx</i>	<i>Caranx Latus</i> (Agassiz, 1831)
centropomidae		<i>Centropomus</i>	<i>Centropomus mexicanus</i> (Bocourt, 1868)
centropomidae		<i>Centropomus</i>	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)
centropomidae		<i>Centropomus</i>	<i>Centropomus undecimalis</i> (Chavéz, 1961)
scianidae		<i>Cynoscion</i>	<i>Cynoscion arenarius</i> (Ginsburg, 1929)
gerreidae		<i>Diapterus</i>	<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1840)
gerreidae		<i>Diapterus</i>	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)
eleotridae		<i>Dormitator</i>	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1790)
gerreidae		<i>Eucinostomus</i>	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)
gerreidae		<i>Eugerres</i>	<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830)
eleotridae		<i>Gobiomorus</i>	<i>Gobiomorus dormitor</i> (Lacepède, 1800)
gobiidae		<i>Gobionellus</i>	<i>Gobionellus atripinnis</i> (Gilbert y Randall, 1979)
gobiidae		<i>Gobionellus</i>	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)
carangidae		<i>Hemicaranx</i>	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)
lutjanidae		<i>Lutjanus</i>	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)
scianidae		<i>Micropogonias</i>	<i>Micropogonias undulatus</i> (Linnaeus, 1766)
carangidae		<i>Oligoplites</i>	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)
cichlidae		<i>Oreochromis</i>	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)
carangidae		<i>Selene</i>	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)
cichlidae		<i>Tilapia</i>	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)
cichlidae		<i>Tilapia</i>	<i>Tilapia zillii</i> (Gervais, 1848)
trichiuridae		<i>Trichiurus</i>	<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)
paralichthyidae	pleuronectiformes	<i>Citharichthys</i>	<i>Citharichthys arctifrons</i> (Goode, 1880)
paralichthyidae		<i>Citharichthys</i>	<i>Citharichthys spiloterus</i> (Günther, 1862)
achiridae	scorpaeniformes	<i>Trinectes</i>	<i>Trinectes maculatus</i> (Bloch and Schneider, 1801)
triglidae		<i>Prionatus</i>	<i>Prionatus tribulus</i> (Cuvier, 1829)
ariidae	siluriformes	<i>Ariopsis</i>	<i>Ariopsis felis</i> (Linnaeus, 1766)
ariidae		<i>Cathorops</i>	<i>Cathorops aguadulce</i> (MeeK, 1904)

La figura 4, hecho a partir de la tabla 1, muestra el número total de individuos capturados a lo largo de las colectas.

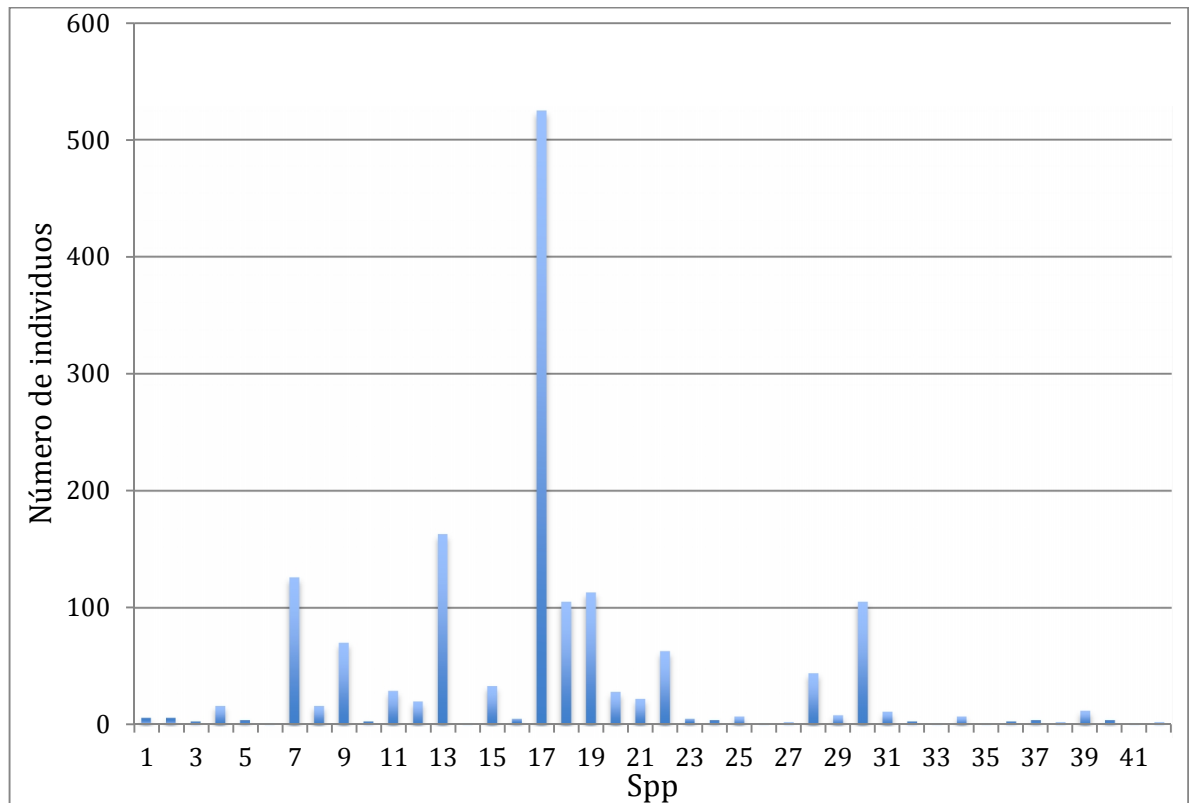


Figura 4: Número de individuos por especie, recolectados a lo largo de las capturas.

