

6028

ASPECTOS DE LA ECOLOGIA DE LAS COMUNIDADES DE PECES DE LA
PLATAFORMA CONTINENTAL DEL ESTADO DE MICHOACAN, MEXICO.



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM

Tesis que para obtener el grado de doctor presenta:
Juan Madrid Vera

Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional
Autónoma de México.

Ciudad Universitaria a 5 de agosto de 1994



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

Al Dr. Juan Luis Cifuentes Lemus por todo el apoyo que ha brindado para el desarrollo del presente trabajo, por su paciencia, por su tiempo y por el pedazo de su vida que a perdido con nosotros.

A todos los estudiantes de licenciatura que han cursado la biología de campo de las comunidades de peces de la costa de Michoacán. A los estudiantes de posgrado del curso de dinámica de comunidades.

A los pescadores de caleta, a Arturo García Ochoa, gran amigo y gran apoyo en esa mar siempre en resaca.

A Gabriel taboada, a Jorge Best compañeros de trabajo con quien es posible hacer lo mínimo de la ciencia, sin que la burocracia te de traspies

Al Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias, UNAM y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Al Instituto Iberoamericano de Cooperación Internacional.

Al Dr. Carlos García Moreira, al Dr. Jorge Soberón que han sido los revisores del desarrollo de este trabajo a quienes agradezco sus revisiones y su gran paciencia y disposición.

Al Dr. Joan Saldayna de la Autónoma de Barcelona, por el gran apoyo prestado y si quien muchas cosas nuevas no hubieran sido presentadas.

Al Dr. Carlés Perelló hombre de gran sabiduria de quien solo he recibido apoyo académicos y humanos durante mi estancia en Bellatera, Catalunya.

Contenido

Agradecimientos	2
Contenido	3
Resumen	4
1.- Introducción	5
2.- Hipótesis y Objetivos	23
3.- Antecedentes	25
4.- Zona de trabajo	96
5.- Material y métodos	100
6.- Resultados	108
7.- Discusión	145
8.- Conclusión	171
9.- Literatura	174
ANEXO 1.- Lista de especies de la plataforma continental de Michoacán, México, ordenada según el criterio de Nelson, 1984	187

1.- Introducción

El número de especies de peces marinos varían en el espacio y en el tiempo e incluso en un área geográfica restringida pueden tener altas variaciones, relacionadas a diferencias ecológicas, climáticas, geológicas, geográficas y de interacciones entre éstos procesos. En el litoral Pacífico de México, las interacciones entre esos procesos son complejas, derivadas en partes a que el país se ubica, al igual de lo que sucede en tierra, en una zona de transición climática y biogeográfica. Así las explicaciones de las dinámicas de sus comunidades, requiere de un desglose, por áreas, de cuales son los procesos que están ejerciendo mayores influencias, sin perder de vista una perspectiva global.

En este contexto podemos señalar que las comunidades de peces marinos del Pacífico de México son diversas y se incluyen dentro de las regiones biogeográficas, Panámica, Golfo de California, San Diego y de Monterrey, estas dos últimas también conocidas como partes de la región de California. Las especies Panámicas se encuentran desde las costas del Perú y el norte de Chile, hasta el sur del golfo de California y la península de Baja California. Las especies del Golfo de California se les puede encontrar, además del Golfo, en las costas del Pacífico, de la Península de Baja California, hasta las costas de Colima, Michoacán y Guerrero. Las de la subregión faunal de San Diego abarca gran parte de la costa del Pacífico de la Península,

Por ahora los estudios sobre las faunas de peces para la región del Pacífico permiten suponer la existencia de al menos unas 600 especies en las costas de California, de otro número semejante de especies en el Golfo de California, en el cual se incluye además de 125 especies endémicas y hacia el sur, en la región Panámica por ahora consideramos la existencia de al menos unas 700 especies costeras. En general los trabajos nos permiten ubicar, de las costas del Perú al norte del estado de California a unas 1800 especies costeras (Girard, 1854, 1855, 1858; Gunter, 1859-1870; Jordan y Gilbert, 1880, 1882, Jordan, 1888; Jordan, 1895; Jordan y Evermann 1896-1900, 1923; Gilbert y Starks 1904; Gill 1863, 1894; Meek y Hildebrand 1923-1928; Hildebrand 1925, 1946; Wales, 1932; Beltrán, 1934; Del Campo, 1939; Himaya y Kumada 1940; Fowler, 1944; Roedel, 1953; Ekman, 1953; Berdegué 1956; Clemens, 1957; Hedgpeth 1957; Briggs, 1960; Hubbs, 1948, 1964, 1974; Ramirez-Hernández, 1965; Ramirez-Hernández y Arvizu-Martínez, 1965; Greenwood, Rosen, Weitzman y Myers, 1966; Rosenblatt 1963, 1967, 1974; Rosenblatt y Zahuranec, 1967; Alvarez del Villar 1970; Fitch y Lavenberg, 1971; Miller y Lea 1972; Hart 1973; Castro-Aguirre, La Chica y Bonilla, 1973; Amézcuca 1977, Horn y Allen 1978; Castro-Aguirre, 1978, Yañez-Arancibia 1978, Thomson, Findley y Kerstitch 1979; Applegate, Espinosa, Menchaca y Sotelo, 1979; McCarthy, 1979; Chirichigno y McEachran, 1979; Fuentes y Gaspar 1981; Chirichigno, 1969, 1982; Parin y Astakhov, 1982; Eschmeyer,

Herald y Hammann, 1983; Nelson, 1983; Nelson, 1984; Wilson, 1985; Hoese y Larson, 1985; Pérez-Mellado y Findley, 1985; Van der Heiden, 1985; Amézcuca 1985; García et al 1985; Rubio, Amézcuca y Yañez-Arancibia 1986; Pietsch, 1986; Rivas, 1986; Amézcuca 1987; Walker y Rosenblatt, 1988; Follet y Powell, 1988; Crabtree, 1989; Baldwin, 1990; Follet y Anderson, 1990; Szelistowsky, 1990; Snelson et al, 1990; Stepien y Rosenblatt, 1991; Stepien, 1992; Herrera 1992, Monaco, Lowery y Emmett 1992; Acal y Arias, 1990; Miya y Markle, 1993; y este trabajo).

Algún indicativo de las abundancias y la producción de los peces del Pacífico, se pueden encontrar en los reportes de las capturas de peces del Pacífico, en la última década, por ejemplo éstas, fluctuaba alrededor del millón de toneladas de peces por año (Secretaría de Pesca, 1980-1992) e involucra a más de mil especies (Jordan y Evermann, 1896-1900; Miller y Lea, 1974; Yañez-Arancibia, 1978; Castro-Aguirre, 1978; Horn y Allen, 1978; Thomson et al, 1978; Amézcuca, 1985; Chirichigno, 1985; Madrid, 1990; Acal y Arias, 1992), entre las que unas cincuenta son las más abundantes y de las que sobresalen las sardinias (Clupeidae), las anchovetas (Engraulidae), las lisas (Mugilidae), las mojarras (Gerreidae), las macarelas y los atunes (Scombridae), los jureles (Carangidae), los bagrés (Ariidae), los mojarrones y rancos (Haemulidae) y algunas curvinas (Sciaenidae) (Secretaría de Pesca, 1980-1992).

Las dinámicas de las comunidades de peces de las regiones del

Pacífico Mexicano, en este contexto de la transición de regiones biogeográficas y alta diversidad, que es el problema que queremos discutir en este trabajo, pueden estar relacionadas al sistema que forman la contracorriente norecuatorial y la corriente de California. Los movimientos poblacionales, de las especies euritéricas y el desplazamiento de reclutas, juveniles y otros adultos, pueden estar acoplados a la intensidad y a la dirección de las corrientes y a la disponibilidad de recursos, que éstas pueden provocar, por otro lado las zonas de remansos, asociados al mencionado sistema, pueden estar relacionadas a la retención de larvas y a su sobrevivencia. En general tal proceso se puede distinguir a lo largo de los ciclos anuales y forma parte de la experiencia de las pesquerías ubicadas en la región; así hay una época en la que son abundantes las especies con relaciones tropicales y de carácter biogeográfico Panámico y otra en las que son abundantes las especies con relaciones templadas y polares y dadas las características históricas y geográficas de la costa del Pacífico son de carácter Californiano o Sinus Californiana. Las transiciones entre las distintas épocas no son abruptas, pero se pueden distinguir una de otra. De hecho se puede observar que las transiciones entre las composiciones de las comunidades pueden ser entendidas en el contexto de los climas globales de primavera, verano, otoño e invierno, sin que falten las excepciones, derivadas de fluctuaciones de orden mayor, como son es la oscilación del sur

o fenómeno del Niño, esta oscilación del sur, ha puesto también de manifiesto interacciones a gran escala entre los distintos niveles tróficos y los procesos medioambientales, en el Pacífico sur, a través de los colapsos de las poblaciones de invertebrados, peces, iguanas, aves y mamíferos, como resultado de la reducción drástica en los nutrientes causada por el cese de las surgencias (Menge, 1992).

