

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE
CIENCIAS MARINAS



Departamento de Pesquerías y Biología Marina

ECOLOGÍA DE LA COMUNIDAD DE PECES ASOCIADA AL
MANGLAR DEL ESTERO EL CONCHALITO, ENSENADA DE LA
PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

BIOL. ADRIÁN FELIPE GONZÁLEZ ACOSTA

La Paz, Baja California Sur, México, Septiembre de 1998.

INDICE

	No.de página
Resumen.....	i
Abstract	ii
Lista de tablas.....	iii
Lista de figuras.....	v
Glosario.....	viii
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes.....	3
3. Justificación.....	6
4. Objetivos.....	8
5. Área de estudio.....	9
5.1 Geomorfología.....	9
5.2 Clima.....	10
5.3 Hidrología.....	10
5.4 El Estero El Conchalito.....	11
6. Material y Métodos.....	13
6.1 Trabajo de campo.....	13
6.2 Muestreo hidrogeoquímico.....	13
6.3 Muestreo biológico	14
6.4 Análisis de resultados.....	16
7. Resultados.....	22
7.1 Hidrología física.....	22
7.2 Hidrología química.....	24
7.3 Correlación entre variables ambientales.....	27
7.4 Estructura comunitaria.....	30
7.4.1 Riqueza específica.....	30
7.4.2 Abundancia comunitaria.....	32

7.4.3 Distribución de la abundancia	33
7.4.4 Clasificación de los peces asociados al manglar	44
7.4.5 Dominancia: Índice de Valor Biológico de Sanders	47
7.4.6 Diversidad ecológica	50
7.4.7 Análisis de similitud	51
7.4.8 Análisis de correlación: ambiente-comunidad	56
7.5. Frecuencia de tallas de las especies dominantes	59
8. Discusión	72
8.1 Importancia del Manglar El Conchalito	104
9. Conclusiones	106
10. Recomendaciones	108
II. Literatura citada	109
Anexo I	118
Anexo II	122
Anexo III	126

RESUMEN

Se presentan los resultados de un estudio realizado de junio de 1996 a agosto de 1997 en un área de manglar dentro de la Ensenada de La Paz, donde se evaluó la variabilidad ambiental y su influencia en la estructura de la comunidad ictiofaunística asociada a este ecosistema. Los factores físicos como la temperatura, nivel de marea, velocidad de corriente y salinidad, fueron determinados con un correntímetro Ocean Instruments S4, colocado en la parte central del canal del estero. El oxígeno y nutrientes se evaluaron mediante las técnicas convencionales descritas en Strickland y Parsons (1972). Un análisis de correlación reveló la existencia de una relación positiva de la temperatura con el nivel y la velocidad de corriente de la marea; mientras que para la salinidad, el oxígeno y los fosfatos, la relación mostró una tendencia negativa. La marea por su parte, se encuentra correlacionada positivamente con la velocidad de la corriente y negativamente con los fosfatos. Se recolectaron un total de 35138 ejemplares, con un peso de 35.04 kg empleando una red de flujo del tipo "Flume net", colocada perpendicular al canal principal del estero y operando durante el reflujo de la pleamar máxima en períodos de luna llena. La composición de la comunidad quedó representada por un total de 42 especies, agrupadas en 33 géneros y 21 familias. La mayor riqueza específica se presentó en verano con 21 especies y la menor en invierno con solamente 13 especies. La diversidad de Shannon-Wiener presentó su valor más alto en la época de otoño (2.7 bits/ind), contrastando con la mínima en verano (1.28 bits/ind). De acuerdo con el Índice de Valor Biológico de Sanders, la comunidad estuvo dominada en densidad por *Eucinostomus currani* (21.9%) y en biomasa por *Sphoeroides annulatus* (14.7%) y *Diapterus peruvianus* (13.6%). La comparación realizada entre las comunidades de peces recolectadas con chinchorro y la red de flujo, permite establecer la clara incursión al estero El Conchalito por especies habitantes de la laguna adyacente. La composición y abundancias de la comunidad, se presentó bajo un claro patrón estacional que pone de manifiesto la influencia de la variabilidad ambiental sobre la comunidad y el uso que las especies hacen de este sitio en función de sus características bioecológicas, resaltando así la importancia del biotopo de manglar, en el sustento de los recursos pesqueros y funcionalidad de los ecosistemas de la Ensenada y Bahía de La Paz.

ABSTRACT

The results of an ecological study carried out between June 1996 and August 1997 in an ecosystem of mangrove into the Ensenada de La Paz are presented. The influence of environmental variability on the fish community structure was evaluated. Temperature, tide level, current velocity and salinity were recorded with an Ocean Instruments S4 current meter placed in the center of a tidal channel. Dissolved oxygen and nutrients were determined through conventional techniques (Strickland and Parsons, 1972). A correlation analysis revealed positive relationships between the temperature and the tidal level and current velocity, however the temperature was inversely correlated with dissolved oxygen. The salinity showed a negative relationship with tide level, current speed and nitrites, but positive with phosphates. The tide level was related positively with the current velocity and inversely with the concentration of phosphates. A total of 35138 individuals (35.04 kg in weight) were caught by using a Flume net perpendicularly placed to the main channel and operating during the return flow of high tide. The fish community was composed by 42 species, belonging to 33 genera and 21 families. Highest species richness was found in summer (21 species) and the lowest in winter (13 species). Shannon-Wiener's diversity was highest in autumn (2.7 bits/ind.), whereas summer had the lowest (1.28 bits/ind.). According to Sanders's Biological Index, the fish community was dominated in density by *Eucinostomus currani* (21.9%) and in biomass by *Sphoeroides annulatus* (14.7%) and *Diapterus peruvianus* (13.6%). A comparison between fish communities collected by using seine net and flume net, allowed to establish the significant utilization of the mangrove El Conchalito by species inhabitant in the adjacent lagoon. Fish community composition and abundance showed a seasonal variation pattern, as consequence of the environmental influence and the habitat use by fish species that arrival to this mangrove ecosystem for several purposes of their life histories. Finally, this study shows the importance of the mangrove swamp for the supporting of fisheries and nearby ecosystems of bay and lagoon is highlighted.

Tabla 1. Promedios estacionales de las principales variables ambientales evaluadas durante el período junio 1996-agosto 1997: Temperatura (°C), Salinidad (‰), Nivel de marea (m), Velocidad de la corriente (cm/s), Oxígeno disuelto (mg/l), NO ₂ (μg-atN/l), NO ₃ (μg-atN/l), PO ₄ (μg-atP/l) y SiO ₂ (μg-atSi/l)	22
Tabla 2. Matriz de correlación, entre descriptores ambientales determinados en el estero El Conchalito: T°C= Temperatura, S‰= Salinidad, marea (m), VC= Velocidad de la corriente, O ₂ D= Oxígeno disuelto, NO ₂ = nitritos, NO ₃ = nitratos, PO ₄ = fosfatos y SiO ₂ =silicatos	28
Tabla 3. Composición mensual de la comunidad ictiofaunística, recolectada estacionalmente en el estero El Conchalito. Los resultados se presentan estandarizados a número de ejemplares y biomasa por hectárea como unidad de muestreo. Las artes de colecta empleadas son RF= Red de flujo y CH= Chinchorro	33
Tabla 4. Clasificación obtenida a partir de la abundancia numérica y frecuencia de aparición específica: Red de flujo	45
Tabla 5. Clasificación obtenida a partir de la biomasa y frecuencia de aparición específica	46
Tabla 6. Descriptores comunitarios determinados estacionalmente en el estero El Conchalito. H'= diversidad, S= riqueza específica, J'= equidad y D= dominancia. La densidad y biomasa, se presentan en número de organismos y gramos por m ² , respectivamente. Arte de recolecta utilizado: Red de flujo	50
Tabla 7. Descriptores comunitarios determinados estacionalmente en el estero El Conchalito. H'= diversidad, S= riqueza específica, J'= equidad y D= dominancia. La densidad y biomasa, se presentan en número de organismos y gramos por m ² , respectivamente. Arte de recolecta utilizado: Chinchorro	51
Tabla 8. Matriz de la similitud porcentual, entre las abundancias de la comunidad de peces recolectada con la red de flujo, en el estero El Conchalito	52
Tabla 9. Matriz del Coeficiente de Similitud Comunitaria, determinada a partir de la composición específica de las comunidades de peces recolectadas con la red de flujo	53

Figura 24. Gráfico de la correlación determinada, entre las principales variables ambientales analizadas y las especies de peces recolectadas en el manglar del estero El Conchalito, Ensenada de La paz, B.C.S.	57
Figura 25. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Eucinostomus currani</i> , en el estero El Conchalito	65
Figura 26. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Diapterus peruvianus</i> , en el estero El Conchalito	66
Figura 27. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Anchoa ischana</i> , en el estero El Conchalito	67
Figura 28. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Eucinostomus entomelas</i> , en el estero El Conchalito	68
Figura 29. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Mugil curema</i> , en el estero El Conchalito	69
Figura 30. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Ctenogobius sagittula</i> , en el estero El Conchalito	70
Figura 31. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Lile stoliifera</i> , en el estero El Conchalito	71
Figura 32. Variación estacional en la composición de tallas de <i>Eucinostomus gracilis</i> , en el estero El Conchalito	71

Tabla 10. Relación de trabajos ictiológicos y ecológicos, realizados en otras regiones de México y el mundo	86
Tabla 11. Relación de trabajos ictiológicos y ecológicos, realizados en la Ensenada y Bahía de La Paz, Baja California Sur, México	87

LISTA DE FIGURAS

	No.de p á g i n a
Figura 1. Localización del área de estudio, Manglar del Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México	12
Figura 2. Red de flujo (Flume net) modificada de Mc Ivor y Odum (1986), utilizada en las recolectas biológicas durante el período de reflujo de la marea	15
Figura 3. Gráfico teórico de la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), modificada por García de León (1988), donde se determina la separación de las especies de acuerdo con sus valores de abundancia y frecuencia relativa	18
Figura 4. Variación estacional de la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, en el estero El Conchalito	23
Figura 5. Variación estacional del nivel de marea y salinidad, en el estero El Conchalito	24
Figura 6. Variación estacional de la corriente de marea, en el estero El Conchalito	25
Figura 7. Variación estacional de la concentración de nitritos y nitratos, en El Conchalito	26
Figura 8. Variación estacional en la concentración promedio de fosfatos y silicatos, en el estero El Conchalito	27
Figura 9. Descriptores ecológicos de la comunidad de peces asociada al manglar del estero El Conchalito. a) Red de flujo y b) Chinchorro. S= riqueza específica, H'=diversidad, J'=equidad y D= dominancia	31
Figura 10. Variación estacional de la abundancia de los peces recolectados en el manglar El Conchalito. a) Red de flujo y b) Chinchorro	34
Figura 11. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de otoño. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo	37
Figura 12. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de invierno. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo	38
Figura 13. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de primavera. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo	39

Figura 14. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de verano. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo	40
Figura 15. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de otoño. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: chinchorro	41
Figura 16. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de primavera. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: chinchorro	42
Figura 17. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de verano. a) Densidad, b) Biomasa. Arte de recolecta: chinchorro	43
Figura 18. Clasificación de las especies de peces recolectadas con la red de flujo, a partir de la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988). Densidad. A) Dominantes, B) Constantes, C), Ocasionales y D) Raras	45
Figura 19. Clasificación de las especies de peces recolectadas con chinchorro, a partir de la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988). Biomasa. A) Dominantes, B) Constantes, C), Ocasionales y D) Raras	46
Figura 20. Especies dominantes en a) densidad y b) biomasa relativas (%) de acuerdo al cálculo del Índice de Valor Biológico de Sanders, en el sentido anual. Arte de recolecta: red de flujo	48
Figura 21. Especies dominantes en a) densidad y b) biomasa relativas (%) de acuerdo al cálculo del Índice de Valor Biológico de Sanders, en el sentido anual. Arte de recolecta: chinchorro	49
Figura 22. Tendencias estacionales en la similitud porcentual de las abundancias de la comunidad de peces recolectada con la red de flujo, en el manglar del estero El Conchalito. El tamaño y orientación de las flechas indican el nivel de similitud y tendencia estacional, respectivamente. 0= otoño, I= invierno, P= primavera y V= verano	55
Figura 23. Tendencias estacionales en la similitud de la composición específica de la comunidad de peces recolectada con la red de flujo, en el manglar del estero El Conchalito. El tamaño y orientación de las flechas indican el nivel de similitud y tendencia estacional, respectivamente. 0= otoño, I= invierno, P= primavera y V= verano	55

GLOSARIO

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE
CIENCIAS MARINAS
BIBLIOTECA
I.P.N.
DONATIVO

BAJAMAR: Nivel mínimo de la marea.

BIOECOLOGÍA: Relativo a la ecología de los animales y vegetales en conjunto.

BIONOMÍA: Lo relativo a la biología de un organismo.

BIOMASA: Medida cuantitativa de la materia viva, la cual generalmente se expresa en gramos.

BIOMASA RELATIVA: Peso de un organismo, proporcional a la biomasa total en la comunidad. Se expresa en gramos por unidad de área.

BIOTOPO: Lugar en el ecosistema, que ocupan las plantas y animales que componen una comunidad.

BIOTA: Todos los organismos vivos de una determinada región.

COMUNIDAD: Conjunto de poblaciones, que viven e interactúan en un área o hábitat definido.

CORRELACIÓN: La relación cuantitativa entre dos o más variables aleatorias.

DENSIDAD: Medida cuantitativa del número de individuos en la población, en relación a una unidad de espacio (área o volumen).

DIAGÉNESIS: La transformación total de la materia orgánica depositada frecuentemente en los sedimentos estuarinos.

DIAGÉNESIS PRIMARIA: Procesos que suceden en la capa superior de los sedimentos.

ECOSISTEMA: Sistema compuesto por procesos físicos-químicos-biológicos activos, dentro de una unidad espacio-temporal de cualquier magnitud.

ECOTONO: Es una zona de transición entre dos o más comunidades diversas.

GREMIO: Grupo de especies que aprovechan un recurso básico de manera común.

HÁBITAT: El lugar o espacio físico que un animal o planta, ocupan en la naturaleza.

HÁBITAT CRÍTICO: Las áreas que juegan un papel clave en el mantenimiento de las poblaciones bióticas, las cuales son concurridas para el cumplimiento de alguna fase de su ciclo biológico.

HUMEDAL: Zona costera inundada o inundable, que presenta vegetación adaptada a estas condiciones.

ICTIOFAUNA: Fauna correspondiente al grupo de los peces.

MAREA: El incremento o decremento alternado del nivel medio del mar, influenciado por la atracción gravitacional del Sol y la Luna, sobre la Tierra.

MAREA SEMIDIURNA: Tipo de marea que comprende de dos eventos pleamar y dos de bajamar, con diferente amplitud en un ciclo de 24 horas.

MARISMA: Área somera adyacente al mar o a una laguna costera, cubierta por vegetación tolerante a elevadas salinidades y sujeta a inundación periódica por las mareas.

MIGRACIÓN: Acción y efecto de pasar de un lugar a otro como parte de su ciclo biológico, para establecerse en él. Movimientos diurnos y estacionales, realizados por los organismos.

NICTEMERAL: La sucesión entre el día y la noche, en la oscilación de los factores físicoquímicos del ambiente.

NUTRIMENTOS: Las sustancias o elementos esenciales para el desarrollo de plantas y animales.

PLEAMAR: Nivel máximo de la marea.

TAXA: Plural de taxón.

TAXÓN: Unidad taxonómica de cualquier jerarquía.

TAXOCENÓISIS: Aquella parte de la comunidad definida por su pertenencia a un determinado grupo taxonómico.

TRÓFICO (Nivel): Clasificación funcional de los organismos de una comunidad conforme a sus relaciones alimenticias.

Nota: Los conceptos vértidos en este glosario fueron tomados de:

Anónimo, 1991. Breviario de términos y conceptos, sobre ecología y protección ambiental. 2a. Edición, *Petróleos Mexicanos*, 324 pp.

Krebs, Ch. J. 1988. Ecología: estudio de la distribución y la abundancia. Ed. *Harla*, 753 p.

1. INTRODUCCIÓN

En la mayoría de los márgenes de lagunas, esteros y bahías de las costas tropicales y subtropicales mexicanas, se desarrolla una importante asociación vegetal arbórea, acuática y vascular, denominada manglar (Ramírez-García y Lot-Helgueras, 1994), la cual se presenta formando asociaciones en zonas con características ambientales muy particulares, sujetas a inundación periódica por las mareas y en relación con el tipo de sedimento y los niveles de salinidad (Snedaker, 1989).

Este tipo de vegetación se extiende en el litoral del Golfo de California, desde el Estado de Baja California, a los 29° latitud N para *Rizophora* y 31° latitud N para *Avicennia* hasta el norte del Perú (Rzedowski, 1983). Representa un ecotono entre el mar y la tierra (Pannier y Pannier, 1980), en donde las especies que lo constituyen están adaptadas a tolerar amplios gradientes de salinidad. De igual manera, los manglares protegen el litoral del impacto del oleaje y controlan la erosión mediante la retención de partículas sedimentarias entre sus raíces.

Los manglares son biotopos ecológicamente importantes, pues aportan cantidades significativas de nutrimentos y material orgánico que contribuyen en los niveles de productividad primaria y secundaria de los ambientes acuáticos costeros (Sheridan, 1992; Suman, 1994). Los procesos de fijación de energía, productividad y ciclos de los elementos nutritivos, están influidos por factores ambientales externos a estos ecosistemas. De ahí que gracias a la acción de las mareas, una buena parte de la materia orgánica producida por los manglares no se llega a acumular, sino que es exportada de manera continua como elementos nutritivos hacia las aguas adyacentes.

A este respecto, Odum y Heald (1975) mencionan que la producción de materia orgánica derivada de los manglares tiene incidencia en la cantidad y variedad de peces, moluscos,

crustáceos y otros habitantes de lagunas costeras tropicales. En muchos de los casos constituye el punto inicial de una compleja cadena alimentaria, cuyos residuos orgánicos representan el alimento básico de gran cantidad de especies, particularmente de formas larvarias y juveniles, que a su vez son consumidas por depredadores de niveles tróficos superiores (Boto, 1989; Wilson, 1989).

De esta manera, las diferencias que se puedan presentar en el insumo de nutrimentos derivados de los manglares influyen cuantitativamente en las pesquerías, al afectar las características básicas del ecosistema. Por lo tanto, de acuerdo con lo señalado por Birkeland (1990), el aporte de nutrimentos y/o la carencia de éstos, tienen influencia tanto en la naturaleza de la estructura trófica de las comunidades, como en las características vitales de las especies dominantes.

Con base en lo anterior, resulta comprensible que las áreas de manglar en el estero El Conchalito, puedan ser concurridas por grupos de peces susceptibles de aprovechamiento pesquero, uso recreativo y conservación, o bien por especies ecológicamente importantes en la transferencia de materia y energía con los cuerpos acuáticos circunvecinos. De esta forma y de acuerdo con lo que se ha descrito en lagunas costeras de otras regiones del mundo (Vegas, 1980; Thayer *et al.*, 1987; Wilson, 1989; Snedaker, 1989; Vance *et al.*, 1990), el biotopo de manglar en el estero representaría para la ictiofauna, una importante zona de reproducción, crianza, alimentación, crecimiento, protección contra la depredación y ruta de migración.

Por consiguiente, la importancia de este manglar para la comunidad de peces tanto de la Ensenada, como de la Bahía de la Paz, se sustenta en la diversidad de hábitats que estos ambientes les proporcionan, así como por la significativa producción de recursos que junto con los factores ambientales, determinan una variación espacio-temporal en las

poblaciones ícticas dentro de los ecosistemas estuarino-lagunares (Pinto, 1987; Yañez-Arancibia *et al.*, 1988,1993; Blaber y Milton, 1990; Sheridan, 1992; Tzeng *et al.*,1992).

No obstante que dicha importancia ha sido documentada ampliamente para los manglares del Atlántico americano (Crattrijsse *et al.*, 1994), es notable la escasez de estudios relacionados con este ecosistema en las costas del Pacífico, particularmente en lo que se refiere al papel ecológico que desempeñan para la fauna allí presente. En el Pacífico mexicano, poca ha sido la atención prestada a este tema (Flores-Verdugo *et al.*, 1987, 1990) y menos aún para la península de Baja California (Maeda, 1980; Maeda *et al.*, 1982).

Por este motivo, se planteó el presente estudio que tiene como finalidad, la de contribuir al conocimiento de la interacción de este humedal con la laguna y bahía adyacentes, y su importancia como zona de albergue para la comunidad íctica asociada a él.

2. ANTECEDENTES

Un tema común en la literatura de ambientes costeros, es el referente a los estudios de la estructura comunitaria y funcionalidad de los manglares, relacionándolos con la diversidad de interacciones existentes entre el ambiente y los componentes bióticos asociados a este tipo de vegetación (González-Acosta, 1995).

Entre algunos de los temas que han sido estudiados sobre los manglares, están los cambios biogeoquímicos basados en análisis mineralógicos (Manus y Lucas,1982), así como su influencia en la dinámica poblacional y productividad pesquera, tanto de crustáceos como de peces (Wolanski y Boto, 1990). A través de este tipo de estudios, se han logrado describir los patrones de distribución y zonación de la macrofauna asociada a las raíces de los mangles (Sasekumar, 1984).

En nuestro país, los manglares han sido objeto de diversos estudios botánicos (Cuatrecasas, 1958; Sánchez, 1963; Lot-Helgueras *et al.*, 1975; Vázquez-Yanes, 1980; Trejo-Torres *et al.*, 1993). Algunos de índole zoológico (Vargas, 1980; Inclán, 1989; Yañez-Arancibia *et al.*, 1988; Yañez-Arancibia *et al.*, 1993; Vega-Cendejas *et al.*, 1994; González-Acosta, 1995), destacan el papel significativo que juegan los manglares en el nivel de productividad del ecosistema, a través del desarrollo de una gran variedad de fauna asociada a ellos. Una gran parte de estos estudios se han realizado en la costa Atlántica de nuestro país, particularmente en la vertiente del Golfo de México, en los estados de Veracruz, Campeche y Yucatán. Sin embargo, existen pocos estudios para el Pacífico mexicano (Flores-Verdugo *et al.*, 1987, 1990).

En lo que respecta a la península de Baja California, son escasos los antecedentes sobre el tema. Entre ellos están los estudios botánicos realizados por Ramírez-García y Lot-Helgueras (1994) en el Golfo de California y para la Ensenada de La Paz, los de Espinosa *et al.* (1982), Mendoza *et al.* (1984) y Jiménez-Quiroz (1991), referentes a la estructura y composición del bosque, productividad y factores que influyen en su dinámica.

En general, tanto la Bahía como la Ensenada de La Paz han sido estudiadas en sus características hidrológicas por diversos autores (Espinoza-Avalos, 1979; Villaseñor-Casales, 1979; Cervantes-Duarte, 1982; Jiménez-Illescas, 1983; Granados-Guzmán y Alvarez-Borrego, 1983; Gómez *et al.*, 1984; Cervantes-Duarte y Santoyo, 1986; Obeso-Nieblas, 1987; Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988; Cruz-Orozco *et al.*, 1989; Obeso-Nieblas y Jiménez-Illescas, 1989; Lechuga-Déveze *et al.*, 1990; Cervantes-Duarte *et al.*, 1991; Obeso-Nieblas *et al.*, 1993; Jiménez-Illescas *et al.*, 1994; Sandoval y Gómez-Valdés, 1997). También se cuenta con un estudio acerca del origen y evolución de la Laguna de La Paz, realizado por Nava-Sánchez y Cruz-Orozco (1986).

Las investigaciones que existen sobre aspectos biológicos en la laguna, incluyen los de la fauna malacológica (Villamar, 1965), la ecología del plancton (Signoret y Santoyo, 1980) e ictioplancton (Castro-Aguirre *et al.*, 1984), evaluaciones de la concentración de clorofilas (Lechuga-Déveze *et al.*, 1986) y el fitoplancton de tres ecosistemas de manglar en la Bahía de La Paz (Bustillos-Guzmán, 1986).

Entre los estudios faunísticos realizados en la laguna y las áreas de manglar adyacente, se cuenta con los trabajos sobre la comunidad bentónica (Espinosa *et al.*, 1982), el zooplancton (García-Pámanes *et al.*, 1984) y la avifauna (Llinas-Gutiérrez *et al.*, 1989; Carmona, 1995; Carmona-Islas, 1997). Acerca de los peces, existen trabajos como la compilación de la bibliografía ictiológica de la Bahía de La Paz (Chávez, 1985) y listados sistemáticos de los peces en la Bahía y Ensenada de La Paz (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995, 1997; Castro-Aguirre *et al.*, 1997). Otros se han enfocado al estudio de la variación diurna de la ictiofauna en la ensenada (Leija-Tristán *et al.*, 1992) y variación en la abundancia de larvas de las familias Engraulidae y Clupeidae (Moreno-Garibay, 1978).

Particularmente, acerca de la ictiofauna asociada a los manglares en la región, sólo se cuenta con los estudios realizados por Maeda (1981) y Maeda *et al.* (1982). No obstante, a pesar de toda la información generada hasta el momento, poca ha sido la atención puesta en el conocimiento del papel que desempeñan los manglares y marismas de la península de Baja California, en particular de la Ensenada de La Paz, como zonas de protección y alimentación para la comunidad nectónica, así como de los procesos fisicoquímicos de intercambio con los ecosistemas adyacentes a la laguna.

En términos generales, se puede decir que poco ha sido documentado acerca de la relevante función que tiene el detritus del manglar en la productividad de los ecosistemas costeros. Sin embargo, se conoce que el consumo de este material por las comunidades

microbianas (bacterias y hongos) contenidas en los sedimentos, permiten la remineralización y liberación de nutrimentos que son asimilados por el fitoplancton y fitobentos, los cuales incrementan los niveles de productividad de los sistemas acuáticos adyacentes. Esta producción también es utilizada por el zooplancton y los peces, a través de una compleja cadena alimentaria de consumidores de diferentes niveles tróficos (López *et al.*, 1988).

Cabe señalar que los flujos hidrológicos son también importantes en el transporte y distribución de nutrimentos a través del bosque de manglar, donde son atrapados por los tejidos vegetales y sedimentos. Estos nutrientes son fijados y transformados en componentes orgánicos por las plantas, posteriormente son retornados al sistema como material en descomposición. Una vez depositados en los sedimentos, son reciclados y tomados a partir de la fauna que mueve y redistribuye estos nutrimentos y productos orgánicos dentro y fuera del sistema (Lugo y Snedaker, 1974).

3. JUSTIFICACION

Concientes de la importancia de los mangles dentro de la estructura y funcionalidad de los ecosistemas costeros, muchos países han dirigido una buena parte de su esfuerzo a la tarea de protegerlos y conservarlos mediante el establecimiento de reservas o parques nacionales, entre los cuales destaca por su celebridad el Everglades National Park en Florida (Blasco, 1981). A partir de la conservación de estas áreas, es posible lograr una integración ecológica entre los manglares, pesquerías y fauna litoral, partiendo del estudio y conocimiento de las estrechas relaciones que existen entre sus componentes (Cintrón *et al.*, 1982; Snedaker, 1989; John y Lawson, 1990).

La Ciudad de La Paz, B.C.S., se ha desarrollado a lo largo de la línea costera y en el margen sur de la Laguna del mismo nombre, dando lugar a un importante nivel de

afectación sobre las comunidades marinas y terrestres, debido a actividades de relleno, dragado y desmonte. Se han impactado fondos someros en la laguna, marismas, dunas y sobre todo, la vegetación de manglar, la cual hasta hace poco más de 30 años todavía existía en la parte occidental de la Ciudad y de la que se estima se han perdido poco más de 40 ha de bosque en los últimos años (Mendoza *et al.*, 1984).

El estero El Conchalito, situado en la porción centro sur de la ensenada y conformado por un manglar de cuenca y marismas halófitas, constituye la última formación boscosa de este tipo en el margen sur de la Laguna de La Paz. La urbanización acelerada de la zona pone en riesgo su existencia, de tal suerte que de las 2.8 ha de urbanización (en el año de 1994), en la actualidad se cuenta con 28.8 ha construídas, con un total de 800 a 1000 casas de interés social y cuyos asentamientos se encuentran en los linderos de la marisma.

La importancia reconocida hasta ahora para este biotopo de manglar, radica en su papel como hábitat para la avifauna (Carmona, 1995; Carmona-Islas, 1997). Sin embargo, dada la estructura de esta comunidad vegetal y la interacción del humedal con el mar, suponen la peculiaridad de constituir un hábitat propicio para peces y crustáceos, que no ha sido estudiado. De esta manera surgió esta iniciativa, con el propósito de contribuir al conocimiento del estero El Conchalito, iniciando con los estudios que permitan establecer la relevancia ecológica del manglar para la comunidad de peces habitante en la Ensenada de La Paz, cuyos antecedentes en la actualidad son escasos o nulos.

4. OBJETIVO GENERAL

Contribuir al conocimiento de la composición y estructura de la comunidad de peces que utilizan las áreas de manglar del estero El Conchalito y su variación estacional en relación a las condiciones del ambiente.

4.1. OBJETIVOS PARTICULARES

- Conocer la composición específica de la comunidad de peces asociada al manglar del estero.
- Establecer los patrones estacionales en la variación de la riqueza, diversidad y dominancia específica (en términos de su densidad y biomasa), de la ictiofauna recolectada en este ecosistema.
- Evaluar la variabilidad estacional en la estructura de la comunidad íctica asociada al manglar a lo largo de un ciclo anual.
- Determinar la fluctuación de las principales variables ambientales y su influencia en la composición y estructura comunitaria.
- Finalmente, mediante el depósito de una parte representativa del material recolectado e identificado en el presente estudio, se pretende contribuir al incremento del acervo biológico de la Colección Ictiológica del CICIMAR-IPN y el mantenimiento del material de referencia.

5. AREA DE ESTUDIO

5.1. Geomorfología

La Ensenada de La Paz se localiza en la porción S-SE de la Bahía de la Paz, en el Estado de Baja California Sur. Geográficamente se ubica entre los paralelos 24° 10' y 24 ° 06' de latitud norte y los meridianos 110° 19' y 110° 26' de longitud oeste. Se encuentra separada de la bahía por "El Mogote", una barra arenosa de origen marino, cuya longitud aproximada es de 11 km en sentido este-oeste y de 2.7 km en su parte más amplia (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988).

Este cuerpo de agua se comunica con la Bahía de La Paz a través de un canal de mareas que conforma la boca del sistema, con una profundidad media entre los 7-10 m, una anchura entre 0.6-1 km y una longitud de 4 km. En su parte central, la recorre un canal principal que disminuye en profundidad hasta los 4 m en su porción más interna (Granados-Guzmán y Alvarez-Borrego, 1984; Cervantes-Duarte *et al.*, 1991 y Obeso-Nieblas *et al.*, 1993).

Asimismo, la ensenada representa una cuenca con una superficie aproximada de 45 km² al nivel medio del mar, la cual tiene una longitud de 12 km y una amplitud de 7 km (Obeso-Nieblas *et al.*, 1993; De la Cruz-Agüero, 1996). Cuenta con un volúmen aproximado de $120 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988).

La Ensenada de La Paz, es una laguna costera que pertenece al grupo III A, del tipo de plataforma interna con barrera y escorrentías ausentes o muy localizadas, que presenta una batimetría modificada por la acción de las mareas (Lankford, 1977). Es una depresión que está protegida por una extensa barrera arenosa formada por el transporte litoral de las corrientes generadas por el oleaje y mareas hace 5000 años (Nava-Sánchez y Cruz-Orozco, 1989).

5. 2. Clima

El clima de la región es del tipo BW (h')hw (e'), que corresponde al árido o desértico, con una época de sequía prolongada, escasa precipitación pluvial y una temperatura media anual de 23.5 °C (García, 1988), con mínimos de 2-8 °C durante los meses de diciembre y febrero, y máximos de 40 a 43 °C entre los meses de junio y agosto (Espinoza, 1979; Jiménez-Quiroz, 1991). La evaporación total anual es de 2387.2 mm; se presenta un régimen de lluvias en verano, con una precipitación total anual de 219.7 mm, siendo septiembre el mes más lluvioso con 65.3 mm (Secretaría de Marina, 1979). La humedad relativa oscila entre el 66-72 %, lo cual hace que esta zona presente condiciones áridas o desérticas (Espinoza-Avalos, 1977), debido a que la evaporación excede a la precipitación (Espinoza, 1979).

Durante los meses de noviembre a mayo, prevalecen los vientos del noroeste por las mañanas y después cambian por vientos del sur. Aunque durante el resto del año los vientos dominantes proviene del sureste y del suroeste, se presentan períodos de calma entre las temporadas de primavera y verano (Obeso-Nieblas *et al.*, 1993).

5. 3. Hidrología

El régimen de mareas en el área, es semidiurno mixto con amplitud media de 1.02 m y corrientes con velocidades hasta de 0.46 m/s en la boca, con un tiempo de renovación de 3.5 a 4.02 ciclos de marea (Félix-Pico, 1976; Morales y Cabrera-Muro, 1982). Esta laguna presenta un volumen de evacuación diaria de aproximadamente el 30% en cada ciclo (Sainz, 1984) y hasta del 55% en mareas vivas (García-Pámanes, 1978).

La salinidad se incrementa gradualmente hacia el interior de la laguna, principalmente por lo somero de esta zona, lo cual aunado a factores tales como la elevada tasa de evaporación, escasa precipitación pluvial y a la casi nulidad de los escurrimientos fluviales provenientes de sistemas adyacentes, ocasionan que la laguna presente características

antiestuarinas. Asimismo, se presentan aumentos en la temperatura, turbiedad, concentración de clorofila *a* y de amonio hacia la parte interna del sistema. Contrariamente, los niveles de oxígeno disuelto y nitratos, así como la productividad primaria, disminuyen en esta parte de la ensenada (Espinoza-Avalos, 1977).

En general, la salinidad tiene un valor promedio anual de 36‰, con valores máximos en diciembre (40.8‰) y mínimos (32.7‰) en agosto (Secretaría de Marina, 1979), con variaciones diurnas en primavera de hasta 2.7‰, mientras que en otoño estas variaciones son menores a 1‰ (Espinoza-Avalos, 1977).

5. 4. El Estero El Conchalito

Específicamente, el manglar del "El Conchalito" se localiza en la porción centro-sur de la Ensenada de La Paz, entre los 24° 08' 34" y 24° 07' 40" de latitud N y los 110° 21' 04" y 110° 20' 35" de longitud W (Fig.1); constituyéndose como un humedal sujeto a inundación periódica por el efecto de las mareas. Es un manglar de cuenca que representa la última formación boscosa en la porción sur de la ensenada, cuya cobertura actual es de 18.5 ha, más 20.8 ha de la marisma, lo que constituye 39.3 ha de humedal. La zonación florística del bosque de manglar en el estero "El Conchalito" está conformada por *Avicennia germinans* en el frente, *Rizophora mangle* hacia la parte central y bordes del canal, además de *Laguncularia racemosa* en la porción posterior.