En el estiaje se registraron los valores más altos de diversidad, $H' = 3.10$ en Febrero de 2011 para Shannon-Wiener (Figura 5) y $H' = 0.84$ en Noviembre del 2009 para Simpson (Figura 6); se detectó una estabilidad en diversidad y equidad, por ende se mantuvo estable la cantidad de especies que se encontraron (Figura 7).

Para la época de lluvias se presentaron los valores más bajos de diversidad, $H' = 1.09$ en Octubre del 2009 para Shannon-Wiener (Figura 5) y $H' = 0.29$ en Octubre 2009 para Simpson (Figura 6). La equidad presentó su valor más alto ($J' = 0.96$) en Agosto del 2009 y el más bajo ($J' = 0.34$) en Octubre del 2009 (Figura 7).

La figura 5 muestra la diversidad encontrada en Laguna Grande-Chica por Índice de Shannon-Wiener, mostrando un pico de disminución en octubre del 2009 y una alza en noviembre del 2009, un pico de disminución en mayo del 2010 y estabilidad hasta marzo del 2011.

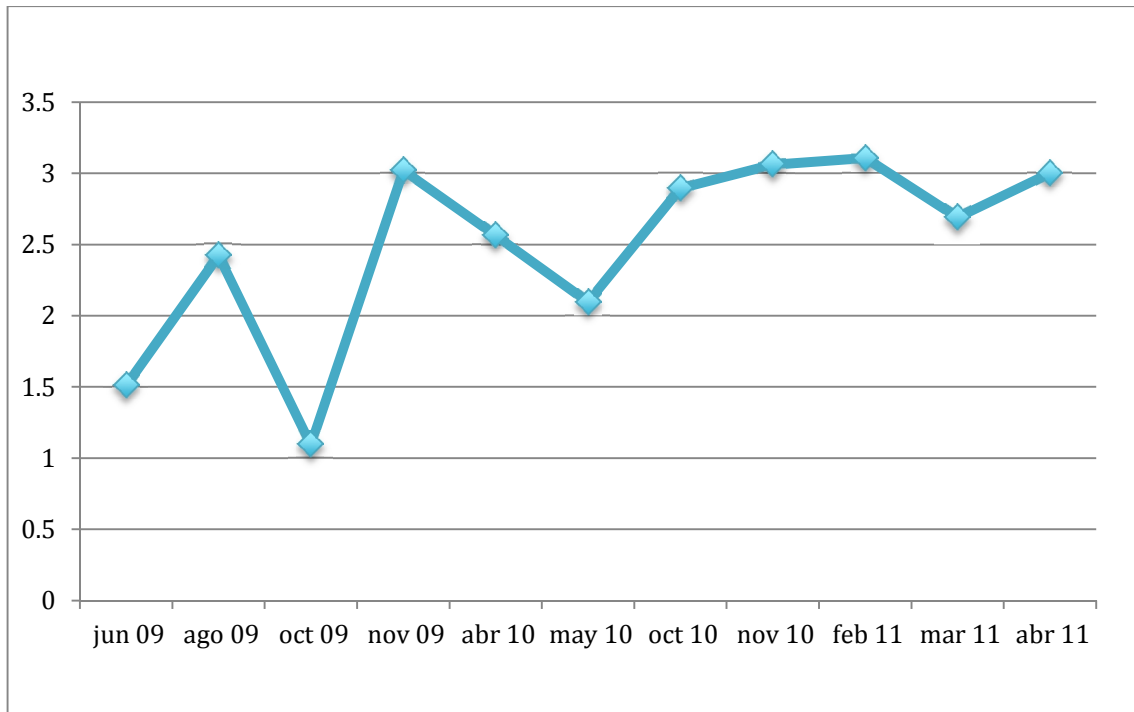


Figura 5: Grafica Shannon-Wiener, diversidad contra meses de muestreo.

La figura 6 presenta el Índice de Simpson, con pico a la baja en octubre de 2009 y a la alza en noviembre del 2009, seguido de una estabilidad después de una ligera baja en mayo del 2010.