Las interacciones globales al nivel Pacífico Americano, son también puestas de manifiesto por los cambios climáticos cíclicos, como las señaladas épocas de influencias de las corrientes de California, la corriente del Perú, el sistema de contracorrientes ecuatoriales asociados a éstas y la deriva de huevos, larvas y juveniles. La formación de zonas de remansos en estos sistemas de corrientes puede provocar una retención diferencial de larvas y los movimientos de las poblaciones adultas, lo cual se puede constituir de alguna forma, en un efecto sobre el flujo de genes, de las poblaciones de las especies de la regiones tropicales, subtropicales y templadas en la zona boreal y austral. La retención diferencial de larvas es uno de los procesos que pueden darse en las zonas de los remansos del sistema de contracorrientes, tanto en la parte norte como sur de tal sistema y que debe jugar un papel selectivo para muchas poblaciones de los peces del Pacífico de América, algún proceso de este estilo ya a sido señalado para larvas de peces en el Mar del Norte por Sinclair (1986) y para

invertebrados en la costa del Pacífico sur del Canadá y el norte de los Estados Unidos por Rougharden et al (1990). Es decir en el tiempo ecológico este sistema de corrientes, aparece como un causa notoria de los cambios de las composiciones y las abundancias, y por otro lado los remansos asociados al sistema pueden estar jugando el papel de una fuerza selectiva.

Aunque el planteamiento general de que las dinámicas de éstas comunidades de peces pueden estar acopladas al sistema formado por la corriente de California y la contracorriente Norecuatorial, los cambios de las composiciones y las abundancias de éstas comunidades pueden también responder a otros procesos regionales, tales como las diferentes historias evolutivas de diferentes regiones y a los procesos de dispersión potsgalciales. Romine (1982) analizando núcleos de sedimentos ha encontrado, por ejemplo, que la inestabilidad climática y los efectos a largo plazo, de los cambios climáticos, es la regla en la historia de la tierra, este autor correlaciona las distribuciones de los ensambles de radiolarios en los últimos 127 mil años, con las distribuciones modernas y deduce que durante el último periodo glacial de 36 mil a 18 mil años antes del presente, los vientos fueron más intensos que en la actualidad y los vientos del noreste se movían hacia el sur durante el crecimiento de las capas de hielo. Durante el periodo de calentamiento, las masas de aguas del norte subtropical y su fauna asociada en el Pacífico este se movieron en dirección al

norte. Por otro lado, también encuentra un reducción interglacial de la productividad a lo largo de la costa oeste de América, de lo cual infiere un decrecimiento en las surgencias, como resultado de la reducción de la fuerza de los vientos, esto ha sido señalado también por Müller y Erlenkeuser (1981), quienes encuentran evidencia sedimentaria de un incremento de las surgencias durante los estadios glaciales, sus resultados indican que la productividad primaria, en el noroeste del Africa, durante este periodo fue de 2 a 3 veces mayor que en la actualidad. Así los cambios de temperaturas asociados con el último periodo glacial, hace un máximo de 18 mil años, fue la causa del desplazamiento de algunas especies marinas y de comunidades completas latitudinalmente sobre el margen oeste del norte de América, Moore et al (1980), utilizando datos de núcleos de cocolitos, foraminíferos y radiolarios compara las temperaturas superficiales del mar de hace 18 mil años, muestra que las temperaturas al sur de California y Baja California, fueron 2°C más frías en el verano y 4 °C más frías en el invierno que lo que están ahora. Estos cambios de temperatura, influyeron profundamente la biota de la corriente de California. Hubbs (1948), muestra que hubieron cambios en la distribución norteña de los peces de la costa de California, asociados con una elevación de la temperatura, así sugiere que la presencia de un número de especies relictos del norte, en la parte superior del Golfo de California, fue resultado del enfriamiento en el

Pleistoceno, que posibilitó los movimientos de muchas especies hacia el sur, posteriormente con la elevación de la temperatura, muchas especies quedaron de cierto modo atrapados en el Golfo de California y tendieron a dirigirse hacia el norte. Present (1987) apoya la hipótesis de Hubbs con una lista de 32 especies que piensa, tienen una distribución disjunta. Addicott (1966), examinando ensambles de Moluscos en California Central y Oregon, encontró evidencia de que las provincias biogeográficas, se movieron hacia el sur en el Pleistoceno tardío, pero los cambios de temperatura no fueron grandes hacia el sur de Punta Concepción. El supone que los movimientos hacia el sur de las comunidades bióticas fueron resultado parcial del enfriamiento climático, de las aguas superficiales subárticas y del incremento de las surgencias, al norte de Punta Concepción, esto explica, además los grandes cambios en la provincia Oregoniana, que fue afectada por las surgencias y los pequeños cambios en la temperatura en la provincia de California al sur de Punta Concepción. Resumiendo los datos de los núcleos de Moore et al (1980) los datos de los peces de Hubbs (1948) y Present (1987) y los datos de moluscos de Addicott (1966), se puede decir que las temperaturas a lo largo de la costa oeste de América del norte, fueron significativamente más frías, durante el pleistoceno tardío, y los límites biogeográficos se movieron hacia el sur, el calentamiento posterior causó un movimiento hacia el norte en las distribuciones de las especies.

A una escala menor, digamos a un nivel local, los cambios, pueden estar a factores como la competencia, la depredación, las perturbaciones, las características de las historias de vida, el parasitismo y las enfermedades (MacArthur 1972; Stanley *et al.*, 1981; Grossman 1982; Ricklefs 1987; Marzulff y Dial, 1991; Callums, *et al.*, 1992; Sousa, 1994). En este contexto las actividades pesqueras juegan, también un papel importante en las modificaciones de las comunidades (Martini, 1993; Squire, 1993), aunque tales actividades son susceptibles de ser analizadas, en términos generales, como impactos. Consideraciones particulares sobre algunos procesos relacionados a la estructura de las comunidades, son aquellas relacionadas a factores abióticos, como la presencia de ríos y la desembocadura de los sistemas estuarinos y lagunares con lo que se encuentran gradientes de salinidad y así diferencias en los ensambles dependiendo de las tolerancias, además las variaciones de la marea provoca cambios del gradiente y así también, cambios de las composiciones de los ensambles, a lo largo de los ciclos de marea y los ciclos lunares. Otros patrones pueden estar relacionados a la heterogeneidad ambiental, tales como la estructura de las comunidades de corales y los cambios de éstas en el espacio, o en el tiempo a las cuales se pueden asociar perturbaciones tales como ciclones, turbidez y baja de las temperatura (Sousa, 1985; Robertson, 1990; Callums, 1992).

Considerando la heterogeneidad ambiental, podemos encontrar

que las composiciones y las abundancias entre los distintos ambientes y mosaicos son notorias. En los arrecifes rocosos del Golfo de California se han descrito a más de 600 especies, de las que más de 100 se consideran endémicas y viven en el arrecife. En los arrecifes coralinos de Hawaii se han reportado unas 400 especies, unas 800 en el grupo Capricornio de el arrecife de la gran Barrera en Australia, entre 1500 y 2000 en las Filipinas, Nueva Guinea y Australia tropical (Thomson et al, 1978; Parrish, 1990) y unas 1400 especies en los arrecifes coralinos del Caribe (Robbins, 1991). En las zonas de fondos suaves y arenosos, de hasta unos 300 metros de profundidad, en el Pacífico Mexicano, se pueden mencionar hasta unas 700 especies de las que la mitad las comparte, con el arrecife rocoso (Castro-Aguirre, 1978; Pérez-Mellado y Findley, 1985; Van der Heiden, 1985; Amézcuca, 1985; Arias y Acal, 1990). Para los sistemas estuarinos y lagunares, que funcionan como zonas de alimentación, refugio y crianza se han reportado, hasta unas 100 especies que penetran a estas aguas continentales en el Pacífico (Ramirez-Hernández, 1965; Castro-Aguirre, 1978; Warburton, 1978; Yañez-Arancibia, 1978; Amézcuca, 1980; Chávez, 1985; Rubio et al, 1986). Otro de los ambientes que se han estudiado en los últimos años, sobre todo en el Pacífico, es el de las llamadas ventanas hidrotermales de las zonas profundas, en las que se han descubierto unas 300 especies de animales, una buena parte de ellas previamente desconocidos y que viven alrededor de estas

ventanas, cuyas temperaturas como las de la falla de Juan Fuca en el Pacífico asciende a los 320 grados celsius. Los peces reconocidos son unas 25 especies (Tunncliffe, 1992). Ambientes importantes son aquellas que se forman en las zonas de transición o clinas y que puede darse en gradientes o de modos abruptos y resultan ser de distintas complejidades estructurales. Entre el arrecife rocoso, como se conoce a las comunidades coralinas en el Pacífico y los sistemas estuarios y lagunares, por ejemplo se presentan transiciones de fondo suave, arenosos, pastizales marinos, matas algales, tulares, manglares, esteros, lagunas y zonas de aguas dulces. Otra transición es la que va de los ambientes de posas de marea, el arrecife rocoso, los fondos arenosos y las la zonas profundas de los fondos suaves y de cantos rodados, en el fondo de valles marinos o sobre la plataforma continental y sobre éstos, los ambientes pelágicos en los que por ejemplo, habitan comunidades asociadas a los frentes de la influencia de agua dulce y las zonas de surgencia (Parrish, 1990; observaciones personales). Sin embargo estas relaciones de la heterogeneidad ambiental, con las composiciones de especies, es referido en el presente trabajo, en el contexto del tamaño de las tramas tróficas, por que es de nuestro interes una explicación más global de las dinámicas de las comunidades, que por otro lado estan acopladas entre sí y la explicación de una puede permitir la comprensión de las otras, tal como es el caso de las relaciones de las comunidades de

peces de los sistemas estuario-lagunares y los arrecifales.