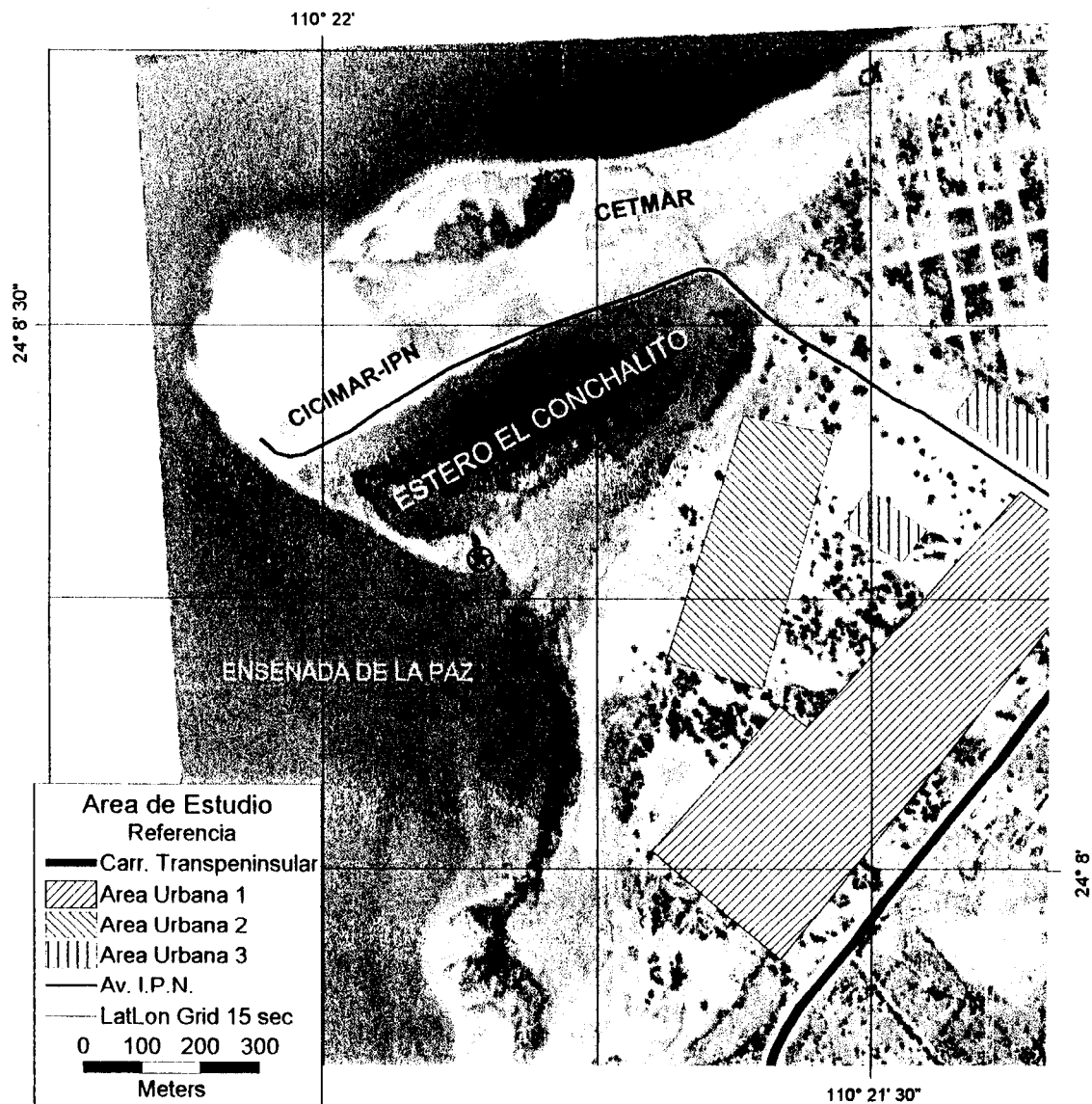
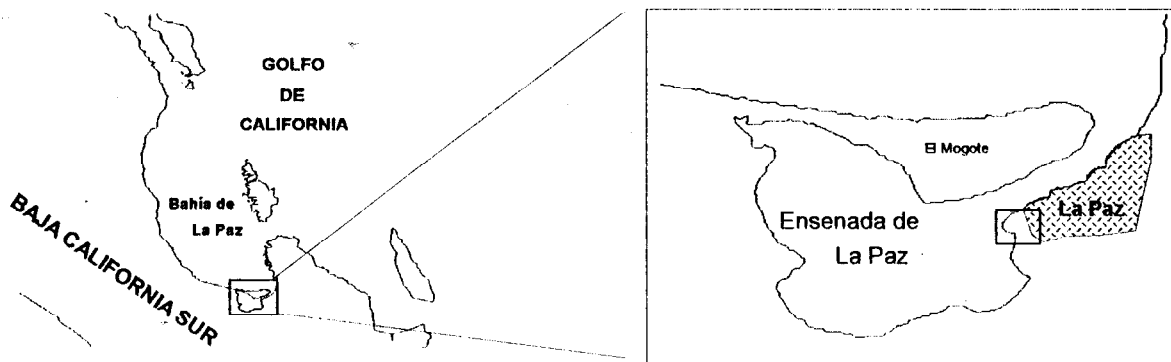


Figura 1. Localización del área de estudio, Manglar del Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1. Trabajo de campo

Los muestreos se realizaron en la entrada al canal de mareas del manglar "El Conchalito", que se ubicó geográficamente en el paralelo $24^{\circ} 08' 17''$ de latitud N y el meridiano $110^{\circ} 22' 51''$ de longitud W, a unos 450 m al sur de las instalaciones del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (Fig.1). Esta entrada al canal que comunica al estero El Conchalito con la Laguna de La Paz, cuenta con una amplitud de 10 m, una longitud de 476 m y una profundidad media de 0.7 m, la cual disminuye hacia la parte interna. Se presenta un intervalo de mareas de aproximadamente 1 m de amplitud.

Las recolectas biológicas y muestreos hidrológicos se realizaron mensualmente durante el período de junio 1996 a agosto 1997. Cada muestreo consistió en ciclos de 24 horas, durante el día de pleamar máxima con luna llena.

6.2. Muestreo hidrogeoquímico

Los variables fisicoquímicas que determinan las condiciones ambientales en el área de muestreo fueron medidas en el centro del canal de mareas. La temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (‰), profundidad (m) y velocidad de la corriente (cm/s), se registraron utilizando un correntímetro OCEAN INSTRUMENTS S4, programado para tomar un promedio de 120 lecturas por minuto, cada cuatro minutos, de tal manera que para cada hora se obtuvieron 15 lecturas promedio.

Al mismo tiempo y con intervalos de 1 hora, se tomaron muestras de agua con una botella van Dorn para la determinación de oxígeno disuelto mediante el método iodométrico de Winkler y nutrientes disueltos en el agua (amonio, nitritos, nitratos, fosfatos y silicatos), siguiendo las metodologías descritas en Strickland y Parsons (1972).

6. 3. Muestreo biológico

Los peces, motivo central de la presente investigación, fueron recolectados de acuerdo al ciclo lunar y durante la pleamar máxima mensual, tomando como referencia la predicción regional del calendario gráfico de mareas (FONATUR, 1996 y 1997) y la correspondiente para la Bahía de La Paz (CICESE, 1991). Se utilizó, una red de flujo estacionaria o "Flume net" modificada de Mc Ivor y Odum (1986), la cual estuvo formada por dos alas de 15 m de largo por 1.5 m de caída, que se colocaron en ambos márgenes del canal en posición de "V" momentos antes de la pleamar y se unieron a un copo colocado en el vértice de las alas dentro del mismo canal, justo al inicio del refluo de la marea. El copo tiene un tamaño de 1.5 por 1.5 m de boca y 4 m de largo, con una bolsa al final sujeta por una jareta. Ambas partes del equipo fueron construidos con una red de hilo seda-nylon, con 6.3 mm de abertura de malla. La red se colocó con ayuda de postes estructurales de fierro de 1", que se clavaron en el sedimento y sirvieron de soporte a las alas; el copo estuvo sostenido con un marco rectangular del mismo material y la red fue asegurada con tensores de polipropileno de 3/8 " (Fig.2).

El período de muestreo fue de 6 horas, tiempo promedio en que transcurre el refluo de la marea; el material capturado por la red fue vaciado a intervalos de una hora, soltando la jareta ubicada en la parte distal del copo y cerrándola nuevamente para un nuevo intervalo de recolecta. Adicionalmente se realizaron recolectas intensivas justo antes del inicio del refluo, con ayuda de un chinchorro playero construido del mismo material, con una longitud de 30 m por 1.5 m de caída, en dos sitios adyacentes a la posición de la red y boca del canal. La finalidad de este procedimiento fue contrastar la composición y abundancia de la ictiofauna lagunar con respecto a la que penetra al canal de manglar.

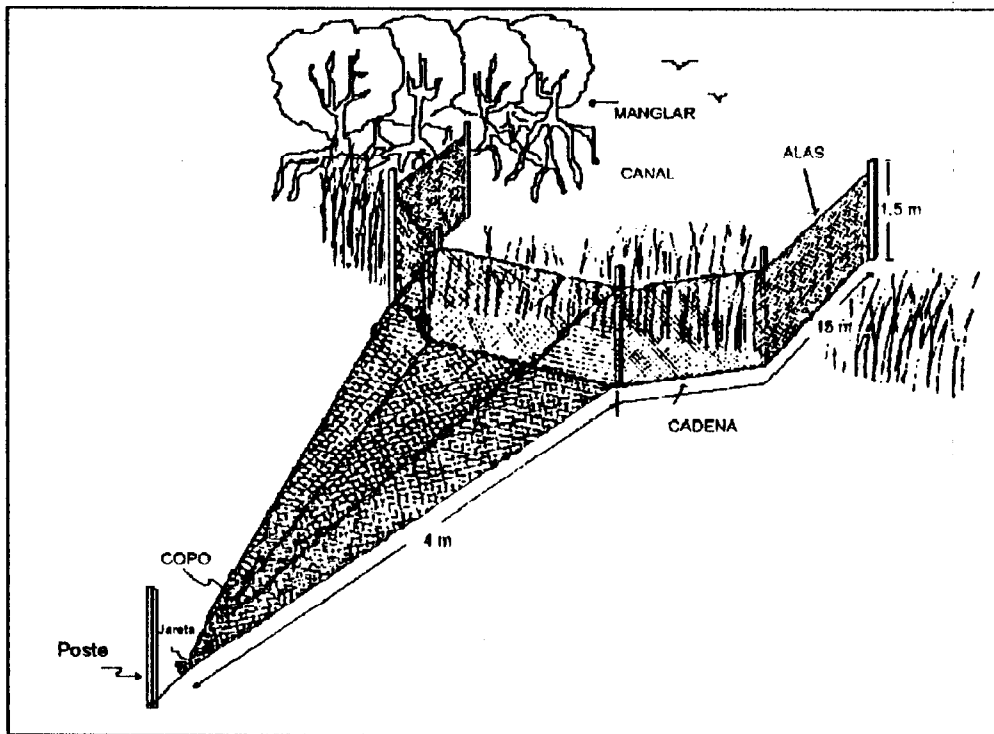


Figura 2. Red de flujo (Flume net) modificada de Mc Ivor y Odum (1986), utilizada en las recolectas biológicas durante el período de refluo de la marea.

Los ejemplares recolectados fueron separados, preservados con formol diluído al 10 % y depositados en bolsas de plástico debidamente etiquetadas, para su posterior traslado al laboratorio de ictiología del CICIMAR-IPN. Se procedió a su identificación hasta el nivel taxonómico posible mediante el empleo de las claves de identificación de FAO (Fischer *et al.*, 1995), Miller y Lea (1972) y Jordan y Evermann (1896-1900). Al mismo tiempo se utilizó literatura especializada para la determinación de algunos taxa como Gerreidae, la cual fue basada en Zahuranec (1967), Haemulidae en Hong (1977), Syngnathidae en Fritzsche (1980), Mugilidae en Lea (1988), Tetraodontidae en Walker y Bussing (1996) y Albulidae en Smith (1979) y Charter y Moser (1996).

Las características de los ejemplares recolectados fueron cotejadas con las diagnósis y esquemas proporcionados por Allen y Robertson (1994) y De la Cruz-Agüero *et al.* (1997). Posterior a su determinación taxonómica, los ejemplares fueron cuantificados en número de individuos y biomasa por especie. Una muestra representativa del material recolectado e identificado se depositó y catalogó en la Colección Ictiológica del CICIMAR.

6. 4. Análisis de resultados

El análisis de los resultados fue abordado a través del empleo de técnicas estadísticas descriptivas, que permitieron resumir la información resultante del estudio de los componentes bióticos y abióticos en el ecosistema, así como de su variación estacional.

Previo al análisis, la información generada se integró en bases y matrices de datos adecuadas, empleando una computadora PC compatible. Las bases de datos fueron trabajadas estacionalmente, en función de la estrategia de análisis y modelos aplicados. El inventario ictiofaunístico y la lista sistemática resultante, se realizó a partir de las especies identificadas en el total de muestreos y recolectas efectuadas, independientemente del arte de pesca empleado. Tanto las matrices de las variables ambientales, como las del análisis comunitario y su relación con estas variables, fueron abordadas de manera estacional.

Los resultados se presentan en tablas y figuras para facilitar su interpretación, en tanto que los descriptores de la comunidad se determinaron mediante índices de dominancia, diversidad y asociación específica (Ludwig y Reynolds, 1988). Previamente, los datos de las abundancias ictiofaunísticas fueron normalizadas de acuerdo con las recomendaciones de Varnell y Havens (1995), quienes tomaron en cuenta el área total de inundación del humedal de manglar para determinar las abundancias, en términos de densidad y biomasa. De esta manera, aunque algunos análisis se hicieron con datos normalizados a hectárea debido a que sus magnitudes no resultaron funcionales para su

uso con los modelos estadísticos elegidos, en general los resultados son expresados por metro cuadrado.

Con base en lo anterior, la riqueza específica (S), fue considerada como el número de especies que se identificaron en cada recolecta (Brower y Zar, 1977). La diversidad se determinó mediante el índice de Shannon-Wiener (Ludwig y Reynolds, 1988), cuyo cálculo toma en cuenta la proporción del número de individuos con respecto al total de especies y tiene el siguiente algoritmo:

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$$

en donde H' es la diversidad en bits/individuo y p_i representa la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (n_i / N_i).

Conjuntamente, la equidad fue evaluada utilizando el índice de Pielou (Pielou, 1975), el cual estima el valor máximo de diversidad cuando todas las especies son igualmente abundantes, demostrando así que cuando $p_i = 1/S$, para toda p_i , se alcanza la uniformidad máxima (Ludwig y Reynolds, 1988). La ecuación se define como:

$$J' = \frac{H'}{H_{\max}}$$

donde $H'_{\max} = \log_2 S$, que es la diversidad bajo condiciones de máxima equidad.

Con el propósito de obtener mayor información de la diversidad en relación con la equidad de las especies, se determinó la dominancia específica dentro de la comunidad, a partir de la expresión $D=1-J'$, en donde J' corresponde al valor calculado de la equidad. Cuando el valor resultante tiende a cero, la dominancia es baja y por el contrario, cuando dicho valor es cercano o igual a uno, la dominancia es alta (Brower y Zar, 1977).

La ubicación jerárquica de las especies dentro de la comunidad se determinó, a partir de su abundancia numérica, utilizando la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988); mediante la cual se analizó gráficamente la abundancia relativa promedio de cada taxón (eje X), contra el porcentaje de la frecuencia de aparición de cada especie (eje Y). Los taxa dominantes fueron aquellos cuyos valores de abundancia y frecuencia relativa, rebasan la media aritmética de ambos estimadores (Fig.3). La clasificación fue realizada solamente para la comunidad de peces recolectados con la red de flujo.

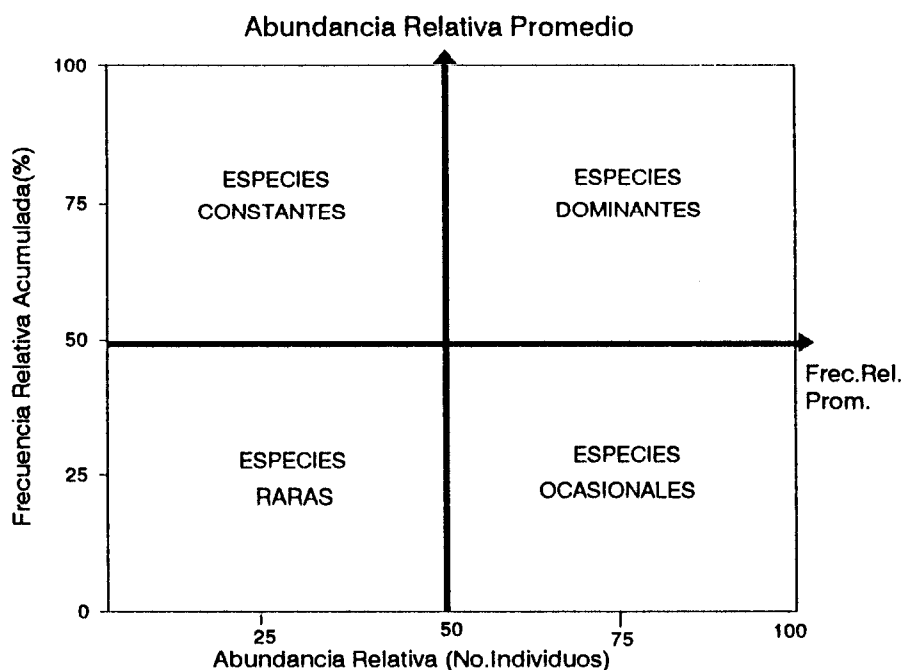


Figura 3. Gráfico teórico de la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), modificada por García de León (1988), donde se determina la separación de las especies de acuerdo con sus valores de abundancia y frecuencia relativa.

Mediante esta prueba, fue posible establecer una clasificación de la concurrencia temporal de las especies en el área de estudio y de acuerdo a los criterios antes mencionados, quedando de la siguiente manera:

A) ESPECIES DOMINANTES: Son aquellas cuyos valores tanto de abundancia, como de frecuencia relativa, son mayores a la media aritmética.

B) ESPECIES CONSTANTES: Son aquellas cuya abundancia relativa no sobrepasa el valor promedio, pero si en relación a su frecuencia relativa de aparición.

C) ESPECIES OCASIONALES: Son aquellas cuya abundancia relativa es mayor al valor promedio de esta variable, pero con valores de aparición inferiores al promedio de la frecuencia relativa.

D) ESPECIES RARAS: Son aquellas que se caracterizan por sus bajas abundancias y frecuencias relativas de aparición, ambos valores están por debajo de sus respectivas medias aritméticas.

Dado que este método permite conocer el número de especies dominantes, sin individualizar, la información proporcionada por la prueba de Olmstead-Tukey fue complementaria con la aplicación del índice de Valor Biológico de Sanders [IVBS] (Sanders, 1960 y 1968). Este método toma en cuenta la abundancia relativa de cada especie en cada muestra y su frecuencia de aparición en todas las muestras y/o estaciones estudiadas, asignándole un valor de importancia en función de su abundancia en cada muestra, que es expresado a manera de puntajes o rangos (Loya-Salinas y Escofet, 1990). El número de especies que resultaron dominantes en el primer análisis, fue utilizado como el rango (taxa) para el cálculo del IVBS.

Con el propósito de explorar las posibles relaciones entre la comunidad de peces y las condiciones ambientales, se realizó un análisis entre las matrices de densidad específica y los descriptores ambientales (Sokal y Rohlf, 1969), contrastando el nivel de significancia

de la correlación, a partir del coeficiente de Pearson (Roscoe, 1974), con un nivel de confianza del 95 % ($\alpha = 0.05$ de significancia estadística).

Se determinaron los cambios en la abundancia numérica de las especies recolectadas con la red de flujo y chinchorro, entre las épocas climáticas de primavera, verano, otoño e invierno (excepto para chinchorro), a través del cálculo de una matriz con el Índice de Similitud Porcentual (ISP), siguiendo los criterios establecidos por Whittaker (1972), cuya función es:

$$IPS_{jk} = 200 \sum \min \left(\frac{X_{ij}}{Z}, \frac{X_{ik}}{Z} \right)$$

En donde IPS es el porcentaje de similitud, X_{ij} y X_{ik} son el número de individuos de las especies i en las estaciones climáticas j, k comparadas y Z es el número total de individuos en ambos casos.

Considerando la existencia de algún grado de similitud en la composición específica de las comunidades ictiofaunísticas recolectadas con la red de flujo y el chinchorro, se realizó un análisis de similitud mediante el Coeficiente Comunitario de Sorensen (CCS). Este método proporciona una medida cualitativa de la diversidad beta (la relación entre las especies y su ambiente), además de considerar el número de especies compartidas entre las comunidades analizadas (Magurran, 1988). Dos comunidades son idénticas cuando el valor del coeficiente es igual a 1.0 (Galacatos *et al.*, 1996). La expresión utilizada en el cálculo del CCS, es:

$$CS = \frac{2 (\text{No. de especies compartidas})}{\text{No. de especies Comunidad 1} + \text{No. de especies Comunidad 2}}$$

La aplicación del ISP y del CCS fueron complementarias una de la otra, ya que ambas consideran por separado la abundancia y la composición específica de la comunidad.

Asimismo, se hizo la comparación entre las comunidades de la red de flujo y chinchorro, mediante el CCS (Magurran, 1988), con el propósito de evaluar la similitud entre las composición específica de la comunidad lagunar y la del estero.

Los valores correspondientes a los descriptores y atributos de la comunidad, fueron obtenidos con ayuda del programa estadístico de computación: Análisis de Comunidades (ANACOM) desarrollado por De la Cruz-Agüero (1994).

Finalmente, para las especies más importantes dentro de la comunidad se realizó un análisis de frecuencia de tallas, por temporada climática de estudio. Se midió la longitud patrón de los ejemplares recolectados, empleando un vernier electrónico MAX-CAL (Electronic Digital Caliper), con precisión de 0.01 mm. Se determinaron las tallas máximas y mínimas, además de las distribuciones de frecuencias para evidenciar el uso del hábitat por las especies ícticas en el manglar, como áreas de crianza, alimentación y reclutamiento.

7. RESULTADOS

7.1. Hidrología física

Se presentan los resultados correspondientes a la dinámica hidrológica registrada en la boca del canal de mareas del estero El Conchalito, de acuerdo con la naturaleza de las variables ambientales medidas y a la periodicidad con que se determinaron. Los promedios estacionales y anual, se presentan en la tabla 1. Por otra parte, los valores obtenidos en los muestreos de 24 horas que dieron origen a dichos promedios, se presentan en el anexo I.

Tabla 1. Promedios estacionales de las principales variables ambientales evaluadas durante el período junio 1996-agosto1997: Temperatura (°C), Salinidad (S‰), Nivel de Marea (m), Velocidad de la Corriente (cm/s), Oxígeno disuelto (mg/l), NO₂ (μg-atN/l), NO₃ (μg-atN/l), PO₄ (μg-atP/l) y SiO₂ (μg-atSi/l).

PARAMETROS	OTOÑO	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO	PROMEDIO
TEMPERATURA	23.2	23.3	25.8	31.4	25.9
SALINIDAD	38.9	40.2	39.7	37.5	39.08
MAREA	1.83	1.66	1.91	2.36	1.94
V. CORRIENTE	19.25	13.05	21.76	30.84	21.23
OXÍGENO	5.87	5.09	2.8	2.70	4.12
NO ₂ (Nitritos)	0.155	0.078	0.090	0.175	0.124
NO ₃ (Nitratos)	1.737	0.822	4.025	0.617	1.800
PO ₄ (Fosfatos)	1.033	1.791	1.473	0.668	1.241
SiO ₂ (Silicatos)	33.518	18.833	19.44	11.94	20.933

El promedio de temperatura registrado para el presente estudio fue de 25.9 °C, con un mínimo de 23.2 °C en otoño y un máximo de 31.4 °C en verano, con una variación de 8.2 °C entre las temporadas evaluadas. La temperatura se incrementa de manera significativa en los meses de primavera y verano (Fig.4).

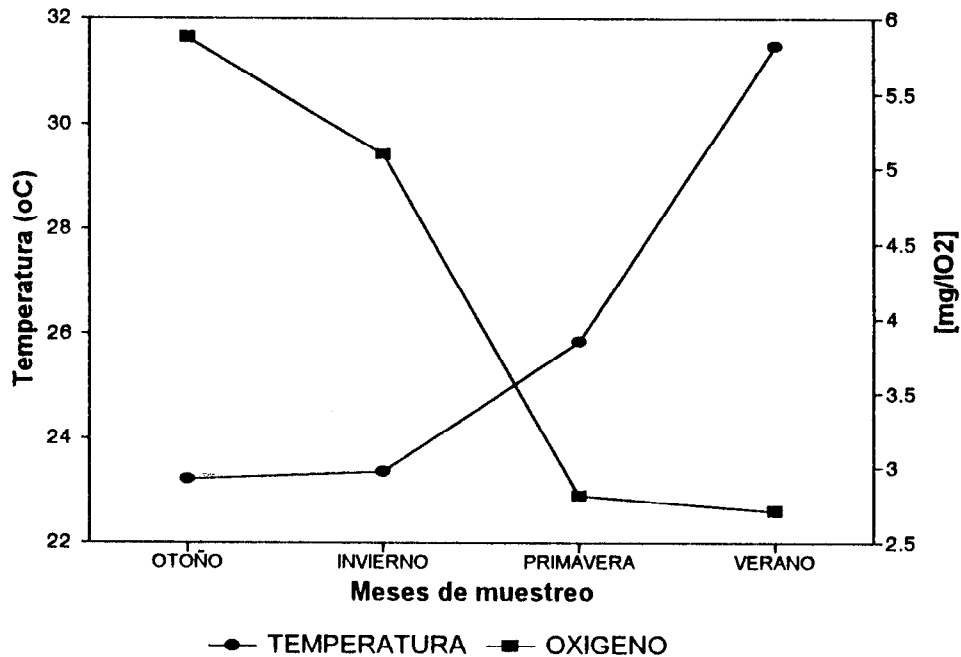


Figura 4. Variación estacional de la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, en el estero El Conchalito.

El nivel de la marea determinado en el estero, tuvo una amplitud media de 1.94 m, con máximos de 2.36 m en la temporada de verano, contrastando con el mínimo de 1.66 m, obtenido en invierno. La oscilación observada fue de 0.70 m, con un patrón que se incrementa hacia el verano (Fig. 5).

Asimismo, se ha estimado un tiempo de retraso en la onda de marea para esta zona de 25 minutos con respecto a la predicción en el muelle fiscal de la Cd. de La Paz (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997).

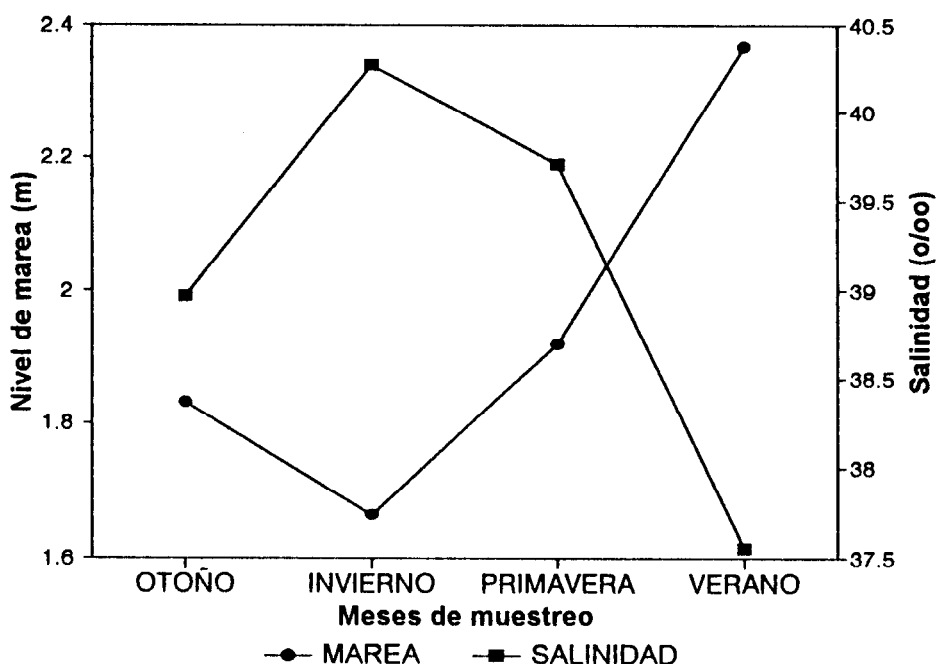


Figura 5. Variación estacional del nivel de marea y salinidad, en el estero El Conchalito.

Presentando un estrecha relación con la dinámica de la marea, la velocidad de la corriente (VC) mostró un comportamiento similar a ésta, teniendo las mayores magnitudes en primavera y verano. El promedio anual de este parámetro fue de 21.23 cm/s, con un máximo de 30.84 cm/s en verano y un mínimo de 13.05 cm/s en invierno, con una variación promedio estacional de 17.79 cm/s (Fig. 6).

7. 2. Hidrología química

La salinidad promedio registrada en el estero El Conchalito, fue de 39.08 ‰ con un máximo de 40.57 ‰ en primavera y un mínimo de 37.55 ‰ en verano, la oscilación observada en este parámetro fue de 3.02 ‰, lo cual denota una ligera variación entre las épocas de estudio, con una tendencia a disminuir en primavera y verano (Fig. 5).

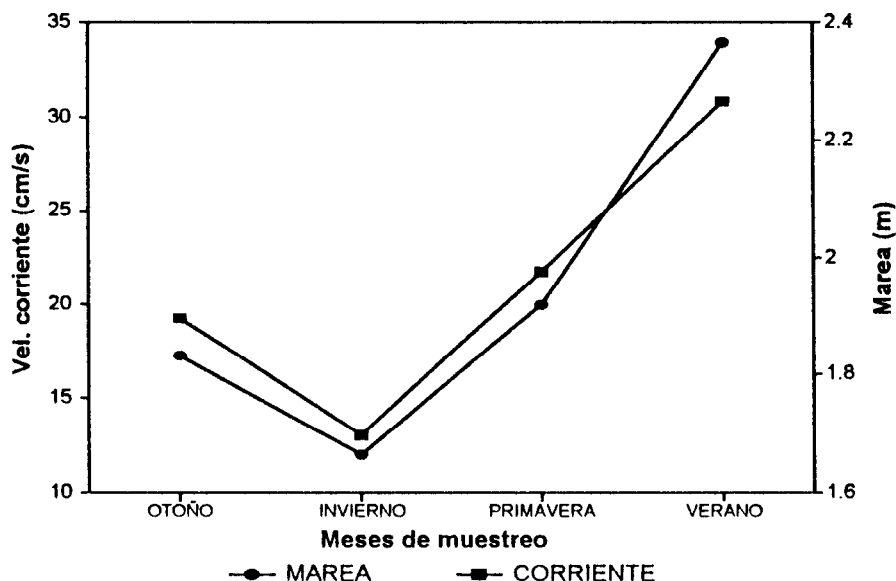


Figura 6. Variación estacional de la corriente de marea, en el estero El Conchalito.

Con relación a las concentraciones de oxígeno disuelto en el estero El Conchalito, se determinó un promedio de 4.12 mg/l, con un máximo de 5.87 mg/l para la época de invierno y un mínimo de 2.7 mg/l en verano. La variación de los promedios estacionales en la concentración de este parámetro fue de 3.17 mg/l, observándose una disminución en primavera y verano (Fig. 4).

En lo que respecta a los nutrientes, se determinó una concentración promedio de 0.124 $\mu\text{g-atN/l}$ de nitritos (NO_2), con un máximo de 0.175 $\mu\text{g-atN/l}$ durante la temporada de verano y un mínimo de 0.079 $\mu\text{g-atN/l}$ en invierno, con una variación de 0.096 $\mu\text{g-atN/l}$ (Fig.7). Para los nitratos (NO_3), se registró una concentración media de 1.800 $\mu\text{g-atN/l}$, con un valor máximo de 4.025 $\mu\text{g-atN/l}$ en la época de primavera y un mínimo de 0.618 $\mu\text{g-atN/l}$ para el verano; los nitratos mostraron una variación de 3.407 $\mu\text{g-atN/l}$ entre las temporadas estudiadas (Fig.7).

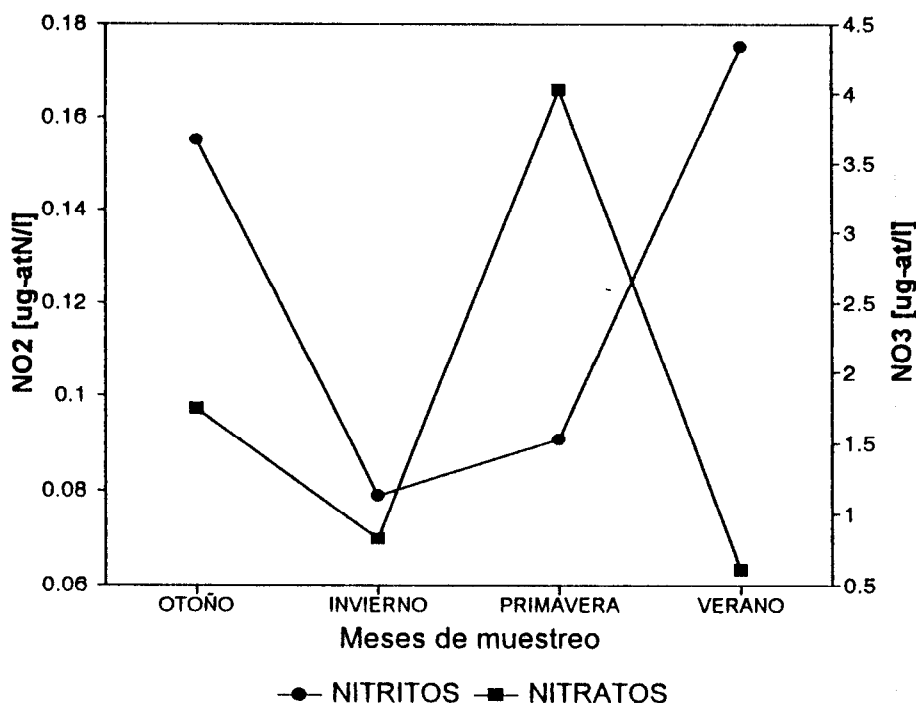


Figura 7. Variación estacional de la concentración de nitritos y nitratos, en el El Conchalito.

La concentración promedio de los fosfatos (PO_4) en el estero El Conchalito, fue de $1.102 \mu\text{g-atP/l}$, con una máxima de $1.241 \mu\text{g-atP/l}$, obtenida para la época de invierno y una mínima de $0.669 \mu\text{g-atP/l}$ en verano, con una estacional $1.073 \mu\text{g-atP/l}$ (Fig. 8).

Los silicatos, por su parte, promediaron una concentración de $20.933 \mu\text{g-atSi/l}$, con una máxima de $33.518 \mu\text{g-atSi/l}$ en la temporada de invierno y una mínima de $11.942 \mu\text{g-atSi/l}$ para el verano, observándose una variación entre los meses de $21.576 \mu\text{g-atSi/l}$ (Fig. 8). A pesar de que Lechuga-Déveze *et al.* (1986), mencionan que los silicatos se presentan en elevadas concentraciones todo el año dentro de la laguna, de acuerdo con nuestros resultados, en el estero las concentraciones varían estacionalmente.

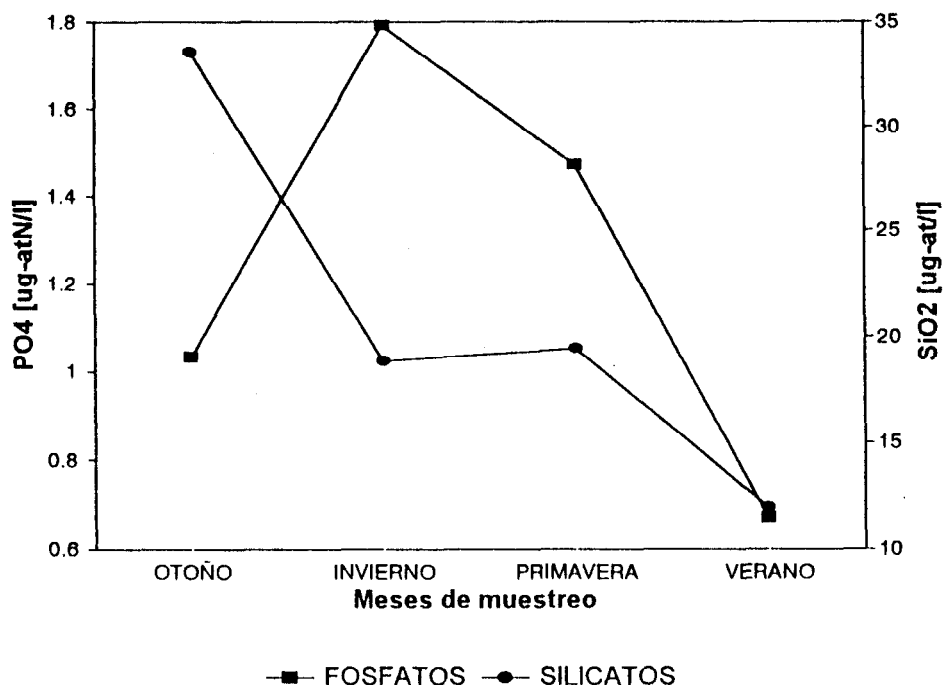


Figura 8. Variación estacional en la concentración promedio de fosfatos y silicatos, en el estero El Conchalito.