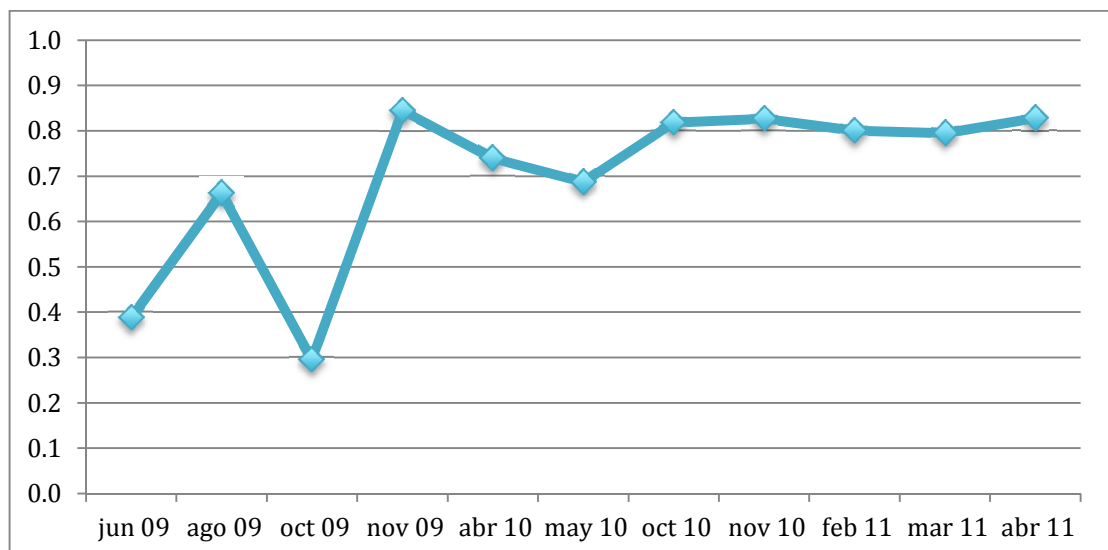


Figura. 6: Gráfica Simpson, diversidad contra meses de muestreo.

La Figura 7, obtenida por índice de Simpson para dominancia y la equidad que se encontró por medio de la ecuación de Pielou, compara la equidad y dominancia a lo largo de las colectas. Se distinguen picos en lluvias, pero estabilidad en estiaje.

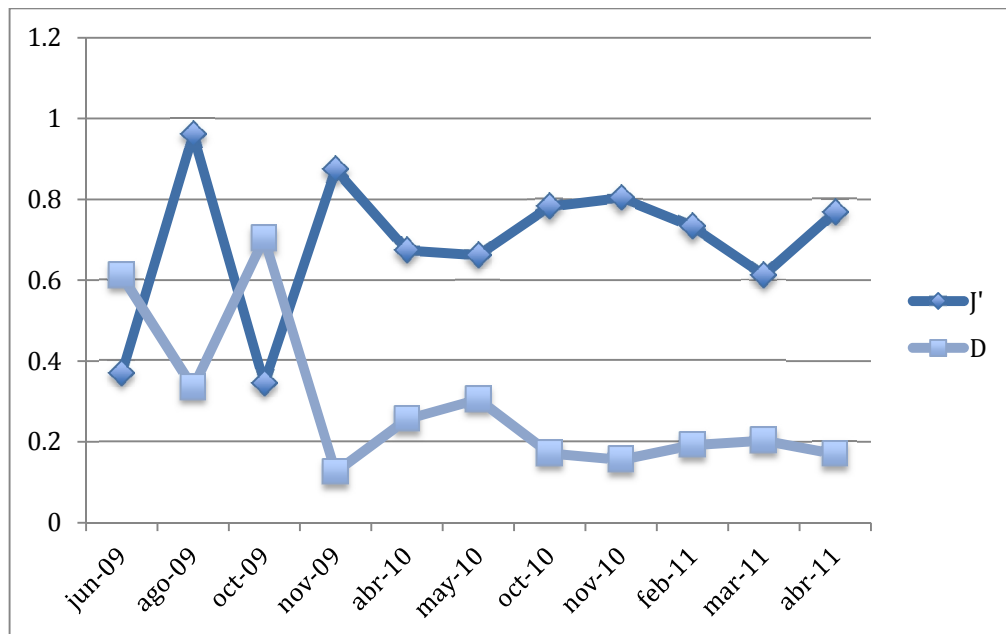


Figura 7: Gráfica Equidad contra Dominancia

En la Figura 8 arrojada por Chao 1, el límite superior indica que el valor máximo esperado para el sistema lagunar es de 79 especies, en este estudio se obtuvieron hasta el momento un total de 48.

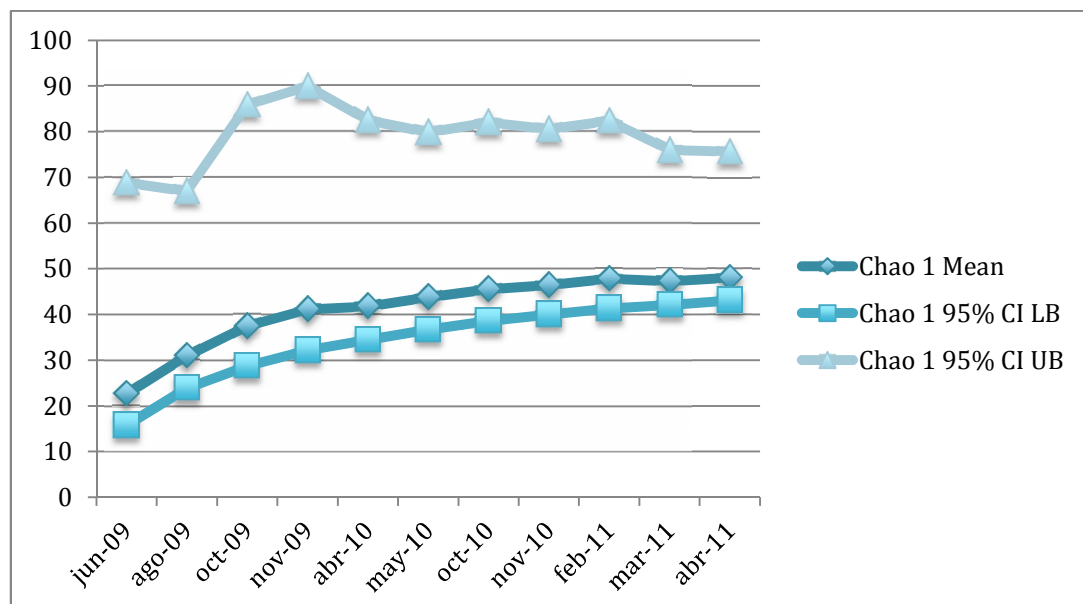


Fig. 8: Grafica arrojada por Chao 1, indicando especies esperadas para Laguna Grande