Otro de los procesos locales, que puede tener una gran importancia en las explicaciones de las características de las comunidades de peces es el de la depredación, sobre todo por que existen indicios de que hay prevalencia de omnivoría en las redes tróficas marinas litorales y estuarinas, que producen interacciones tróficas complejas, inherentes a comunidades donde los consumidores afectan a múltiples especies de los niveles tróficos inferiores, además de que hay una multiplicidad de omnívoros de tamaños pequeños y medios, que incrementan la importancia de las interacciones indirectas (Pimm y Lawton, 1978, Schoener, 1989). Se ha supuesto que este tipo de interacciones tróficas, pueden estar aunadas a la predominancia de la depredación, como proceso fundamental en la estructura de la comunidad, cuestión que es de mucha importancia para nosotros, puesto que las pesquerías del área afectan fundamentalmente a los depredadores, lo que puede aumentar los efectos indirectos colaterales tales como ya han sido observados por Munro (1980) para la zona del Caribe y Weng (1990) para el mar de Indochina y por otro lado por que la mayor diversidad se acumula en las especies depredadoras. Una gran parte de las comunidades de peces costeros del Pacífico, son de hábitos demersales, es decir, que se alimentan sobre el bentos y que según los datos de las capturas deben tener un efecto significativo sobre la biomasa, la abundancia y la diversidad de

los macroinvertebrados bentónicos, efecto que ha sido señalado en otros estudios (Power, 1990; Diehl, 1992) y que vuelvo a poner de relieve, por los efectos indirectos que pueden tener las capturas de crustáceos, por las redes de arrastre de la pesquería camaronera, sobre las poblaciones de peces depredadores. Un efecto indirecto documentado, es el de las capturas de peces de las redes de arrastres, que son regresados al mar y que sirven de recursos alimenticios para las aves marinas, que capturan sobre la superficie del agua y que no tendrían a disposición peces que habitan a profundidades mayores que su área de captura y que la pesca de arrastre pone a su disposición.

Por otro lado, para complicarnos un poco más las explicaciones posibles de las dinámicas de las comunidades de peces, en el contexto de procesos locales y regionales, están sucediendo otros cambios en el Pacífico, como en la costa de los Estados Unidos, derivados de la introducción de especies exóticas como el ostión Crassostrea gigas en 1905 y ligado a ésta, la del pasto marino Zostera japonica. El ostión japonés ha sido introducido a la Bahía de Guaymas y los alrededores, aunque aún sin éxito reproductivo en las condiciones ambientales del área, pero la distribución del pasto sí puede abarcar hasta estas áreas, y que podría cambiar el futuro paisaje marino de la zona. Otras especies que han sido introducidas con el Ostión son, la almeja Paphia philippinarium, la ostra Tritonalia

japonica y con nuevos stocks de ostión, en 1938, fue introducido el cangrejo xántido Rithropanopeus harrisi. Otras especies introducidas por otros medios, son los moluscos Crepidula fornicata y Urosalpinx cinerea. Para los peces marinos se han reportado que entre 1871 y 1880 fue introducido, de la costa Atlántica de Estados Unidos a la costa del pacífico, Alosa sapidissima, quien ha alcanzado las costas de Alaska y las del Norte de México. En 1882 fue introducido Roccus saxatilis y que para 1942 se habían capturado poblaciones de hasta millón y medio de individuos por la pesca deportiva, esta especie llega a pesar hasta 60 kilos, penetra a las aguas continentales y se alimentan de peces y camarones penaéidos. Entre 1935 y 1937, el sábalo Tarpon atlanticus, había logrado cruzar el canal de Panamá. Especies del género Onchorhynchus, el salmón del Pacífico han sido introducidos a distintas partes del mundo (Elton, 1958). Otros trabajos como los de Carlton y Geller (1993) han informado que en las aguas de lastre utilizadas por las grandes embarcaciones se han reportado invasiones a nivel mundial, en las que al menos se han reportado el traslado de 367 taxa que incluye a Crustacea, Chelicerata, Echinodermata, Chordata, Pisces, Hemichordata, Chaetognatha, Phoronida, Bryozoa, Annelida, Platyhelminthes, Nemertina, Mollusca, Sipunculida, Nematoda, Rotifera, Cnidaria, Radiolaria, Foraminifera, Tintinnida, Ciliata, Dinoflagelata, Diatomacea, Chlorofita, Rhodophyta y Zoosteracea. De los peces se han

reportado el traslado de al menos unas 8 especies, de las que por ejemplo Butis koilomatodon del Pacífico indo-oeste, ha sido introducido al canal de Panamá. Otras impactos en el Pacífico, son la desaparición de las comunidades predominantes de la zona de intermarea rocosa desde Oaxaca hasta Sinaloa, en las que las poblaciones más abundantes eran las de la lapa (Ancistromesus mexicana) y las algas de su jardín, por la presión de pesca. Otro la constituyen la saturación con material suspendido, derivados de las aguas negras, de las zonas del arrecife rocoso, que ha provocado mortalidades masivas de corales y de poblaciones de peces relacionadas a estas, como las de Scáridos. Hay también, la desaparición de zonas de arrecife rocoso y de comunidades meiobentónicas por el efecto de la pesca de arrastre camaronera. El impacto, más importante en el área al norte del río Balsas, es la reducción y la casi desaparición del sistema estuarino y lagunar asociado. Otras modificaciones son las derivadas de las actividades industriales y de las zonas urbanas, como las de las desembocadura del río Colorado, la bahía de Guaymas, los desechos industriales y aguas negras de Mazatlán, Manzanillo, Acapulco y Salina Cruz.

En el mismo contexto de la discusión de los procesos asociados a las dinámicas y las estructuras de las comunidades, es de fundamental importancia entender si las composiciones y las abundancias son o no estables. Las explicaciones que se han elaborado para explicar la estabilidad, han sido llamadas del

equilibrio como del no equilibrio, las posiciones que reconocen lo primero, enfatizan el papel de la restricciones energéticas, las interacciones competitivas y los efectos multiespecies del estilo Lotka-Volterra (Pimm y Lawton, 1978; Yodzis, 1987). Las explicaciones del no equilibrio, para la estabilidad, han sido asociados a cambios ambientales, a presiones bióticas externas y a procesos plantónicos (Sale, 1977, 1980; Grossman, 1982; Victor, 1986; Wilson y Roxburg, 1992). El problema de la estabilidad pueden jugar un papel importante en la comprensión de la estructura y las comunidades de peces del área, puesto que han sido sometidas a impactos en los últimos 50 años, desde la construcción de los sistemas de presas en el río Balsas, el surgimiento de la ciudad industrial de Lázaro Cárdenas y el consiguiente aumento de los desechos industriales y aguas negras en el área, además del aumento del esfuerzo pesquero y los accidentes industriales y las influencias de Acapulco y Zihuatanejo, Manzanillo, caracterizados por sus actividades turísticas, industriales y mercantiles. En conjunto con las preocupaciones de carácter general que se han planteado en las páginas anteriores, podemos acercarnos a una comprensión de la situación actual de los recursos, lo que también pueden permitirnos entender si hay posibilidades para estados de equilibrios alternos, cuales pueden ser éstos, y cuales son las implicaciones sociales y teóricas.

Por último es de interés señalar que en buena medida el

trabajo pretende resumir una parte de la información disponible para las comunidades de peces de la costa del Pacífico que hasta ahora se han publicado, por otro lado relacionar los fenómenos que se han estudiado en otras áreas y que sean relevantes al presente trabajo tales como las perturbaciones físicas, las relaciones entre niveles tróficos y la importancia de estos en los patrones de la comunidad, el papel de la depredación, la competencia y las perturbaciones y aunque es redundante señalarlo, la importancia que tiene las interacciones entre los diversos procesos y niveles. Sin duda alguna el trabajo se queda aun en trazos, pero al fin y al cabo solo constituye un pequeño avance.

2.- Hipótesis y Objetivos

2.1. - Hipótesis

Existe una zona de transición biogeográfica marina, en la entrada del Golfo de California, los límites pueden estar variando acoplados al sistema formado por las corrientes de California y la contracorriente norecuatorial. Las estructuras y las dinámicas de las comunidades de peces que se encuentran en la zona, pueden estar influidas por los desplazamientos poblacionales, posibilitados por las variaciones climáticas estacionales, además de cambios de las abundancias de las especies euritéricas.