7. 3. Correlación entre variables ambientales

Este análisis de correlación se consideró como aproximación exploratoria entre las variables fisicoquímicas (Jongman *et al.*, 1995) con el propósito de establecer las tendencias de variación sobresalientes. Considerando las observaciones estacionales, el valor crítico del Coeficiente de Pearson (Roscoe, 1974) se tomó para $r \geq 0.878$ ($\alpha=0.05$). Adicionalmente, como indicador de la tendencia observada, se consideraron en el análisis aquellos valores de $r \geq 0.805$ ($\alpha=0.10$).

De las 36 combinaciones posibles, entre las nueve variables fisicoquímicas consideradas, solamente ocho de ellas resultaron estadísticamente significativas al 95% de confianza (Tabla 2).

Tabla 2. Matriz de la correlación, entre los descriptores ambientales determinados en el estero El Conchalito: T°C= temperatura; S‰ = salinidad; VC = velocidad de la corriente; O₂D = oxígeno disuelto; NO₂ = nitritos; NO₃ = nitratos; PO₄= fosfatos y SiO₂ = silicatos. * Indican una correlación estadísticamente significativa ($\alpha=0.05$).

	T°C	S ‰	Marea	VC	O ₂ D	NO ₂	NO ₃	PO ₄	SiO ₂
T°C	1	-0.82	0.97*	0.93*	-0.81	0.58	-0.22	-0.71	-0.01
S ‰		1	-0.92*	-0.91*	0.39	-0.94*	0.39	0.98*	0.27
Marea			1	0.99*	-0.71	0.75	-0.20	-0.86	-0.56
VC				1	-0.72	0.74	-0.06	-0.87	-0.47
O ₂ D					1	-0.08	-0.31	0.28	0.80
NO ₂						1	-0.42	-0.98*	-0.06
NO ₃							1	0.29	0.20
PO ₄								1	0.08
SiO ₂									1

La temperatura se correlacionó positivamente con la amplitud de la marea y la velocidad de la corriente. Esta relación directa es producto de la coincidencia de las mayores amplitudes de la marea y velocidad de la corriente, que se presentan en la época de verano, la cual es la más cálida de todo el año.

La temperatura y la salinidad mostraron una tendencia inversa, la cual es posible explicar debido al efecto de la dilución por los mayores aportes de agua menos cálida y con menor salinidad proveniente de la laguna, en comparación con las aguas con mayor temperatura y salinidad del estero.

La salinidad mostró correlaciones negativas con la amplitud de la marea, la velocidad de la corriente (VC) y los nitritos, así como una relación positiva con los fosfatos. Al igual que se determinó con la temperatura, éstas dos variables se relacionaron inversamente debido

a la entrada de grandes masas de agua al estero, que diluyen las concentraciones de sal en la temporada de verano.

La correlación determinada entre la amplitud de la marea y la velocidad de la corriente, refleja la significativa correlación que se presenta entre estas dos variables, siendo una (marea) causal de la otra (VC).

Respecto al grupo de los nutrientes, únicamente se determinó una correlación inversa entre los nitritos y los fosfatos. Esta relación es considerada circunstancial, ya que ambas variables son de diferente origen y naturaleza, además de estar sujetos a diferentes procesos diagenéticos.

7. 4. ESTRUCTURA COMUNITARIA

BIBLIOTECA
I.N.I.
BOGOTÁ

Se recolectaron 35138 ejemplares de peces con un peso total de 35.040 kg. La comunidad íctica del área adyacente al manglar del estero El Conchalito, estuvo representada por 42 especies, agrupadas en 33 géneros y 21 familias. La lista sistemática de la ictiofauna se presenta en el anexo II.

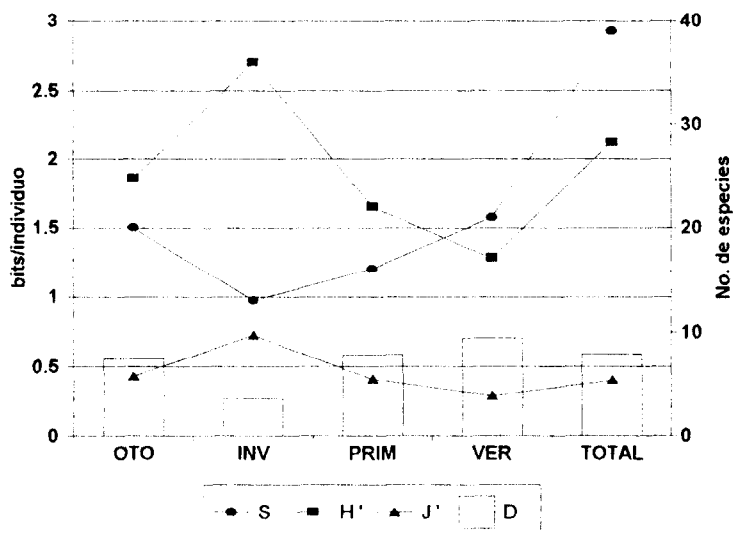
Las familias mejor representadas en el estero fueron: Gerreidae (6 especies y 3 géneros), Haemulidae (6 especies y 4 géneros) y Gobiidae (5 especies y 4 géneros), muchas de las cuales se presentaron con frecuencia o con altas abundancias, particularmente la primera. Entre las menos representadas destacan algunas de importancia comercial tales como: Engraulidae (3 especies y 2 géneros) y Sciaenidae (2 especies y 2 géneros), así como Centropomidae, Lutjanidae y Carangidae, cada una con 2 especies y un género.

Entre las familias que se presentaron con una sola especie, destacan la Achiridae, Albulidae, Chanidae y Ophichthidae, entre otras. Las cuales tuvieron un evidente comportamiento como visitante ocasional del estero.

7. 4. 1. Riqueza específica

La temporada de verano fue en la que se presentó el mayor número de especies recolectadas (21 en total) con la red de flujo. La comunidad íctica en esta temporada estuvo representada por un buen número de especies de las familias Gerreidae y Hemulidae. Por otra parte, en invierno se recolectó el menor número de especies (13 en total), predominando los gerreidos, particularmente las especies del género *Eucinostomus* (Fig.9a).

a) Descriptores comunitarios: Red de flujo



b) Descriptores comunitarios: Chinchorro

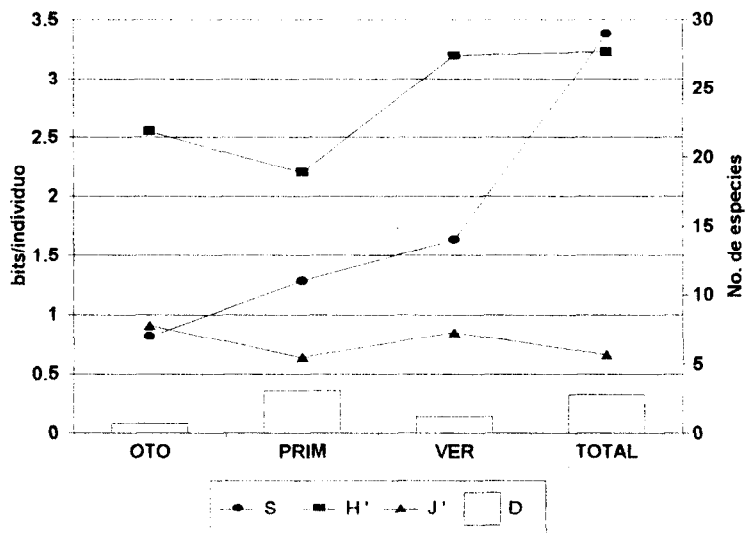


Figura 9. Descriptores ecológicos de la comunidad de peces asociada al manglar del estero El Conchalito. S= Riqueza específica, H'=Diversidad, J'= Equidad y D'= Dominancia.

Esta variación en el número de especies de las comunidades evaluadas, permite establecer un patrón estacional en la composición específica que disminuye en el sentido de las temporadas invierno-primavera y comienza a recuperarse en el verano para nuevamente disminuir hacia la temporada de otoño. Este patrón se presenta en concordancia con la menor diversidad (mayor dominancia) de verano y su incremento entre otoño e invierno (baja dominancia), que refleja claramente la relación inversa entre estos descriptores de la comunidad por la manera como se distribuye la abundancia entre las especies.

Por lo que respecta a las recolectas realizadas con chinchorro, la riqueza más alta se detectó en verano con 14 especies, cuya comunidad estuvo representada por las Familias Gerreidae y Haemulidae, específicamente de individuos pertenecientes a los géneros *Eucinostomus* y *Pomadasys*, respectivamente. La menor riqueza obtenida con el chinchorro, fue de siete especies en otoño, *Centropomus nigrescens*, *Achirus mazatlanus*, *Diapterus peruvianus*, *Gerres cinereus*, *Ctenogobius sagittula*, *Sphoeroides annulatus* y *Mugil curema* (Fig.9b).

7. 4. 2. Abundancia comunitaria

Se determinó que la mayor densidad de organismos capturados con la red de flujo fue de 0.107 org/m² en otoño, esto contrastó con la correspondiente a la temporada de invierno que tuvo 0.0014 org/m². La biomasa se presentó con la misma tendencia: más alta en otoño, con 0.089 g/m² y la más baja en invierno, con 0.009 g/m² (Fig.10a).

Por otra parte, la variación estacional de la abundancia obtenida con chinchorro, presentó su densidad máxima en primavera, con 0.0021 org/m² y la mínima en otoño igual a 0.0002 org/m², a la vez que sus biomásas fueron más altas en otoño con 0.004 g/m² y más bajas en verano, con 0.0016 g/m² (Fig.10b). Los resultados que dieron origen a estas

estimaciones de las abundancias, se presentan en la Tabla 3. Cabe mencionar que no se realizaron capturas con chinchorro en la temporada de invierno.

Tabla 3. Composición estacional de la comunidad ictiofaunística, recolectada estacionalmente en el estero El Conchalito. Los resultados se presentan estandarizados a número de ejemplares y biomasa por hectárea como unidad de muestreo. Las artes de colecta empleadas son, RF = Red de flujo y CH= chinchorro.

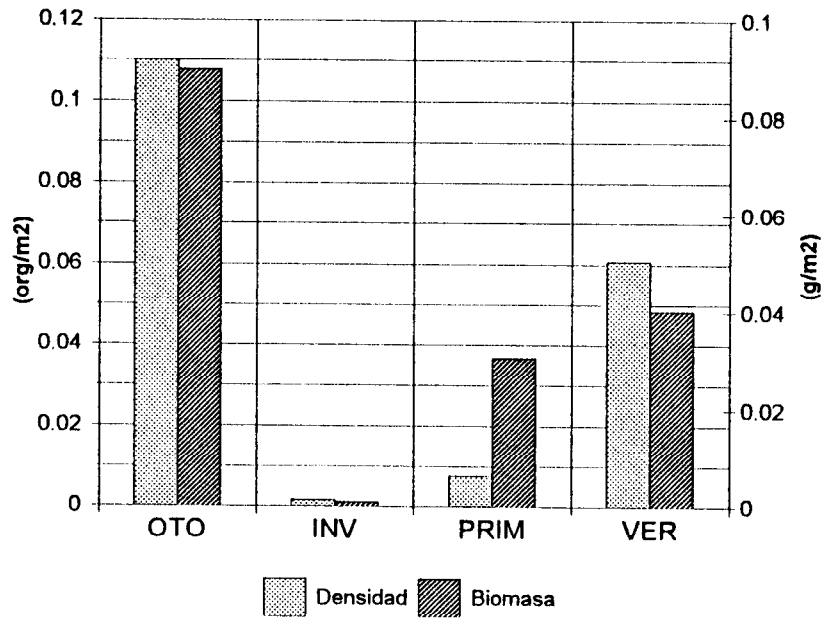
TEMPORADAS	No. ESPECIES		No. GENEROS		No. FAMILIAS		No. EJEMP.		PESO (g)	
	RF	CH	RF	CH	RF	CH	RF	CH	RF	CH
OTOÑO	20	7	14	7	11	7	1101	2	897.7	40.38
INVIERNO	14		11		8		15.9		10.16	
PRIMAVERA	16	11	14	10	9	8	76.81	21.45	305.9	40.21
VERANO	21	13	15	10	11	7	607.5	5.90	403.1	16.62
TOTAL	34	23	31	23	20	17	1801.21	98.44	1616.8	97.21

7. 4. 3. Distribución de la abundancia

a. Densidad relativa

A partir de la abundancia relativa de las especies, se observó que *Eucinostomus currani*, fue la especie más abundante en la comunidad de peces recolectada con la red de flujo durante la época de otoño, al representar un 50.2% del total, seguida en importancia por *Diapterus peruvianus* (33.2%); ambas especies representaron por sí solas el 83.5% de la abundancia relativa en esta temporada (Fig.11a). En la temporada de invierno, *Albula vulpes* fue la especie dominante, al presentarse con una densidad relativa del 33.3%, siguiéndole en orden de importancia *Mugil curema* (29.4%), cuya suma comprendió el 62.7% de la densidad relativa total (Fig.12a).

a) Red de flujo



b) Chinchorro

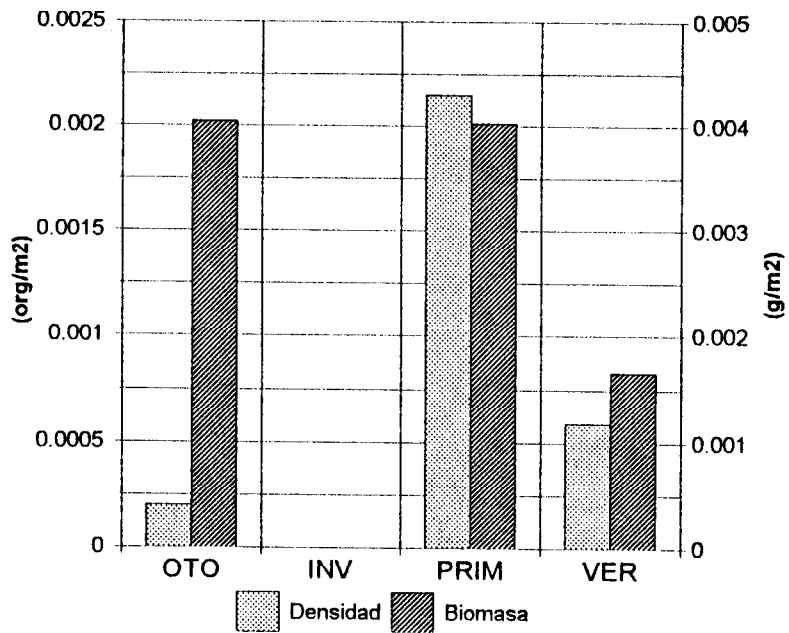


Figura 10. Variación estacional de la abundancia de los peces recolectados en el manglar El Conchalito. a) Red de flujo y b) Chinchorro.

En primavera, *Anchoa ischana* fue dominante en densidad al constituir el 66.5% de la abundancia relativa total de la comunidad recolectada con la red de flujo, seguida por *Lile stolifera* con el 14.9% (Fig.13a). En lo que respecta a la temporada de verano, también se contó con el predominio de *A. ischana* (76.8%), seguida de *E. currani* (14.7%), en segundo término (Fig.14a).

Con referencia a los patrones de abundancia de la comunidad de peces recolectada con chinchorro, se determinó que en otoño la especie predominante fue *D. peruvianus*, con una densidad relativa del 27.2%, seguida por *Ctenogobius sagittula* (22.7%); la suma de las densidades relativas de ambas especies constituyó el 49.9% de la densidad total en esta época (Fig.15a). En primavera la especie dominante fue *A. ischana*, ya que representó el 39.8% de la abundancia relativa total, siguiéndole *E. entomelas* (29.2%). Ambas representan el 69% de la densidad relativa total (Fig.16a).

Finalmente, en verano la especie dominante fue *M. curema*, ya que representó el 20% del total de organismos, seguida en orden de dominancia por *C. sagittula* y *Pomadasys branickii*, cada una de las cuales tuvo el 17.1% de abundancia relativa en la comunidad y una densidad relativa acumulada del 54.2 % (Fig.17a).

b. Biomasa relativa

A partir de la variabilidad estacional mostrada por las biomásas de la comunidad ictiofaunística recolectada con la red de flujo, se determinó el dominio de *D. peruvianus* (26.5%) durante el otoño, *Sphoeroides annulatus* (26.4%) y *E. currani* (25.2%), que representan conjuntamente, el 78.1% de la biomasa recolectada en esta temporada (Fig.11b). En invierno, al igual que en la temporada anterior, se observó una distribución homogénea de la biomasa entre las especies, quedando *M. curema* en primer término al representar el 17.0% de la biomasa relativa, seguida por *L. stolifera* (15.9%), *A. vulpes*

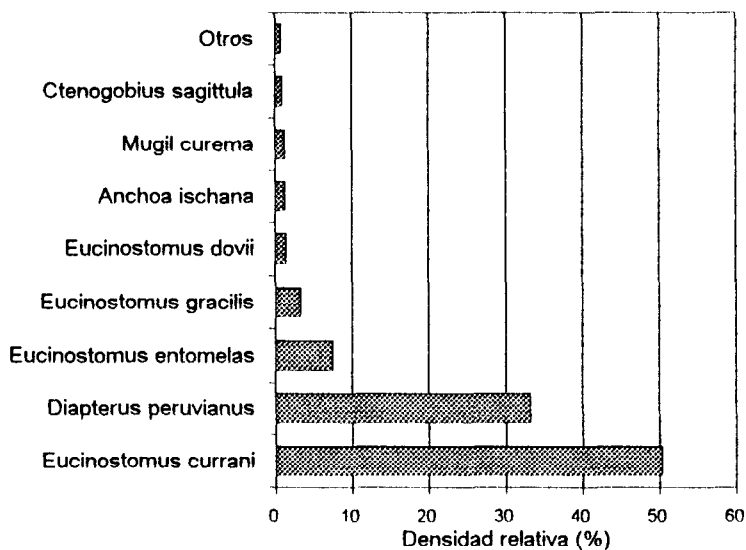
(13.5%), *E. entomelas* (12.8%) y *D. peruvianus* (11.3 %), en conjunto constituyeron el 70.5% de la biomasa de la comunidad capturada con la red de flujo (Fig.12b).

S. annulatus (30.1%) y *L. stolifera* (25.8 %), fueron las especies, que durante la primavera, presentaron las mayores biomásas con el 55.9% del total (Fig.13b). En verano, *A. ischana* fue la dominante ya que presentó un 39.1% de la biomasa comunitaria, siguiéndole *L. stolifera* (19.9%) y *A. lucida* (16.5%). Todas ellas sumaron el 75.5% de la biomasa en la comunidad (Fig.14b).

Las especies con mayor biomasa en la comunidad íctica recolectada con chinchorro durante la temporada de otoño, fueron *S. annulatus* y *Achirus mazatlanus*, ya que tuvieron biomásas relativas del 55.0% y 23.5% respectivamente y ambas el 78.5% de la biomasa comunitaria (Fig.15b). En el invierno, la comunidad tuvo el predominio de *E. entomelas* (42.7%), siguiéndole *D. peruvianus* (16.3%) y *A. ischana* (15.4%), estas tres especies constituyeron el 74.4% de la abundancia en biomasa dentro de la comunidad (Fig.16b).

Finalmente, en la temporada de verano la comunidad estuvo dominada por *E. entomelas* con una biomasa relativa del 31.3 %, seguida por *M. curema* (25.2 %); la suma de ellas constituyó el 56.6% de la biomasa relativa en la comunidad durante esta temporada (Fig.17b).

a)



b)

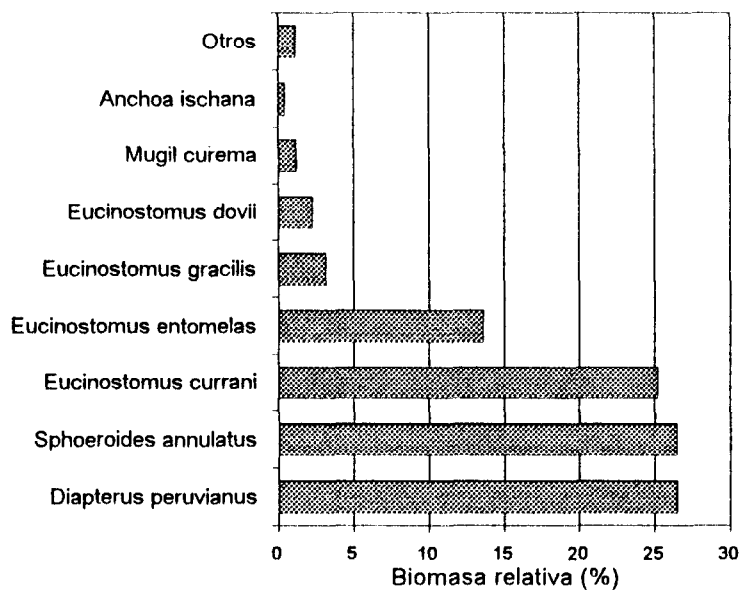
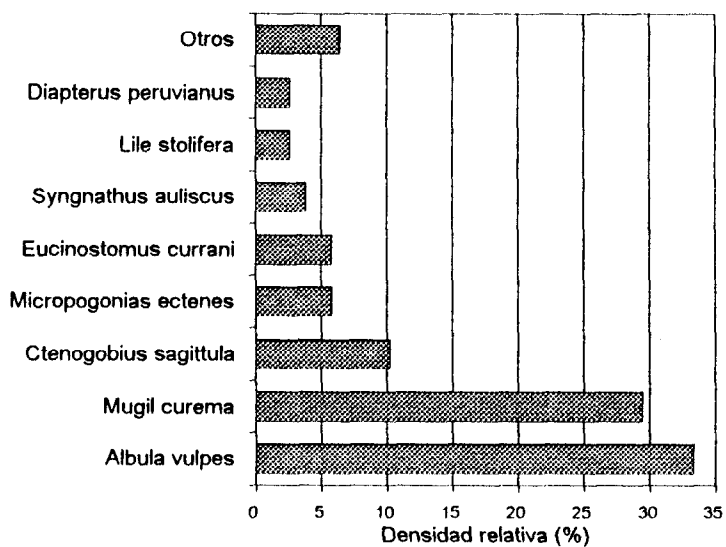


Figura 11. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de otoño. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo

a)



b)

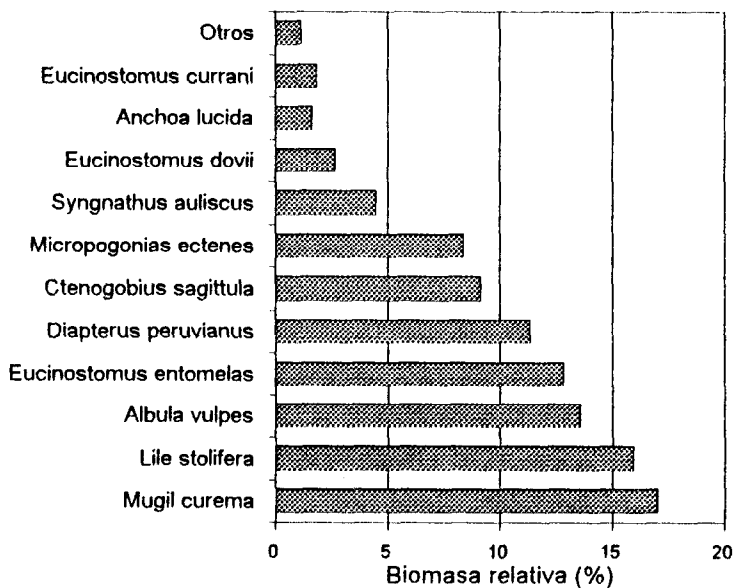
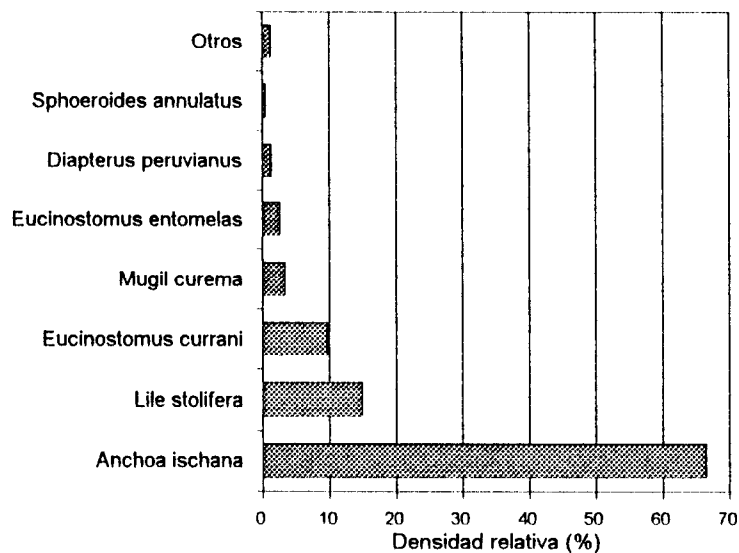


Figura 12. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de invierno. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo

a)



b)

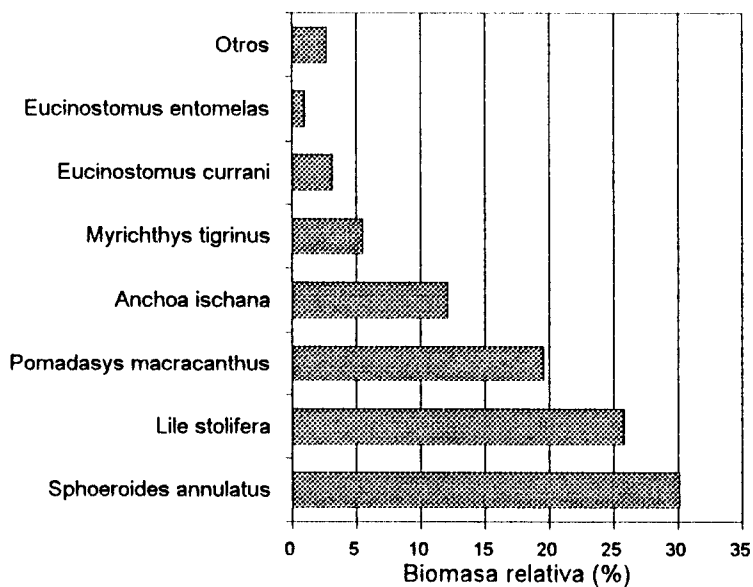
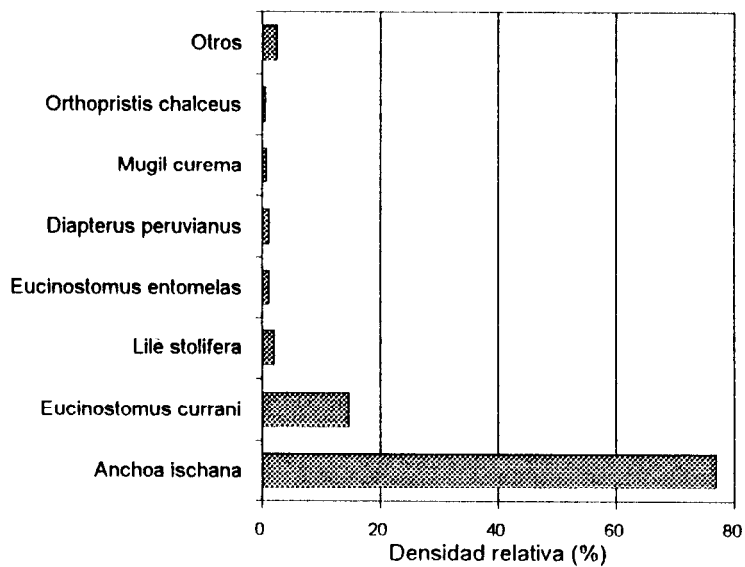


Figura 13. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de primavera. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo

a)



b)

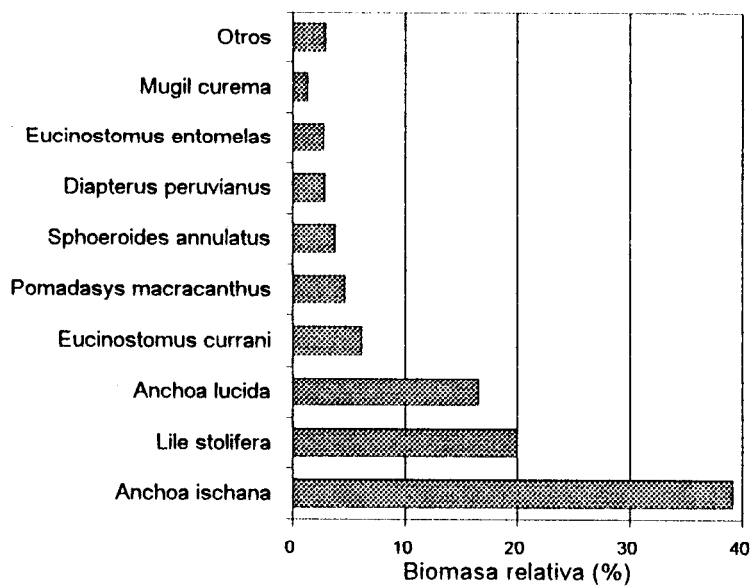
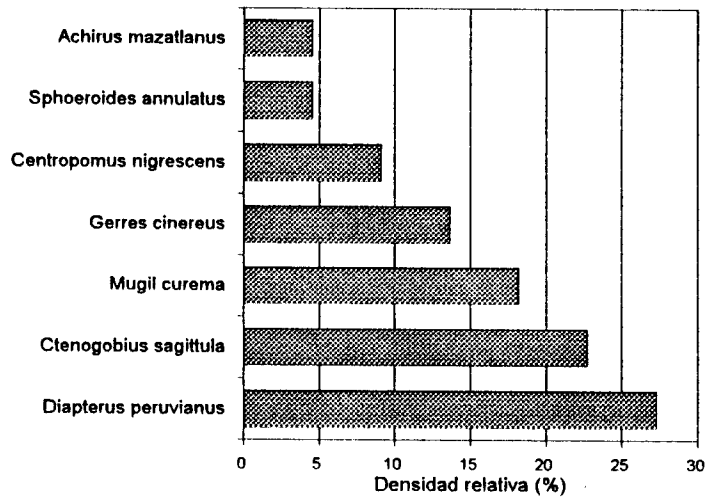


Figura 14. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de verano. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: red de flujo

a)



b)

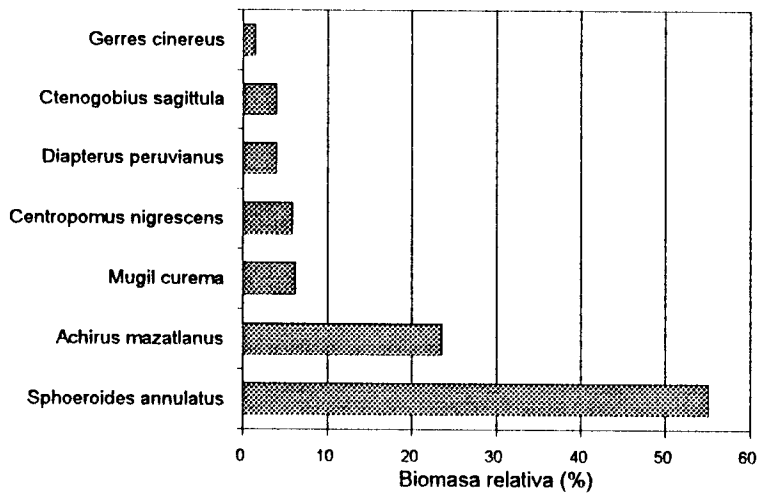
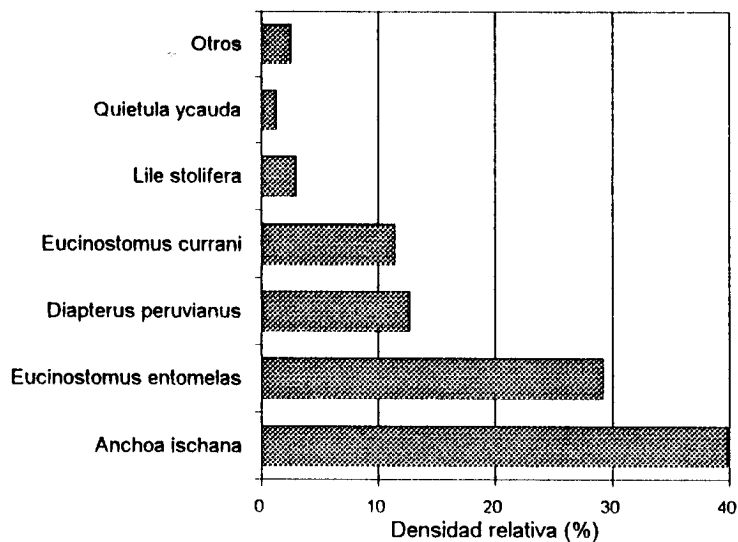


Figura 15. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de otoño. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: chinchorro.

a)



b)

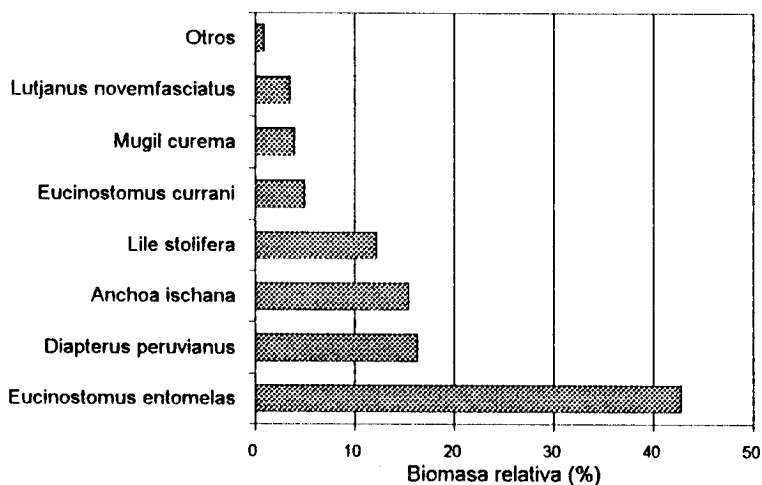
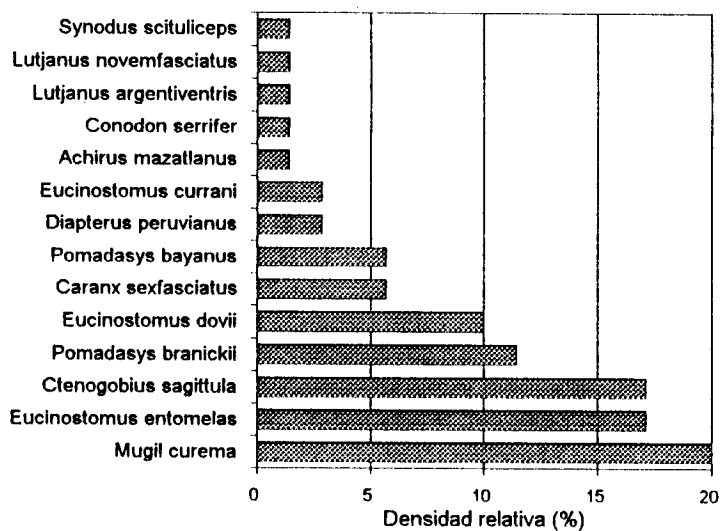


Figura 16. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de primavera. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: chinchorro.

a)



b)

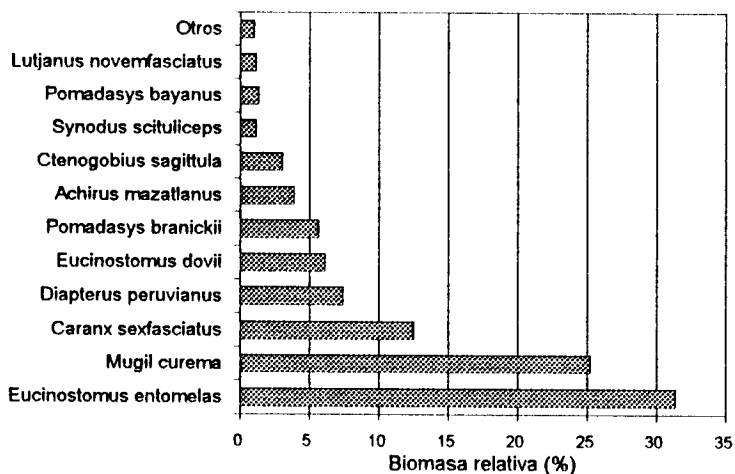


Figura 17. Abundancias relativas de la ictiofauna asociada al manglar del estero El Conchalito. Temporada de verano. a) Densidad b) Biomasa. Arte de recolecta: chinchorro.