PARAMETROS FISICOQUIMICOS

De acuerdo a la Figura 9, se observó un patrón estacional en la temperatura superficial del agua en la laguna. Los valores mínimos se registraron en la época de estiaje del 2009, con $20.6 \pm 0.5^\circ\text{C}$. Los valores máximos se encontraron en época de lluvias en el 2009 y estiaje en el 2011, $30.6 \pm 0.5^\circ\text{C}$, $30.7 \pm 0.7^\circ\text{C}$ para 2009 y de $31.1 \pm 0.05^\circ\text{C}$ para 2011. De acuerdo con estos registros, se observó una variación anual, altamente significativa ($p < 0.137$) (media) de 27°C en la temperatura superficial del agua de la laguna.

Para la salinidad se presentó una diferencia entre los valores máximos y mínimos, siendo altamente significativa ($p < 0.022$), con fluctuaciones entre 13 y 15%, esto debido a la apertura de la barra y la presencia de un norte en la época de estiaje en 2010. Las variaciones mensuales fueron menores durante los meses de lluvias y mayores durante el estiaje. En ambas variables no hubo diferencias entre los lugares de colecta ($p > 0.05$).

Para oxígeno el valor más bajo que se presentó en estiajes fue de 3.9 mg/L contra el más alto de 9 mg/L, contrastando con el más bajo en lluvias con 4.2 mg/L y el más alto de 7.3 mg/L. El valor de 9 mg/L en el estiaje coincidió con la entrada de norte.

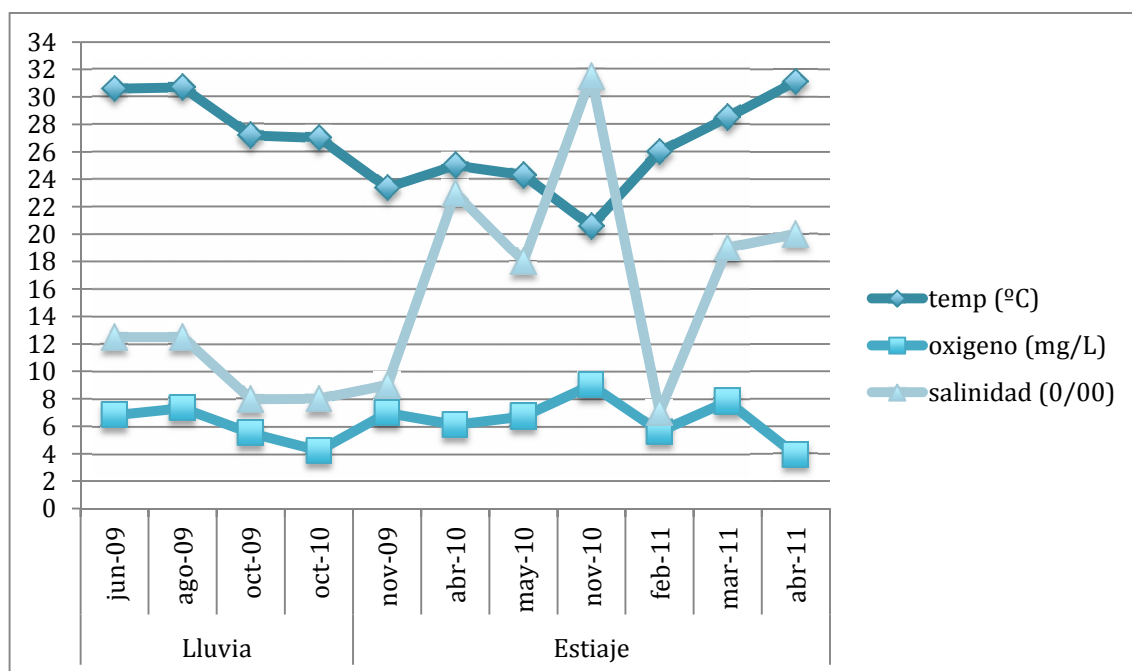


Figura. 9: Parámetros fisicoquímicos presentados en Laguna Grande

DISCUSION

Los resultados muestran que el intervalo de diversidad a lo largo del año fue de 2.79 bits/ind en estiaje y de 1.97 bits/ind en lluvias los cuales, comparados contra los presentado por Chávez-Hidalgo (2009) en Mahahual con 4.85 bits/ind, indican que el sistema lagunar cuenta con una diversidad alta en contraste con Mahahual; según Margalef (1977), la diversidad de peces suele encontrarse entre 1 y 3.5; el valor encontrado en este estudio, está de acuerdo con Margalef. Sin embargo, mientras este sea más alto se puede considerar como indicio de condiciones próximas a un equilibrio.

En Laguna Grande-Chica, los parámetros ambientales (temperatura (C°), salinidad (0/00) y oxígeno disuelto (mg/L)) mostraron una variación notable en la época de lluvias, registrándose la mayor diversidad (2.79 bits/ind) en la época de estiaje en 2011 cuando la temperatura (26.0°C) y salinidad (7‰) promedio fueron bajas, aumentando para lluvias (1.97 bits/ind) cuando los valores promedio de estos parámetros fueron de 29°C y 10‰. (Figura 5).