2.2.- Objetivo general

Conocer si existen patrones, en los cambios de la composición y abundancias, de las comunidades de peces de la plataforma continental de Michoacán, México a lo largo del tiempo.

2.3.- Objetivos particulares

Elaborar una lista taxonómica de las especies que habitan en la plataforma continental del Pacífico del estado de Michoacán, México.

Conocer el número de especies, géneros, familias, ordenes y clases de las comunidades que conforman los peces del área.

Hacer las predicciones de la riqueza para la región.

Conocer los patrones de abundancias, diversidad, riqueza,

equitatividad y dominancia, así como describir sus ciclos, en las comunidades de peces del área.

Contribuir al conocimiento de la producción de peces o de la biomasa de peces capturadas del área.

Obtener las clasificaciones de los agrupamientos de especies por especies y por épocas climáticas.

Obtener los datos de las correlaciones entre especies y entre meses de muestreo.

Obtener la ordenación de los agrupamientos de especies por especies y por áreas.

Obtener los datos de los meses y de las especies que contribuyen a definir los patrones de ordenamiento.

Obtener los datos de los niveles tróficos y hacer algunas suposiciones con los niveles obtenidos.

Obtener algunas aproximaciones al proceso de la estabilidad a partir de los datos de los rangos y abundancias de los depredadores.

Dar información sobre la situación de los recursos y proponer un modelo intuitivo sobre los estados futuros de las comunidades de peces del área.

3.- Antecedentes

Para el norte y el centro de América, los estudios taxonómicos indica la presencia de algunas 3300 especies de peces tanto de aguas marinas como de las continentales (Jordan y Evermann, 1896-1900; Meek y Hildebrand, 1929). En los arrecifes rocosos y otros habitats del Golfo de California, se han reconocido unas 822 especies (Thomson et al, 1979), en esta misma zona, las redes de arrastre camaroneras capturan de 152 a 200 especies de aproximadamente unas 52 familias (Pérez-Mellado y Findley, 1985; Van der Heiden, 1985). García et al, (1985) analizando las comunidades de peces de la plataforma continental de Mazatlán, capturadas con redes agalleras y anzuelos, encuentra que capturan unas 103 especies de las cuales las especies más abundantes fueron la sierra (Scomberomorus sp.), la curvina plateada (Cynoscion reticulatus), el buzo o barracuda (sphyraena ensis), el cochito (Pseudobalistes polylepis), el ronco (Pomadasys axillaris), el botete (Sphoeroides annulatus), la mojarra plateada (Diapterus peruvianus) y el bagre (Arius seemani).

Para las aguas costeras del estado de California, Miller y Lea (1972) reconocen unas 554 especies en las que incluyen a las de aguas medias y profundas, de las cuales unas 499 son llamadas propiamente costeras, unas 224 especies se presentan en bahías y estuarios y otro subconjunto de 280 no se les encuentra en bahías. Horn y Allen (1978) reconocen a 504 especies de peces

que se presentan en las aguas costeras de la costa oeste de los Estados Unidos desde los 32 a los 42 grados de latitud norte. Reconocen la existencia de tres regiones de distribución en las aguas de California, que son la del sur, entre los 32 y 33 grados norte, la central entre los 34 y los 36 y la del norte, entre los 37 y los 42 grados norte. Plantean que punta concepción a los 34.5 grados norte es el límite de distinción de faunas entre los tres grupos y sobre todo es límite para las especies del sur, ésta zona es además de gran actividad y hay más diversidad en relación a la parte norteña, que confirma la disminución de diversidad en relación al aumento de la latitud. En terminos globales reconocen que las discontinuidades de la fauna en el Pacífico norte Este, sustentadas en las distribuciones de peces de California, son similares con excepciones a aquellas reconocidas en los estudios de moluscos y otros invertebrados bentónicos y que aparentemente reflejan patrones climáticos marinos. Señalan que 6 familias que incluyen Carcharhinidae, Sciaenidae, Carangidae, Scombridae, Goobidae y Clinnidae tienen afinidades tropicales, con climas cálidos y templados. Hay 2 familias, la Pholidae y Agonidae que tiene gran riqueza en el norte de California, hacia los 40 y 42 grados norte y los grupos restantes, de 13 familias analizadas tienen diversidad máxima en el norte y el centro de California y se incluyen a los Zoarcidae, Stichaediae y Pleuronectidae, hacia el sur y el centro Embiotocidae y las distintivas del centro, son

los Cottidae y el género Sebastes de las familias Scorpaenidae.

Para los sistemas estuarinos y lagunares de la costa oeste de los Estados Unidos Unidos, Monaco, Lowery y Emmett (1992), reconocen a 360 especies desde el área de Puget Sound en Washington a Tijuana, Baja California norte, proponen además, la existencia de seis grupos de peces, tales como el grupo riverino norteño, el grupo sureño de California, el grupo estuarino Norteño, el grupo central marino, el grupo de Fjord y el grupo costero del Noroeste.

Amézcuca (1985) informa que en la plataforma continental de Nayarit, Michoacán y Guerrero, las redes de arrastre captura a unas 183 especies de 60 familias y cuyas especies más abundantes son el serrano (Diplectrum macropoma), el chile (Synodus scituliceps), el botete (Sphoeroides annulatus), el lenguado (Scyacium ovale), el medio pescado (Cyclopsetta guerna), la diabla (Urotrygon asterias), la guitarra (Rhinobatos glaucostigma), el ronco (Pomadasys leuciscus) y la mojarra plateada (Eucinostomus gracilis)

Herrera (1992) analizando capturas de carángidos en las costas de Guerrero de 1987 a 1990, encuentra que la familia representa el 30.7% de la captura de peces neríticos capturados en su litoral, las especies más importantes son Caranx caballus, Caranx sp., Selene brevoorti, Trachinotus rodophus, Selar crumenophthalmus y Oligoplites sp. Menciona además que los meses de mayor captura son de enero a junio y para T. rodophus lo son

de julio a noviembre.

Yañez-Arancibia, 1978; Fuentes y Gaspar, 1981; Rubio, Amézcuca y Yañez-Arancibia 1986 y Amézcuca, 1987, han publicado datos de las comunidades de distintos sistemas estuarino-lagunares del Pacífico Mexicano. Para las lagunas costeras de Guerrero se han reportado unas 105 especies de las cuales al menos 93 son especies marinas que utilizan los sistemas estuarinos como zonas de crianza, alimentación o son visitantes ocasionales; en el sistema de Teacapán-Agua Brava se han reportado unas 76 especies, de las que unas 72 son marinas y en la zona de la desembocadura del río Balsas, en las fronteras de Michoacán y Guerrero se han reportado unas 49 de las que al menos 34 son marinas.

Las especies dominantes en zonas estuarinas y lagunares como las del Huizache-Caimanero en el litoral de Sinaloa son las lisas (Mugil curema), la anchoa (Anchoa panamensis), el chihuil (Galeichthys caerulescens), y la asociación de los robalos (Centropomidae) y las mojarras plateadas (Gerreidae) en la época de secas frías a las lluvias invernales, de noviembre a febrero. En el estuario de Teacapán-Agua Brava se han reportado unas 18 especies que caracterizan a las comunidades de peces y entre las que destacan el sol mexicano (Achirus mazatlanus), el chihuil (Arius liropus) y el robalo de aletas amarillas (Centropomus robalito) entre otros (Amézcuca, 1977; Warburton, 1978). La producción total calculada para el sistema lagunar-estuarino del

Huizache-Caimanero, por Warburton (1979) fue de 344.48 kilos por hectárea y Carbajal (1992) calcula que la producción de camarones en semicultivo, en la misma zona del Huizache-Caimanero, en el mismo litoral de Sinaloa, alcanza a unas 4 toneladas, aunque en promedio la producción que se genera actualmente es más reducida. Por otro lado, Begon et al (1986) ha señalado que en los estuarios del mundo, hay un intervalo de producción de biomasa de 100 a 60 mil kilos por hectárea, siendo el promedio de 10 mil kilos. Los estuarios contribuyen a la biomasa terrestre con 1,400 millones de toneladas, mucho más que las zonas de surgencias que contribuyen con 8 millones de toneladas de biomasa a la tierra.

Para la plataforma continental y las zonas oceánicas del Pacífico Mexicano, la Secretaría de Pesca (1980-1992), ha reportado que las especies abundantes son las sardinas, las anchovetas (Clupeidae y Engraulidae), atunes y macarelas (Scombridae), las lisas y lebranchas (Mugilidae), las mojarra (Gerreidae), las cavallas y jureles (Carangidae), los pargos (Lutjanidae) y los bagres y cuatetes (Ariidae). Según algunos estudios (Castro-Aguirre, 1978; Yañez-Arancibia, 1978; García et al, 1985; Madrid, 1990) algunas especies que presentan patrones estacionales de abundancia son Sphyrna lewini, Hemiramphus unifasciatus, Cynoscion reticulatus, Scomberomorus sierra y Selar crumenophthalmus, quienes guardan relaciones a los cambios de las influencias de las corrientes marinas del

Pacífico, en los inviernos y los veranos australes y boreales.