7. 4. 4. Clasificación ecológica de los peces asociados al manglar El Conchalito

El análisis gráfico de las densidades promedio y frecuencia de las especies recolectadas con la red de flujo de acuerdo con la Prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969; García de León, 1988), permitió determinar a cuatro de ellas como dominantes en la comunidad (Fig. 18), en primer lugar la sardineta *A. ischana*, seguida por las mojarras *E. currani*, *D. peruvianus* y *E. entomelas*.

Los demás grupos en la clasificación de la comunidad íctica recolectada con la red de flujo, se presentan en la Tabla 4. Siete taxa fueron clasificados como constantes, destacando *M. curema*, *E. dovii*, *C. sagittula* y *S. annulatus*. El grupo de las raras dentro del estero quedó integrado por 23 especies, entre ellas destacan la anguila *Myrichthys tigrinus*, el burrito *Conodon serrifer* y la anchoveta norteña *Engraulis mordax*. Con base en la densidad, no se determinó a ninguna dentro del grupo de las ocasionales, quizá porque en su mayoría son frecuentes en el estero o, tal vez por que pudiera tratarse de visitantes esporádicos (especies raras).

El análisis gráfico realizado a partir de las biomásas promedio y frecuencia de aparición de las especies capturadas con la red de flujo, permitió clasificar a siete especies de la comunidad en el grupo de las dominantes (Fig. 19). En primer lugar está el botete *S. annulatus*, seguido por *A. ischana*, *E. currani*, *D. peruvianus*, *L. stolifera*, *E. entomelas* y *A. lucida*.

Los grupos restantes de esta clasificación se presentan en la Tabla 5, en donde además del grupo de las dominantes, se integró el de las constantes conformado por seis especies que exhibieron altas frecuencias y bajas densidades. El grupo de las ocasionales quedó integrado por dos especies, con la relevante presencia de la anguila *M. tigrinus*. Finalmente, el grupo de las raras (que aportan poca biomasa), quedó representado por 19 especies.

Figura 18. Clasificación de las especies de peces recolectadas con la red de flujo, a partir de la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988). Densidad. A) Dominantes, B) Constantes, C) Ocasionales y D) Raras.

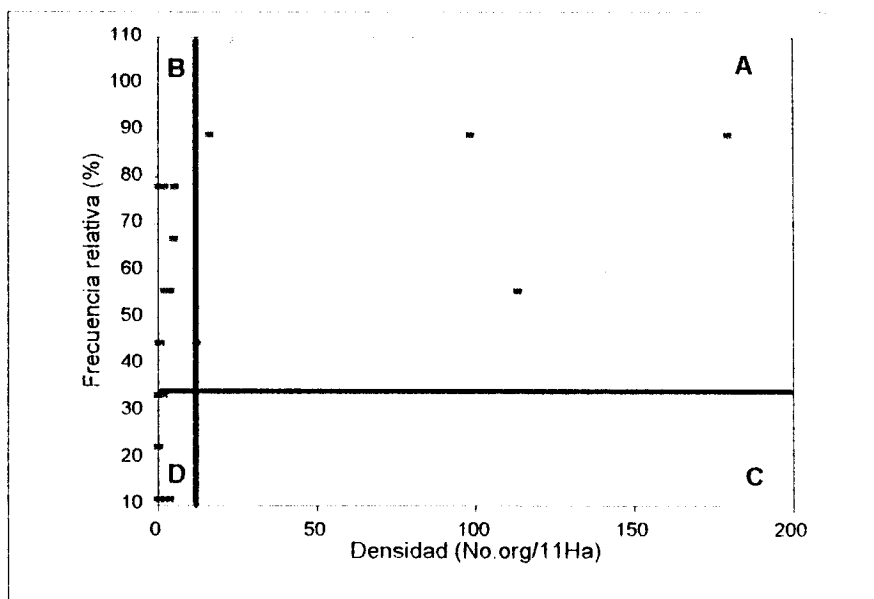


Tabla 4. Clasificación obtenida a partir de la abundancia numérica y frecuencia de aparición específica: Red de flujo.

A. Especies dominantes	B. Especies constantes	D. Especies raras
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Haemulon maculicauda</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Mugil curema</i>	<i>Orthopristis chalceus</i>
<i>Diapterus peruvianus</i>	<i>Lile stolifera</i>	<i>Albula vulpes</i>
<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Eucinostomus dovii</i>	<i>Evorthodus minutus</i>
	<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Ctenogobius manglicola</i>
	<i>Anchoa lucida</i>	<i>Pomadasys branickii</i>
	<i>Sphoeroides annulatus</i>	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>
		<i>Gerres cinereus</i>
		<i>Micropogonias ectenes</i>
		<i>Pomadasys bayanus</i>
		<i>Oligoplites saurus</i>
		<i>Caranx sexfasciatus</i>
		<i>Pomadasys macracanthus</i>
		<i>Syngnathus auliscus</i>
		<i>Gillichthys mirabilis</i>
		<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
		<i>Quietula ycauda</i>
		<i>Lutjanus argentiventris</i>
		<i>Achirus mazatlanus</i>
		<i>Chanos chanos</i>
		<i>Engraulis mordax</i>
		<i>Conodon serrifer</i>
		<i>Myrichthys tigrinus</i>

Figura 19. Clasificación de las especies de peces recolectadas con la red de flujo, a partir de la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988). Biomasa. A) Dominantes, B) Constantes, C) Ocasionales y D) Raras.

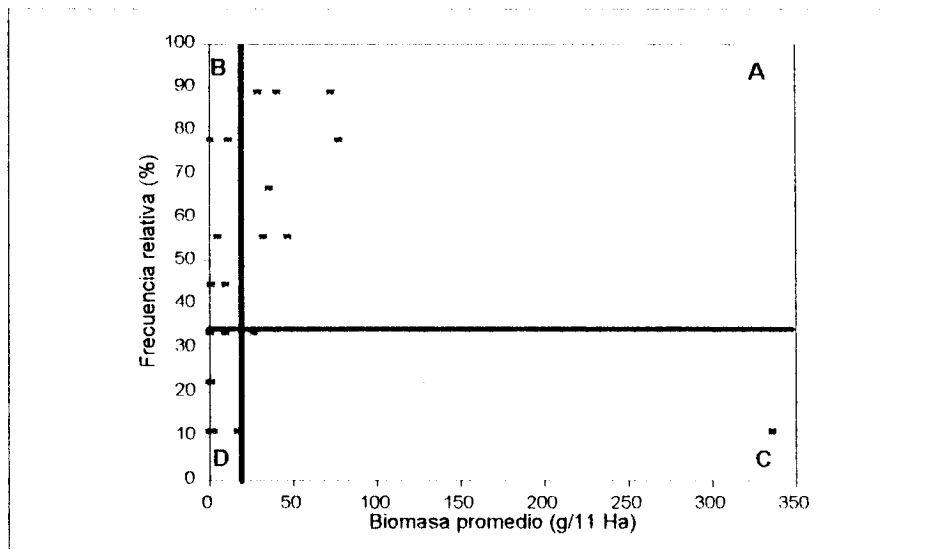


Tabla 5. Clasificación obtenida a partir de la biomasa y frecuencia de aparición específica. Red de flujo.

A. Especies dominantes	B. especies constantes	C. Especies ocasionales	D. Especies raras
<i>Sphaeroides annulatus</i>	<i>Mugil curema</i>	<i>Pomadasys macracanthus</i>	<i>Achirus mazatlanus</i>
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Myrichthys tigrinus</i>	<i>Haemulon maculicauda</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Eucinostomus dovii</i>		<i>Orthopristis chalceus</i>
<i>Diapterus peruvianus</i>	<i>Oligoplites saurus</i>		<i>Pomadasys branickii</i>
<i>Lile stolifera</i>	<i>Ctenogobius sagittula</i>		<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>
<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Pomadasys bayanus</i>		<i>Caranx sexfasciatus</i>
<i>Anchoa lucida</i>			<i>Micropogonias ectenes</i>
			<i>Gerres cinereus</i>
			<i>Albula vulpes</i>
			<i>Engraulis mordax</i>
			<i>Chanos chanos</i>
			<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
			<i>Evorthodus minutus</i>
			<i>Syngnathus auliscus</i>
			<i>Ctenogobius manglicola</i>
			<i>Lutjanus argentiventris</i>
			<i>Gillichthys mirabilis</i>
			<i>Quietula ycauda</i>
			<i>Conodon serrifer</i>

7. 4. 5. Dominancia: Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS)

a. Dominancia en densidad:

Se determinó la dominancia en densidad de *E. currani*, cuyo IVBS representó el 21.9% del total de las recolectas realizadas con la red de flujo. Le siguen en orden de importancia, *D. peruvianus* (13.6%) y *A. ischana* (11.3%), quienes en conjunto representaron el 46.8% del IVBS (Fig. 20a).

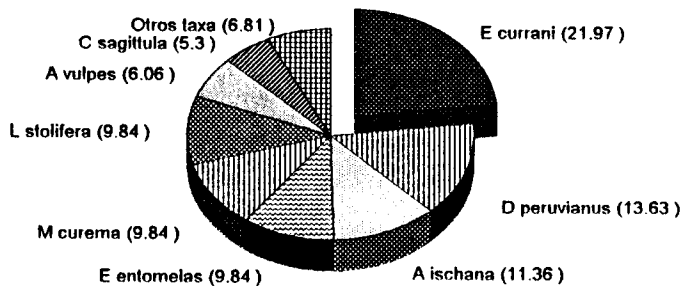
Por lo que respecta a las recolectas realizadas con chinchorro, se determinó que la dominancia entre las especies fue más homogénea, teniendo como dominantes en orden de importancia a *D. peruvianus* (16.7%), *M. curema* (16.2%), *E. currani* (11.4%) y *E. entomelas* (11.0%). La suma de las dominancias de éstas constituyó el 55.3% del total de las recolectas con este tipo de red (Fig. 21a).

b. Dominancia en biomasa:

La comunidad de peces capturada con red de flujo, fue dominada en biomasa por *S. annulatus* al representar el 14.7% de la dominancia total, siguiéndole *D. peruvianus* (11.7%), *E. currani* (10.6%) y *L. stolifera* (9.6%). La suma de sus dominancias constituyó el 46.6% de la recolecta total de acuerdo con el IVBS (Fig. 20b).

Por otra parte, las capturas efectuadas con chinchorro, fueron dominadas en biomasa por *D. peruvianus* y *M. curema*, cada una de las cuales representó el 14.7% de la dominancia total, quedando en segundo término *E. entomelas* (11.3%) y *E. dovii* (6.4%). La suma de las dominancias de este conjunto constituyó el 47.3% del IVBS total (Fig.21b).

a)



b)

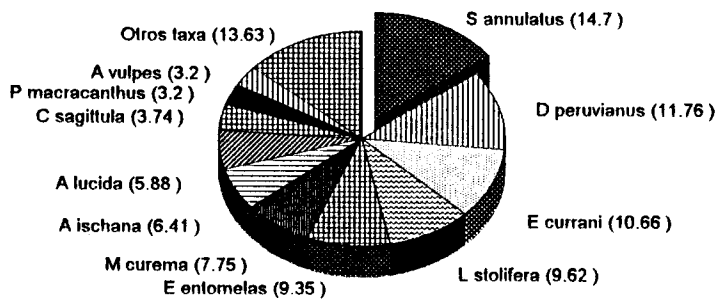
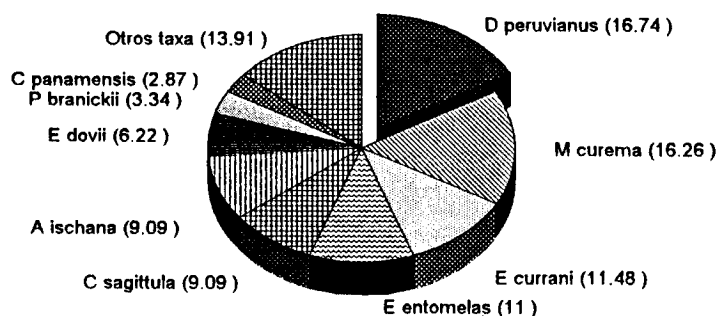


Figura 20. Especies dominantes en a) densidad y b) biomasa relativas (%) de acuerdo al cálculo del Índice de Valor Biológico de Sanders, en el sentido anual. Arte de recolecta: red de flujo.

a)



b)

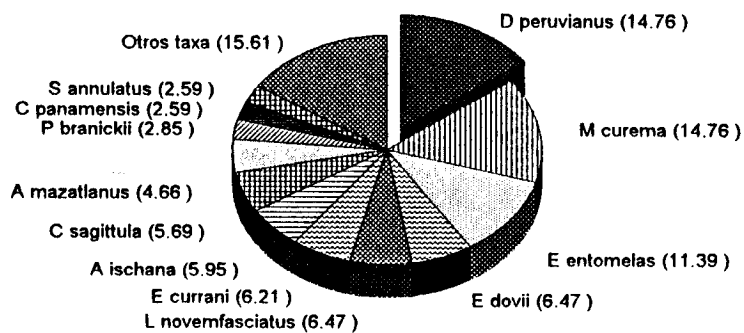


Figura 21. Especies dominantes en a) densidad y b) biomasa relativas (%) de acuerdo al cálculo de Índice de Valor Biológico de Sanders, en el sentido anual. Arte de recolecta: chinchorro.

7. 4. 6. Diversidad ecológica

A partir de las recolectas estacionales obtenidas con la red de flujo (Tabla 6), se determinó que la diversidad más alta se presentó en la temporada de invierno con 2.7 bits/ind, con una dominancia de 0.27, que fue la más baja de todas las temporadas. Por el contrario, la menor diversidad se obtuvo en verano con 1.28 bits/ind, a la cual le correspondió una dominancia de 0.77, que fue la más alta de todas. En cuanto a los valores de equidad, la mayor se presentó en invierno (0.73), lo cual refleja la baja dominancia en esta temporada, contrastando con la menor equidad que se registró en verano (0.41) y en correspondencia con la más alta dominancia estacional (Fig. 9a).

Tabla 6. Descriptores comunitarios determinados estacionalmente en el estero El Conchalito. H' = diversidad, S = riqueza específica, J' = equidad y D' = dominancia. La densidad y biomasa, se presentan en número de organismos y gramos por m², respectivamente. Arte de recolecta utilizado: Red de flujo.

Descriptor	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Total
H' (bits/ind)	1.86	2.70	1.65	1.28	2.32
S (No. spp)	20	13	16	21	34
J'	0.43	0.73	0.41	0.29	0.46
D'	0.56	0.27	0.58	0.70	0.54
Densidad (ind/m ²)	107 ⁻³	1.41 ⁻³	7.68 ⁻³	60.6 ⁻³	44.4 ⁻³
Biomasa (g/m ²)	89.6 ⁻³	0.989 ⁻³	30.5 ⁻³	43 ⁻³	41.0 ⁻³

Con relación al análisis de la comunidad recolectada estacionalmente con chinchorro (Tabla 7), se calculó la diversidad máxima en verano de 3.22 bits/ind, con una dominancia de 0.152. A la vez que la diversidad más baja se obtuvo en primavera con 2.21 bits/ind y una dominancia de 0.36. La equidad fue más alta en otoño (0.91) y más baja (0.63) en primavera (Fig. 9b).

De acuerdo con los resultados, el valor anual de la diversidad correspondiente a las recolectas realizadas con la red de flujo, tuvo un valor de 2.32 bits/ind y fue menor que aquella de 3.11 bits/ind, registrada en las recolectas con chinchorro. De la misma forma, la equidad de 0.69 determinada para la comunidad de chinchorro, fue mayor a la de 0.46 calculada para la comunidad capturada con red de flujo (Fig. 9), lo cual permite establecer que la comunidad obtenida con chinchorro, manifestó una distribución relativamente más homogénea en la abundancia de organismos por especie, que la correspondiente a la red de flujo.

Tabla 7. Descriptores comunitarios determinados estacionalmente en el estero El Conchalito. H' = diversidad, S = riqueza específica, J' = equidad y D' = dominancia. La densidad y biomasa, se presentan en número de organismos y gramos por m², respectivamente. Arte de recolecta utilizado: Chinchorro.

Descriptor	Otoño	Primavera	Verano	Total
H' (bits/ind)	2.55	2.21	3.23	3.11
S (No. spp)	7	11	14	23
J'	0.91	0.64	0.85	0.69
D'	0.09	0.36	0.15	0.31
Densidad (ind/m ²)	0.2 · 10 ⁻³	2.14 · 10 ⁻³	0.63 · 10 ⁻³	0.99 · 10 ⁻³
Biomasa (g/m ²)	4.03 · 10 ⁻³	4.02 · 10 ⁻³	1.66 · 10 ⁻³	3.24 · 10 ⁻³

7. 4. 7. Análisis de Similitud

a. Índice de Similitud Porcentual Comunitaria (ISP)

En la Tabla 8 se presentan la matriz resultante del análisis de similitud porcentual (Whittaker, 1972) aplicado a las comunidades de peces recolectadas estacionalmente con la red de flujo. El más alto porcentaje de similitud (21.9%), se presentó entre las comunidades de primavera y verano, contrastando con la menor similitud porcentual (1.46%), determinada entre las temporadas de invierno y otoño.

Tabla 8. Matriz de similitud porcentual, entre las abundancias de la comunidades de peces recolectadas con la red de flujo, en el estero El Conchalito.

	OTOÑO	INVIerno	PRIMAVERA	VERANO
OTOÑO	1	1.46	4.84	15.31
INVIerno		1	10.56	2.39
PRIMAVERA			1	21.92
VERANO				1

b. Coeficiente de Similitud Comunitaria (CSC)

Con base en el coeficiente de Sorensen (Magurran, 1988), se determinó un porcentaje de similitud de 0.76 (76%), entre la composición específica de la comunidad recolectada con la red de flujo y la capturada con chinchorro, lo cual indica que de las 42 especies que se han registrado entre ambas comunidades, 26 de ellas son compartidas, es decir, se presentan comunmente en los alrededores de la Ensenada de La Paz e incursionan hacia las áreas de manglar del estero El Conchalito, en el proceso de su ciclo biológico y en función de sus requerimientos bioecológicos.

Las especies detectadas solo con la red de flujo, se incluyen dentro de once familias: Carangidae (*Oligoplites saurus*), Centropomidae (*Centropomus armatus*), Diodontidae (*Diodon hystrix*), Engraulidae (*Anchoa lucida* y *Engraulis mordax*), Gobiidae (*Gillichthys mirabilis*), Haemulidae (*Orthopristis chalceus* y *Pomadasys macracanthus*), Ophichthidae (*Myrichthys tigrinus*), Paralichthyidae (*Etropus crossotus*), Sciaenidae (*Micropogonias ectenes*), Serranidae (*Epinephelus niphobles*) y Syngnathidae (*Syngnathus auliscus*).

Por otro lado, las que se capturaron solo con chinchorro, estuvieron representadas por tres familias: Centropomidae (*C. nigrescens*), Paralichthyidae (*Cyclopsetta panamensis*) y Synodontidae (*Synodus scituliceps*).

Las similitudes que se detectaron entre la composición comunitaria de las especies recolectadas con la red de flujo, tuvieron el más alto coeficiente de similitud (68%), entre las asociaciones de peces correspondientes a las temporadas de otoño y verano. Esto permitiría establecer que entre ambas comunidades, existen 14 especies compartidas, que representan más del 50% de aquellas que las componen. Por lo que respecta al coeficiente de similitud de 47%, que se determinó entre las comunidades que se detectaron en primavera e invierno y que fue el más bajo entre todos, solamente comparten ocho especies (Tabla 9).

Tabla 9. Matriz del Coeficiente de Similitud Comunitaria, determinada a partir de la composición específica de las comunidades de peces recolectadas con la red de flujo.

	OTOÑO	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO
OTOÑO	1	0.48	0.55	0.68
INVIERNO		1	0.55	0.47
PRIMAVERA			1	0.54
VERANO				1

A la luz de los resultados vertidos en los análisis de Similitud Porcentual (Whittaker, 1972) y los del Coeficiente Comunitario de Sorensen (Magurran, 1988), fue posible detectar una evidente tendencia estacional en la abundancia numérica (Fig. 22) y composición específica (Fig. 23), de las comunidades ícticas recolectadas entre las temporadas climáticas analizadas.

En la figura 22, se observa una mayor similitud en la abundancia de primavera y verano, la cual disminuye hacia el otoño y alcanza su mínima expresión entre otoño e invierno. Posteriormente, la afinidad en la abundancia íctica se incrementa de invierno a primavera, para alcanzar de nuevo un máximo en primavera y verano, manifestando un

comportamiento cíclico acorde con la estacionalidad del ambiente.

La tendencia mostrada por la composición específica es semejante a la anterior (Fig. 23); la similitud más alta se observa entre las comunidades de verano y otoño, esta última, a su vez, tuvo más similitud con la de primavera que con la de invierno. Asimismo, la comunidad de invierno presentó una mayor similitud con la comunidad de primavera, que con la de otoño, tal comportamiento refleja una sucesión en la composición de especies de una temporada a otra, en relación con la variación estacional del ambiente.

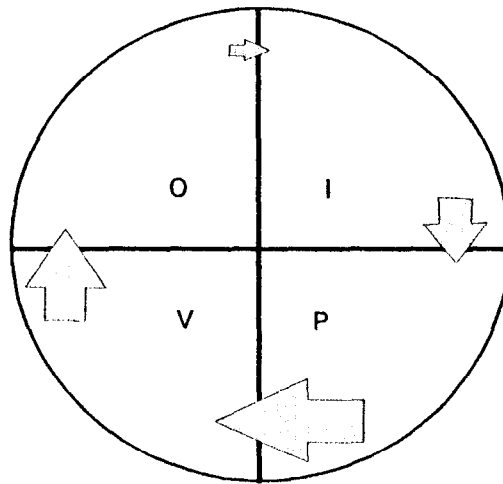


Figura 22. Tendencias estacionales en la similitud porcentual de las abundancias de la comunidad de peces recolectada con la red de flujo, en el manglar del estero El Conchalito. El tamaño y orientación de las flechas indican el nivel de similitud y tendencia estacional, respectivamente. O=otoño, I=invierno, P=primavera y V=verano.

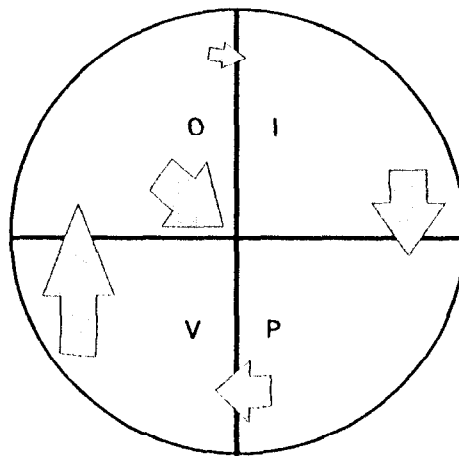


Figura 23. Tendencias estacionales en la similitud de la composición específica de la comunidad de peces recolectada con la red de flujo en el manglar del estero El Conchalito. El tamaño y orientación de las flechas indican el nivel de similitud y tendencia estacional, respectivamente. O=otoño, I=invierno, P=primavera y V=verano.

7. 4. 8. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN: Abundancia específica-Variables ambientales

En la figura 24, se muestran gráficamente los resultados de la correlación existente entre las variables ambientales que influyen indirectamente y de manera significativa, sobre la variación de la abundancia y composición específica de la comunidad de peces habitantes en el área de manglar del estero El Conchalito.

De esta manera, la temperatura se correlacionó positivamente con *A. ischana* ($r=0.97$), *P. macracanthus* ($r=0.96$) y *Caranx sexfasciatus*, *Haemulon maculicauda*, *C. serrifer*, *O. chalceus*, *P. branickii* e *Hyporhamphus unifasciatus*, cada una con un coeficiente de correlación $r=0.95$. Otras que también se correlacionaron en este sentido con la temperatura fueron, *A. lucida* ($r=0.90$), *L. stolifera* ($r=0.83$) y *Lutjanus argentiventris* ($r=0.74$).

El resto de ellas, no manifestaron correlaciones estadísticamente significativas con la temperatura, debido a que sus coeficientes de correlación fueron menores al valor crítico de tablas ($r < \pm 0.666$). Ninguna de las especies de la comunidad, manifestó asociación inversa con esta variable.

Con la salinidad, la única que se correlacionó positivamente fue *Quietula ycauda* ($r=0.85$). Las que tuvieron una correlación inversa con esta variable fueron: *L. argentiventris* ($r=-0.97$), *A. lucida* ($r=-0.94$), *P. bayanus* ($r=-0.92$), *A. ischana* ($r=-0.89$) y otras especies como *C. sexfasciatus*, *H. maculicauda*, *C. serrifer*, *O. chalceus*, *P. branickii* y *H. unifasciatus*, cada una de las cuales tuvo un coeficiente de correlación de $r=-0.89$. Adicionalmente, *P. macracanthus* mostró de igual manera, una correlación inversa ($r=-0.87$).

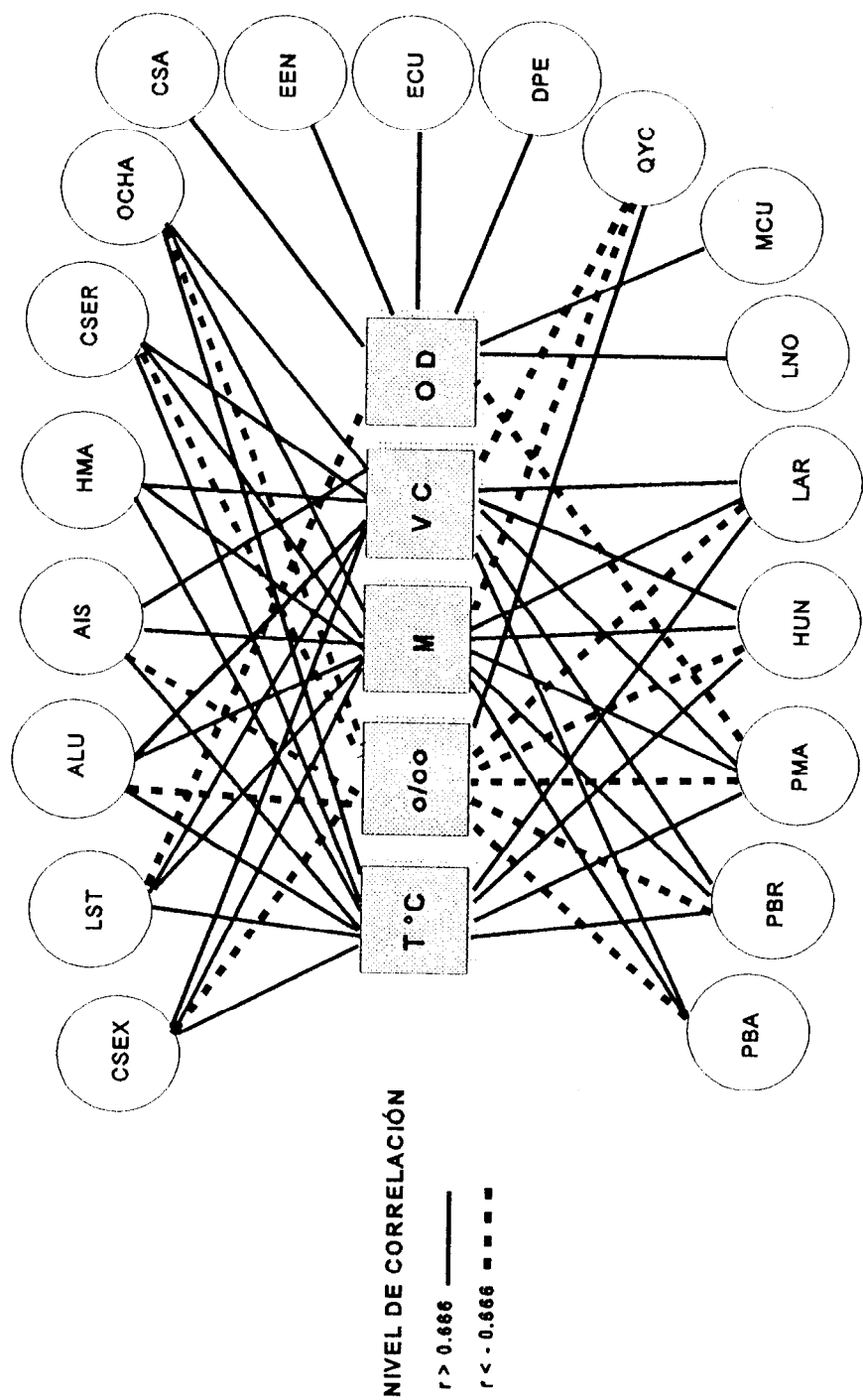


Figura 24. Gráfico de la correlación determinada, entre las principales variables ambientales analizadas y las especies de peces recolectadas adyacentes al manglar del Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S. El significado de las claves utilizadas se presenta en el anexo III.

El nivel de la marea, se correlacionó positivamente con varias de las especies entre las cuales están *P. macracanthus* ($r=0.96$), *A. ischana* ($r=0.96$), además de *C. sexfasciatus*, *H. maculicauda*, *C. serrifer*, *O. chalceus*, *P. branickii* y *H. unifasciatus*, las cuales tuvieron un coeficiente de $r=0.93$. De la misma forma, *A. lucida* ($r=0.92$), *L. argentiventris* ($r=0.78$) y *P. bayanus* ($r=0.716$), estuvieron correlacionadas con el nivel de marea.

Las que mostraron una correlación inversa con la amplitud de la marea, fueron *S. auliscus* ($r=-0.74$) y *Q. ycauda* ($r=-0.68$), mientras que el resto no mostraron niveles significativos de correlación con esta variable, pues sus coeficientes fueron menores al valor crítico de tablas ($r < \pm 0.666$).

Varias fueron las que se correlacionaron positivamente con la velocidad de la corriente: *P. macracanthus* ($r=0.905$) y *A. ischana* ($r=0.901$); además de *C. sexfasciatus*, *H. maculicauda*, *C. serrifer*, *O. chalceus*, *P. branickii* y *H. unifasciatus*, con 0.86 . Otras, como *A. lucida* ($r=0.85$), *L. stolifera* ($r=0.816$) y *L. argentiventris* ($r=0.81$), también manifestaron una correlación positiva con esta variable.

Las que mostraron una correlación inversa con la velocidad de la corriente fueron, *S. auliscus* ($r=-0.85$), *A. vulpes* ($r=-0.75$), *Q. ycauda* ($r=-0.749$), *G. mirabilis* ($r=-0.747$) y *M. ectenes* ($r=-0.74$). El resto no mostró correlaciones significativas con esta variable.

Las concentraciones promedio de oxígeno se correlacionaron positivamente con: *C. sagittula* ($r=0.77$), *M. curema* ($r=0.74$), *C. manglicola*, *L. novemfasciatus* y *Evorthodus minutus*, quienes tuvieron un coeficiente de $r=0.727$. También se correlacionaron en este sentido, *D. peruvianus* ($r=0.72$), *E. dovii* ($r=0.716$), *G. cinereus* ($r=0.711$), *E. gracilis* ($r=0.70$), *E. entomelas* ($r=0.686$) y *S. auliscus* ($r=0.68$).

Por otra parte, las que tuvieron una correlación negativa con esta variable, fueron *L. stolifera* ($r=-0.98$) y *P. macracanthus* ($r=-0.69$). El resto no presentó correlaciones significativas con la concentración de oxígeno, debido a que sus coeficientes estuvieron por debajo del valor crítico de tablas ($r < \pm 0.666$).

7. 5. Frecuencia de tallas de las especies dominantes

Mediante el análisis gráfico de la distribución en la frecuencia de tallas (LP, longitud patrón), realizado para las especies más importantes por su constancia temporal en el estero, fue posible inferir las actividades que éstas realizan estacionalmente en el manglar. En este caso se presenta la variación de la longitud de aquellas especies que se presentaron por lo menos en dos estaciones climáticas, como resultado de su estacionalidad. Algunas de las otras especies de la comunidad que no fueron tan frecuentes o abundantes, sólo se mencionan como ejemplo de las actividades de crianza, alimentación y reclutamiento que llevan a cabo en este biotopo.

Eucinostomus currani

Talla promedio: 25.8 mm LP (Desviación estándar [de]=5.4)

La variación observada en su composición de tallas dentro de la comunidad, determinó que en otoño su intervalo quedó representado entre 15-60 mm, con una moda entre 30 y 35 mm. En invierno, el intervalo fue de 15-30 mm con una clara disminución en las frecuencias. En primavera, *E. currani* tuvo una moda en sus tallas entre 35 y 40 mm, con un amplio intervalo para esta temporada de 0.8-70 mm, cuyos extremos tuvieron una frecuencia menor a diez ejemplares. En verano, el patrón en la distribución de frecuencias de tallas fue semejante al descrito en otoño con una clara disminución en sus frecuencias (Fig. 25).

Las tallas promedio con que se presentó *E. curranii* entre las diferentes temporadas del año, permiten asumir que esta especie penetra al ecosistema de manglar en el estero El Conchalito con propósitos de alimentación y crianza, además de tratarse de una especie cuya constancia permite definirla como un residente de este sitio con variaciones mínimas en su abundancia temporal, que se reflejan en su predominio en densidad y biomasa (Tablas 4 y 5).

Diapterus peruvianus

Talla promedio: 32.8 mm LP (de = 4.4)

Se presentó durante el otoño, en un intervalo de tallas de 25-55 mm, con unos cuantos ejemplares con tallas superiores a 65 mm. En primavera, su composición de tallas varió de 20 a 45 mm, con un sesgo hacia la talla de 40 mm. Durante el verano, se detectó el intervalo de tallas entre 20 y 90 mm, con una distribución bimodal que contrasta con las épocas anteriores en las que se observó una sola moda (Fig. 26).

El promedio general en las tallas de *D. peruvianus*, su predominio en densidad y biomasa, además de sus altas frecuencias de aparición (Tablas 4 y 5), permitiría establecer que los individuos de esta especie penetran a estas áreas durante la mayor parte del año (exceptuando primavera). En la época de verano, se presentan dos grupos de organismos en la comunidad, uno de juveniles en el intervalo de 15-35 mm y otro de ejemplares un poco más grandes en el intervalo de 65-90 mm, aunque con menor frecuencia. Los patrones en la distribución y frecuencia de sus tallas, permiten categorizar a esta especie como constante en este ecosistema, para la cual la zona de manglar funciona como área de alimentación y crianza.