El agua de este sistema presenta, de manera general, concentraciones altas de oxígeno promedio (5.5 - 9 mg/L), las cuales son óptimas para el desarrollo de todos los organismos que la habitan. Los registros más altos fueron en estiaje y los más bajos en lluvias. Los valores de salinidad y oxígeno disuelto, coinciden de manera inversa con las mínimas y máximas temperaturas debido a las variaciones climáticas propias de cada época. Al respecto Svedrup *et al.* (1970) mencionan que el oxígeno disuelto depende principalmente de la temperatura y la salinidad, los cuales determinan la concentración de oxígeno, encontrándose menor concentración de este gas a mayor temperatura y salinidad.

Las variaciones en parámetros ambientales se reflejaron en las capturas, encontrando un mayor número de especies en época de estiaje (siendo las más representativas *Diapterus auratus*, *Diapterus rhombeus* y *Cetengraulis edentulus*). Este comportamiento, sugiere que el ecosistema es utilizado por los peces aprovechando las condiciones ambientales predominantes como temperatura, aumento de salinidad y oxígeno disuelto, lo cual se refleja en los valores espacio-temporales de los parámetros comunitarios de las especies.

Cinco especies (*Diapterus Auratus*, *Cathorops aguadulce*, *Centropomus parallelus*, *Eugerres plumieri*, *Mugil curema*) fueron muestreadas en la mayoría de las colectas por lo que se considera que son dominantes en el área de estudio debido a que su abundancia y distribución están relacionadas con las diferentes estrategias biológicas para utilizar los hábitats del sistema con fines alimenticios, reproductivos o de protección, como también con las variaciones ambientales (temperatura y salinidad) del sistema a lo largo del tiempo (Horn y Allen 1985, Yáñez-Arancibia *et al.* 1978), las cuales son variables importantes en la distribución y abundancia de las especies dominantes en la comunidad de peces, esto gracias a que aprovechan la apertura de barra para su ciclo reproductivo, así como la presencia de alimento

todo el año. Las familias mejor representadas son: Gerreidae (2 especies), Centropomidae (1 especie), Mugilidae (1 especie) y Ariidae (1 especie) de las cuales, *Centropomus parallelus* (robalo) y *Eugerres plumieri* (mojarrita) son las que tienen una mayor importancia económica.

Por lo anterior, la composición y dominancia de las especies en los conjuntos ictiofaunísticos varió en función de las épocas de lluvia y estiaje así como las características del ambiente. Durante las épocas de lluvias, tres especies presentaron la frecuencia más alta, destacando *Diapterus auratus*, *Centropomus parallelus* y *Mugil curema*. Esta época registra salinidad y temperatura bajas. Para estiaje, la temperatura y salinidad aumentan y es cuando se presentan *Cathorops aguadulce* y *Eugerres plumieri* de manera mas frecuente.

En la gráfica arrojada por Chao 1 (Fig. 8), el límite superior indica que el valor máximo esperado para el sistema lagunar es de 79 especies, en colectas se obtuvieron hasta el momento un total de 48.

El análisis de la diversidad (H') para el sistema Laguna Grande-Chica, mostró variaciones temporales, las cuales están relacionadas con las condiciones hidrológicas y ambientales prevalecientes a lo largo del año. Los valores más bajos de diversidad ($H'=1.09$), y equidad ($J'=0.34$) se observaron en el mes de octubre del 2009 (lluvias) cuando sólo fueron capturadas 9 especies de las cuales, solo 1 fue dominante. Las posibles causas de la baja diversidad en lluvias del 2009 pudieron ser condiciones climáticas adversas, posible barra cerrada.

Los valores más altos de H' fueron observados en época de estiaje. Tomando en cuenta que este es un sistema con influencia dulceacuícola significativa y que en esta época los niveles de evaporación e irradiación aumentan, ocasionan el incremento de la salinidad (18% a 31.5%), temperatura (28.5°C a 31.1°C) y de oxígeno (6.7m/L a 9 mg/L). Estos cambios hacen que las condiciones sean propicias para un mayor número de especies que en otras épocas (lluvias). Esto muestra que el amplio rango de tolerancia hacia los parámetros ambientales es lo que les permite a las especies permanecer en el sistema por grandes o breves periodos de tiempo.

La diversidad y abundancia de este sistema, están controladas de manera general por la salinidad y oxígeno principalmente, siendo de esta manera los factores más importantes en la variación de la comunidad, ya que estos sistemas lagunares presentan hábitats particulares con gradientes marcados en sus condiciones ambientales como lo son los parámetros fisicoquímicos, el tipo de sustrato, contenido de materia orgánica en el sustrato así como la presencia de vegetación sumergida y adyacente (Yáñez-Arancibia, *et al.*, 1985).

Se definieron 5 especies dominantes entre las que se encuentran especies de importancia económica y/o ecológica como son: *Centropomus parallelus* y *Eugerres plumieri* las cuales representan un recurso para el consumo local ya que se encuentran ampliamente distribuidas, con densidades altas en casi cualquier área del sistema Laguna Grande-Chica. Estas también son especies dominantes en otros sistemas lagunares estuarinos como los reportados por Castillo-Rivera (2001); Díaz-Ruiz *et al.* (2006) y Yáñez-Arancibia *et al.* (1985).

En las diferentes comunidades (lagunas costeras, estuarios, arrecifes coralinos y/o cuerpos dulceacuícolas) las especies coexisten presentando estrechas relaciones inter e intraespecíficas, además del ambiente y sus variaciones. Con base en esto, algunas especies presentan mayor éxito y dominancia que otras porque se reflejan sus adaptaciones biológicas y ecológicas que a su vez se manifiestan en mayor abundancia y frecuencia, y como consecuencia, en su amplia distribución en el sistema estudiado como lo menciona Díaz-Ruiz (1996).