En torno a los antecedentes para algunas especies que se analizan en el trabajo son importantes, los de Islas et al, (1981), quienes analizan la edad y el crecimiento de Lutjanus guttatus, el pargo lunarejo, en la plataforma continental aledaña al puerto de Mazatlán y encuentra que la longitud infinita es de 722.9 mm y la tasa de crecimiento de 0.22; Ruiz et al, (1985) encuentran que las longitud infinita del huachinango del Pacífico Lutjanus peru, en la plataforma continental de Michoacán es de 815.0 mm, el peso de 6110.1 y tasas de crecimiento de 0.19; Ruiz et al, (1985b) encuentran que el huachinango del Pacífico es infestado en las edades de 2 a 4 años por el parásito isópodo Cymothoa exigua; Sánchez et al, (1986) estudiando poblaciones de la curvina (Cynoscion reticulatus), de la plataforma continental aledaña al puerto de Mazatlán, Sinaloa, encuentra que las longitudes infinitas son de 705.9 mm y tasas de crecimiento de 0.20 y que los desoves ocurren de abril a mayo; Macias y Mota (1990) revisando poblaciones del pez sierra (Scomberomorus sierra), en la plataforma continental de Michoacán, encuentra que las longitudes infinitas tienen una media de 1028.8 mm, pesos infinitos de 5483.0 gramos, tasas de crecimiento de 0.07, tasas de mortalidad de 0.5 y que los desoves ocurren de julio a noviembre; Madrid (1990) analizando muestreos del Golfo de California, el puerto de Mazatlán y Caleta de Campos, Michoacán,

encuentra que Hoplopagrus guentherii, presentan longitudes infinitas de 1050.3 mm y pesos máximos de 10110.0 gramos, las mortalidades totales son de 0.416. Analizando las poblaciones del pargo lunarejo en la plataforma continental de Michoacán, encuentra que la longitud infinita puede ser de unos 800.1 mm, 5641.9 gramos de peso infinito, una tasa de crecimiento de 0.08, una tasa de mortalidad total de 0.48 y que los desoves ocurren de junio a septiembre y al parecer están ligados a los ciclos lunares de estas épocas. Para las poblaciones de huachinago encuentra que las tasas de mortalidad natural pueden ser de 0.35. Para el pargo coyotillo (Lutjanus argentiventris) encuentra que la longitud infinita es de 772.618 mm, la tasa de crecimiento de 0.1005 y los valores de z son de hasta 1.78. Además se informa que la curvina (Cynoscion reticulatus), tiene longitudes infinitas de 705.9 mm, pesos infinitos de 2597.1 gramos, tasas de crecimiento de 0.11 y mortalidades totales de 0.74. Los principales recursos alimenticios para estas especies fueron entre los crustáceos los hipídidos, gálathidos, penaéidos, portúnidos, májidos, entre los peces clupéidos, engráulidos y atherínidos; Gutiérrez (1991) analiza poblaciones de Arius platypogon, el bagre cuatete, en la plataforma continental de Michoacán y encuentra que la longitud infinita es de 678.3 mm, el peso infinito es 3036.2 gramos, la tasa de crecimiento es de 0.12, la tasa de mortalidad total es de 0.46 y los desoves ocurren de marzo a a septiembre.

Robertson et al, (1990) informa de los ciclos reproductivos de peces del arrecife, en los que se da cuidado parental y entre los que se encuentran peces del Golfo de California, del Pacífico y del Caribe de Panamá. Para el Pacífico incluyen a varias especies que son de interés al presente trabajo, tales como Microsphotodon dorsalis y M. Bairdii que presentan ciclo lunar con un promedio de desove de 14 días a partir de la luna llena y un número de nidos por mes 1.7 ± 0.7 para la primera especie. Especies como Abudefduf troscheli y Stegastes acapulcoensis presentan ciclos semilunares de reproducción con medias de desove en el primero del 13 y 28 y 10 y 25 respectivamente y con 1.8 y 2.1 ± 0.5 nidos mensuales también respectivamente. Ophioblennius steindachnerii del golfo de California y de Panamá fueron acíclicos, con un número de nidos mensuales de 18.4 ± 1.4 y 14.7 ± 2.1 respectivamente. Acíclicos fueron también A. troscheli, S. rectifraenum del Golfo y S. flavilatus de Panamá, con 2 , 6.1 ± 0.5 y 2.4 ± 0.5 nidos mensuales respectivamente.

Haelzer (1992) ha estudiado que algunas de las especies de peces, que se encuentran en las comunidades que hemos analizado, exhiben patrones de canibalismo parcial al nido, tal como Stegastes rectifraenum, cuyos machos pueden afectar el éxito reproductivo de las hembras. La táctica utilizada por las hembras, es unirse a machos que previamente hayan estado unidos, y así la hembra diluye los efectos del canibalismo parcial al

nido, por que los huevos de otras hembras, también pueden estar disponibles o evitar el canibalismo de toda la puesta, junto al incremento del valor reproductivo (i. e. número de descendientes) del nido del macho. Por otro lado la preferencia de las hembras por los machos que esten guardando nidos, incrementa el grado de poliginia exhibido por esta especie.

Barry y Ehret (1993) presentan información de los Khyphosidae abundantes, en los habitats de intermarea, al sur de Punta Concepción, tales como Girella nigricans y Hermosilla azurea, cuyas dietas de los juveniles, de éstas especies estan dominadas por presas animales, como Amphípodos, pero los adultos de estas especies consumen fundamentalmente algas, la primera especie hasta 26 taxa y la segunda 10. Algas como Enteromorpha Ulva, Corallina sp., Cryptoleura crispa, Lithothrix aspergillum, Centrocerias clavulatum, Polysiphonia sp., Chondria californica son parte principal de su dieta. Las composiciones de las preferencias alimenticias, son similares a las de los habitats de sucesiones primarias o perturbados durante el verano cuando este tipo de algas son abundantes. Es probable que estas especies en conjunto con otros herbívoros, tales como el cangrejo Pachygrapsus crassipes, juegen un papel potencial en el control de la estructura de la comunidad algal por herbivoría.

Antecedentes que constituyen la información básica para teoría de los procesos que determinan la estructura de las

comunidades son algunos de los que resumiremos, se mencionaran brevemente o se comentaran más largamente, dependiendo de la importancia, que tienen para el desarrollo del presente trabajo, otros tantos quedarán fuera, pero se puede decir que proporcionan un marco de fondo muy importante. Entre estos se encuentran, los de Brook y Dodson (1965) que publican datos sobre la depredación selectiva al tamaño, en peces planctívoros; Paine (1966) sugiere un hipótesis de la depredación, que predice que la aparente ausencia de monopolios en las areas tropicales. El sugiere que las especies animales locales estan relacionadas al número de depredadores en el sistema y su eficiencia en prevenir que un especie en particular monopolize algunos importantes recursos limitantes. En las zonas de la intermarea rocosa este recurso es el espacio. Cuando los depredadores capaces de prevenir el monopolio esta ausentes o no existen o son experimentalmente removidos, el sistema se vuelve menos diverso. En una escala local, no hay relaciones entre latitudes (10 a 49 grados Norte) y la diversidad. A una escala geográfica, un incremento de la estabilidad de la producción anual puede llevar a un incremento en la capacidad del sistema para soportar a carnívoros de orden mayor, de alli que lo ecosistemas tropicales u otros son más diversos y estan caracterizados, por que tienen una desproporción de carnívoros. Según Paine, Slobodkin (1964) había demostrado experimentalmente, lo que el mismo postuló en 1961, acerca de que la depredación o el

parasitismo son capaces de evitar la extinción en situaciones competitivas. En el estudio de Paine, la remoción de los depredadores llevó a la extinción local de ciertas invertebrados bentónicos y de algas. Además como una extensión de la hipótesis de la depredación, la proporción de las especies depredadoras, es conocida como relativamente grande en distintas situaciones, como para las faunas de peces tropicales versus los templados, citando a (Hiatt y Strasburg, 1960 y Bakus, 1960) y señala que es especialmente claro en la comparación de las poblaciones del zooplancton de las aguas de la plataforma (81 especies de las que el 16% son carnívoras) con aquellas del mar de los Sargazos, presumiblemente menos productivas, pero más estables (268 especies de las que 39% son carnívoros; Pianka (1966) considerando las causas de los gradientes latitudinales y cuales son los factores que llevan a la coexistencia de más especies en la latitudes más bajas, resume la existencia de las siguientes hipótesis para explicar ambas cuestiones y que son, a) la teoría del tiempo, b) la teoría de la heterogeneidad espacial, c) la hipótesis de la competencia, D) la hipótesis de la depredación, e) la teoría de la estabilidad climática y f) la hipótesis de la productividad. Señala además que hay un considerable solapamiento entre las diferentes hipótesis y varias pueden estar actuando en concierto