Anchoa ischana

Talla promedio: 38.1 mm LP (de= 6.3)

La variación estacional de la composición de sus tallas, fue observada en el intervalo de

25-55 mm en otoño, de 40-65 mm en invierno y de 30-60 mm durante el verano (Fig. 27). Aunque en esta última temporada, se recolectaron ejemplares con intervalos de 5-10 mm y de 65-70 mm, sus frecuencias fueron muy bajas. La distribución unimodal y el promedio que muestran los intervalos de talla a través del tiempo, podrían permitir establecer que en términos generales *A. ischana*, realiza actividades de crianza y alimentación en el estero, particularmente en el verano donde se presentan las tallas más grandes. Esto se refleja en su presencia con altas abundancias y frecuencias (Tablas 4 y 5).

Eucinostomus entomelas

Talla promedio: 37.5 mm LP (de=4.2)

Durante el otoño, los ejemplares de esta especie se presentaron entre 20 y 105 mm, bajo un esquema bimodal que podría indicar la presencia de diferentes generaciones en la población. En primavera, aunque con menos frecuencia, se observó un patrón similar a la temporada anterior en la distribución modal de tallas. Sucede lo mismo en el verano, cuando se distinguieron dos modas en la composición de tallas, que podrían reflejar las actividades que realizan los individuos de *E. entomelas* en las áreas de manglar del estero, importante como hábitat de crianza y alimentación (Fig. 28).

Al igual que las antes descritas, ésta especie se incluyó dentro del grupo de los dominantes por sus significativas densidades, biomاسas y frecuencias, con las que concurren en este biotopo a lo largo del año (Tabla 4 y 5), a excepción del invierno.

Mugil curema

Talla promedio: 32.2 mm LP (de=3.4)

Las lisas representan una de las especies constantes en las cuatro estaciones climáticas estudiadas. En otoño presentaron una distribución bimodal en sus frecuencias de talla, con un intervalo entre 20 y 70 mm. Una de las modas se detectó entre 30 y 35 mm y la segunda de 50-55 mm, aunque con frecuencias más bajas; tal situación podría indicar la

existencia de dos grupos de reclutas durante esta temporada. En invierno fue menos abundante y sus frecuencias declinaron hasta el intervalo de 20 y 50 mm, con una moda entre 30 y 35 mm. En primavera *M. curema*, presentó dos intervalos, uno en el que se concentraron las mayores frecuencias de 25-55 mm y un intervalo extremo de 95-100 mm. Por otra parte, el verano se caracterizó por su presencia dentro del intervalo de 25 a 95 mm con dos modas, una entre 30-35 mm y la otra de 60-65 mm (Fig. 29).

El promedio general en las tallas de esta especie, junto con su persistencia estacional, permiten considerarla como habitante permanente en el estero, donde se alimenta y desarrolla. Sin embargo, aún cuando no es dominante por sus abundancias y biomásas en la comunidad, su frecuente aparición en las recolectas pudo permitir clasificarla dentro del grupo de las constantes (Tabla 4 y 5).

Ctenogobius sagittula

Talla promedio: 32.9 mm LP (de=3.7)

Esta especie se presentó en tres de las temporadas climáticas, con una constancia en su densidad y biomasa, lo cual permitió considerarla como un habitante permanente o constante en este ecosistema (Tabla 4 y 5). No obstante que en primavera su abundancia fue baja, lo cual impidió analizar gráficamente su distribución de tallas para esta temporada.

La distribución de sus frecuencias de tallas en otoño, se detectó entre 20-55 mm, con un extremo de 75-80 mm en su intervalo y una moda entre los 25 y 30 mm. En primavera las tallas de esta especie se presentaron entre los 25-85 mm, una moda de 30-35 mm e intervalos extremos entre 70 y 85 mm. En verano, *C. sagittula* fue menos abundante que en las temporadas anteriores, lo cual influyó aparentemente en sus frecuencias, pero a pesar de ello se mantuvo el intervalo de 25-75 (Fig. 30).

De acuerdo con las observaciones realizadas en el campo, *C. sagittula* es una especie cuya aparición es constante en el hábitat de manglar. Por esto podría ser considerada como un residente del estero El Conchalito, donde se alimenta de la gran cantidad de recursos que encuentra en este biotopo.

Lile stolifera

Talla promedio: 81.6 mm LP (de= 1.37)

La distribución de frecuencias de talla de la sardineta *L. stolifera*, presentó un intervalo entre 65 y 95 mm en otoño y de 45 a 95 mm en primavera (Fig. 31). En ambos casos la moda se presentó entre los 80-85 mm, lo cual conjuntamente con los promedios en sus tallas, podrían indicar que los individuos de esta especie penetran estacionalmente a las áreas de manglar donde se alimentan, y en relación con las mayores amplitudes de la marea que tienen lugar en estas temporadas.

Esta sardineta se presentó con altas abundancias y frecuencias en dos temporadas del año; sin embargo, su distribución de tallas permitió valorar la importancia de las áreas de manglar para esta especie, particularmente como zona de alimentación. Por las densidades que exhibió en el estero fue clasificada como constante, mientras que por sus biomاسas, fue agrupada como dominante (Tablas 4 y 5).

Eucinostomus gracilis

Talla promedio: 31.6 mm LP (de=2.47)

En este caso, se observó que durante otoño fue abundante y su intervalo en sus tallas varió de 15 a 60 mm, con promedio de 33.4 mm y moda entre 25 y 30 mm. En verano tuvo una menor abundancia y un intervalo de tallas de 20 a 45 mm; su longitud patrón promedio fue de 29.9 mm, con una moda entre 20 y 25 mm (Fig. 32).

Esta especie, que fue dominante por su densidad y biomasa (Tablas 4 y 5), ejemplifica la habitual presencia de estos peces en el manglar, los cuales aprovechan la gran cantidad de recursos alimenticios existentes en este ecosistema, bajo un marcado patrón estacional en su abundancia.

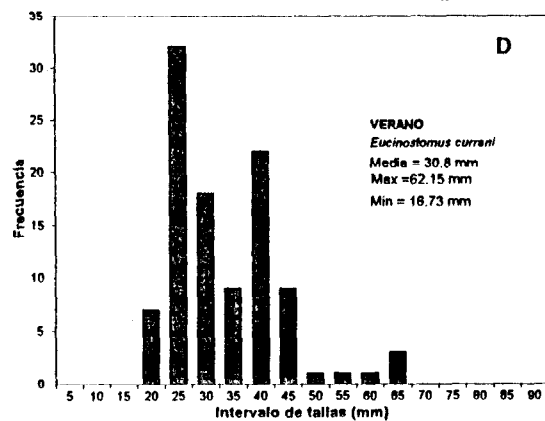
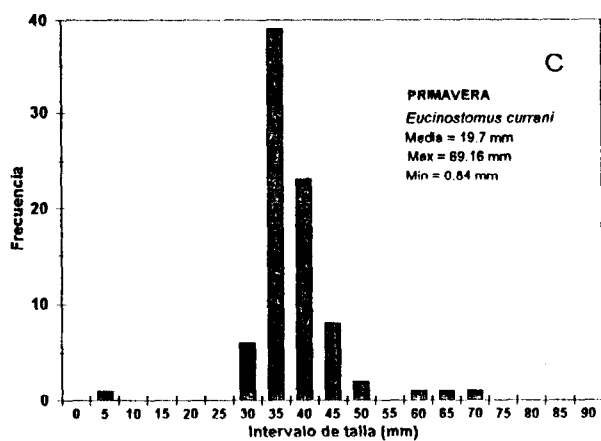
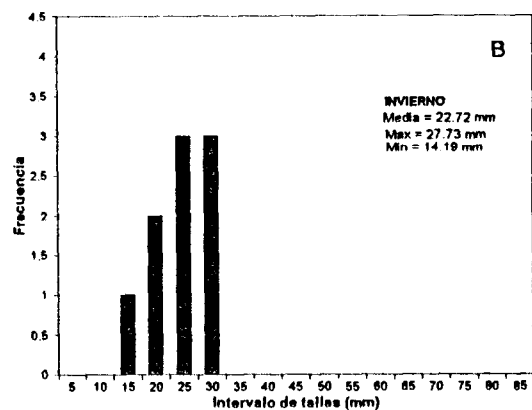
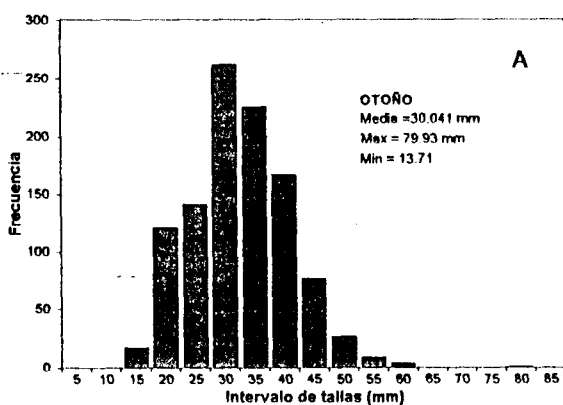


Figura 25. Variación estacional en la composición de tallas de *Eucinostomus currani*, en el estero El Conchalito.

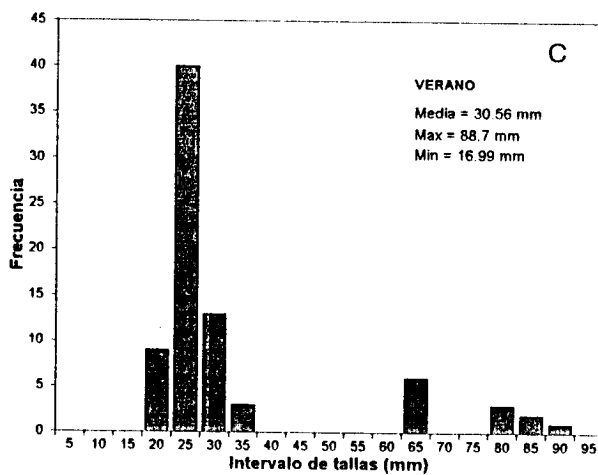
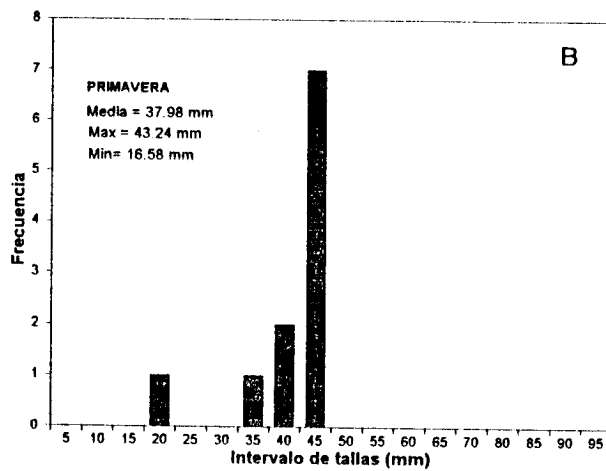
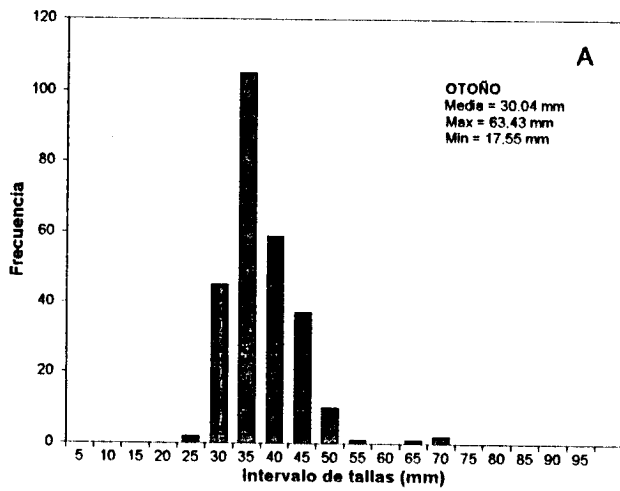


Figura 26. Variación estacional en la composición de tallas de *Diapterus peruvianus* en el estero El Conchalito.

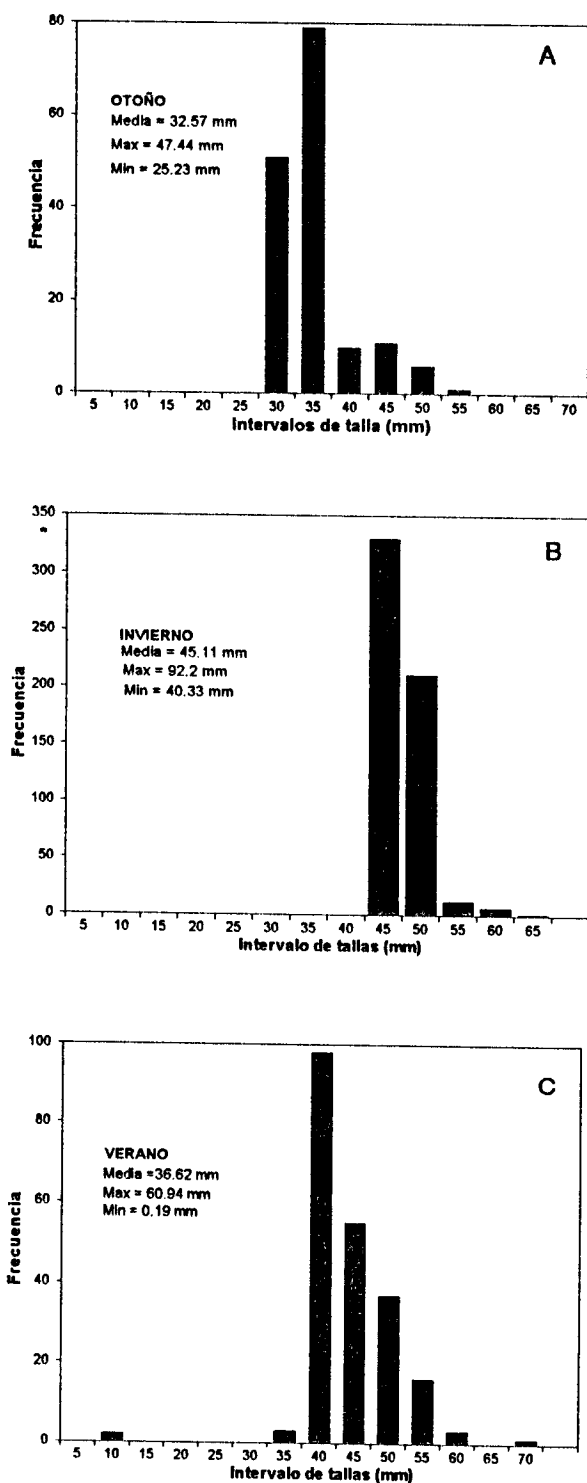


Figura 27. Variación estacional en la composición de tallas de *Anchoa ischana*, en el estero El Conchalito.

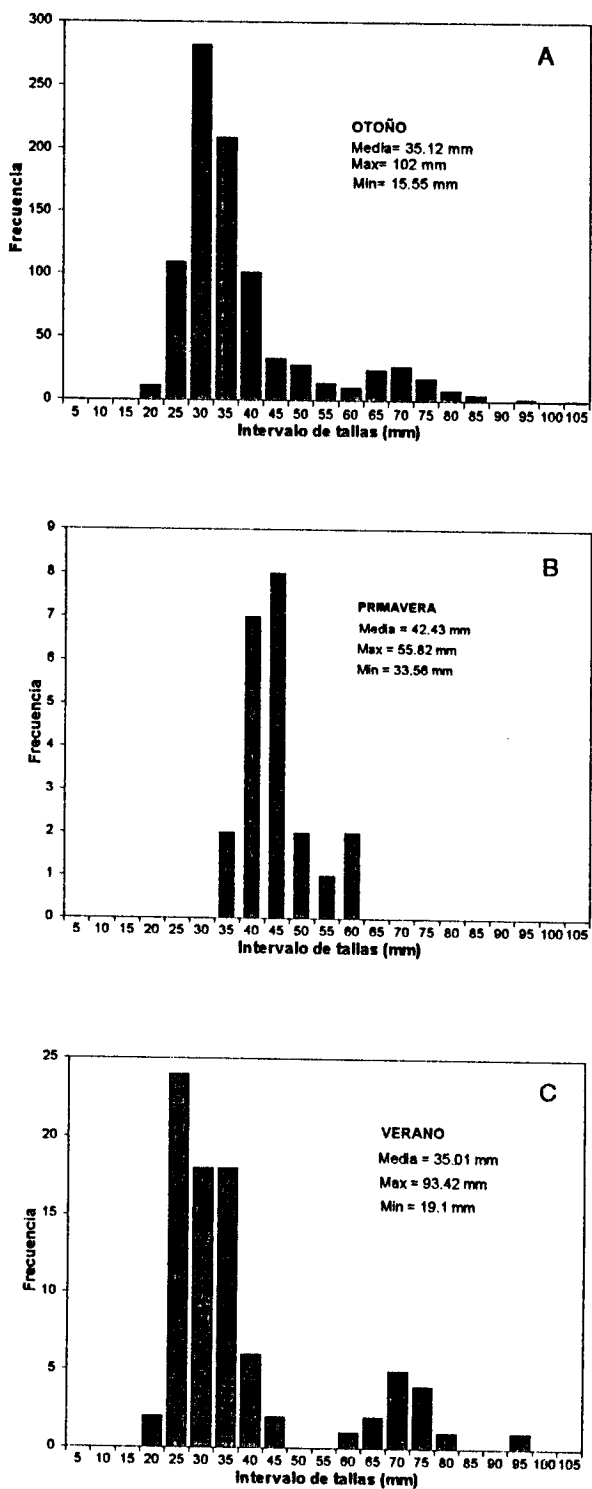


Figura 28. Variación estacional en la composición de tallas de *Eucinostomus entomelas*, en el estero El Conchalito.

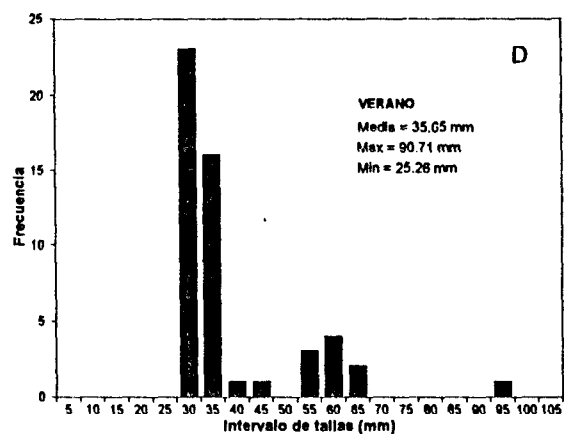
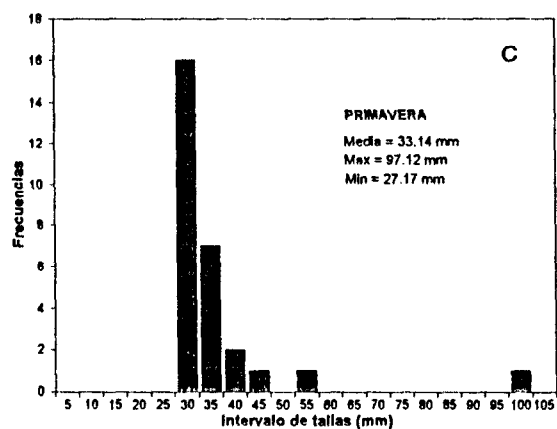
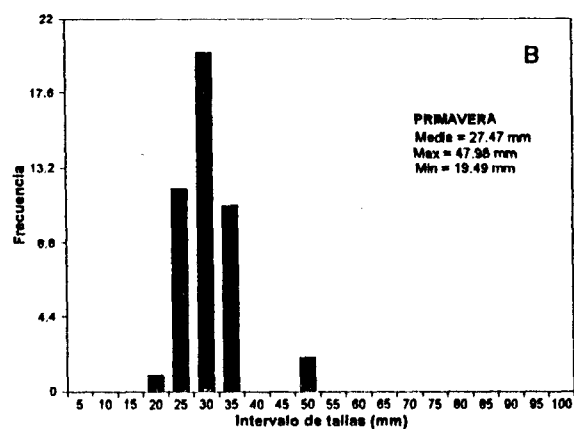
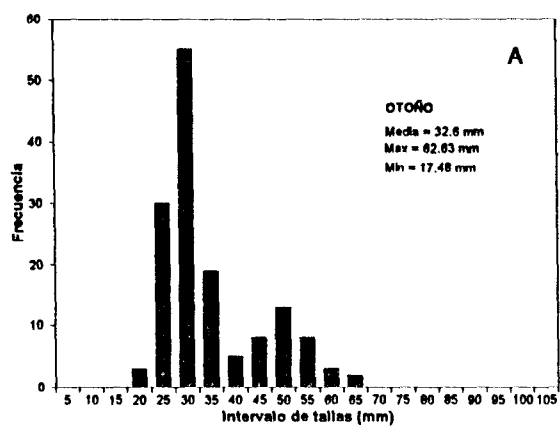


Figura 29. Variación estacional en la composición de tallas d *Mugil curema*, en el estero El Conchalito.

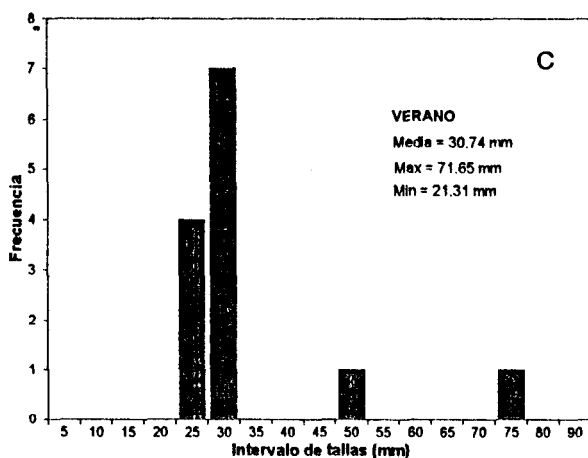
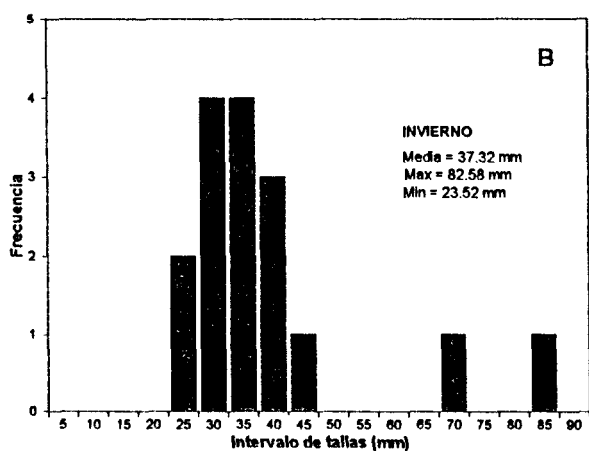
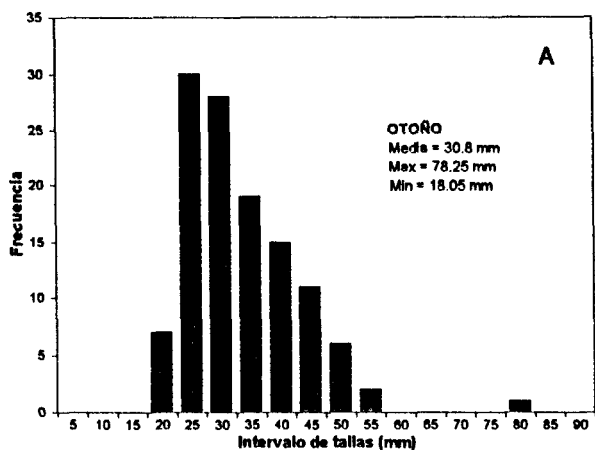


Figura 30. Variación estacional en la composición de tallas de *Ctenogobius sagittula*, en el estero El Conchalito.

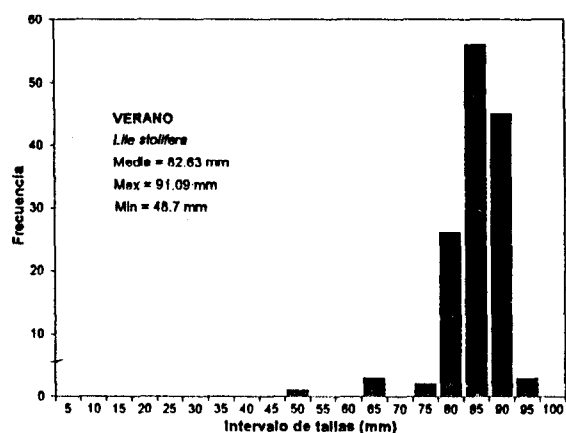
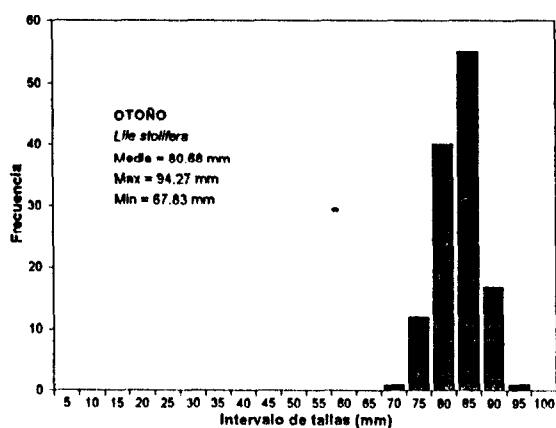


Figura 31. Variación en la composición de tallas de *Lile stolifera*, en el estero El Conchalito.

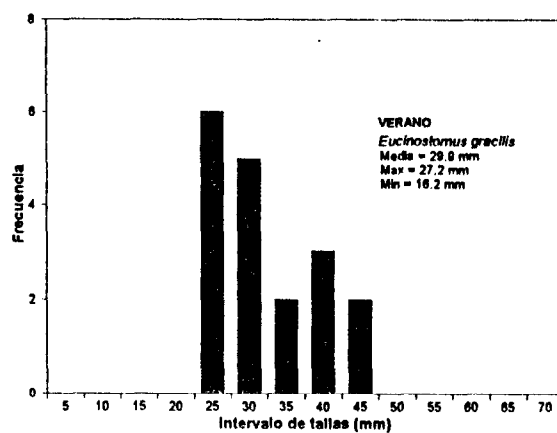
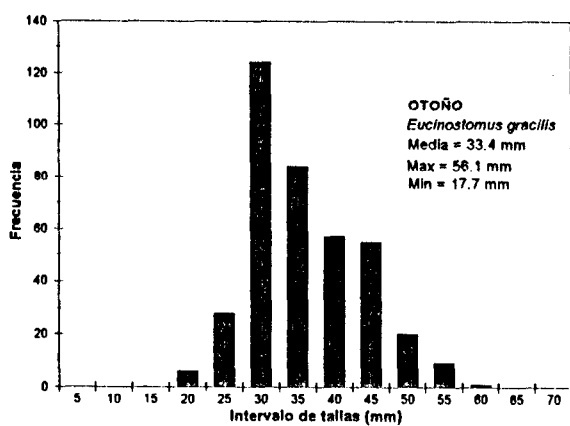


Figura 32. Variación en la composición de tallas de *Eucinostomus gracilis*, en el estero El Conchalito.

8. DISCUSIÓN

La Ensenada, también denominada Laguna de La Paz, es un cuerpo de agua influenciado en sus propiedades hidrológicas por la Bahía de La Paz (Lechuga-Déveze *et al.*, 1990). Sin embargo, debido a que sus niveles de evaporación son mayores a los de precipitación, presenta condiciones antiestuarinas e incrementos en sus valores de temperatura y salinidad hacia su parte interna (Espinoza-Avalos, 1977). Esto provoca que el estero El Conchalito, muestre una estrecha relación entre la marea y las variables fisicoquímicas, mediante el intercambio de masas de agua con la laguna y bahía adyacente (Lechuga-Déveze *et al.*, 1986, 1990).

El promedio de temperatura registrado en este trabajo (25.9 °C), es superior al de 23.5 °C señalado para esta región por García (1988). Sin embargo, cae entre los valores reportados para la Ensenada por Granados-Guzmán y Alvarez-Borrego (1984). Por otra parte, es menor a las temperaturas reportadas por Espinosa-Avalos (1979) y Jiménez-Quiroz (1991), con valores entre 40 y 43 °C durante los meses de junio y agosto, respectivamente.

Las elevadas temperaturas registradas en el verano de 1997 en el estero (Fig.4), fueron consecuencia de la interacción combinada de factores físicos y geomorfológicos, como el calentamiento de la columna de agua causado por los altos niveles estacionales de radiación solar, lo somero del lugar y por la presencia de fondos negros, que incrementan la absorción de calor (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997). Debido a esto, es posible que las temperaturas más altas se presenten comunmente en esta temporada, tanto en este ecosistema como en la laguna, como lo señalan Granados-Guzmán y Alvarez-Borrego (1984).

Estas variaciones térmicas locales están asociadas con los cambios estacionales en el patrón de circulación de las aguas del Golfo de California (Granados y Schwartzlose,

1974), el cual sucede bajo un patrón general del flujo superficial en la parte sur del golfo, hacia el sur en invierno y en dirección al norte durante el verano, mismo que se relaciona con las bajas temperaturas que se presentan durante el otoño y las más altas en primavera y verano (Fig. 4).

Cano-Pérez (1991), menciona que la disminución de temperatura en otoño en esta región, es resultado de la pérdida de calor por evaporación que depende de la relación entre la velocidad del viento y las diferencias de presión de vapor entre el mar y el aire frío y seco que incide sobre la superficie del agua en esta temporada. Mientras que de acuerdo con Palomares (1996), las altas temperaturas de verano se pueden asociar con transparencias mínimas en la columna de agua, que influyen de manera significativa en la variabilidad de la temperatura.

Los patrones estacionales de la temperatura en El Conchalito, permiten evidenciar la posible influencia de la Ensenada y Bahía de La Paz en su comportamiento hidrológico. Esta situación es común en la dinámica de los ecosistemas costeros, en los cuales las fluctuaciones de la temperatura están altamente influenciadas por los ciclos de la marea y estacionalmente controladas por la oscilación térmica en las aguas oceánicas (Vernberg y Vernberg, 1976).

El tipo de marea determinado en el estero, fue similar al semidiurno mixto registrado para la Ensenada de La Paz (Félix-Pico, 1976; Gómez *et al.*, 1984; Tovilla-Hernández, 1991), lo cual refleja la interacción existente entre estos dos cuerpos de agua, no obstante el retraso de 25 minutos calculado en este sitio con respecto a la predicción en la Cd. de La Paz (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997). Comportamientos similares, con retrasos entre 30 y 35 minutos en la pleamar, se han determinado localmente en El Comitán (Gómez *et al.*, op. cit.). Dichos retrasos se deben entre otras cosas, al efecto de fricción ocasionado por la poca profundidad en esta parte de la laguna, además de la influencia del viento, el tiempo

de llenado y evacuación, así como de la geomorfología de la cuenca (Gómez *et al.*, op. cit.; Obeso *et al.*, 1993; Sandoval y Gómez-Valdés, 1997).

Cabe mencionarse que el promedio de 1.94 m en el nivel de marea registrado en este trabajo, es más alto que la amplitud promedio de 0.52 m, descrita por Tovilla-Hernández (1991) para la Ensenada de La Paz.

El promedio general de la velocidad de la corriente en el estero El Conchalito (21.43 cm/s), fue menor que el reportado para la ensenada por Félix-Pico (1976) y Morales y Cabrera-Muro (1982), quienes encontraron velocidades de hasta 0.46 cm/s en la boca de acceso a la laguna. Por su parte, Jiménez-Quiroz (1991), reportó máximos entre 9 y 11 m/s en tres ecosistemas de manglar de la bahía. Estos últimos valores son contrastantes con la velocidad máxima de 70 cm/s, enunciada por Obeso *et al.* (1993) en el canal de acceso a la ensenada y con el promedio que se determinó en este trabajo.

De acuerdo con la clasificación de las corrientes en la Ensenada de La Paz propuesta por Sandoval y Gómez-Valdés (1997), el tipo de corrientes que se presentan en el estero, corresponden a las típicas de un canal de mareas.

En términos generales se puede comentar que la velocidad media de la corriente registrada en El Conchalito, mostró una marcada estacionalidad (Fig.6) y fue menor en comparación con la determinada en la Ensenada por Félix-Pico (1976) y Obeso *et al.* (1993). Este comportamiento es resultado de los procesos de flujo y reflujo de la marea, cuya intensidad es menor en este lugar, debido a lo somero de la zona y por la mínima influencia que recibe de parte de la Bahía de La Paz (Obeso *et al.*, op.cit.). Además de su relación con el comportamiento de la marea, la velocidad de la corriente puede ser reducida también por la densidad de la vegetación de manglar, como en el caso de los manglares de la India (Blasco, 1981).

Los promedios de salinidad correspondientes al estero El Conchalito, son más altos que los reportados para la Ensenada por Espinoza-Avalos (1979) y Lechuga-Déveze *et al.* (1990), con salinidades entre 35.5-36.37 ‰ y con los valores más altos en la parte interna de la laguna.

Los incrementos de esta variable fueron consecuencia de las elevadas tasas de evaporación originadas por la poca profundidad del cuerpo de agua, así como por la dilución de las sales que se concentran en los sedimentos y raíces del manglar, las cuales son removidas por el reflujo de la marea (Pernetta, 1993). Por otro lado, los descensos en los niveles de salinidad, fueron resultado de los procesos de mezcla entre las masas de agua del estero con altas concentraciones de sal y las de la laguna con salinidad cercana a la del mar.

La tendencia observada en la disminución de los promedios de la salinidad hacia los meses de verano, se presentó en estrecha relación con las mayores amplitudes de la marea que se registraron en esta temporada (Fig.5), manifestando así la influencia que genera la variación semidiurna de la marea en los cambios de las concentraciones de la salinidad y la influencia de la batimetría de la laguna (Espinoza-Avalos, 1979).

La variación estacional de la salinidad que se observa en nuestros resultados difiere de el patrón descrito para la ensenada por Cervantes-Duarte *et al.* (1991), quienes registraron las salinidades más altas en primavera (35.2-36.7 ‰), como resultado de elevadas tasas de evaporación durante estos meses. Sin embargo, el patrón de verano descrito por estos autores, contrastó con respecto a las menores salinidades que se registraron en El Conchalito.

En lo que respecta a los descensos de salinidad en otoño, Cervantes-Duarte *et al.* (1991) mencionaron que se deben a una mayor tasa de intercambio entre las masas de agua de la bahía y la laguna, además del efecto combinado de las grandes amplitudes de marea

y cambios en la dirección del viento; al respecto se debe adicionar la influencia de las lluvias en esta temporada. Las tendencias decrecientes que se presentaron en el estero durante primavera y verano, son el resultado de la influencia de los factores mencionados por estos autores.

Las concentraciones promedio de oxígeno registradas, permiten establecer que las aguas del estero El Conchalito se encuentran dentro de los límites normales y son adecuadas para la existencia de una fauna diversa. Sobre todo, porque dichos promedios sobrepasan la concentración límite de 1.0-2.0 mg/l propicia para la actividad respiratoria normal de las comunidades biológicas (Emery y Stevenson, 1957). Asimismo, se encuentran por arriba de la concentración letal de 1.18 mg/l, descrita para peces por Muss (1967, en Vargas *et al.*, 1980).

En términos generales, se determinó que las concentraciones de oxígeno en el estero fueron relativamente altas en comparación con las determinadas en diferentes sitios de la ensenada (Espinoza-Avalos, 1977; Lechuga-Déveze *et al.*, 1986 y 1990; Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988) y similares a las descritas por Troyo-Diéguez y Mayoral-Vázquez (1984) en El Comitán. Tales concentraciones se deben a la actividad fotosintética del fitoplancton y macroalgas bentónicas (Espinoza-Avalos, 1979), a lo cual se debe adicionar la oxigenación mecánica a través del oleaje, que determina la interacción laguna-atmósfera mediante la acción eólica y las corrientes de marea. Dichos procesos son similares a los que se presentan en la Bahía de La Paz (Villaseñor-Casales, 1979).