CONCLUSIONES

La composición de la comunidad sigue con el patrón de alta dominancia y baja equidad; por lo que los valores de diversidad son similares a los registrados en otros sistemas costeros en el estado de Veracruz.

Se presentó una variación en los valores de diversidad a partir de Noviembre de 2010, notándose resultados más homogéneos como los arrojados con el Índice de Simpson, indicando que cuenta con una riqueza de especies más equitativa. La preferencia por el uso de este índice se debe a que es más sensible a especies dominantes y es menos sensible al número de especies.

Las variables ambientales mostraron cambios considerables en lo que respecta a las temporadas de lluvia y estiaje. La temperatura y el oxígeno disuelto no mostraron cambios drásticos a través de los muestreos. En cambio la salinidad mostró variaciones importantes en lo que respecta a la época de estío, en la que hubo un alta en los valores.

Con respecto a los valores de la Prueba de Medianas aplicados a los parámetros ambientales de manera independiente, ha sido observado que la salinidad es uno de los factores que se encuentran asociados a la estructura de la comunidad, como lo indican los índices Shannon-Wiener y Simpson debido a que estos resultados demuestran que la salinidad tiene una diferencia significativa en temporada de lluvias y de estío.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

AGUILAR, C., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., MUNKITTRICK, K.R., MACLATCHY, D.L., 2004. Fish assemblages on fringe coral reefs of the northern coast of Cuba near Havana Harbor. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 58, 126–138.

ALCAZAR C., 1986. Contribución al estudio de la biología de *Gobionellus hastatus* (Girard, 1859) (PISCES: GOBIIDAE) en el sistema lagunar Laguna Grande-Laguna Chica, Municipio de Vega de Alatorre, Veracruz, México. *Tesis Profesional. Fac. Biol. U. V.* 60 p.

AMARASINGHE, U. y WELCOMME, R., 2002. An analysis of fish species richness in natural lakes. *Environ. Biol. Fishes* 65: 327–339.

BARBOUR, C. y BROWN, J., 1974. Fish species diversity in lakes. *Am. Nat.*, 73–489.

BEGON, M., J. HARPER y C. TOWNSEND. 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. 3rd Ed., Blackwell Science, Oxford. 945 p.

CARPENTER, K.E. (ed.), 2002, The living marine resources of the Western Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)., FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5, Rome, pp. 601-1374.

CARRANZA-EDWARDS, A., M. GUTIÉRREZ-ESTRADA y R. RODRÍGUEZ TORRES, 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol.*, Universidad Nacional Autónoma de México, 2(1): 81-88.

CASTILLO-RIVERA, M. y R. ZÁRATE, 2001. Patrones espacio-temporales de la abundancia en peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiól.*, 11(1): 75-84.

CASTILLO-RIVERA, M., J. A. ZAVALA-HURTADO y R. ZÁRATE. 2002. Exploration of spatial and temporal patterns of fish diversity and composition in a tropical estuarine system of Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12: 167-177.

CASTRO-AGUIRRE, J. L. y C. MORA-PÉREZ., 1984. Relación de algunos parámetros hidrometeorológicos con la abundancia y distribución de peces en la laguna de La Mancha, Veracruz. *An. Esc. Nal. Cienc. Biol. Méx.* 28: 167-181.

CASTRO-AGUIRRE J.L., H.S. ESPINOSA-PEREZ, y J.J. SCMITTER-SOTO. 1999. *Ictiofauna Estuarino-Lagunar y Vicaria de México*. Limusa. México.

CHAO, L., L. PEREIRA y J. VIEIRA. 1985. Estuarine fish community of the Dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. 429-450 pp. In: Yáñez-Arancibia (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards and Ecosystem Integration*. UNAM, México.

CHAVEZ, R. 2005. Cambios en los Ensamblajes de peces del Sistema Lagunas de Alvarado (SLA). *Revista Digital Universitaria* 6, 1067-6079.

CHAVEZ-HIDALGO, A., 2009. Conectividad de los Arrecifes Coralinos del Golfo de México y Caribe Mexicano. La Paz, B.C.S. Tesis de maestría. CICIMAR. 68p.

COLWELL, R. K. 1997. Estimate S: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 5. Departament of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, U.S.A. Accesible en internet: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

COLWELL, R. K. Y J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.

CONTRERAS, F., 1985. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de Ecodesarrollo y Secretaria de Pesca, México. 253pp.

CONTRERAS, F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F., 415pp.

CONTRERAS, F. 2000. Las lagunas costeras mexicanas y su importancia para la biodiversidad. *México 2*: (1): 20- 128.

CONTRERAS, F. 2002. Importancia de la pesca ribereña en México. *Contactos*. 3". Época 46: 5-14.

CONTRERAS, F., O. CASTAÑEDA L., E. BARBA-MACÍAS y M. A. PÉREZ H. 2002. Caracterización e importancia de las lagunas costeras. En: INPI U. Ver. *La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. CRIP/INP/SAGARPA/ U. Veracruzana, México, pp: 31-43

CROWDER, L., COOPER, W., 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63, 1802–1813.

CROWE, A. 2000. *Abstracts from Québec 2000: Millennium Wetland Event*. Québec, Canada.

DAY, J. W., C.A.S HALL, W. M. KEMP y A. YAÑEZ-ARANCIBIA, 1989. *Estuarine Ecology*. Jonh Wiley, New York, 558 p.