MacArthur (1972) presenta una revisión de las principales explicaciones que los naturalistas han propuesto y

que incluyen las siguientes ideas a) hay más especies donde hay más oportunidades para la especiación y la presencia de más especies en algunas áreas, es que tal proceso a comenzado antes que las otras, b) que hay muchas especies donde existe pocas oportunidades para el azar y que las áreas con pocas especies, las han perdido a través de catástrofes. C) hay más especies donde los competidores pueden ser comprimidos muy estrechamente y el número de especies y competidores no se incrementa con el tiempo. D) hay más especies donde el clima es benigno, e) donde es más estable, f) o donde el medio ambiente es más complejo y puede ser subdividido. Señala que otras sugerencias son que g) hay más especies donde el medio ambiente es más productivo. Otras más son que h) la intensidad de depredación afecta la abundancia de especies separadas y lleva a más especies a ajustarse e i) los depredadores pueden dejar claros que pueden ser recolonizados por especies diferentes. Considera que estas ideas deben ser sometidas a críticas y propone una teoría de la diversidad, relacionada con los recursos alimenticios, que puede ser representada por 1) un intervalo de la subdivisión de recursos entre las especies, 2) se puede representar la parte de los recursos utilizadas por las especies y 3) se asume que las especies pueden utilizar en combinación todos los recursos y que las adyacentes se pueden sobrelapar. Un modo de analizar es a través de la relación $N=(R/U)(1+C(O/H))$, donde N es el número de especies, R es el espectro de los recursos, U es el uso de

recursos de una especie más la sobreposición O y C es algún número que mide el número de vecinos. Así el número de especies esta definido por la cantidad de recursos, su utilización y la sobreposición de este.

Menge y Sutherland (1976) han señalado que la prevalencia de la omnivoría en las redes tróficas marinas y de los estuarios llevan al incremento en el control del depredador sobre los niveles tróficos menores; Herbelt et al. (1972, 1977) han mostrado que la totalidad de los nutrientes disponibles en las zonas pelágicas son más altas en presencia de peces que en la ausencia de estos; Sumenstand et al (1978) vuelven a señalar el papel de algunas especies particulares de depredadores que ejercen un control clave en algunas comunidades. Peterson (1979) señala la regulación de los gremios de depredadores sobre sus presas; Pimm y Lawton (1978) proponen que el consumo de presas por más de un nivel trófico es raro en la naturaleza es decir la omnivoría y que la prevalencia de los omnívoros de tamaños pequeños y medios puede incrementar la importancia de las interacciones indirectas; Connor y Simberloff (1979) quienes hacen una revisión crítica de las reglas del ensamble de Diamond (1975) y suponen que al menos una, no se puede demostrar, tres son tautológicas y las tres restantes describen situaciones que pueden encontrarse en muchas partes aún si las especies estuvieran distribuidas al azar en las islas. Las reglas no prueban que la competencia interespecífica sea la responsable de

la mayor fuerza organizante de las comunidades. Discutiendo que las bajas razones entre especies y géneros en las islas, que la de los continentes y que ha sido invocado como evidencia de la competencia intensa en las islas, es una situación que puede ser obtenida para subconjuntos al azar de cualquier grupo de especies de los continentes y que las razones de los tamaños de las especies adyacentes, en un intervalo de tamaños, es más grandes en las islas que en los continentes y entre las islas más en las pequeñas, que también ha sido invocado como evidencia de la competencia interespecífica, pero los subconjuntos al azar de de acervos del continente también produce tales tendencias y una prueba para los archipiélagos, no es causa para el rechazo. Aseveran que sus objeciones no supone que las especies están distribuidas al azar en las islas y que la competencia no ocurra, más bien que las pruebas estadísticas de modelos nulos no detectan tan fácilmente, la competencia; Neill y Peacock (1980) muestran que a través de la cadena alimenticia, los incrementos de niveles de nutrientes apoyaban en última instancia grandes abundancias de depredadores, en su turno estos depredadores tienen efectos incrementados sobre las abundancias y la estructura de tamaños del zooplancton; Levinton (1982) han señala nuevamente, que algunos gremios de depredación regulan a otros, especialmente en los habitats de fondos suaves y el mecanismo de regulación directa es a través del consumo abundante de presas;

Robertson (1984), analizando la cohabitación de pomacéntridos territoriales y en competencia señala que el punto de vista tradicional sobre estos mecanismos, enfatiza la minimización de la competencia interespecífica a través del reparto de recursos. Señala que los ensambles de peces arrecifales herbívoros, típicamente contienen a muchas especies y altas densidades de individuos y los herbívoros simpátricos siempre presentan un alto grado de sobreposición en sus dietas. Muchos herbívoros establecen territorios de alimentación que son defendidos contra conoespecíficos y en contra otros peces que tienen dietas similares. Hay relaciones entre diferentes especies de herbívoros altamente territoriales, que tienen y defiende una fuente de comida común, como por ejemplo Microsphotodon chrysurus y Eupomacentrus dorsopunicans.

Paine (1984) en un análisis de el determinismo ecológico de la competencia por espacio, señala varias conclusiones de importancia general. Señala que la formación potencial y realizada de monopolios espaciales a gran escala, en ausencia efectiva de depredadores o de perturbaciones, sugiere que las "comunidades competitivas", o ensambles o gremios, donde la capacidad para coexistir es intrínseca a los grupos, no existe cuando el espacio es el recurso es limitante y las especies involucradas son primariamente o enteramente sésiles. Esos resultados implican, que terminologías de la ecología de

poblaciones tales como diversificación del nicho o reparto de recursos como resultado de la competencia, pueden no ser aplicable a organismos marinos sésiles. Para organismos móviles que explotan presas discretas y ecológicamente discontinuas, la terminología probablemente tenga alguna utilidad, aunque la importancia relativa de la competencia interespecífica, como causa evolutiva permanece en duda. Cuando las especies sésiles coexisten los resultados muestran, que los eventos extrínsecos pueden ser la fuente. Como en los gremios algales coralinos, la coexistencia es característica de las relaciones ecológicas inciertas. Cuando las fuentes de incerteza ambiental son eliminadas, la capacidad para la coexistencia de multiespecies es significativamente reducida. Por otro lado los monopolios proporcionan un estado nulo idealizado o estandar contra el cual comparar divergencias en el mundo real. En ausencia de tales referencias, es difícil evaluar la importancia relativa de muchos de los procesos individuales, cuando colectivamente están generando, patrones en las comunidades. Cohen y Newman (1985) propone algunos modelos de redes tróficas como el modelo en cascada, en el cual unas especies dadas están restringidas a alimentarse únicamente con las especies que están por debajo de ellas; Carpenter et al (1985) siguiendo la idea de que las interacciones a nivel de comunidades son complejas propone las interacciones tróficas en cascada. Menge et al (1985) han mostrado que en los modelos de poblaciones, los refugios de las



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
UNAM

presas o los medios ambientes en mosaico facilitan las interacciones depredador-presa y la coexistencia de otros competidores incompatibles. En teoría los ambientes estructuralmente complejos se espera que puedan proporcionar un gran arreglo de competidores y de refugios de depredación.

Importantes referencias poblacionales son las de Rothschild (1986) quien señalan, entre otras consideraciones, que las variabilidades en las abundancias de los stocks de peces pueden estar asociadas a dinámicas espaciales y temporales, a los efectos de caza y pesca, a las modificaciones del habitat original, a la efectos subletales. Señala que los primeros modelos que explicaban por que mecanismos se controlan las poblaciones se deben a Lack (1954, 1966) que planteó la dependencia de la densidad y a Andrewartha y Birch que sugirieron la independencia de la densidad, uno más fue el papel que tiene el comportamiento sobre las abundancias de las poblaciones y se debe a Wynne-Edwards (1962), en última instancia señala que las causas para explicar las fluctuaciones en las abundancias de las poblaciones de peces son una larga lista de especulaciones.

Victor (1986) señala que algunos procesos oceanográficos a gran escala determina la intensidad de la colonización de algunas especies tales como Thalassoma bifasciatum. Las densidades de los adultos en los arrecifes reflejan directamente las densidades de los reclutas. Haciendo el

análisis de los incrementos diarios de los otolitos, encuentra que las larvas que han colonizado a bajas densidades, crecen rápidamente y que en una escala intermedia, la varianza de la intensidad de colonización puede ser producto de procesos al azar. A la escala local, la selección del habitat dentro de un parche del arrecife puede ser importante y así parece que los reclutas tienen preferencia por los sitios de colonización. Sugiere que las mortalidades diarias de Thalassoma de las aguas de la isla de San Blas de Panamá, tiene mortalidades altas en los primeros 3 días de colonización al arrecife. La mortalidad juvenil, fue posteriormente encontrado que era independiente de la densidad. Como resultado los patrones de colonización de las larvas de Thalassoma persisten en la población adulta, relativamente sin cambiar, y así la abundancia y la distribución de la mencionada especie en esta región es producto de factores externos que controlan la colonización larval, más que de las interacciones biológicas dentro de los ensambles del arrecife. Señalan que miles de especies de los arrecifes coralinos, tienen un estadio larval pelágico de semanas o meses. Por otro lado los arrecifes son ambientes en mosaico y los peces arrecifales son generalmente sedentarios, y el único reclutamiento significativo a la población de peces del arrecife esta dado por la colonización de las larvas plantónicas. Por otro lado en algunas comunidades de invertebrados marinos que son similarmente dependientes de las larvas planctónicas, ha sido probado que son

gobernadas por procesos de colonización. Sostiene de que a pesar de la suposición, de que las poblaciones animales están siempre cercanas a la capacidad de carga de los ambientes, hay evidencia de que existen poblaciones de larvas, que están por debajo de los niveles de disponibilidad de alimentos y espacio. Señala que muchos peces de los arrecifes son prodigiosamente fecundos y siempre liberan miles de huevos en periodos de días o de semanas y así la última causa de la carencia de reclutas al arrecife descansa por tanto en el estadio planctónico.