Estacionalmente, las concentraciones de oxígeno en el estero, mostraron una tendencia a la disminución hacia la primavera y verano (Fig.4), situación que tiene que ver con la relación inversa que guarda la solubilidad de los gases en aguas marinas, en función de la temperatura como lo señalan Riley y Chester (1989). Comportamientos similares se presentan en la Ensenada de La Paz (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988; Lechuga-Déveze *et al.*, 1990). Por este motivo, los incrementos de oxígeno durante el

invierno, se han asociado a las bajas temperaturas que imperan en la región durante esta temporada (Cano-Pérez, 1991).

Las variaciones de oxígeno también se encuentran influenciadas por la hidrología del área, pues fue evidente que durante los períodos de flujo, al aumentar la profundidad en la columna de agua, se incrementó la concentración de oxígeno disuelto debido a la actividad fotosintética, conjuntamente con los mecanismos de oxigenación eólica y mezcla de masas de agua. Por el contrario, con el reflujo de la marea, la materia orgánica fue resuspendida ocasionando turbiedad del agua que inhibió la fotosíntesis e incrementó la demanda bioquímica de oxígeno, disminuyendo así su concentración promedio.

De esta manera, las concentraciones de oxígeno en El Conchalito, además de estar significativamente influenciadas por los factores antes mencionados, se presentan en estrecha relación con las fases de la marea y las corrientes, que contribuyen sustantivamente en los procesos de oxigenación (Villaseñor-Casales, 1979).

En términos generales, se considera que las concentraciones de nitritos y nitratos en la Ensenada son bajas a lo largo del año (Cervantes-Duarte *et al.*, 1991; Jiménez-Quiroz, 1991). Sin embargo, según García-Pámanes (1977) las aguas de este ecosistema son ricas en nutrimentos, además de que presentan un gradiente de distribución que va de la boca hacia el interior para los nitritos y del interior hacia la boca por parte de los nitratos (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988). Las fluctuaciones de estos nutrientes a lo largo del año, se encuentran determinadas por procesos de mezcla y la dinámica poblacional fitoplanctónica (García-Pámanes, 1978).

La evaluación estacional de la concentración de los nitritos en el estero, permitió determinar sus más bajas concentraciones en invierno, aumentando posteriormente en el verano (Fig. 7). De acuerdo a lo anterior, la variación estacional y noctemeral en las concentraciones de estos nutrientes en El Conchalito, pueden ser resultado de los

incrementos en salinidad, la absorción por los sedimentos y partículas inorgánicas en el agua, además de la asimilación realizada por la vegetación sumergida y circundante (Hobbie, 1976).

En el caso de los nitratos, se determinaron decrementos en su concentración durante los meses cálidos (primavera-verano). Esta disminución es resultado de la gran cantidad de este nutriente que es exportada hacia los sistemas acuáticos vecinos durante los reflujos de la marea (I-Jiunn, 1995).

Las concentraciones promedio de nitritos ($0.124 \mu\text{g-atN/l}$), fueron bajas en comparación con el máximo de $0.41 \mu\text{g-atN/l}$ reportado para la ensenada por Cervantes-Duarte *et al.* (1991) y en algunas áreas dentro del interior de la laguna (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988). Sin embargo, son superiores a los de Cervantes-Duarte y Santoyo (1986), en el área de El Comitán ($0.06 \mu\text{g-atN/l}$), pero menores a la concentración de $0.40 \mu\text{g-atN/l}$, determinada en tres áreas de manglar de la ensenada por parte de Jiménez-Quiroz (1991).

Las altas concentraciones de esta forma nitrogenada, son indicio del origen de estos compuestos a partir del detritus derivado de la vegetación de manglar y aportes continentales (I-Jiunn, 1995), mientras que la variación estacional de sus concentraciones, puede ser resultado de altos niveles de salinidad, la absorción realizada por los sedimentos y la vegetación acuática o por la liberación de estos compuestos mediante la acción de las mareas (Hobbie, 1976).

El promedio en los nitratos de $0.68 \mu\text{g-atN/l}$, registrado por Cervantes-Duarte *et al.* (1991), fue inferior a la concentración promedio que se obtuvo en El Conchalito, al igual que los máximos y mínimos que ellos mencionan de 1.26 y $0.34 \mu\text{g-atN/l}$. Por otra parte, nuestros resultados fueron más altos que el promedio de $0.17 \mu\text{g-atN/l}$ registrado en El Comitán por Cervantes-Duarte y Santoyo (1986) y a las concentraciones mensuales descritas por

Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez (1988). Sucede lo mismo con la concentración de $1.33 \mu\text{g-atN/l}$ determinada en áreas de manglar por Jiménez-Quiroz (1991).

Esta situación se presentó debido a los altos niveles de nitratos que exportan los bosques de manglar en forma de materia orgánica disuelta durante las mareas bajas (I-Jiunn, 1995), aunque también pudiera ser debida a la resuspensión del sedimento por las mareas (Hobbie, 1976) o al reciclamiento de este nutriente en el sedimento (Cheng *et al.*, 1993).

La concentración promedio de los fosfatos en el estero, es menor que aquella de $6.44 \mu\text{g-atP/l}$ determinada para otros manglares de la bahía (Jiménez-Quiroz, 1991) y se encuentra dentro del intervalo de $0.81\text{-}2.48 \mu\text{g-atP/l}$ establecido por Cervantes-Duarte y Santoyo (1986) para esta laguna. Asimismo, este promedio es mayor a los $0.55 \mu\text{g-atP/l}$, registrados en la Ensenada de La Paz por Gilmartin y Revelante (1978).

La variación en las concentraciones de los fosfatos mostraron una relación aparente con la disminución de la temperatura. Sin embargo, a esto se le puede adicionar la variación nictemeral que se presentó bajo la influencia de las mareas, la remoción de los sedimentos y la asimilación de los productores primarios (Hobbie, 1976).

Se menciona que las concentraciones de los fosfatos son bajas durante todo el año y se distribuyen homogéneamente dentro de la ensenada (Cervantes-Duarte *et al.*, 1991), excepto durante la primavera, cuando se incrementan por la intromisión de aguas de la Bahía (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988). Sin embargo, las concentraciones determinadas en el estero El Conchalito, se comportaron inversamente al presentar incrementos en otoño e invierno (Fig.8) y una clara disminución durante primavera y verano.

Estacionalmente se observó una relación inversa entre los fosfatos y la temperatura, es decir, que las más bajas concentraciones se detectaron durante el verano y las más altas en otoño e invierno (Fig.8). La disminución en la concentración de fosfatos en El Conchalito durante los meses cálidos y su aumento en invierno, se puede explicar a través de la eliminación de este nutriente, tanto por la dinámica hidrológica del ecosistema, como por la asimilación del fitoplancton, principalmente en primavera e invierno (Signoret y Santoyo, 1980). A pesar de que Cervantes-Duarte *et al.* (1991) describieron un patrón similar al anterior, sus resultados difieren con las determinaciones realizadas en el estero, pues ellos encontraron las concentraciones más altas en primavera.

De acuerdo con Kapetsky y Lasserre (1984), se considera que en los estuarios y lagunas costeras en regiones semi-áridas, como es el caso del estero El Conchalito, el aporte de fosfatos, nitritos y nitratos por parte del continente es discreto e irregular, por lo que tiene una influencia mínima en el equilibrio biológico de estos ecosistemas. De esta manera, los mayores aportes de nutrimentos que reciben, derivan del material biogénico de los manglares y el intercambio entre el estero y mar adyacente a través de las mareas.

De acuerdo con García-Pámanes (1977), durante el verano las concentraciones de los silicatos en la ensenada aumentan en marea alta, de la parte central hacia el interior, con máximos de $14.35 \mu\text{g-atSi/l}$ y durante la marea baja del orden de $14.81 \mu\text{g-atSi/l}$. Los máximos registrados por este autor, son menores a los determinados en el estero El Conchalito, lo que nos sugiere un aporte considerable de silicatos proveniente del ecosistema de manglar y la planicie de inundación de la marisma, además de una rápida remineralización realizada por bacterias anaeróbicas y el transporte realizado por las corrientes de marea (García-Pámanes, 1978; Lechuga-Déveze *et al.*, 1986).

Por lo que respecta a las concentraciones de los silicatos en El Conchalito, no fue posible definir un claro patrón estacional y solo se determinaron dos picos en su concentración, uno en otoño y el más alto al final de la primavera (Fig.8), concordante con las bajas

concentraciones descritas por García-Pámanes (1977) durante verano, aunque estos compuestos se consideran abundantes y con variaciones mínimas en el año dentro de la ensenada. Las variaciones y descensos en su concentración se deben a una rápida remineralización por bacterias anaeróbicas y a la turbidez provocada por las corrientes de marea, hecho que provoca la remoción de los silicatos depositados en los sedimentos e incrementan su concentración en la columna de agua (García-Pámanes, 1978; Lechuga-Déveze *et al.*, 1986). Por consiguiente, la disminución en la cantidad de silicatos en el estero, puede ocurrir a través de la depositación en la capa sedimentaria y por descensos en la temperatura, además de la asimilación realizada por diatomeas y el fitoplancton que florecen estacionalmente en este tipo de ambientes (Riley y Chester, 1989).

La asociación encontrada entre la temperatura y el nivel de marea (Tabla 2), responde a una coincidencia en los valores de ambos descriptores ambientales. Sin embargo, no puede pasar desapercibida la importancia que la marea tiene en el intercambio de masas de agua en los sistemas estuarino-lagunares. De la misma forma, la velocidad de la corriente se correlacionó en el mismo sentido con la temperatura, pero este efecto se debe básicamente a la amplitud de la marea, la cual representa el agente causal de las corrientes en estos cuerpos de agua costeros y cuyos valores extremos coinciden con la época cálida.

En este tipo de ambientes normalmente la relación entre la salinidad y la temperatura es positiva, porque al aumentar la temperatura se incrementa la tasa de evaporación y por ende la concentración de sales disueltas (Kapetsky y Lasserre, 1984). Sin embargo, la correlación encontrada entre los promedios estacionales de ambas variables en el estero El Conchalito mostró un patrón inverso. En la correlación negativa determinada entre la temperatura y la salinidad, fue más significativo el efecto de amplitud de la marea y el intercambio de masas de agua menos salinas provenientes de la ensenada, que la influencia de otros factores como la evaporación. Este comportamiento es característico en regiones semi-áridas, donde el incremento de la salinidad es compensado por el

intercambio laguna-mar (Kapetsky y Lasserre, op.cit.); es decir, la influencia de la marea en el intercambio de masas de agua con diferente salinidad.

La correlación negativa encontrada entre la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, está relacionada con la disminución en la solubilidad de este gas por incremento de la temperatura (Riley y Chester, 1989). De la misma forma, la relación inversa entre esta variable y la concentración de fosfatos, puede ser resultado de la influencia de la temperatura en la diagénesis de este nutriente, que es regulada por los cambios en el estado óxido-reducción de los sedimentos (Day *et al.*, 1989) y por el comportamiento estacional en los niveles de este nutriente, el cual comunmente presenta sus máximas concentraciones en invierno, así como sus mínimas en primavera y verano (Weihaupt, 1984). Este hecho coincide con el florecimiento del fitoplancton durante la primavera y verano en la ensenada (Signoret y Santoyo, 1980), mismo que disminuye la concentración de este nutriente a través de su asimilación.

La correlación inversa entre la salinidad, la marea y la velocidad de la corriente, son resultado del comportamiento típico de un canal de mareas como lo es el estero El Conchalito, donde el aumento de la columna de agua producido por las pleamares, diluyen la salinidad a través del intercambio de las masas de agua con salinidad diferencial (Espinoza-Avalos, 1979). Por el contrario, tiene lugar un incremento en la concentración de sales durante las fases de marea baja, como resultado del lavado de las sales contenidas en sedimentos y raíces de manglar (Pernetta, 1993). De esta forma, se establece que la amplitud de la marea influye de manera significativa en la salinidad de este sistema antiestuarino (Espinoza-Avalos, 1979).

En términos generales se pudo establecer que la marea, fue uno de los factores más importantes en la dinámica hidrológica del estero El Conchalito, misma que influyó de manera importante en las propiedades fisicoquímicas de este cuerpo de agua. Esto se debe a que los movimientos de las masas de agua generados por las mareas, ejercen un

control sobre su dinámica hidrológica e influyen en el flujo de nutrientes y energía dentro de los sistemas estuarino-lagunares (Day *et al.*, 1989). Asimismo, la velocidad en las corrientes de marea durante las pleamares y bajamares, llegan a determinar la distribución vertical de los nitritos y nitratos en la ensenada (Cervantes-Duarte y Guerrero-Godínez, 1988).

Generalmente, se considera que la estructura de una comunidad representa un descriptor multidimensional, constituido por elementos tales como, la composición específica, la abundancia relativa, la distribución espacial, la diversidad, la estructura de tallas y la organización trófica (Menge y Farrel, 1989; Bechara, 1993). Asimismo, la estructura comunitaria se encuentra influenciada por las actividades reproductivas, alimentarias y por las interacciones interespecíficas de los organismos (Kennish, 1990).

Los ecosistemas de manglar en estuarios y lagunas costeras, funcionan como ambiente único para una gran variedad de peces marinos (Gunter, 1967; Henderson, 1988; Kennish, 1990). Asimismo, son considerados como hábitats críticos para una gran variedad de especies que constituyen pesquerías recreativas y comerciales (Pinto, 1987), así como de aquellas de importancia ecológica (González-Acosta *et al.*, 1998).

De acuerdo con lo observado en el presente estudio, las áreas de manglar del estero El Conchalito, son visitadas por una gran variedad de especies de peces en diferentes etapas de su ciclo de vida, como larvas, juveniles y adultos, para las cuales este biotopo funciona como zona de alimentación (p.e. lutjánidos, carángidos y mugílidos), crianza (p.e. gerréidos, engraúlidos y esciénidos) y reclutamiento (p.e. clupéidos, hemúlidos, engraúlidos y gerréidos).

Dieciocho especies que comprenden el 42.85 % del elenco ictiofaunístico recolectado, se explotan comercialmente como adultos mediante actividades de pesca artesanal en la Ensenada y Bahía de la Paz (Ramírez, 1997). La presencia en el hábitat de manglar de

larvas y juveniles de dichas especies, realzan la importancia de este biotopo como ejemplo de la funcionalidad de los estuarios y lagunas costeras, situación que a pesar de no estar bien documentada (Thayer *et al.*, 1987), acrecenta día con día el interés de la comunidad científica.

Además del número de especies sujetas a explotación comercial en el área adyacente al estero, existen otras once que como adultos pueden ser potencialmente aprovechables por la pesca artesanal y que no se mencionan en el trabajo de Ramírez (1997). Entre estas se encuentran, el róbalo *Centropomus armatus*, el mero *Epinephelus niphobles*, los burritos *Conodon serrifer*, *Pomadasys bayanus* y *P. branickii*, además del jurel *Caranx sexfasciatus* y los lenguados *Cyclopsetta panamensis* y *Achirus mazatlanus*. Esta situación pone de manifiesto, la importancia de los ecosistemas de manglar como el del estero El Conchalito, en el sustento de los recursos pesqueros de la Ensenada y Bahía de La Paz.

En comparación con otros estudios realizados en áreas de manglar de otras regiones del planeta, se observa que la riqueza específica encontrada en el manglar El Conchalito, es parecida a la mencionada por Warburton (1978) en el sistema Huizache-Caimanero y Morton (1990) en Australia, así como al número de especies encontrado por Vargas *et al.* (1988) y Vega-Cendejas *et al.* (1994) en las lagunas de Términos, Campeche y Celestún, Yucatán, respectivamente (Tabla 10). Sin embargo, la riqueza determinada en este trabajo es muy inferior a la registrada en otros manglares del Pacífico mexicano, tales como los de Nayarit (Alvarez-Rubio *et al.*, 1986; Flores-Verdugo *et al.*, 1990) y Yucatán (González-Acosta, 1995), así como a los de Florida, E.U.A. (Thayer *et al.*, 1987).

En relación a trabajos realizados en la Ensenada y Bahía de La Paz (Tabla 11), el número de especies encontradas en el área de El Conchalito, fue más alto que el indicado por Leija-Tristán *et al.* (1992) y cercano a la cifra referida por Meada (1981) y Maeda *et al.* (1982) en tres manglares de la bahía. Asimismo, el número registrado en estero El

Conchalito, representó el 10.8 % y 8 % de las listas de especies reportadas para la Bahía de La Paz por Abitia-Cárdenas *et al.* (1994) y Balart *et al.* (1995), respectivamente; estos últimos autores han elevado a 522 el número de especies conocidas en la bahía, lo cual explica la proporción tan pequeña que se menciona.

Por otra parte, el número de especies recolectadas en el estero, fue menor al descrito por Castro-Aguirre *et al.* (1997), en los ambientes de fondos blandos de la Ensenada, compartiendo solamente 24 taxa. En todos los casos, las diferencias observadas en la composición específica son resultado entre otras cosas, de las características ambientales de los sitios, el esfuerzo y el tipo de muestreo involucrado, así como la preferencia de las especies por hábitats específicos.

La riqueza de especies en la comunidad íctica recolectada con la red de flujo, mostró un claro patrón estacional que refleja una tendencia cíclica en el número de especies que la componen. La riqueza disminuyó de otoño hacia invierno, como consecuencia de condiciones ambientales menos favorables en esta temporada y aumentó nuevamente en primavera y verano; fue en esta última donde se presentó un mayor número (Fig. 9a) y en otoño disminuyó nuevamente. El comportamiento cíclico que se menciona, se observa claramente en la figura 23, en donde el más alto valor de similitud se obtuvo entre las temporadas de otoño-verano y otoño-primavera (Tabla 9), lo cual refleja la semejanza en la composición específica de estas comunidades y la relación cíclica antes mencionada. Un patrón similar al observado en el estero, ha sido reportado en Nayarit por Alvarez-Rubio *et al.* (1986).

Por lo que respecta a la variación de la riqueza específica de la comunidad recolectada con chinchorro, se observó un incremento en el número de especies de el otoño a verano (Fig. 9b). Este comportamiento es similar al determinado para la comunidad recolectada con la red de flujo.

Tabla 10. Relación de trabajos ictiológicos y ecológicos, realizados en otras regiones de México y el mundo.

Autor	Localidad	No. Especies	Densidad y/o No. Ejemplares	Biomasa y/o peso total	Especies compartidas
Warburton (1978)	Laguna Huizache-Caimanero, Sinaloa, México	44	3.1-5.73 org/m ²		14
Vargas <i>et al.</i> (1980)	Manglar, Laguna de Términos, Campeche, México.	46	0.53 org/m ²	2.28 g/m ²	1
Álvarez-Rubio <i>et al.</i> (1986)	Manglar Teacapan-Agua Brava, Nayarit, México	76		0.12-10.0 g/m ²	11
Thayer <i>et al.</i> (1987)	Everglades National Park, Florida, EUA	87	8.0 org/m ²	15.0 g/m ²	2
Amezcu-Linares <i>et al.</i> (1987)	Manglar Teacapan-Agua Brava, Nayarit, México	18			12
Yañez-Arancibia <i>et al.</i> (1988)	Manglar, Laguna de Términos, Campeche, México	23		0.43-3.43 g/m ²	
Morton (1990)	Bahía Moreton, Australia	42	0.27 org/m ²	25.3 g/m ²	
Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1990)	Manglar Teacapan-Agua Brava, Nayarit, México	75		10 g/m ²	
Vega-cendejas <i>et al.</i> (1994)	Manglar, Laguna de Celestún, Yucatán, México	41	0.07-0.7 org/m ²	0.6 g/m ²	1
González-Acosta (1995)	Manglar, Laguna de Celestún, Yucatán, México	60	45.3-58.3 org/m ²	35.4-30.3 g/m ²	2
Vance <i>et al.</i> (1996)	Manglar del Río Embley, Golfo de Carpenteira, Australia	55	0.83 org/m ²	3.9 org/m ²	1
El presente estudio	Manglar El Conchalito: Ensenada de La Paz	42	0.32 org/m ²	0.322 g/m ²	

Tabla 11. Relación de trabajos ictiológicos y ecológicos, realizados en la Ensenada y Bahía de La Paz, Baja California Sur, México .

Autor	Localidad	No. Especies	Densidad y/o No. Ejemplares	Biomasa y/o peso total	Especies compartidas
Maeda (1981)	Manglares: Bahía de La Paz	53	0.19-0.27 org/m ²	0.06-0.54 g/m ²	18
Maeda <i>et al.</i> (1982)	Manglares: Bahía de La Paz	41	1.25-6.72 org/m ²		11
Bermúdez y García (1985)	Bahía de La Paz	89			4
Leija-Tristan <i>et al.</i> (1992)	Ensenada de La Paz	25	31-45 org/m ²	16.1-19.7 g/m ²	11
Abitia-Cárdenas <i>et al.</i> (1994)	Bahía de La Paz	390			29
Balart <i>et al.</i> (1995)	Bahía de La paz	522			1
Balart <i>et al.</i> (1997)	Bahía de La Paz	103	21,383		22
Castro-Aguirre <i>et al.</i> (1997)	Bahía y Ensenada de La paz	135			24
Ramírez-Rodríguez (1997)	Bahía de La Paz: Prod. Pesquera	101			18
El presente estudio	Manglar El Conchalito: Ensenada de La Paz	42	0.32 org/m ²	0.322 g/m ²	

CENTRO INVESTIGACIONES
 CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS
 B.I.P.N.
 BIBLIOTECA
 DONATIVO

El patrón observado en la composición de la comunidad recolectada con chinchorro, puede ser explicado por la selectividad de este arte de pesca hacia ciertos grupos de la comunidad, los cuales se asocian en cardúmenes abundantes y en fondos someros, más como respuesta a la estacionalidad del ambiente (Alvarez-Rubio *et al.*, 1986), que por efecto de su densidad poblacional.

En términos generales se encontró, que la composición de la comunidad íctica recolectada con la red de flujo, tuvo la mayor riqueza al quedar representada por 34 especies, en comparación con las 23 que constituyeron la comunidad recolectada con chinchorro (Fig. 9). Esto como resultado de la influencia del ambiente ya mencionada, además de los hábitos de las especies, la selectividad y modo de operación de estos artes de pesca. Sin embargo, el empleo de ambos métodos permitió obtener una mejor representatividad de las especies en la comunidad y contrastar el número y tipo de ellas en la laguna y el estero.

El patrón observado en la variación de la riqueza específica y la diversidad de los peces asociados al manglar El Conchalito, incluye una transición en la composición de la ictiofauna entre las temporadas climáticas en la región. La sucesión estacional que presenta este ecosistema, refleja en primer instancia los eventos de crianza y reclutamiento de los peces en este biotopo, así como la sincronía que presentan en sus períodos reproductivos y de alimentación, tal como lo señalan Rooker y Dennis (1991) para la ictiofauna asociada a manglares de Puerto Rico.

Los resultados obtenidos tanto con el índice de similitud porcentual, como los del coeficiente comunitario de Sorensen, permitieron determinar una notoria fluctuación estacional en la composición específica y abundancia numérica de los elencos ícticos recolectados con ambos artes de pesca. Ocasionalmente se presentaron organismos en altas frecuencias y abundancias (densidad y biomasa), que llegaron a dominar en la estructura de la comunidad. Las variaciones encontradas en ambos descriptores

comunitarios, son el reflejo de las características ambientales del ecosistema y sus niveles de productividad, factores que permiten la colonización de estas áreas por especies capaces de tolerar las fluctuaciones de su entorno.

De esta manera, se determina que la riqueza y abundancia de las especies pueden estar influidas significativamente por los factores antes mencionados y el número de individuos recolectados, lo cual es inherente al tipo de arte y metodología empleados en su captura (Galacatos *et al.*, 1996). Esto explica las diferencias entre la diversidad específica estimada con la red de flujo (2.32 bits/ind) y el chinchorro (3.11 bits/ind), que indican disímilitudes en la manera como se distribuye la abundancia entre las especies debidos a la selectividad del arte de y su modo de operación.

Debe mencionarse que la mayor parte de los estudios relacionados al tema en nuestro continente, se han realizado en lagunas costeras de la vertiente del Golfo de México y Océano Atlántico (Cattrijsse *et al.*, 1994), en donde las abundancias son significativamente mayores a las determinadas en El Conchalito. Estas diferencias pueden relacionarse con la estructura, extensión y complejidad de los ecosistemas de manglar de estas regiones ya que por ejemplo, Thayer *et al.* (1987) reportaron densidades de hasta 8.0 org/m² y biomاسas de 15.0 g/m² en manglares de la Florida (E.U.A.) y González-Acosta (1995), quien estimó densidades de 58.3 org/m² y biomاسas de 35.4 g/m² para la ictiofauna asociada a los manglares en la Laguna de Celestún en Yucatán, México (Tabla 10).

Las densidades y biomاسas mencionadas en trabajos realizados en zonas de manglar en otras regiones, en su mayoría son superiores a los determinados en este trabajo (Tabla 10). Sin embargo, existen algunas excepciones como en el caso de las densidades reportadas por Morton (1990) en Australia, cuyos valores son menores a los que se determinaron en este trabajo debido quizá a la extensión del área estudiada por este autor. A pesar de las evidentes diferencias de las abundancias del estero con las de otros lugares, se debe ponderar la influencia que tiene la extensión de las localidades

comparadas, pues aún cuando en El Conchalito las abundancias fueron bajas, pueden considerarse importantes debido a la pequeña extensión de este ecosistema.

En comparación con las densidades encontradas en los manglares de Enfermería, Balandra y Zacatecas en la Bahía de La Paz (Maeda, 1981; Maeda *et al.*, 1982), las determinadas en el El Conchalito fueron más altas, mientras que las biomásas fueron significativamente menores a las indicadas en otros ecosistemas de manglar de nuestro país (Tabla 11), debido a la mayor proporción de larvas y juveniles que penetran al estero e influyen en el descenso de los valores de este descriptor comunitario. Lo anterior resalta una vez más la importancia de este ecosistema, como área de crianza para los peces que habitan en la Ensenada de La Paz.

Entre las diferencias de las abundancias de los peces recolectados durante el desarrollo de este trabajo y los de otras localidades, se manifiesta el método de normalización empleado en el manejo de los datos. En nuestro caso, la consideración del área total de inundación de la marisma, pudo influir en la magnitud de las abundancias determinadas y consecuentemente dar lugar a valores comparativamente diferentes y más altos.

Las mayores densidades recolectadas con la red de flujo, se presentaron en la época de otoño con el predominio de individuos de la familia Gerreidae, seguidas de una drástica disminución en invierno y una recuperación en primavera y verano (Fig.10a). Este comportamiento muestra una marcada estacionalidad en los patrones de abundancia comunitarios, que fortalece los resultados obtenidos con el índice de similitud porcentual, los cuales denotan una tendencia cíclica en los patrones de abundancia de la comunidad (Fig. 22), acorde con la estacionalidad climática prevaleciente en la región, presentándose una mayor similitud en las abundancias comunitarias entre primavera y verano.

De la misma forma, las biomásas ícticas recolectadas con la red de flujo, se presentaron bajo un marcado patrón estacional (Fig.10a), cuyas tendencias son similares a las

mostradas por las densidades comunitarias, con los valores más altos durante el otoño y con predominio de gerréidos y tetraodóntidos, mientras que en verano predominaron individuos de las familias Engraulidae y Clupeidae.

De las abundancias recolectadas con chinchorro, se observó que sus densidades más altas se presentaron en primavera y las más bajas en otoño (Fig.10b). En este caso, se manifestó un patrón estacional de las abundancias, donde la densidad de organismos se incrementó de otoño a primavera y decreció nuevamente hacia el verano.

Por el contrario, las biomاسas fueron más altas de otoño a primavera y decrecieron en el verano. Aunque no se cuenta con datos de las abundancias ícticas de invierno, en términos generales se pudo determinar un claro patrón estacional (Fig.10 b), diferente al mostrado por las abundancias en densidad.

Las variaciones observadas en las abundancias de ambas comunidades, denotan cambios en la composición de especies en la comunidad relacionados con sus requerimientos bioecológicos y la distribución equitativa de la abundancia entre ellas. Estas fluctuaciones estacionales en sus densidades y biomاسas, de acuerdo con Subrahmanyam y Coutlas (1980), pueden ser resultado de los períodos de desove y reclutamiento de algunas especies ícticas dentro del estero en ciertas épocas del año. Esta situación es comparable con los sistemas estuarino-lagunares a lo largo del Golfo de México, en los cuales las biomاسas de la ictiofauna es menos variable que en las lagunas localizadas en la vertiente del Pacífico mexicano, que muestran una alta variabilidad determinada por la formación de bocas efímeras y la influencia estacional de aportes fluviales (Flores-Verdugo *et al.*, 1990).

Con base en las abundancias relativas de las especies ícticas recolectadas con la red de flujo a través de año en el estero El Conchalito, se determinó como grupo dominante de la taxocenosis de otoño a la familia Gerreidae, representada por cinco especies, entre las

que destacan *Eucinostomus currani* y *Diapterus peruvianus*, representando ambas el 83.4% de la abundancia relativa total (Fig.11a). En estos ambientes, es común la permanencia y abundancia de los gerréidos, particularmente del género *Eucinostomus* (Alvarez-Rubio *et al.*, 1986; Rooker y Dennis, 1991; Sheridan, 1992). Estas especies gracias a su condición como consumidores primarios (Day *et al.*, 1989), secundarios u omnívoros (Warburton, 1978) y su amplia tolerancia a las variaciones del ambiente y preferencias estuarinas, incursionan en estos biotopos alternando sus patrones de abundancia de manera estacional (Rooker y Dennis, 1991).

La dominancia en biomasa durante esta temporada se distribuyó homogéneamente entre los gerréidos *D. peruvianus*, *E. currani* y el tetraodóntido *Sphoeroides annulatus* (Fig.11b). En el caso de esta última, su presencia corresponde a adultos (150 mm LP) que penetran a estas áreas durante los períodos de marea alta, donde se alimentan.

En invierno, la comunidad quedó definida por la dominancia de *Albula vulpes* y *Mugil curema*, las cuales conjuntamente representaron más de la mitad de la densidad total en la comunidad (Fig. 12a). Los albúlicos se presentaron como larvas leptocéfalas, juveniles y adultos, reflejando así la importancia de este ecosistema en diferentes etapas de su ciclo biológico, como áreas de crianza, reclutamiento, protección y alimentación. En tanto que las lisas, incursionan en estos sitios constantemente como juveniles y adultos, donde se alimentan de una gran cantidad de detritus generado por la descomposición del material biogénico derivado del manglar (Warburton, 1978).

La comunidad en esta temporada quedó estructurada por el predominio en biomasa de las mismas especies que lo hicieron numéricamente, aunque la abundancia estuvo repartida más homogéneamente entre gerréidos, góbidos y clupéidos (Fig.12 b). En este caso, la segunda especie importante en orden de su biomasa fue *Lile stolifera*. Las altas biomásas de este clupéido, podrían asociarse con los picos de abundancia planctónica de esta temporada (Signoret y Santoyo, 1980). Esta especie conjuntamente con *L. gracilis*

(Castro-Aguirre, Com. Pers.), son comunmente muy abundantes en las lagunas costeras del Pacífico mexicano, como es el caso del sistema lagunar Huizache-Caimanero en Sinaloa (Warburton, 1978).

Durante la primavera, el predominio en densidad fue establecido por la aparición de *Anchoa ischana* con gran abundancia, representando más de la mitad de la captura total (Fig.13a). El intervalo de las tallas de esta especie (40.33-92.2 mm LP), permite suponer que para ella, el estero funciona como área de crianza y reclutamiento.

En cuanto a las biomasas, la comunidad manifestó el predominio de *S. annulatus*, *L. stolifera* y *Pomadasys macracanthus* (Fig.13b), taxa típicamente estuarinos (Warburton, 1978) que penetran en esta temporada al estero, donde se alimentan de los recursos generados por el biotopo de manglar.

Durante el verano *A. ischana* fue la que predominó al representar más del 75% de la densidad total (Fig.14a). Las tallas de esta especie durante el verano (19.0-60.94 mm LP), permiten establecer que el hábitat del manglar constituye para ella una importante área de crianza y alimentación, donde se alimenta del zooplancton que abunda durante esta temporada (Signoret y Santoyo, 1980).

Este mismo engráulido, junto con *L. stolifera* dominaron la comunidad en términos de biomasa, ya que se presentaron en altas densidades que se reflejaron a su vez en altas biomasas (Fig.14b). Los espectros alimenticios de estos grupos (Warburton, 1978; Maeda, 1981), permiten asociarlos con los picos de la producción primaria y secundaria que se presentan en la Ensenada de La Paz durante esta temporada (Signoret y Santoyo, 1980).

La comunidad recolectada con chinchorro representativa de la temporada de otoño, mostró cierto grado de homogeneidad en el predominio de las especies (Fig.15a); sin

embargo, sobresalen *D. peruvianus* y *Ctenogobius sagitula*. La presencia del gerréido coincidió con las altas densidades recolectadas con la red de flujo, lo cual sugiere la presencia exitosa de este grupo en esta época del año. Por otro lado, la presencia del góbido en esta temporada se debe probablemente a su ciclo reproductivo o al éxito en el reclutamiento, ya que es un habitante permanente de los fondos fangosos del estero.

En términos de biomasa, la estructura de la comunidad quedó definida por la abundancia del botete *S. annulatus* y el lenguado *Achirus mazatlanus* (Fig.16b). Esta condición se da, en primer término, por la presencia de individuos adultos del botete que se mueven en los alrededores del estero y penetran durante las mareas altas para alimentarse. Se considera un típico componente estuarino que se distribuye ampliamente en estos ecosistemas (Alvarez-Rubio *et al.*, 1986). En relación al lenguado, su presencia parece responder a preferencias predominantemente marinas (Flores-Verdugo *et al.*, 1990).

En primavera, la estructura comunitaria en términos de densidad la definieron *A. ischana* y las mojarra de los géneros *Eucinostomus* y *Diapterus* (Fig.17 a), mientras que en biomasa, la estructura quedó representada por estas mismas especies dominantes en densidad, aunque con un orden invertido (Fig. 17b). En ambos casos el predominio de estas especies se puede relacionar con sus requerimientos ecológicos de hábitat durante esta temporada y con los altos niveles de productividad del ecosistema (Signoret y Santoyo, 1980).

La comunidad íctica de verano, se caracterizó por el predominio de individuos pertenecientes a las familias Mugilidae, Gerreidae, Gobiidae y Haemulidae, presentándose primeramente *M. curema* debido a su alta densidad, seguida de *E. entomelas*, *C. sagittula* y *Pomadasys braniicki* (Fig.18a). Las grandes abundancias de estos grupos se puede asociar a condiciones de aguas cálidas, mayores amplitudes de la marea y altos niveles de productividad en el ecosistema, lo que probablemente implica una mayor disponibilidad de recursos alimenticios. Por su biomasa, las especies que predominaron

en la comunidad fueron *E. entomelas* y *M. curema*.

Algunas otras especies que también se presentaron en esta temporada son *Oligoplites saurus*, *L. stolifera*, *Hyporhamphus unifasciatus* y *Gerres cinereus*, consideradas también componentes típicos de estuarios y lagunas costeras del Pacífico mexicano (Warburton, 1978). Estas penetran al estero debido a su capacidad eurihalina y eurifaga, aunque para ellas la disponibilidad de alimento es más determinante que el efecto fisiológico de la salinidad (Flores-Verdugo *et al.*, 1990).

La información generada de este análisis referente a la variación en la composición de la comunidad y de las especies dominantes, permite establecer la posible segregación ecológica de los grupos de peces dominantes, que tiene como principal mecanismo la explotación diferencial de los recursos y permite el reparto óptimo de los mismos. Este tipo de segregación reduce la competencia entre especies ecológicamente similares, permitiéndoles coexistir durante una misma estación climática (Peterson y Turner, 1994).

Un ejemplo de esto, pueden ser las diferentes especies del género *Eucinostomus*, las cuales varían sus abundancias y tallas entre las diferentes temporadas climáticas del año, cuya separación puede ser concebida a partir de las incursiones que realizan hacia el biotopo de manglar, alternadamente como hábitat primario o secundario de crianza y/o alimentación. Sucede lo mismo con las otras especies dominantes, en las cuales existe una división cronológica en su aparición dentro del ecosistema, por lo que se reclutan en diferentes épocas. De acuerdo con lo señalado por Tzeng y Wang (1992), este comportamiento les permitiría un uso más eficiente del estero y una reducida competencia por recursos comunes entre el gremio trófico.