DE LA CRUZ, A., J. FRANCO, L. y L. G. ABARCA, A. 1985. Caracterización ictiofaunística de los sistemas estuarinos del estado de Ver., México. Mem. VIII Congr.Nal.Zool. 175-187.

DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN y E. CANO-QUIROGA, 2006. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiol.* 16 (2):197-210.

ESCHMEYER, W.N., Editor. 1998. Catalog of fishes. Special Publication, California Academy of Sciences, San Francisco. 3 vols. 2905 p.

FRANCO, A., FRANZOI, P., MALAYASI, S., RICCATO, F., TORRICELLI, P., MAINARDI, D., 2006. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 67–83.

FRASER, T. H. 1997. Abundance, seasonality, community indices, trends and relationships with physicochemical factors of trawled fish in upper Charlotte Harbor, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 60: 739-763.

FROESE, R. Y D. PAULY. Editors. 2011. Fish Base. World Wide Web electronic publication. www.fishabase.org, versión (02/2011)

FUENTES-MATA, P. 1991. Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. En: Figueroa, T.M., C.S. Álvarez, A. Esquivel y M.E. Ponce (Eds.) *Fisicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas*. Serie: Grandes temas de la Hidrobiología 1: 66-73.

GAMITO, S. y K. ERZINI, 2005. Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). *Ecological Modelling* 181, 509–520.

GARCIA-CUBAS, A, M. REGUERO y R. ELIZARRARÁS. 1992. Moluscos del sistema lagunar Chica-Grande, Veracruz, México: Sistemática y Ecología. *An. Inst. Cienc. del Mar. y Limno.* UNAM 19 (1): 71 121.

GARCÍA, E. 2004. Modificaciones al sistema de la clasificación climática de Copen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, 347 p.

GHENT, A.W., 1991. Insights into diversity and niche breadth analyses from exact small-sample tests of the equal abundance hypothesis. *Am. Midl. Nat.* 126, 213–255.

HALFFTER, G. y E. EZCURRA. 1991. ¿Qué es la Biodiversidad? 3-24 pp. En: Halffter, G. (Ed.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica*. *Acta Zoológica*

Mexicana (n.s.). Volumen especial de 1992. CYTED-D, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. México.

HARDIN, G. 1960. Competitive exclusion principle. *Science* 131, 1292-1297.

HILL, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54, 427–432.

HORN, M.H. & L.G. Allen. 1985. Fish community ecology in southern California bays and estuaries. pp. 169- 190. *In*A. Yáñez-Arancibia (ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

HOOK, J.1991. Seasonal variation in relative abundance and species diversity of fishes in South Bay. *Contributions in Marine Science* 52: 127-141.

IBARRA, A., M. GEVREY, Y. PARK, P. LIM y S. LEK, 2003. Modelling the factors that influence fish guilds composition using a back-propagation network: assessment of metrics for indices of biotic integrity. *Ecol. Model.* 160, 281–290.

KARR, J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21–27.

KENDALL, M.A. y M. ASCHAN. 1993. Latitudinal gradients in the structure of macrobenthic communities: a comparison of Arctic, temperate and tropical sites. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172: 157-169.

KESSLER, W., H. SALWASSER, C. CARTWRIGHT JR., J. CAPLAN. 1992. New perspectives for sustainable natural resources management. *Ecol. Applicat.* 2, 221–225.

KNOPPERS, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. *En: B. Kjerfve (ed) Coastal lagoon processes* pp. 243-286.

KOBELKOWSKY, A. 1991. Ictiofauna de las lagunas costeras del estado de Veracruz, 74-93 pp. *In: M. G. Figueroa, C. Alvarez, A. Esquivel y E. Ponce (Eds.), Físicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

KREBS, C.1999. *Ecological Methodology*. 2nd Ed., Addison Wesley Longman, USA. 443 p.

KUSHLAN, J. 1976. Environmental stability and fish community diversity. *Ecology* 57: 821-825.

LAMB, E.G., BAYNE, E., HOLLOWAY, G., SCHIECK, J., BOUTIN, S., HERBERS, J., HAUGHLAND, D.L. 2009. Index for monitoring biodiversity change: are some more effective than others? *Ecol. Indicators* 9, 432–444.

LANKFORD, R. R. 1977. Coastal lagoon of Mexico. Their origin and classification. M. Wiley, (ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press Inc.

LÓPEZ, N. G., 1987. Variación estacional de las especies de la familia Gobiidae en el sistema lagunar (laguna Grande-laguna Chica) de Vega de Alatorre, Veracruz. *Tesis profesional*. Facultad de Biología U. V. 86 p.

LOWE-MCCONNELL, R.M. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University, Cambridge, Reino Unido.

MAGURRAN, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Malden, USA.

MAGURRAN, A. E. 1989. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. 200p.

MARGALEF, R., 1977. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona. 953 p.

MC EACHRAN, J.D. y J.D. FECHHELM, 1998, *Fishes of the Gulf of Mexico*. Volume 1: Myxiniformes to Gasterosteiformes., University of Texas Press, Austin. 1112p.

MC HUGH, J.L. 1976. Estuarine Fisheries: Are they doomed?. In: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine Processes Vol. I. Uses, stresses and adaptation to the estuary*. Academic Press. Nueva York. 15-17 pp.

MOUGUET, N., MOORE, J.L., LOREAU, M., 2002. Plant species richness and community productivity: why the mechanism that promotes coexistence matters. *Ecology Letters* 5, 56-65.