Hixon (1986) ha modelado el mecanismo por el que la depredación puede promover o prevenir la coexistencia de las especies presas, en condiciones de equilibrio y restringidos a sistemas que contienen únicamente dos presas alternativas. La teoría asume dos escenarios para analizar las posibles respuestas de las comunidades presas multiespecies a intensidades de depredación, en ambos de los cuales asumen una jerarquía competitiva en las comunidades de presas, bajo estas circunstancias, las depredaciones desproporcionadamente altas sobre los dominantes competitivos se predice que debe tener una respuesta unimodal de la diversidad de la presa, a la intensidad de depredación, mientras que la depredación diferencial sobre las presas no competitivas o subordinadas se espera que tenga respuestas negativas. Una suposición crucial en los escenarios señalados, de Hixon (1986), es que las comunidades de presas, consisten de especies que están en el mismo nivel trófico; Posey

y Murdoch y Bence (1987) concluían que los depredadores generalistas acuáticos, como los peces por ejemplo, tenían un impacto desestabilizante sobre su población de presas; Yodzis (1987)) señala existencia de dos ideas, en torno a las relaciones entre dos teorías importantes sobre la estructura de las comunidades, una parte de que la comunidad que observamos ya esta construida y otra supone que esta en un proceso constante de ensamble. Para la segunda de las teorías, la estructura de la red trófica es el producto de los procesos de ensamble y una de las restricciones a tal proceso es el flujo de energía a través de la red trófica, tal restricción actua de dos maneras; primero para que una nueva especie pueda entrar a la comunidad, debe reunirse sus requerimientos energéticos y segundo que entre más energía consume una población más energía esta disponible para sus consumidores; Neill (1988) mostraba experimentalmente que los sistemas pelágicos de los lagos, son establemente resilientes, en el sentido de que fuertes perturbaciones de los nutrientes, son necesarias para llevar el sistema de un estado a otro, el ha mostrado que 3 posibles estados de las redes tróficas son posibles y que estos dependen de los niveles de fósforo y de las razones entre nitrógeno/fósforo; Carpenter (1989) analizando las propiedades de estabilidad de un modelo de la entrada de nutrientes para fito-zooplancton y los tamaños individuales de los consumidores, encuentra que para incrementos de las entradas de nutrientes y decrementos de los tamaños de

los consumidores, hay un efecto desestabilizante para el sistema, en avances posteriores, la desestabilización del sistema, por el decrecimiento de los consumidores, podría crear un ventana temporal de bajo consumo, baja competencia por nutrientes y así llevar al desarrollo de algas azul-verdes no comestibles, en el verano tardío en los lagos altamente productivos. Además los modelos de Carpenter (1989) sobre los efectos de las entradas de nutrientes y el tamaño del consumidor, predicen que el incremento en la mortalidad de los consumidores, tiene un efecto estabilizante. Así un incremento en las tasas de mortalidades de los consumidores, puede contrarrestar el efecto desestabilizante de la entrada de nutrientes y decrecer el tamaño de los consumidores; DeAngelis et al (1989) en estudios teóricos han demostrado que el detritus tiene efectos profundos sobre la dinámica de los sistemas acuáticos.

El desplazamiento en la utilización del hábitat, independientemente de la reducción de la abundancia, por una presa en presencia de un depredador a sido reportado como otro tipo de interacciones entre depredadores móviles para las comunidades de aguas dulces (Mittelbach, 1988; Rahel and Stein, 1988; Formanowicz y Bobka, 1989; Gilliam 1989) ha sugerido que tales desplazamientos distribucionales pueden afectar indirectamente las abundancias de las presas en los sistemas de aguas continentales; Se ha puesto también, mucha atención a la

influencia de los depredadores en las abundancias de las presas y a las consecuencias de la depredación sobre el comportamiento de la presa. En las comunidades acuáticas se ha explorado tales efectos no letales y existe un buen número de ejemplos de que los peces pueden influir los patrones de forrajeo de los insectos (Peck, 1989) y de algunos anfibios (Mittelbach y Turner, 1990). Hires et al (1990) vuelve a analizar la regulación de gremio a gremio y reitera el consumo abundante de presas, en las comunidades de fondos suaves; Cooper et al (1990) ha encontrado que hay una correlación negativa significativa entre el tamaño de la red de las paredes del encierro experimental y los impactos observados de la depredación sobre la abundancia de la presa, que puede estar conectada a relaciones generalmente inversas entre la extensión de la migración de la presa y los impactos de la densidad del depredador local sobre la abundancia de la presa.

Robertson, Green y Victor (1988) analizando los acomplamientos de la producción y el reclutamiento de larvas de peces de los arrecifes del caribe, encuentra que los retornos de las larvas o juveniles a los arrecifes, la fijación, puede ser altamente variable en el espacio y en el tiempo. Los patrones de fijación pueden ser fuertemente influenciados, por la composición de las comunidades de peces de los arrecifes y la distribución espacial y los tamaños poblacionales de las especies. Señalan además que los procesos plantónicos tienen 4

tipos de efectos a saber 1) estos aumenta la magnitud de la variación, de mes a mes, más allá del que es causado por la variación en la magnitud de la producción. 2) un incremento en la variabilidad del número de pulsos de fijaciones mensuales más allá del que es causado por la variación en la producción, aunque este incremento en la variabilidad es relativamente pequeña. 3) restricción de muchos de los meses de fijación larval, a un periodo relativamente corto, en comparación con el episodio de desove. Este reflejo es resultado de algún proceso no azaroso, que elimina selectivamente más larvas que las producidas en unos pocos y consecutivos días, más que algún proceso que concentre una muestra al azar de todas las larvas. Las variaciones en en la fecha precisa mensual de los pulsos de fijación, indican alguna variación en las fechas de acción de estos procesos. 4) los datos limitados, sobre la variabilidad en las edades de fijación, de los que arriban en el mismo día, indican que cada grupo mensual seleccionado, de eclosiones exitosas, se mezclan en el plancton y así estos procesos planctónicos determinan, cuando cada larva individual se fija. Los procesos planctónicos incluyen procesos físico extrínsecos o proceso biológicos o alguna actividad de la larva misma. El punto de vista prevaeciente, parece ser aquel, de que tales procesos son de importancia primaria en la determinación de los procesos de fijación y se ha pensado que son responsables de mucha de la variación en la época y la magnitud de la fijación y

que puede operar de manera impredecible y extrema.

Hughes (1989) revisando la estructura y diversidad de los arrecifes coralinos, sostiene que la perturbación, la depredación, la competencia y las enfermedades, parecen mostrarse como procesos importantes que afectan la estructura y la dinámica de las comunidades biológicas. Típicamente estos procesos actúan juntos, pero los patrones, han llevado a muchos debates en relación a su interacción e importancia relativa (Salt, 1983). Por otro lado en los arrecifes tropicales, las perturbaciones recurrentes por huracanes, tiene un obvio y devastante efecto y puede contribuir al mantenimiento de la alta diversidad, entre especies en competencia por la prevención de la monopolización del espacio (Connell, 1976, 1978; Sousa, 1984). La competencia entre corales y algas, puede también ayudar a mantener la diversidad coralina si las especies comunes son reducidas desproporcionadamente. Una última consideración es que el efecto de las perturbaciones y la competencia varía grandemente con el tiempo.

Jackson y Harvey (1989) nos permiten una consideración importante, como es el marco de referencia histórica de las comunidades de peces actuales, que inician su trabajo con las consideraciones de Ricklefs (1987) de las diferentes escalas de organización de las comunidades, como aquellas asociadas a los factores locales tales como la diversidad del hábitat, la competencia y la depredación, y a las asociadas a los factores

regionales tales como el clima, la barreras a la dispersión y la historia biogeográfica. Discute y concluye que a nivel de las comunidades de peces de los grandes lagos de Norte América, la historia glacial y la subsecuente recolonización ha producido los grandes patrones geográficos, en la distribución de las especies. Las diferencias interregionales , en la composición de las especies puede reflejar, la colonización postglacial (diferentes refugios y corredores de colonización). Por otro lado las regiones vecinas, porbablemente poseen condiciones medio ambientales similares, resultado de factores geológicos y climáticos comunes. Por ejemplo los regímenes térmicos de los lagos, influyen en la composición de los ensambles de peces. Así geografía y clima estan correlacionados y no es posible separar las contribuciones relativas de factores tales como la dispersión y los regímenes térmicos de los lagos (tal como los centrárchidos limitados por la temperatura). Así mientras los patrones regionales entre los ensambles de peces parecen reflejar factores a gran escala -ambos historicos (dispersión postglacial) y extrinsecamente regulados por el medio ambiente (e.g regímenes térmicos de lagos)- la variación entre regiones esta probablemente influenciada por las pequeñas escalas morfológicas y las características de los lagos individuales (e.g profundidad máxima, pH).