La estructura de la comunidad de peces del Estero El Conchalito, determinada a partir de la dominancia de las especies con el Índice de Valor Biológico de Sanders, tuvo como resultado el predominio en densidad de especies que concurren en este ecosistema de

manglar con altas abundancias, frecuencias y en tallas pequeñas.

Se determinó que la comunidad de peces recolectada con la red de flujo, estuvo dominada numéricamente por individuos de la familia Gerreidae, destacando la presencia de *E. curranii* y *D. peruvianus*, las cuales conjuntamente representaron más del 35% de la densidad total comunitaria (Fig. 20a). El predominio de los miembros de esta familia, es común en los sistemas estuarino-lagunares, particularmente en zonas con vegetación de manglar, teniendo como representantes principales a las especies del género *Eucinostomus* (Rooker y Dennis, 1991; Sheridan, 1992), especies que en la mayoría de los casos, se presentan en altas densidades como larvas y juveniles, aunque por su talla y peso tan pequeño, en ocasiones no llegan a definir la estructura de la comunidad en biomasa.

En términos de biomasa, la comunidad recolectada con la red de flujo, quedó representada homogéneamente por el predominio de especies que aparecen frecuentemente en las recolectas y con tallas más grandes, entre estas se encuentran los botetes (*S. annulatus*) y las mojarras (*D. peruvianus* y *E. curranii*). Estas especies que definen la estructura de la comunidad por su predominio en biomasa, penetran a este ecosistema donde consumen los recursos generados por el manglar.

Con respecto a la dominancia determinada con el IVB de Sanders para la comunidad recolectada con chinchorro, se estableció el predominio en densidad (Fig. 21a) y biomasa (Fig. 21 b) de especies de la familia Gerreidae, especialmente por *D. peruvianus*, además de *M. curema*. Ambas formas se distribuyen ampliamente en este tipo de ambientes, en función de las condiciones del hábitat y del alimento disponible (Flores-Verdugo *et al.*, 1990), así como por sus amplios niveles de adaptación, por lo que es factible considerarlas como habitantes permanentes en este ecosistema de manglar (Alvarez-Rubio *et al.*, 1986).

Las diferencias y similitudes observadas en la composición específica dominante, para la red de flujo y chinchorro, son el resultado de las características del arte de pesca y metodología empleada. Por tanto, la composición y estructura de la comunidad, a pesar de mostrar cambios estacionales en el predominio de algunas especies, mantiene un cierto grado de constancia en su presencia a lo largo del año, variando en su frecuencia y abundancia, en respuesta a los cambios del ambiente y niveles de productividad (Amezcu-Linares *et al.*, 1987).

Este comportamiento, se encuentra estrechamente relacionado con las migraciones que los peces realizan hacia estos hábitats, las cuales generan una sucesión estacional de las especies ícticas dominantes (Alvarez-Rubio *et al.*, 1986), con alternancias de la dominancia en densidad y biomasa, determinadas por la presencia de desovadores estacionales que controlan los niveles y períodos de desove, limitando así el reclutamiento de otras especies (Hook, 1991).

La ictiofauna de los sistemas estuarino-lagunares, está constituida por especies marinas, dulceacuícolas, algunas típicamente estuarinas y especies diádromas (Mc Hugh, 1985), aunque en el estero El Conchalito no se presentaron elementos del componente dulceacuícola ni del diádromo, por carecer de aportes continentales permanentes. La mayoría de estos grupos se encuentran representados por juveniles pertenecientes a poblaciones eurihalinas de vida corta, que de acuerdo con Kennish (1990), se mueven entre el estero y la laguna adyacente, por lo que es reducido el número de especies que pueden considerarse residentes en este ecosistema.

Sin embargo, los diferentes estadíos (larvas, juveniles y adultos) de las especies recolectadas en el estero, sugieren la condición de dependencia estuarina descrita por Day *et al.* (1989). Esto se presentó para los grupos de gerréidos, clupéidos, carángidos, góbidos, engraúlidos, lutjánidos, centropómidos, etc., en El Conchalito, los cuales penetran estacionalmente o de manera constante al estero, que es utilizado como hábitat

primario o secundario de crianza y en algún momento de su ciclo vital, como zona de alimentación, refugio y/o reclutamiento.

La fauna estuarina ha sido clasificada, a partir de la relación que guarda con la variabilidad en las condiciones de salinidad dentro del estuario y la afinidad de las especies al comportamiento de dicha variable (Chávez, 1972). De acuerdo con esto, la composición ictiofaunística depende de las adaptaciones de cada especie a las fluctuaciones de los factores bióticos y abióticos en el ecosistema.

Estos organismos también han sido clasificados de acuerdo con su permanencia en el estuario, la cual depende de sus características osmorregulatorias, así como de sus preferencias alimenticias y reproductivas (Green, 1968).

El análisis gráfico de las densidades promedio y frecuencia de las especies recolectadas con la red de flujo, permitió determinar a cuatro de ellas como dominantes en la comunidad (*Anchoa ischana*, *Diapterus peruvianus*, *Eucinostomus currani* y *E. entomelas*), las cuales equivalen a las consideradas como residentes y/o constantes (Mc Hugh, 1967; Day *et al.*, 1989; Thompson y Forman, 1987; Moyle y Cech, 1988). Estas especies fueron muy abundantes y frecuentes en el estero, lo cual refleja en primer instancia su alto grado de tolerancia a variaciones de la salinidad.

El grupo conformado por las especies catalogadas como constantes en el estero (Tabla 4), contiene grupos de especies marinas, con características eurihalinas (Warburton, 1978; Alvarez-Rubio *et al.*, 1986). Estas se presentaron en el estero con bajas abundancias, pero con frecuencias significativas (p.e. *Eucinostomus gracilis*, *Mugil curema*, *Lile stolifera*, *Ctenogobius sagittula* y *Sphoeroides annulatus*, etc.). Este grupo es clasificado como el de las especies que penetran a este tipo de ambientes como hábitats primarios de crianza (Day *et al.*, 1989), así como del componente marino eurihalino (Green, 1968) y marino dependiente del estuario (Moyle y Cech, 1988).

En el grupo de las ocasionales, aunque no se determinó a ninguna especie del estero, es equivalente en términos funcionales al del componente migratorio de Day *et al.* (1989), o bien al de las especies transitorias (Thompson y Forman, 1987), o al de las marinas no dependientes del estuario (Moyle y Chech, 1988).

Las especies raras, es decir, aquellas que se presentaron en el estero con una marcada estacionalidad o las cuales esporádicamente penetran a él en función de su bionomía, corresponden al grupo de las especies migratorias de Day *et al.* (1989) y a las transitorias o no dependientes del estuario de Thompson y Forman (1987). Entre éstas se puede mencionar a *Conodon serrifer*, *Evorthodus minutus*, *Engraulis mordax*, *Micropogonias ectenes*, *Syngnathus auliscus*, *Myrichthys tigrinus*, etc.

El análisis realizado a partir de las biomásas de las especies, permitió evaluar el aporte que las diversas especies hacen a la comunidad y la influencia en su estructura (Tabla 5). Las especies dominantes y las constantes, fueron aquellas que caracterizaron la estructura de la comunidad. Mientras que las ocasionales, están representadas por grupos de peces que esporádicamente penetraron al estero para alimentarse.

El grupo de las especies raras, también estuvo representado por especies que realizan incursiones esporádicas hacia el estuario, donde principalmente se alimentan y llegan a reproducirse. Al ser poco frecuentes en su aparición dentro del estuario, no presentan un aporte significativo de biomasa en la estructura de la comunidad.

Dentro de los grupos de especies dominantes, coincidieron *A. ischana*, *D. peruvianus*, *E. curranii* y *E. entomelas*, las cuales fueron ubicadas en esta clasificación por su predominio en densidad y biomasa. En el grupo de los constantes, destacan las similarmente abundantes *C. sagittula*, *Eucinostomus dovii*, *E. gracilis* y *M. curema*. En el de las ocasionales, no hubo coincidentes y, en el de las raras, 19 fueron similares en sus mínimas frecuencias, densidades y biomásas (Tablas 4 y 5), entre ellas sobresalen *C.*

serrifer, *E. minutus*, *Gillichthys mirabilis*, *M. ectenes* y *Orthopristis chalceus*.

La diversidad de la comunidad de peces obtenida con la red de flujo tuvo un comportamiento estacional acorde con el de la dominancia comunitaria (Brower y Zar, 1977) y el de la equidad de Pielou (Pielou, 1975; Ludwig y Reynolds, 1988). El valor más alto en invierno (2.7 bits/ind), tuvo un alta equidad y mínima dominancia que refleja la presencia de especies similarmente abundantes en la comunidad (Fig. 9a), mientras que las disminuciones de la diversidad en verano, estuvieron relacionadas con valores de equidad de 0.7 y dominancias de 0.29.

El comportamiento observado en invierno resulta de una distribución más equitativa de la abundancia de los organismos con respecto al número de especies, distribuyéndose el predominio entre *Albula vulpes* y *Mugil curema*. Por el contrario, en la temporada de verano, la diversidad fue menor a 1.28 bits/ind por el predominio de *Anchoa ischana*, lo que provocó disminuciones en la equidad.

La más alta diversidad estacional de invierno y su disminución en las demás estaciones del año, parece reflejar la influencia de la variación cíclica del ambiente y su relación con las especies como lo mencionan Mc Erlean *et al.* (1973), lo cual tiene que ver con la manera como se distribuye la abundancia entre las especies. Ya que durante el otoño, la diversidad fue menor por el predominio de *E. currani* y *D. peruvianus*, mientras que en primavera, estuvo influenciada por la gran abundancia de *A. ischana*. Ambas temporadas tuvieron altos niveles de dominancia y menor equidad por la mayor abundancia de estas especies.

En términos generales se puede mencionar que las variaciones de la diversidad (H'), la equidad (J') y la dominancia ($1-J'$), pueden estar también influenciadas por los cambios diurnos-nocturnos en la composición y abundancia de las asociaciones de peces, que

resultan de las migraciones que estos realizan hacia el hábitat del manglar, influenciados por los ciclos lunares y patrones tróficos (Rooker y Dennis, 1991).

El intento de asociar algunas de las principales variables ambientales con la abundancia de las especies en la comunidad, se realizó tomando en cuenta que en la literatura actual, solamente se destacan los patrones de distribución y abundancia de las especies en función de la temperatura y salinidad, prestando poca atención a otra serie de factores igualmente importantes, como el oxígeno y la marea (Kennish, 1990).

Con referencia a las correlaciones determinada entre la temperatura y algunas especies habitantes del estero, se puede mencionar que a pesar de los límites térmicos que pudieran afrontar estos grupos de peces, existen factores tales como la disponibilidad de alimento y preferencias de hábitat, la condición fisiológica y edad del pez, además de la depredación, que de la misma forma pueden delimitar su concurrencia en esta zona (Olla *et al.*, 1985; Kennish, 1990, Tzeng y Wang, 1992).

Con excepción de la sardina *L. stolífera* y el burrito *Haemulon maculidauda*, las mismas que se correlacionaron positivamente con la temperatura lo hicieron con la salinidad. Este tipo de relación, indica el origen marino de estas especies y su eurihalinidad. Son grupos de peces que generalmente penetran al estero durante el aumento de la profundidad en la columna de agua en los momentos de las pleamares, donde la salinidad es igual a la del mar. La única especie que presentó una correlación inversa con la salinidad, fue el góbido *Quietula ycauda*, cuya presencia en el estero de acuerdo con la correlación estimada, puede estar limitada por los incrementos de esta variable.

La ausencia de algún tipo de correlación de la salinidad con las especies restantes, sugiere que este factor no limita la concurrencia y distribución de éstas en el estero. Por consiguiente, se puede establecer que se trata de especies con características eurihalias.

Tanto la temperatura como la salinidad, parecen tener un efecto mínimo en la variabilidad de la estructura comunitaria de los peces en el estero, lo cual según Tzeng y Wang (1992) es resultado de la amplia tolerancia térmica y de salinidad que caracteriza a la ictiofauna estuarina.

Aunque las mareas parecen no tener una influencia directa en la biología de los peces, en el aspecto ecológico se observó una relación positiva entre el aumento de la marea con la abundancia y diversidad con que se presentaron algunas de las especies de jureles, sardinetas, anchoas, burritos, pajaritos y pargos en estas áreas, mismo grupo que se correlacionó en este sentido con la temperatura y salinidad. Esta relación, se da fundamentalmente por la inundación de las raíces del manglar durante las mareas altas, lo cual permite que puedan ser visitadas por las especies antes mencionadas, así como por algunos botetes, lisas, chánidos y clupéidos, que en estas circunstancias pueden aprovechar la gran cantidad de recursos derivados del manglar (González-Acosta, 1995).

El góbido *Q. ycauda* fue la única especie cuya abundancia se correlacionó inversamente con el nivel de la marea, situación que puede ser ocasionada por la remoción de los sedimentos a través de las corrientes de marea, limitando así su presencia por disturbios en el sustrato donde habita. Las demás especies no tuvieron ninguna correlación con este parámetro; sin embargo, muchos de estos peces penetran a las áreas de manglar durante el período de inundación, donde se alimentan y protegen de los depredadores, que igualmente se mueven hacia este ecosistema durante el flujo de la marea (Day *et al.*, 1989; Tzeng y Wang, 1992; Perry, 1988; Tito de Morais y Tito de Morais, 1994; Vance *et al.* 1996).

Las mismas especies que se correlacionaron positiva y negativamente con la marea, mostraron un patrón similar con la velocidad de la corriente. Esta situación se debe primordialmente, a la migración de huevos, larvas y juveniles de peces entre el estero y la laguna, a través del transporte pasivo de estas formas biológicas realizado por las

corrientes de marea (Tzeng y Wang, 1992). Entre estos grupos, se puede mencionar la presencia de larvas leptocéfalas y juveniles de *Albula vulpes*, así como de postlarvas de algunos clupéidos, engraúlidos, carángidos y gerréidos.

El góbido *Ctenogobius sagittula* y la mojarra *Diapterus peruvianus*, así como algunas especies del género *Eucinostomus*, lisas y pargos, manifestaron una correlación positiva con las concentraciones de oxígeno. Tal situación, permite determinar que la presencia de estas especies en el estero, sucede en condiciones ideales en la concentración de oxígeno. Por el contrario, la relación negativa que mostraron la sardineta *Lile stolifera* y el burrito *Pomadasys macracanthus*, podría estar indicando la influencia indirecta de otros factores, que propiamente la del oxígeno disuelto.

Lo anterior sugiere que la variabilidad en las concentraciones de oxígeno, pueden generar condiciones desfavorables que hacen inhabitables estas áreas para los peces, los cuales responden regulando sus niveles de tolerancia, moviéndose a otros sitios con niveles de oxígeno adecuados (Bedja *et al.*, 1987).

Los nutrientes no fueron considerados en este análisis, ya que se consideró que aún cuando pudieran ejercer alguna influencia en la fisonomía de la comunidad, sus efectos son más significativos a otros niveles y en procesos que determinan la dinámica del ecosistema en general (p.e. productividad primaria), a través del desarrollo de las biomasas fitoplanctónicas. No obstante, cabe mencionar la importante labor que los peces llegan a realizar en el movimiento de nutrientes entre el estero y la ensenada (Deegan, 1993).

Un ejemplo de lo anterior, son los peces iliófagos como las lisas *M. curema*, las cuales se alimentan del detritus acumulado en el sustrato y son capaces de extraer 1 g de fósforo por cada 100 g de fango consumido, el cual posteriormente retornan al sistema a través de heces fecales, por lo que desempeñan un importante papel en el reciclaje de este

nutriente en el ecosistema (Gneri y Angelescu, 1951). En el caso de algunos peces de hábitos planctófagos como las sardinas y anchoas, el fósforo es excretado y retornado al agua en forma de compuestos de fosfato y fósforo orgánico (Deegan, 1993).

8.1 Importancia del manglar El Conchalito

El manglar en el estero El Conchalito, está representado por tres especies, el mangle rojo (*Rizophora mangle*) localizado en la parte central y bordes del canal, el mangle negro (*Avicennia germinans*) en el frente y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) en la porción posterior. Esta asociación vegetal, representa la última formación boscosa en esta parte de la laguna, la cual a pesar de ser pobre en su estructura comunitaria, es altamente productiva y de gran influencia para los ecosistemas lagunares adyacentes. Por este motivo, su presencia y conservación son importantes no sólo por constituir un hábitat de descanso y reproducción para un número aproximado de 60 especies de aves (Carmona, 1995), sino que también es un hábitat propicio para el desarrollo de una gran variedad de especies de crustáceos y peces, lo cual ha quedado comprobado mediante el presente estudio.

Asimismo, se puede establecer la importancia de este manglar a partir de la primicia de que más del 43% de los peces que penetran a este ecosistema como juveniles, son de importancia comercial y subsisten en estos hábitats por la variedad de recursos alimentarios que en ellos encuentran (Kennish, 1990; Flores-Verdugo *et al.*, 1990).

Por otro lado, el manglar del estero El Conchalito presenta un tipo de interacción importante con la laguna adyacente, a partir de los excedentes de materia orgánica derivada del manglar, de los cuales se estima que una parte se exporta al ecosistema vecino para el soporte de su producción biológica y la otra es procesada y remineralizada *in situ* (Fleming *et al.*, 1990). En este proceso de exportación, los peces juegan un papel significativo en el transporte de materia a partir de su biomasa, lo cual da lugar al

establecimiento de una importante liga en la cadena alimentaria de especies que forman la base de pesquerías comerciales y recreativas (Deegan, 1993).

Su importancia también radica en la diversidad de especies que inciden sobre las áreas de manglar, las cuales no sólo comprenden larvas y juveniles, sino que involucran formas subadultas y adultas. Estos grupos migran hacia el biotopo de manglar en el estero, el cual funciona como un hábitat intermedio de reclutamiento y alimentación, donde alcanzan las tallas adecuadas, para migrar posteriormente hacia los ecosistemas costeros adyacentes donde se integran a las poblaciones potencialmente aprovechables (Rooker y Dennis, 1991). De esta manera se establece, la importancia de este sitio como hábitat primario de crianza para una proporción significativa de especies de peces de la Ensenada y Bahía de La Paz.

9. CONCLUSIONES

Mediante el presente trabajo ha sido posible conocer algunas de las características más relevantes en la dinámica hidrológica del estero El Conchalito y su importancia como hábitat para una gran variedad de peces. De esta manera, la información resultante permite establecer las siguientes conclusiones:

1. Las variables fisicoquímicas evaluadas en el estero El Conchalito, manifestaron cambios estacionales influenciados por las características climatológicas de la región, la variación semidiurna de la marea y por la influencia de los cuerpos acuáticos adyacentes.
2. La comunidad íctica estuvo caracterizada por un total de 42 especies, agrupadas en 33 géneros y 21 familias. A nivel familia, las más representativas en número de especies fueron Gerreidae (6), Haemulidae (6) y Gobiidae (5).
3. Del total de especies identificadas en el estero, 18 de ellas cuando adultas, se explotan comercialmente en la bahía y laguna adyacente; esto resalta la importancia de este biotopo en el sustento de los recursos pesqueros de la Ensenada y Bahía de La Paz. Asimismo, se encontraron otras once especies que de igual forma, pueden ser potencialmente aprovechables en la producción pesquera.
4. Los análisis de clasificación basados en la abundancia y frecuencia de las especies de la comunidad íctica asociada al ecosistema de manglar en el estero, permitió clasificar dentro del grupo de las especies dominantes a *Anchoa ischana*, *Diapterus peruvianus*, *Eucinostomus currani* y *E. entomelas*, como especies constantes a *Ctenogobius sagittula*, *E. dovii*, *E. gracilis* y *Mugil curema*. Las especies ocasionales quedaron representadas en biomasa por *Pomadasys macracanthus* y *Myrichthys tigrinus* y el de las raras por 19 taxa (e.g. *Conodon serrifer*, *Engraulis mordax*, *Gillichthys mirabilis* y *Syngnathus auliscus*).
5. Las fluctuaciones observadas en la riqueza, diversidad, equidad y dominancia específica, fueron resultado de la influencia de la variación estacional del ambiente en la estructura comunitaria de los peces asociados a este ecosistema.
6. La similitud de especies determinada para las comunidades de peces recolectadas con red de flujo y chinchorro, permite establecer la importancia del estero El Conchalito, para las especies habitantes de la laguna y bahía adyacentes.

7. La composición y abundancia específica de la comunidad íctica recolectada con la red de flujo, mostró un marcado patrón estacional con el mayor número de especies en verano (21) y la mayor abundancia en otoño (0.107 ind/m^2).
8. La diversidad estacional de la comunidad de peces recolectada con la red de flujo, presentó su valor más alto en otoño (2.7 bits/ind), la cual contrastó con la mínima en verano (1.28 bits/ind).
9. Las recolectas de peces con chinchorro fueron más diversas en verano (3.22 bits/ind) y menos diversas en primavera (2.2 bits/ind).
10. Las diferencias de los atributos ecológicos determinados para las recolectas con red de flujo y chinchorro, fueron consecuencia de las características propias de cada arte y su modo de operación, manifestadas en el número y tipo de especies capturadas, así como en su abundancia.
11. Finalmente se establece que la sucesión estacional en la composición y abundancia de especies, es resultado de la cronología de las actividades de crianza, alimentación y reclutamiento de cada una de ellas, las cuales forman parte de la estrategia adaptativa que presentan para minimizar la competencia por recursos disponibles.

10. RECOMENDACIONES

Se considera la importancia del estero El Conchalito como área de reclutamiento, protección y alimentación de larvas, juveniles y adultos de distintas especies ícticas y por la elevada incidencia con que estas fases biológicas concurren en el hábitat de manglar, además de su innegable contribución en el sustento de los recursos pesqueros de la laguna costera adyacente, por lo que se recomienda:

1. Iniciar las gestiones necesarias para la protección de este ecosistema y su propuesta como zona sujeta a conservación ecológica.
2. Establecer una franja limítrofe para la protección de este humedal, que a su vez delimite el desarrollo del área urbana en esta zona.
3. Generar programas de educación ambiental que hagan conciencia en la población, acerca de la importancia de este ecosistema. De esta manera será posible evitar o en su caso mitigar, el impacto ecológico en la estructura y funcionalidad de este humedal, así como la consecuente alteración en la dinámica y productividad del ecosistema lagunar adyacente.
4. Mantener periódicamente los estudios sobre la biología y dinámica poblacional de las especies de importancia comercial en el estero, con el objeto de observar sus variaciones en el reclutamiento a través del tiempo.
5. Realizar los estudios sobre las comunidades planctónicas (fito y zooplancton) y bentónicas en el estero.
6. Estudiar los niveles de producción primaria del estero, así como los aportes de nutrimentos derivados del manglar hacia la Ensenada de La Paz, que permitan determinar su influencia en la funcionalidad del ecosistema.
7. Finalmente se recomienda preservar la vegetación de este manglar y en general, las características naturales del estero El Conchalito.

11. LITERATURA CITADA

- Abitia-Cárdenas, A.L., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña, J. De la Cruz-Agüero y H. Chávez-Ramos. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 20(2): 159-181
- Allen, G.R. y D.R. Robertson. 1994. Fishes of the Tropical Eastern Pacific, *University of Hawaii Press*, 1-332 páginas y figuras.
- Alvarez-Rubio, M., F. Amezcua-Linares y A. Yáñez-Arancibia. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nat. Autón. de México*, 13(1): 185-242.
- Amezcua-Linares, F., M. Alvarez-Rubio y A. Yáñez-Arancibia. 1987. Dinámica y estructura de la comunidad de peces en un sistema ecológico de manglares de la costa del pacífico de México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol., Univ. Autón. de México*, 14(2): 221-248
- Balart, E.F., J.L. Castro-Aguirre, D. Auriol-Gamboa, F. García-Rodríguez y C. Villavicencio G. 1995. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiología*, 5 (1-2): 79-85
- Balart, E.F., J. L. Castro-Aguirre y F. De Lachica-Bonilla. 1997. Análisis comparativo de las comunidades ícticas de fondos blandos y someros de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *En: La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación. R. J. Urbán y M. Ramírez (Eds.). Univ. Autón. de Baja California Sur-PRONATURA*.
- Bechara, J. 1993. El papel de los peces en el control de la estructura de las comunidades bénticas de ecosistemas lóticos. *En: A. Boltovsky y H.L. López (Eds.). Conferencias de Limnología. Inst. de Limnol., Dr. R.A. Rinquet, La Plata, Argentina*, 143-158 p.
- Bedja, A.J., A.J. Studholme y B.L. Olla. 1987. Behavioral responses of red hake, *Urophycis chuss*, to decreasing concentrations of dissolved oxygen. *Environ. Biol. Fishes*, 19, 261.
- Blaber, S. J. M. y D. A. Milton. 1990. Species composition, community structure and zoogeography of fishes of mangrove estuaries in The Solomon Islands. *Marine Biology*, 105: 259-267
- Birkeland, C. 1990. Sistemas marinos costeros del Caribe y el Pacífico: analogías y diferencias. *La Naturaleza y sus Recursos, UNESCO Parthenon Publishing (Eds.)*, 26 (2): 3-14.
- Blasco, F. 1981. Los manglares. *Mundo Científico*, 11(4): 610-625.
- Boto, K. 1989. Tropical mangrove research in Australia: a summary of current activities. p.171-186. *En: Ernesto A. Chávez (ed.), Proceeding Workshop Mexico-Australia on Marine Science, México*, 478 p.
- Brower, J.E. y J.H. Zar. 1977. Field and laboratory methods for general ecology. *W. M. C. Brown Company Publishers, Iowa, U.S.A.*, 194 p.
- Bustillos-Guzmán, J. 1986. Fitoplancton en tres ecosistemas de manglar en la Bahía de la Paz, B.C.S. (México). I. Diatomeas. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México*, 13(3): 301-306
- Cano-Pérez, F. A. 1991. Golfo de California: Oceanografía física. *En: G. De la Lanza E. (Comp.). Oceanografía de Mares Mexicanos. AGT Editor, S.A., México*.
- Carmona, R. 1995. Distribución temporal de aves acuáticas en la playa El Conchalito, Ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv. Mar. CICIMAR*, 10(1-2): 1-21
- Carmona-Islas, C. 1997. Relación entre la abundancia de aves playeras y organismos bentónicos en la playa "El Conchalito", Ensenada de La Paz, B.C.S., durante un ciclo anual. *Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional*, 69 p.

- Castro-Aguirre, J.L., M. Signoret y H. Santoyo. 1984. Aspectos ecológicos del ictioplancton de la Bahía de La Paz, B.C.S. II Análisis de variables múltiples. *Mem. III Simp. Biol. Mar. U.A.B.C.S.*, pp. 164-184
- Castro-Aguirre, J.L., E.F. Balart. 1997. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de fondos blandos y someros de la Bahía y Ensenada de La Paz, B.C.S. En: *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación. R.J. Urbán y M. Ramírez (Eds.). Univ. Autón. de Baja California Sur-PRONATURA*
- Cattrijsse, A., E. S. Makwaia, H. R. Dankwa, O. Hamerlynk, M. A. Hemminga. 1994. Nekton communities of a European estuarine brackish marsh. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109: 195-208
- Cervantes-Duarte, R. 1982. Distribución de nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S., durante el período primavera-verano de 1981. *Tesis Profesional, CICIMAR-IPN*
- Cervantes-Duarte, R. y H. Santoyo. 1986. Nota acerca del metabolismo de una laguna hiperhalina de Baja California Sur. *Inv. Mar. CICIMAR*, 3(1): 133-139
- Cervantes-Duarte, R. y R. Guerrero-Godínez. 1988. Variación espacio-temporal de nutrientes de la Ensenada de La Paz, B.C.S., México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México*, 15(2): 129-142
- Cervantes-Duarte, R., S. Aguiñiga G. y R. Guerrero-Godínez. 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S. (1986-1988). *Rev. Inv. Cient. Univ. Autón. Baja California Sur*, 2(2): 56-64
- Charter, S.R., y H.G. Moser. 1996. Albuliformes: In H. Geoffrey Moser (Ed.). The early stages of fishes in the California Current Region. *CaCOFI. Atlas No. 33*, 79-81 pp.
- Chávez, E.A. 1972. Notas acerca de la ictiofauna del Río Tuxpan y sus relaciones con la temperatura y salinidad. pp. 177-199. En: *J. Carranza (Ed.), Memorias IV Congreso nacional de Oceanografía, 17-19, de noviembre, 1969.*
- Chávez, H. 1985. Bibliografía de los peces de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Inv. Mar. CICIMAR*, 2 (No. Esp. 2): 1-75
- Cheng, I., J.J.S. Levinton, M. McCartney, D. Martínez y M.J. Weissburg. 1993. A bioassay approach to seasonal variation in the nutritional value of sediment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 94: 275-285
- CICESE, 1991. Programa de predicción de mareas, Departamento de Mareografía, CICESE.
- Cintrón, G., M.R. Horna Z., R. Paredes S., I. Solís y C. Bonifaz B. 1982. Algunas observaciones sobre el desarrollo de el manglar en la Costa Continental de Ecuador y Perú. *Oceanologica Acta No. Esp. 1982. Procc. Intermareal Symp. on Coastal Lagoons, SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux, Francia, 8-14 septiembre, 1981*, p. 253-258
- Cruz-Orozco, R., P. Rojo G., L. Godínez O. y E. Nava S. 1989. Topografía, hidrología y sedimentos de los márgenes de La Laguna de La Paz, B.C.S. *Rev. Inv. Cient. Univ. Autón. Baja California Sur*, 1(3): 3-15
- Cuatrecasas, J. 1958. Introducción al estudio de los manglares. *Bol. Soc. Bot. Mexicana*, 23: 84-98
- Day Jr., J.W., Ch. A.S. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia. 1989. Estuarine ecology, Ed. John Wiley & Sons, 558 p.
- Deegan, L. A. 1993. Nutrient and energy transport between estuaries and coastal marine ecosystems by fish migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 74-79
- De la Cruz-Agüero, G. 1993. ANACOM: Un sistema para el Análisis de Comunidades en computadoras personales. Ver. 3.0. *Manual del usuario. ISBN, México*, xi + 99 p.
- De la Cruz-Agüero, G. 1996. MAPAS MÉXICO: Auxiliar para la geo-referencia de localidades en el territorio de la República Mexicana. Ver. 1.0, *Manual del Usuario. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-I.P.N., La Paz, B.C.S., México*, 44 pp.

- De la Cruz-Agüero, J. 1997. Catálogo de los peces marinos de Baja California Sur. *CICIMAR-IPN, CONABIO, México*, 346 Pags.y Figs.
- Emery, K.O. y R.E. Stevenson, 1957. Estuaries and lagoons. I. Physical and chemical characteristics. Capítulo 23, páginas 673-750. En: J.W. Hedgpeth (Ed.), *Treatise on Marine Ecology and Paleoecology*, Geol. Soc. America Memoir 67, Vol 1, E.U.A.
- Espinoza-Avalos, J. 1977. Los principales parámetros físico-químicos de las aguas de la Ensenada de La Paz, Baja California Sur. *Resultados de las Investigaciones 1977, Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California A.C.*, 5-27 p.
- Espinoza-Avalos, J. 1979. Resultados preliminares sobre la distribución superficial de parámetros físico-químicos en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur, durante la primavera de 1976. *CalCOFI Rep.* Vol. 20: 150-161
- Espinosa G., M., J. Llinas y E.S. Amador. 1982. Estudio ecológico comparativo de las lagunas Enfermería y Balandra y El Canal de Mareas Zacatecas, en la Bahía de La paz, B.C.S., México. *Inf. Gen. de Lab. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California, A.C., La Paz, B.C.S., México.* pp.111-136
- Félix-Pico, E. 1976. Serie de cinco reportes de la residencia de acuacultura en el Estado de Baja California Sur. Bahía Concepción, estero San Lucas y Ensenada de La Paz, *Sria. de Pesca, Noviembre de 1975 a Diciembre de 1976.*
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*, Vol. II y III. Roma FAO.
- Fleming, M., G. Lin y L. Da Silveira L.S. 1990. Influence of mangrove detritus in an estuarine ecosystem. *Bull. Mar. Sci.*, 47(3): 663-669
- Flores-Verdugo, F.J., J.W. Day Jr. y R. Briseño-Dueñas. 1987. Structure litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican Coastal Lagoon with a ephemeral inlet. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35(1-2): 83-90
- Flores-Verdugo, F. J., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, F. Amezcua-Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio y J.W. Day Jr. 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
- FONATUR. 1996. Calendario gráfico de mareas. *Fondo Nacional de Fomento al Turismo, México.*
- FONATUR. 1997. Calendario gráfico de mareas. *Fondo Nacional de Fomento al Turismo, México.*
- Fritzsche, R.A. 1980. Revision of the Eastern Pacific Syngnathidae (Pices: Syngnathiformes) including recent and fossil forms. *Procc. of the California Academic Sciences*, 42(6): 181-227
- Galacatos, K., D.J. Stewart and M. Ibarra. 1996. Fish community patterns of lagoons and associated tributaries in the Ecuadorian Amazon. *Copeia*, 4: 875-894
- García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. *Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México*, 219 p.
- García de León, L.A. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y análisis de componentes principales. *Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México*, 29 p.
- García-Pamanes, J. 1977. La distribución superficial de nitratos (NO_3) y silicatos (SiO_4) en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur. *Resultados de las Investigaciones 1977, Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California A.C.*, 28-46 p.
- García-Pamanes, J. 1978. Distribución superficial de nitratos (NO_3) y silicatos (SiO_4) en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur. *Tesis Profesional. Esc. Sup. Ciencias Marinas*, 27 p.
- García-Pamanes, J. e I. Gárate L. 1984. La importancia de los productores primarios (Fitoplancton), en la Ensenada de La Paz. En: *Memorias de la primera reunión sobre ciencia y sociedad: Presente y futuro de La Paz, Univ. Autón.*

de baja California Sur, pp 61-64.

Gilmartin, M. y N. Revelante. 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoon of the Gulf of California. *Est. and Coast. Mar. Sci.*, 7: 29-47

Gneri, F.S. y V. Angelescu. 1951. La nutrición de los peces iliófagos en relación con el metabolismo general del ambiente acuático. *Rev. Inst. Nac. Invest. Ciencias Naturales (Zoológicas)*, Vol. 2, No. 1, 44 pp., 2 pls. 6 Figs.

Gómez, J., H. Cabrera y S. Farrera. 1984. Estudio hidrográfico de la Ensenada de La Paz, Baja California Sur. En: *Memorias de la primera reunión sobre ciencia y sociedad: presente y futuro de la Ensenada de La Paz*, Univ. Autón. de Baja California Sur, pp 7-13

González-Acosta, A.F. 1995. La comunidad de peces asociada al manglar de la laguna costera de Celestún, Yucatán, México. *Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala*, 83 p.

González-Acosta, A. F., G. De la Cruz-Agüero, J. De la Cruz-Agüero y M. Torres-Alfaro. 1998. Estructura Comunitaria de la Ictiofauna Asociada al Manglar del Estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *XIII Congreso Nacional de Oceanografía, 26-30 de abril de 1998, Ensenada, B.C., México. En resúmenes*

Granados-Guzmán, A. y S. Alvarez-Borrego. 1984. Variabilidad de temperatura en La Ensenada de La Paz, B.C.S. *Ciencias marinas*, 9(2): 133-141

Granados-Gallegos, J.L. y R.A. Schwartzlose. 1974. Corrientes Superficiales en el Golfo de California. En: *Memorias del V Congreso Nacional de Oceanografía. Escuela de Ciencias Marítimas, ITESM, Guaymas, Sonora.*

Green, J. 1968. The biology of estuarine animals. *Sidgwick & Jackson, Ltd. (Eds.), Londres, pp.65-80*

Gunter, G. 1967. Some relationships of estuaries to the fisheries of the Gulf of Mexico. En *Lauff, G.H. (Editor), Estuaries, Publ. 83. Amer. Assoc. for the*

Advanc. of Sci., Washington, D.C., 621 p.