MOYLE, P. B. y J. J. CECH. 2000. *Fishes: an introduction to ichthyology*. 4th Ed., Prentice-Hall, New Jersey.

OROZCO J. I., 1986. Diagnósis poblacional de *Mugil curema* (Valenciennes) en la laguna de La Mancha, Municipio de Actopan, Ver. *Tesis de licenciatura*. U.V. 39 p.

ORTIZ L., H. J., 1986. Contribución al estudio de la biología de *Dormitor maculatus* (Bloch, 1790) (PISCES, GOBIIDAE) en el sistema lagunar Laguna Grande, Laguna Chica, Municipio de Vega de Alatorre, Veracruz, México. *Tesis profesional*. Facultad de Biología. U. V. 43 p.

PEET, R.K., 1975. Relative diversity indices. *Ecology* 56, 496–498.

PETCHY, O.L., HECTOR, A., GASTON, K.J., 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85, 847-857.

PETRY, P., P.B. BAYLEY & D.F. MARKLE. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *J. Fish Biol.* 63: 547-579.

POLLARD, D.A., 1994. A comparison of fish assemblages and fisheries in intermittently open and permanently open coastal lagoons on the south coast of New South Wales, south-eastern Australia. *Estuaries* 17, 631–646.

RASHLEIGH, B., 2004. Relation of environmental characteristics to fish assemblages in the upper French broad river basin, North Carolina. *Environ. Monit. Assess.* 93, 139–156.

RESÉNDEZ-MEDINA, A. y A. KOBELKOWSKY. 1991. Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México, México. *Universidad y Ciencia*, 8(15):91-110.

ROCHA RAMIREZ, A., R. CHAVEZ LOPEZ, A. RAMIREZ ROJAS y S. CHAZARO OLVERA. 2011. *Comunidades. Métodos de estudio*. 5ª Ed. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

ROTH, N., ALLAN, J., ERICKSON, D., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecol.* 11, 141–156.

ROZAS, L. P. y C. HACKNEY. 1984. Use of oligohaline marshes by fishes and macrofaunal crustaceans in North Carolina. *Estuaries*, 7: 213- 224.

SAVINO, J., STEIN, R., 1982. Predator–prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. *Trans. Am. Fish. Soc.* 111, 255–266.

SAVINO, J., STEIN, R., 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environ. Biol. Fishes* 24, 287–293.

SCHLEIGER, S., 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in west-central Georgia. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129, 1118–1133.

SHERIDAN, P. F. y R. J. LIVINGSTON, 1979. Cycle trophic relationships of fishes in an unpolluted river-dominated estuary in north Florida. In: R. J. Livingston (Ed.) *Ecological processes in coastal and marine systems*. Marine Science 10, Plenum Press New York: 143-162.

SPRUNG, M., 2001. Larval abundance and recruitment of *Carcinus maenas* L. close to its southern geographic limit: a case of match and mismatch. *Hydrobiologia* 449, 153–158.

SVERDRUP, H.U., M. W. JOHNSON y R. H. FLEMING, 1970. *The oceans, their physics, chemistry and general biology*. Prentice-Hall, Incorporated. U.S.A. 1087 p.

TONN, W., MAGNUSON, J., 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 149–1166.

TONN, W., PASZKOWSKI, C., HOLOPAINEN, I., 1992. Piscivory and recruitment: mechanisms structuring prey populations in small lakes. *Ecology* 73, 951–958.

TREMAIN, D.M. y D. H. ADAMS. 1995. Seasonal variations in species diversity, abundance, and composition of fish communities in the northern Indian River lagoon, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 57(1): 172-192.

WASHINGTON, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. *Water Res.* 18, 653–694.

XIE, S., CUI, Y., LI, Z., 2001. Small fish communities in two regions of the Liangzi Lake, China, with or without submersed macrophytes. *J. Appl. Ichthyol.* 17, 89–92.

YÁÑEZ-ARANCIBA, A. 1978, L. LARA-DOMÍNGUEZ, A. AGUIRRE-LEÓN, S. DÍAZ-RUIZ, F. AMZECUA, D. FLORES & P. CHAVANCE. 1985. Ecología de las poblaciones de peces dominantes en estuarios tropicales: Factores ambientales que regulan las estrategias biológicas y la producción. pp. 311-365. *In* A. Yáñez-Arancibia (ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

YÁÑEZ-ARANCIBA, A., L. LARA-DOMÍNGUEZ, J.L. ROJAS-GALVIZ, P. SÁNCHEZ-GIL, J.W. Day Jr. y C.J. MADDEN. 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of México). *J. Fish Biol.* 33: 191-200.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., A. AGUIRRE-LEÓN y G. SOBERÓN-CHÁVEZ, 1992. Estuarine related fisheries in Términos Lagoon and adjacent continental shelf (southern Gulf of Mexico). *In*: E. Maltby, P.J. Dugan and J.C. Lefeuvre (eds.), *Conservation and Development: The sustainable Use of Wetland Resources* (Proc. 3rd International Wetlands Conference, Rennes, France). IUCN Wetlands Programme, Gland, Switzerland, pp. 145-153.

YE, S., 2007. Studies on fish communities and trophic network model of shallow lakes along the middle reach of Yangtze River. *Ph.D. Thesis*, Institute of

Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan (in Chinese with English abstract).

ZHAO, S., FANG, J., PENG, C., TANG, Z., PIAO, S., 2006. Patterns of fish species richness in China's lakes. *Global Ecol. Biogeogr.* 15, 386–394.

ZOBEL, M., 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12: 266-269.