Henderson, P.A. 1988. The structure of estuarine fish communities. *J. Fish Biol.*, 33 (Suppl. A): 223-

Hobbie, J.E. 1975. Nutrients in estuaries. *Oceanus*, 19(5): 41-47

Hong, S.L. 1977. Review of Eastern Pacific *Haemulon* with notes on juvenile pigmentation. *Copeia*, 3: 493-501

Hook, J.H. 1991. Seasonal variation in relative abundance and species diversity of fishes in South Bay. *Contrib. Mar. Sci.*, 32:127-141

Inclán R., R. 1989. Ecología de la epibiosis de las raíces inmersas de *Rizophora mangle* en la Bahía de la Asunción, Quintana Roo, México. *Ciencias Marinas*, 15(1): 1-20

I-Junn, Ch. 1995. The temporal changes in benthic abundances and sediment nutrients in a mudflat on the Chumei Mangrove Forest, Taiwan. *Hidrobiologia*, 295: 221-230

Jiménez-Illescas, A. R. 1983. Aplicación de un modelo hidrodinámico numérico a la Ensenada de La Paz, B.C.S. *Tesis de Maestría, CICESE*, 109 p.

Jiménez-Illescas, A.R., M. Obeso- Nieblas, M.A. Alatorre, S. Troyo y H. García. 1994. Hidrología de la Bahía de La Paz. *Oceanología*, 1(2): 115-131

Jiménez-Illescas, A.R., González-Acosta, A.F., Obeso-Nieblas, M., De la Cruz-Agüero, G., De la Cruz-Agüero, J. 1997. Comportamiento de la marea, corrientes, temperatura y salinidad, en la boca del Estero El Conchalito, La Paz, B.C.S. *Reunión anual de la Unión Geofísica Mexicana, Noviembre 1997, Vallarta, Jalisco. En: resúmenes de GEOS: Boletín informativo de la UGM, Epoca II, Vol. 17, No. 4*

Jiménez-Quiroz, M. C. 1991. Contribución al conocimiento de los productores primarios de la Ensenada de La Paz. Análisis de la comunidad del manglar. *Tesis de Maestría, CICIMAR-I.P.N., La Paz, B.C.S.*, 223 p.

- John, D.M. y G.W. Lawson.1990. A review of mangrove and coastal ecosystems in West Africa and their possible relationships. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.*, 31: 505-518
- Jongman, R.H.G., C.J.F. Ter Braak y O.F.R. van Tongeren .1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, 299 p.
- Jordan, D. S. y B. W. Evermann (1886-1990). The fishes of the North America and Middle America: a descriptive catalogue of the species of fish-like vertebrates found in the waters of North America, north of the Isthmus of Panama. Part I-IV. Bull. U.S. Nat. Mus. XLVII. 1-1313.
- Kapetsky, J.M. y G. Lasserre. 1984. Aménagement des peches dans les lagunes cotieres. *Etudes et revues, Conseil General des Peches pour la Mediterranee, FAO, Roma*, 61(1): 3-38
- Kennish, M. J. 1990. Ecology of estuaries. Capítulo: Fishes, 291-350 pp. Vol. II. Biological aspects. *CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida*, 391 p.
- Lankford, R.R.1977. Coastal Lagoons in México. Their origin and clasification. En: M.L. Wiley (Ed.) *Estuarine Process. Estuarine Research. Federation Conference Galveston, Texas, octubre 6-9. Academic Press Inc. New York*, 2: 182-215
- Lea, R.N., 1988. Records of *Mugil curema* Valenciennes, the White mullet, from Southern California. Bull. Southern California Acad. Sci., 87(1): 31-34
- Lechuga-Déveze, C.H., J.García-Pamanes y J.J. Bustillos-Guzmán.1986.Condiciones ecológicas de una laguna costera de la costa oeste del Golfo de California, turbiedad y clorofila *a*. *Ciencias Marinas*, 12(1): 19-31
- Lechuga-Déveze, C.H.,J. Bustillos-Guzmán, M.T. Barreiro G. y D. López-Cortes.1990. Oscilaciones semi-diurnas, diarias y estacionales de variables físicas en la Ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv. Mar. CICIMAR*, 5(1):1-9
- Leija-Tristán, A., J.A. de León-González y H. Rodríguez- Garza.1992. Variación diurna de la ictiofauna intermareal de otoño en la Laguna de La paz, Baja California Sur. *Publicaciones Biológicas-Facultad de Ciencias Biológicas. Univ. Autón. de Nuevo León, México*, 6(2): 149-154
- Llinas-Gutiérrez, J., E.A. Silva y R. Mendoza-Salgado.1989. Avifauna costera de dos esteros de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Inv.Mar.CICIMAR*, 4(1): 93-104
- López, J.M., A.W. Stoner, J. R. García e I. Gracia M. 1988. Marine food webs associated with caribbean island mangrove wetlands. *Acta Científica*, 2 (2-3): 94-123.
- Lot-Helgueras, A., C. Vázquez-Yañes y F. Menendez.1975. Physionomic and floristic changes near the northern limits of mangroves in the Gulf of Mexico. *Proc. Int. Symp. Biol. and Management of mangroves*, 1: 52-61
- Loya-Salinas, D. H. y A. M. Escofet. 1990. Aportaciones al cálculo del Índice de Valor Biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16(2): 97-115
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. *John Wiley & Sons (Eds.), U.S.A.*, 377 p.
- Lugo, A. E. y S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 39-64.
- Maeda M., A.N.1981. Composición, abundancia, diversidad y alimentación de la ictiofauna, en tres lagunas costeras del Golfo de California. *Tesis Profesional. Fac. Cienc. Biol. Univ. Autón. de Nuevo León*, 134 p.
- Maeda M., A., S. Contreras y O. Maravilla.1982. Abundancia y diversidad de la ictiofauna, en tres áreas de manglar de la Bahía de La Paz, México. *CIBCASIO Trans.*, 6: 138-151
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. *Princeton University Press, Princeton, New Jersey*, 179 pp.

- Manus, C. y J. Lucas. 1982. Evolution géochimique et exemple d'a menagement des mangroves au Senegal (Casamance). *Oceanológica Acta. No. Esp. 1982. Proceedings Intermareal Symposium on Coastal Lagoons, SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux, Francia, 8-14 septiembre, 1981*, p. 151-160
- Mc Elean, A.J., S.G. O'Connor, J.A. Mihursky y Ch. I. Gibson. 1973. Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations. *Estuar. Coast. and Mar. Sci.*, 1:19-36
- Mc Hugh, J.L. 1967. Estuarine nekton. pp. 581-567. *En: G. H. Lauff (Ed.), Estuaries. Amer. Ass. for the Advanc. of Sci., Pub. No. 83, Wahington, D.C., U.S.A.*
- Mc Hugh, J. L. 1985. The estuarine ecosystem integrated. Foreword, pp.9-16. *En: A. Yañez-Arancibia (Ed.) Ecología de las comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: Hacia una integración de los ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, PUAL-ICM y L, Ed. Universitaria, México.*
- Mc Ivor, C.C. y W.E. Odum. 1986. The Flume Net: a quantitative method for sampling fishes and macrocrustaceans on tidal marsh surfaces. *Estuaries*, 9(30): 219-224
- Mendoza, R., E. Amador, J. Llinas y J. Bustillos. 1984. Inventario de las áreas de manglar en la Ensenada de Aripes, B.C.S. *En: Memorias de la primera reunión sobre ciencia y sociedad: Presente y futuro de La Paz, Univ. Autón. de Baja California Sur*, pp. 43-52
- Menge, B.A. y T.M. Farrel. 1989. Community structure and interacion web in shallow marine hard-bottom communities: Test of an environmental stress model. *Adv. Ecol. Res.*, 19:189-261
- Miller, D.J. y R.N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. *Cal. Fish Bulletin*, 157:1-124.
- Morales, B., E. T. y H. Cabrera-Muro. 1982. Aplicación de un modelo numérico unidimensional a la Ensenada de la Paz, B.C.S. *Ciencias Marinas*, 8(2):69-89
- Moreno-Garibay, F.A. 1978. Abundancia superficial de las familias Engraulidae y Clupeidae (*Sardinops sagax caerulea*) en la Ensenada de La Paz, B.C.S., en primavera y verano. *Tesis Profesional. Esc. Sup. Cienc. Mar. Univ. Autón. de Baja California*, 49 p.
- Morton, R. M. 1990. Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Autralian mangrove area. *Marine Biology*, 105: 385-394
- Nava-Sánchez, E.H. y R. Cruz-Orozco. 1989. Origen y Evolución geomorfológica de la Laguna de La Paz, Baja California Sur, México. *Inv. Mar. CICIMAR*, 4(1):49-58
- Moyle, P.B. y J.J. Cech Jr. 1988. Fishes: an introduction to Ichthyology. Capítulo 31, pp. 412-420. Prentice hall, N.J., U.S.A.
- Obeso-Nieblas, M. 1987. Propagación de la constituyente M2 de la marea en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Mediante un modelo bidimensional hidrodinámico numérico. *Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN*, 123 p.
- Obeso-Nieblas, M. y A.R. Jiménez-Illescas. 1989. Propagación de la constituyente M2 de la marea en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Mediante un modelo bidimensional hidrodinámico numérico. *Inv. Mar. CICIMAR*, 4(2): 241-256
- Obeso-Nieblas, M., A. R. Jiménez-Illescas y S. Troyo-Diéguez. 1993. Modelación hidrodinámica de la marea en la Ensenada de La Paz, B.C.S. *Inv. Marinas CICIMAR*, 8(1): 1-11
- Odum, W. E. y E.J. Heald. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. *En: L.E. Cronin (editor), Estuarine Research, Academic Press, New York, U.S.A., Vol. 1*, p. 265-286
- Olla, B.L., A.L. Studholme y A. J. Bedja. 1985. Behaviour of juvenile bluefish *Pomatomus saltatrix* in vertical thermal gradients: influence of season, temperature acclimation and food. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 23:165-177.

- Palomares, G., J.R. 1996. Estructura espacial y variación estacional de los copépodos en la Ensenada de La Paz. *Océánides*, 11(1): 29-43
- Pannier, R. y F. Pannier. 1980. Estructura y dinámica del ecosistema de manglares: Un enfoque global de la problemática del manejo de manglares con especial referencia al sector de la Ciénega Grande de Santa Marta, Magdalena, Colombia. *En memorias del seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares. UNESCO*. 364-386
- Pernetta, J.C. 1993. Mangrove forest, climate change and sea level rise: hidrological influences on community structure and survival. *En: Procc. of sea level changes and their consequences for Hydrology and Water Management International Workshop, 12-23 de abril, Noordwijkerhout, Holanda, UNESCO IHP-IV, Proyecto H-2-2*, 50 p.
- Perry, D.M. 1988. Effects of associated fauna on growth and productivity in the red mangrove. *Ecology*, 69(4): 1064-1075
- Peterson, G.W. y R.E Turner. 1994. The value of salt marshes vs interior as habitat for fish and decapod crustaceans in a Louisiana tidal marsh. *Estuaries*, 17(18): 235-262
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. *Ed. John Wiley & Sons, Inc.*, 165 p.
- Pinto, L. 1987. Environmental factors influencing the occurrence of juvenile fish in the mangroves of Pagbilao, Philippines. *Hidrobiologia*, 150: 283-301
- Ramírez-García, P. y A. Lot-Helgueras. 1994. La distribución del manglar y de los 'pastos marinos' en el Golfo de California, México. *An. Inst. Biol. Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Bot.* 65(1): 63-72
- Ramírez R., M. 1997. Producción pesquera en la Bahía de La Paz, B.C.S. *En: J. Urbán R. y M. Rodríguez R. (Eds.), UABCS, CICIMAR, SCRIPPS*, 273-281 p.
- Riley, J.P. y R. Chester. 1989. Introducción a la Química Marina, *AGT Editor, S.A., México*, 459 p.
- Rooker, J.R. y G.D. Dennis. 1991. Diel lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off Southwestern Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.*, 49 (3): 684-697
- Roscoe, J.T. 1974. Fundamental research statistics for the behavioral sciences. *2a edición, Ed. International Series in Decision Process*.
- Rzedowski, J. 1983. La vegetación de México, *Ed. Limusa., México, D.F.*, 432 p.
- Sainz H., E. 1984. Transporte de agua en la Ensenada de La Paz, B.C.S., México. *Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Sánchez R., M. E. 1963. Datos relativos a los manglares de México. *An. Esc. Nac. de Cien. Biol. I.P.N.*, 12(1): 61-72
- Sanders, H.L. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay. III The structure of soft bottom community. *Limnol. Oceanogr.*, 5: 138-153
- Sanders, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, 102(925): 243-282
- Sandoval, F.J. y J. Gómez-Valdés, 1997. Tides and tidal currents in Ensenada de La Paz lagoon, Baja California Sur, México. *Geofísica Internacional*, 36(1): 37-47.
- Sasekumar, A. 1984. Methods for the study of mangrove fauna: The mangrove fauna, Capítulo 9. 145-161 pp. *En: S.C. Snedaker y G.S. Jane. The mangrove ecosystem: research methods. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology 8. On the Behalf of UNESCO/SCOR 1984*.
- Secretaría de Marina. 1979. Estudio geográfico de la región de La Paz, B.C.S. *Sria. de Marina, Dir. Gral. de Oceanografía. E.U.M.*, 228 pp. *Cap. III, Estudio geográfico A. Factores físicos*, 17-61 pp.
- Sheridan, P. F. 1992. Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rookery Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 50(1): 21-39

- Signoret, M. y H. Santoyo. 1980. Aspectos ecológicos del plancton de la Bahía de La Paz, Baja California Sur. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México*, 7(2): 217-248
- Smith, D.G. 1979. Guide to the Leptocephali (Elopiiformes, Anguilliformes, and Notacanthiformes). *NOAA Technical Reports, NMFS, Circular 424*, U.S.A., 1-39+V p.
- Snedaker, S. C. 1989. Overview of ecology of mangroves and information needs for Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1): 341-347
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1969. Biometría. *Ed. Blume. Barcelona, España*, 587 p.
- Strickland, J.D.H. y T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Bull. 167 (2a ed.)*. *Fish. Res. Board of Canada, Ottawa*.
- Suman, D.O. 1993. Situación de los manglares en América Latina y la Cuenca del Caribe, 1-10. *En: Daniel O. Suman (Editor). El Ecosistema de manglar en America Latina y la Cuenca del Caribe: Su manejo y conservación. Rosentiel School of Marine and Atmospheric Science, Universidad de Miami & Tinker Foundation*.
- Subrahmanyam, C.B. y C.L. Coutlas. 1980. Studies on the animal communities in two north Florida salt marshes. Part III. Seasonal fluctuations on fish and macroinvertebrates. *Bull. Mar. Sci.*, 30(40): 790-818
- Thayer, G.W., D.R. Colby y W.F. Hettler. 1987. Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in South Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35: 25-38
- Thompson, B.A. y W. Forman. 1987. Nekton, Chapter 7. *En: W.H. Conner y J.W. Day Jr. (Eds.). The ecology of Barataria basin, Louisiana: An estuarine profile. U.S. Fish and wild life Serv. Biol. Rep.*, 85(7.13), 165 p.
- Tito de Moraes, A., L. Tito de Moraes. 1994. The abundance and diversity of larval and juvenile fish in a tropical estuary. *Estuaries*, 17(18): 216-225.
- Tovilla-Hernández, . 1991. *En: G. De la Lanza E. (Comp.). Oceanografía de Mares Mexicanos. AGT Editor, S.A., México*.
- Trejo-Torres, J.C., R. Durán e I. Olsmtead. 1993. Manglares de la Península de Yucatán. 660-672 pp. *En: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO-CIQRO, México*.
- Troyo-Diéguez, S. y E. Mayoral V. 1984 Estudio de la calidad fisico-química y bacteriológica del agua y almeja catarina en la Ensenada de La Paz, B.C.S. *En: Memorias de la primera reunión sobre ciencia y sociedad: Presente y futuro de La Paz, Univ. Autón. de baja California Sur*, pp. 31-42.
- Tzeng, M. y Y. T. Wang. 1992. Structure, composition and seasonal dynamics of the larval and juvenile fish community in the mangrove estuary of Tanshui River, Taiwan. *Mar. Biol.*, 113(3):481-490
- Vance, D.J., M.D.E. Haywood y D.J. Staples. 1990. Use of a mangrove estuaria as a nursery area by postlarval and juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* de Man, in Northern Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 31(5): 689-701
- Vance, D.J., M.D.E. Haywood, D.S. Heales, R.A. Kenyon, N.R. Loneragan y R.C. Pendrey. 1996. How far do prawns and fish move into mangroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 131: 115-124.
- Vargas, I., A. Yáñez-Arancibia y F. Amezcua. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, Sur del Golfo de México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México*, 1: 241-266
- Varnell, L.M. y K.J. Havens. 1995. A comparison of dimension-adjusted catch data methods for assesment of fish and crab abundance in intertidal salt marshes. *Estuaries*, 18(2): 319-325

- Vázquez-Yanes, C. 1980. Notas suplementarias a la familia *Rizophoraceae* en Veracruz. *Biótica*, 5(1): 15-21
- Vega-Cendejas, M.E., U. Ordoñez-López y M. Hernández-Santillana. 1994. Day-night variation of fish population in the mangrove of Celestun Lagoon, México. *Int. J. of Ecol. and Envir. Sci.*, 20: 99-108
- Vegas V., M. 1980. Los manglares. Capítulo 7. Introducción a la Ecología del bentos marino. *Monogr. no. 9, Serie Biología. UNESCO*, 98 p.
- Venborg, W.B. y F.J. Venborg. 1976, Physiological adaptations of estuarine animals. *Oceanus*, 19(5): 48-54
- Villamar, A. 1965. Fauna malacológica de la Bahía de La Paz, B.C.S., con notas ecológicas. *An. Inst. Nat. Inv. Biol. Pesq.*, 1: 113-152
- Villaseñor-Casales, A. 1979. Distribución vertical de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, durante la primavera de 1976. *CalCOFI Rep.*, 20: 146-149
- Walker Jr., H.J. y W.A. Bussing. 1996. Two new pufferfishes of the genus *Sphoeroides* from the Eastern Pacific. *Copeia*, 3: 677-684
- Warburton, K. 1978. Community structure, abundance and diversity of fish in a mexican coastal lagoon system. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 7: 497-519
- Weihaupt, J.H. 1984. Exploración de los océanos: Introducción a la Oceanografía. *Ed. CECSA*, p. 220.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251
- Wilson, K.A. 1989. Ecology of mangrove crabs: predation, physical factors and refuges. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1): 263-273
- Wolanski, E. y K. G. Boto. 1990. Introduction: Mangrove oceanography and links with coastal waters. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.*, 31: 503-504
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Domínguez, J. L. Rojas-Galaviz, 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 Mexico). *J. Fish Biol.*, 33 (Supl. A): 191-200
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Domínguez y J.W. Day Jr. 1993. Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hidrobiología*.
- Zahuranec, B.J. 1967. The Gerreid fishes of the genus *Eucinostomus* in the Eastern Pacific. *Tesis de Maestría, Universidad de California, San Diego*, 105 p.

Anexo I. Datos resultantes de las variables fisicoquímicas medidas en el estero El Conchalito, en ciclos de 24 horas.

OTONO Hora	Temperatur ° C	Salinidad o/oo	Marea m	Vel. Corriente cm/s	Oxígeno mg/l	Nitritos ug-at/l	Nitratos ug-at/l	Fosfatos ug-at/l	Silicatos ug-at/l
16.00	24.95	41.46	1.25	7.16					
17.00	25.52	40.25	1.44	11.25					
18.00	25.14	38.75	1.80	13.44					
19.00	24.52	38.32	2.05	18.52					
20.00	24.19	37.94	2.17	14.53					
21.00	24.01	38.04	2.11	15.47					
22.00	23.76	38.41	1.89	18.96					
23.00	23.30	39.02	1.65	8.86					
24.00	22.91	39.55	1.45	5.45					
1.00	22.56	39.91	1.35	6.06					
2.00	21.85	39.58	1.39	7.77					
3.00	21.03	38.81	1.60	10.68					
4.00	21.12	38.57	1.91	20.06					
5.00	22.01	37.55	2.21	37.55					
6.00	22.62	37.25	2.55	53.43					
7.00	22.85	37.15	2.75	32.48	6.34	0.157	11.974	0.794	9.001
8.00	22.75	37.12	2.66	33.61	6.29	0.101	0.217	0.735	5.753
9.00	22.27	37.30	2.41	49.13	5.76	0.050	1.650	0.738	20.971
10.00	21.94	37.82	2.14	45.81	5.40	0.075	1.127	0.950	21.946
11.00	22.02	38.69	1.88	30.41	5.05	0.099	0.604	1.162	22.920
12.00	22.58	39.70	1.65	16.23	4.89	0.183	0.793	1.068	51.964
13.00	23.41	40.40	1.46	6.71	5.22	0.220	0.442	1.209	42.870
14.00	24.08	40.74	1.37	5.88	6.10	0.189	0.646	0.974	33.498
15.00	24.35	40.91	1.33	6.39	6.54	0.036	0.183	1.115	16.113
	24.42	40.91	1.31	5.67	7.16	0.357	0.345	1.351	99.196

* Nota: Los datos faltantes pertenecen a horas no evaluadas.

Anexo I. Continuación.....

INVIERNO Hora	Temperatura ° C	Salinidad o/oo	Marea m	Vel. Corriente cm/s	Oxígeno mg/l	Nitritos ug-at/l	Nitratos ug-at/l	Fosfatos ug-at/l	Silicatos ug-at/l
9.00	22.75	38.63	2.27	16.98	6.35	0.048	0.048	0.837	12.500
10.00	22.86	38.90	2.19	19.72	6.41	0.042	2.297	1.257	15.226
11.00	22.68	39.01	1.95	25.72	6.04	0.039	1.485	1.678	17.951
12.00	22.83	39.92	1.66	16.12	5.31	0.036	0.673	1.604	10.526
13.00	23.71	40.85	1.40	7.01	4.53	0.036	2.086	2.040	8.835
14.00	24.64	41.67	1.25	5.59	4.56	0.073	0.733	1.307	7.049
15.00	25.34	41.94	1.20	4.45	4.82	0.046	1.739	2.579	31.861
16.00	25.87	42.11	1.18	4.00	4.78	0.095	1.914	3.851	56.673
17.00	25.67	41.91	1.20	4.09	4.45	0.054	0.551	2.866	21.523
18.00	25.39	40.31	1.52	7.96	6.87	0.074	0.620	2.208	23.966
19.00	25.15	39.99	1.90	14.51	6.66	0.084	0.655	2.671	18.656
20.00	24.73	38.87	2.19	24.33	6.46	0.093	0.690	2.902	16.001
21.00	24.82	39.23	2.35	23.70	6.54	0.067	0.507	3.134	13.346
22.00	24.60	39.07	2.31	19.05	6.23	0.040	0.323	1.460	17.481
23.00	24.02	38.83	2.10	32.15	5.83	0.040	0.386	1.109	9.211
24.00	23.49	39.40	1.81	27.09	4.57	0.022	0.341	1.535	8.741
1.00	22.93	40.44	1.50	11.43	3.54	0.000	0.000	1.465	15.226
2.00	22.50	41.33	1.30	6.39	3.10	0.000	0.000	1.431	18.468
3.00	22.22	41.81	1.23	5.04	3.14	0.056	2.019	1.413	20.089
4.00	22.02	42.17	1.20	3.87	3.27	0.250	0.163	1.396	21.711
5.00	21.82	42.27	1.19	3.93	2.76	0.214	0.371	1.812	26.128
6.00	21.22	41.90	1.22	5.35	3.74	0.177	0.579	0.792	25.658
7.00	19.52	39.48	1.55	8.57	5.06	0.177	0.579	0.787	18.139
8.00	21.10	38.62	1.87	13.16	5.89	0.110	0.863	0.785	14.380
9.00	22.01	38.15	2.09	16.09	6.51	0.099	0.580	0.782	10.620

Anexo I. Continuación.....

PRIMAVERA Hora	Temperatura °C	Salinidad o/oo	Marea m	Vel. Corriente cm/s	Oxígeno mg/l	Nitritos ug-at/l	Nitratos ug-at/l	Fosfatos ug-at/l	Silicatos ug-at/l
10.00	25.63	38.46	2.15	18.83	3.15	0.06	4.16	0.92	10.09
11.00	26.26	38.45	2.21	9.32	3.12	0.06	1.17	1.04	11.70
12.00	26.26	38.69	2.08	21.73	3.29	0.05	0.44	1.13	11.43
13.00	25.98	39.08	1.88	17.83	2.90	0.06	1.88	1.39	11.43
14.00	26.38	39.94	1.68	9.07	2.64	0.13	8.12	1.15	13.41
15.00	27.23	40.66	1.55	4.67	2.60	0.12	1.87	1.63	16.28
16.00	28.40	40.66	1.57	5.27	2.72	0.11	2.25	1.96	14.67
17.00	30.23	39.76	1.74	8.93	3.35	0.08	1.14	1.56	14.13
18.00	30.14	38.84	2.04	22.19	3.44	0.16	0.86	0.67	7.66
19.00	28.80	38.15	2.35	47.81	3.55	0.03	0.05	0.74	10.89
20.00	27.41	37.40	2.62	65.47	3.88	0.04	1.10	0.86	13.59
21.00	26.48	36.97	2.85	36.29	4.07	0.04	0.58	1.07	42.86
22.00	26.18	37.00	2.84	21.09	3.56	0.04	0.07	1.06	4.97
23.00	26.37	37.46	2.64	46.64	3.24	0.06	0.32	0.93	7.84
24.00	26.51	38.42	2.37	61.22	3.17	0.05	0.41	0.97	17.54
1.00	26.01	39.40	2.07	51.70	2.81	0.12	6.30	1.19	11.34
2.00	24.99	40.45	1.76	31.91	2.30	0.18	2.87	1.90	18.53
3.00	24.10	41.33	1.51	11.99	1.43	0.09	2.68	1.51	16.73
4.00	23.60	42.02	1.36	3.74	1.82	0.17	9.07	1.66	26.43
5.00	23.24	42.49	1.29	2.30	1.86	0.11	8.90	1.62	48.07
6.00	22.97	42.67	1.25	1.87	1.84	0.14	6.72	3.01	34.96
7.00	22.74	42.54	1.24	1.73	1.83	0.09	11.46	2.92	35.14
8.00	21.95	41.95	1.32	8.89	1.67	0.12	18.91	2.57	41.78
9.00	22.41	40.19	1.70	11.74	3.41	0.08	5.29	4.83	25.08

Anexo I. Continuación.....

VERANO Hora	Temperatura °C	Salinidad o/oo	Marea m	Vel. Corriente cm/s	Oxígeno mg/l	Nitritos ug-at/l	Nitratos ug-at/l	Fosfatos ug-at/l	Silicatos ug-at/l
9.00	30.87	37.55	2.75	56.21	3.25				
10.00	31.27	37.21	2.88	24.17	3.20	0.098	0.060	0.829	18.321
11.00	31.49	37.20	2.71	41.11	3.40	0.103	0.121	0.778	13.201
12.00	31.81	37.33	2.41	56.69	3.15	0.113	0.093	0.272	5.573
13.00	32.55	37.64	2.14	39.83	2.95	0.254	0.464	0.621	12.783
14.00	33.49	38.01	1.92	18.65	2.94	0.245	0.512	1.427	23.441
15.00	34.64	38.82	1.80	6.17	2.61	0.288	0.408	0.672	15.604
16.00	35.02	38.72	1.91	5.61	2.13	0.302	0.552	0.930	21.142
17.00	34.41	37.54	2.18	17.29	4.20	0.345	0.499	0.307	21.247
18.00	33.35	36.91	2.51	38.89	4.05	0.143	0.136	0.165	8.603
19.00	32.10	36.45	2.85	73.38	3.89	0.162	0.000	0.961	4.006
20.00	31.54	36.26	3.20	43.37	3.06	0.060	0.000	1.893	4.215
21.00	31.23	36.24	3.39	10.32	3.28	0.060	1.742	0.601	14.768
22.00	31.19	36.37	3.28	17.51	2.88	0.088	4.849	0.454	6.095
23.00	31.37	36.64	2.93	43.91	2.80	0.054	0.192	0.307	4.528
24.00	31.36	36.95	2.55	67.46	2.69	0.090	0.967	0.353	5.782
1.00	30.86	37.54	2.25	57.29	2.20	0.084	0.820	0.636	9.439
2.00	30.17	38.02	2.00	34.85	1.75	0.156	0.502	0.459	8.812
3.00	29.67	38.62	1.75	16.69	1.80	0.207	0.411	0.449	9.230
4.00	29.16	39.44	1.47	2.45	1.66	0.237	0.284	0.525	11.529
5.00	28.73	39.18	1.51	8.50	1.77	0.276	0.223	0.644	14.664
6.00	28.25	37.73	1.93	12.00	1.56	0.315	0.162	0.763	17.799
7.00	29.53	37.39	2.12	17.07	1.35				
8.00					2.43				

* Nota: Los datos faltantes pertenecen a horas no evaluadas.

Anexo II. Listado sistemático de los peces recolectados en la entrada al canal del estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México.

El arreglo sistemático de las especies está realizado, de acuerdo con Nelson (1994).

Phylum Chordata

Subphylum Vertebrata (Craniata)

Superclase Gnathostomata

Clase Actinopterygii

Subclase Neopterygii

División Teleostei

A. Subdivisión Elopomorpha

Orden Albuliformes

Suborden Albuloidei

Familia I. ALBULIDAE

1. *Abula vulpes* (Linnaeus, 1758)

Orden Anguilliformes (Apodes)

Suborden Congroidei

Familia II. OPHICHTHIDAE

Subfamilia Ophichthinae

2. *Myrichthys tigrinus* Girard, 1859 ®

B. Subdivisión Clupeomorpha

Orden Clupeiformes

Suborden Clupeoidei

Familia III. ENGRAULIDAE

Subfamilia Engraulinae

3. *Anchoa ischana* (Jordan & Gilbert, 1882)

4. *Anchoa lucida* (Jordan & Gilbert, 1882)

5. *Engraulis mordax* Girard, 1854 ®

Familia IV. CLUPEIDAE

Subfamilia Clupeinae

6. *Lile stolifera* (Jordan & Gilbert, 1882)

C. Subdivisión Euteleostei

Superorden Ostariophysii

Series Anostomopsi

Orden Gonorynchiformes

Suborden Chanoidei

Familia V. CHANIDAE

7. *Chanos chanos* (Forsskal, 1775)

Superorden Cyclosquamata

Orden Aulopiformes

Suborden Alepisauroides (Synodontoides)

Familia VI. SYNODONTIDAE

8. *Synodus scituliceps* Jordan & Gilbert, 1881 ©

Superorden Acanthopterygii

Series Mugilomorpha

Orden Mugiliformes

Suborden Mugiloidei

Familia VII. MUGILIDAE

9. *Mugil curema* Valenciennes, 1836 *

Series Atherinomorpha

Orden Beloniformes

Suborden Belonoidei (Exocoetoidei)

Superfamilia Exocoetoidea

Familia VIII. HEMIRAMPHIDAE

10. *Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1842)

Orden Gasterosteiformes

Suborden Syngnathoides (Solenichthyes)

Infraorden Syngnatha

Superfamilia Syngnathoidea (Lophobranchii)

Familia IX. SYNGNATHIDAE

Subfamilia Syngnathinae

11. *Syngnathus auliscus* (Swain, 1882) ®

Orden Perciformes

Suborden Percoidei

Superfamilia Percoidea

Familia X. CENTROPOMIDAE

Subfamilia Centropominae

12. *Centropomus armatus* Gill, 1863 ®

13. *Centropomus nigrescens* Günther, 1864 ©

Familia XI. SERRANIDAE

Subfamilia Epinephelinae

Tribu Epinephelini

14. *Epinephelus niphobles* Gilbert y Starks, 1897 ®

Familia XII. CARANGIDAE

Subfamilia Caranginae

15. *Caranx sexfasciatus* Quoy & Gaimard, 1824

Subfamilia Scomberoidinae

16. *Oligoplites saurus* (Bloch & Schneider, 1801) ®

Familia XIII. LUTJANIDAE

Subfamilia Lutjaninae

17. *Lutjanus argentiventris* (Peters, 1869)

18. *Lutjanus novemfasciatus* Gill, 1862

Familia XIV. GERREIDAE

19. *Diapterus peruvianus* (Cuvier, 1830) *

20. *Eucinostomus dovii* (Gill, 1863)

21. *Eucinostomus currani* Zahuranec, 1980

22. *Eucinostomus entomelas* Zahuranec, 1980

23. *Eucinostomus gracilis* (Gill, 1862)

24. *Gerres cinereus* (Walbaum, 1792)

Familia XV. HAEMULIDAE

25. *Conodon serrifer* Jordan & Gilbert, 1882

26. *Haemulon maculicauda* (Gill, 1862)

27. *Orthopristis chalceus* (Günther, 1864) ®

28. *Pomadasys bayanus* Jordan & Evermann, 1898

29. *Pomadasys branickii* (Steindachner, 1879) *

30. *Pomadasys macracanthus* (Günther, 1864) ®

Familia XVI. SCIAENIDAE

31. *Cynoscion xanthulus* Jordan y Gilbert, 1882 (1881)

32. *Micropogonias ectenes* (Jordan & Gilbert, 1881) ®

Suborden Gobioidi

Familia XVII. GOBIIDAE

Subfamilia Gobionellinae

33. *Ctenogobius manglicola* (Jordan & Starks, 1895)

34. *Ctenogobius sagittula* (Günther, 1861)

35. *Evorthodus minutus* Meek & Hildebrand, 1928

36. *Gillichthys mirabilis* Cooper, 1864 ®

37. *Quietula ycauda* (Jenkins & Evermann, 1889)

Orden Pleuronectiformes (Heterostomata)

Suborden Pleuronectoidei

Familia XVIII. PARALICHTHYIDAE

38. *Cyclopsetta panamensis* (Steindachner, 1875) ©

39. *Etropus crossotus* Jordan y Gilbert, 1882 ®

Familia XIX. ACHIRIDAE

40. *Achirus mazatlanus* (Steindachner, 1869)

Orden Tetraodontiformes (Plectognathi)

Suborden Tetraodontoidei

Superfamilia Tetraodontoidea (Gymnodontes)

Familia XX. TETRAODONTIDAE

Subfamilia Tetraodontinae

41. *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) *

Familia XXI. DIDONTIDAE

42. *Diodon hystrix* Linnaeus, 1758 ®

* Especie recolectada con arte de pesca diferente a la red de flujo y chinchorro, no incluida en el análisis comunitario.

® Especie recolectada unicamente con la red del flujo (Flume net).

© Especie recolectada solamente con chinchorro.

Anexo III. Claves de los nombres de las especies de peces y variables fisicoquímicas que se presentan en el gráfico de la correlación correspondiente a la figura 24.

Variables fisicoquímicas:

T°C = Temperatura

‰ = Salinidad

M= Nivel de marea

VC = Velocidad de la corriente de marea

OD = Oxígeno disuelto

Especies de peces:

ALU = *Anchoa lucida*

AIS = *Anchoa ischana*

CSA = *Ctenogobius sagittula*

CSEX = *Caranx sexfasciatus*

CSER = *Conodon serrifer*

DPE = *Diapterus peruvianus*

ECU = *Eucinostomus currani*

EEN = *Eucinostomus entomelas*

HMA = *Haemulon maculicauda*

HUN = *Hyporhamphus unifasciatus*

LAR = *Lutjanus argentiventris*

LNO = *Lutjanus novemfasciatus*

LST = *Lile stolifera*

MCU = *Mugil curema*

OCHA = *Orthopristis chalceus*

PBA = *Pomadasys bayanus*

PBR = *Pomadasys branickii*

PMA = *Pomadasys macracanthus*

QYC = *Quietula ycauda*