Winemiller (1990) analiza las variaciones espaciales y temporales en redes tróficas de peces tropicales de pantanos y

ríos y señalan que en los pantanos de América central y del sur están dominados por ciclos de detritus, mientras que en los canales son alimentadas por entradas alóctonas dominadas por porciones substanciales de ensambles de ríos de pequeños bosques. Sus sitios de estudios experimentan algún grado de variación estacional con la lluvia, disponibilidad y calidad de los habitats acuáticos, fuentes de productividad primaria y composición del ensamble. La diversidad del ensamble en cada sitio están claramente influenciado por aspectos históricos y biogeográficos y componentes ecológicos contemporáneos y las redes tróficas son poco informativas de la importancia de cada componente. La distribución de peces en un continuo trófico revela patrones consistentes y así los peces herbívoros y detritívoros dominan las comunidades de pantano, seguidos por herbívoros depredadores, omnívoros y carnívoros secundarios y terciarios. Las cadenas entre peces y organismos a niveles tróficos mayores constituyen del 12 al 17% de todas las conexiones. Winemiller (1991) analizando caracteres morfológicos relacionados a la ecología de las especies dominantes de 5 regiones en las que se incluye Alaska neártica, Norte América templada, América central, América del sur y África tropical, encuentran que estas regiones exhiben un gradiente general de riqueza de un mínimo de 6 especies dominantes en unos de los sitios de mayor latitud (65 grados Norte) a un máximo de 43 especies numericamente dominantes en sitios neotropicales (8

grados Norte). Los peces de Alaska, cercanos al círculo polar, tienden a ser más grandes que los peces de otros sitios, señala que las medias para muchos de los caracteres morfológicos varían poco entre regiones, indicando centroides faunales similares en el espacio morfológico. Los ensambles de Centro América muestran una gran intervalo de diversificación ecomorfológica que los ensambles del África que contienen a pocas especies y este patrón puede estar relacionado, a una gran estabilidad estacional en América Central. Según el autor sus análisis apoyan la tesis de que las interacciones entre especies son determinantes importantes de las características morfológicas de las comunidades, particularmente en las regiones de gran diversidad como las tropicales. Por otro lado los ensambles de Alaska fueron hiperdispersos dentro de un espacio morfológico comparativamente pequeño, estos ensambles son de formación geológica reciente, tal vez repetidas, colonizaciones de aguas continentales por especies con historias evolutivas en las faunas de peces costeras y del sur. La gran diversificación de nichos en las bajas latitudes dentro de un tipo de hábitat puede derivarse de la competencia y la depredación, mientras que las diferencias entre hábitats dentro de las regiones parece estar asociada con efectos combinados de las interacciones bióticas y diferencias en el volumen y heterogeneidad del hábitat.

Bowens y Avise (1990), quienes analizando las estructuras genéticas poblacionales y datos de Centropristis

striata stricta, C. striata melana, Brevortia tyrannus, B. patronus, Acypenser oxyrhynchus desoti y A. oxyrhynchus, peces marinos del Golfo de México y el Atlántico señalan que la estructura genética de cualquier especie es producto del flujo de genes contemporáneo e histórico, en este contexto señalan la importancia de la gran diversidad de historias de vida y las características de ésta, tal como la existencia de huevos demersales, gametos y larvas pelágicas y pocos movimientos en el ciclo de vida. En general los peces marinos costeros y muchos invertebrados utilizan los habitats de las zonas cercanas a las costas o los estuarios, como zonas de crianza para las larvas y los juveniles y en contraste a las especies pelágicas y las de arrecifes, en donde la reproducción siempre involucra el transporte de larvas a grandes distancias, las especies costeras minimizan el transporte fuera de la costa y así la pérdida y el traslado de larvas. Plantean los posibles escenarios de las separaciones poblacionales y plantean cambios de la región al nivel del mar, asociados a los glaciares de los últimos 2 millones de años. Durante el periodo glacial, la península de Yucatán y la Florida eran aparentemente áridas, rodeadas de costas y proporcionaban habitats poco apropiados para las especies de aguas dulces y estuarios: Durante el máximo glacial, con un nivel bajo del mar, el oeste del Golfo de México pudo haber sido refugio para las poblaciones estuarinas conectadas primariamente con poblaciones de la costa del Atlántico. En un

escenario alternativo, durante el periodo interglacial como el actual, las especies marinas de las zonas templadas pudieron estar aisladas en poblaciones del Golfo y del Atlántico, por las condiciones ecológicas subtropicales y tropicales del sur de la Florida. Durante el avance glacial, el enfriamiento climático causó movimientos hacia el sur en el rango geográfico, de tal modo que las faunas adaptadas a los ambientes templados se extendieron al sur de la península de la Florida, así las derivas en los máximos glaciales proporcionó oportunidades para conectar las poblaciones del Golfo y del Atlántico, separadas por la península de la Florida.

Hires (1991) han señalado, la importancia de los depredadores epibentónicos en el control de los depredadores de la meiofauna, que modifican indirectamente las presas de la meiofauna y que ha sido propuesto para varias comunidades de los sustratos suaves; Posey y Hires (1991) han publicado que las interacciones entre depredadores móviles puede también producir efectos indirectos fuertes que claramente regulan la estructura de las comunidades acuáticas. Mecanicamente los efectos indirectos de algún depredador móvil que consume a otro es un impacto en cascada que reduce la mortalidad en las presas del segundo depredador, tal efecto en cascada parece ser común en aguas continentales, tales como lagos y en las comunidades marinas de la zona rocosa (como según señalan, han publicado Paine, 1966 y Estes y Palmisano 1974). Posey y Hires (1991) han

señalado que a pesar de la relativa baja diversidad de las comunidades estuarinas cercanas de la costa, la complejidad de sus interacciones tróficas directas o indirectas, enfatizan la importancia de la omnivoría en regular la estructura de las redes tróficas. Plantean que existe un sobrelapamiento dietario entre las especies reguladoras y así un gran número de conexiones, es producido por este sobrelapamiento alimenticio. La omnivoría produce interacciones complejas y evita una amplia generalización en el nivel trófico, de los efectos de la depredación, además produce un efecto clave, como es que los encadenamientos de un omnívoro que regulan otro omnívoro, cuyos efectos indirectos se vuelven multiplicativos. Así muchas propiedades de las redes-tróficas en cada nivel trófico, número de conexiones por especie, vulnerabilidad de las redes y "generalización" de la red, parecen ser independientes del número de especies en la red. La importancia regulatoria de la omnivoría en éstas redes de baja diversidad, pareciera ser aplicable a comunidades de gran diversidad. El grado de omnivoría en una red trófica puede ser significativamente predicha de la intensidad relativa de las interacciones indirectas versus las directas.

Marzluff y Dial (1991) en un trabajo global en que analiza las relaciones de la historias de vida con la diversidad, sugiere que el caracter intrínseco de generación corta incrementa la diversidad a causa de que promueve la

especiación y reduce la extinción, señalan además que los factores extrínsecos tal como la disponibilidad de recursos y la complejidad medioambiental y la variabilidad pueden tener una influencia secundaria sobre la diversidad, por restricciones o aumentos de la especiación para los taxa con generación corta. Ellos seleccionaron 33 ensamblajes taxonómicos que cubren una amplia variedad de vertebrados, invertebrados, plantas, para estudiar las relaciones entre la diversidad y varios factores ecológicos y debido a que las aves y los mamíferos están bien estudiados, el análisis se centró en estos grupos. La edad de primera reproducción fue el carácter de historia de vida que estuvo fuertemente correlacionado con la diversidad taxonómica. Los taxa dominantes tienden a tener ciclos de vida cortos en relación a los taxa menos diversos y los taxa muy diversos no fueron consistentemente más fecundos que los menos diversos. La diversidad estaba raramente linealmente correlacionada con la edad de reproducción, longevidad o fecundidad dentro de los ensamblajes. Así mismo el reparto de la reproducción en eventos únicos (semélparos) o en varios (iteróparos) no estaba consistentemente asociado con la alta diversidad. La edad relativa de primera reproducción estuvo significativamente correlacionada a la diversidad en taxa ensamblados por esquemas filogenéticos. Los grupos hermanos diversos se reprodujeron más tempranamente que los grupos hermanos menos diversos, además los grupos hermanos diversos tienen longevidades marginalmente

cortas y estadísticamente iguales fecundidades comparadas a los grupos hermana menos diversos y además los grupos hermanas menos diversos tiene ciclos de vidas más cortos y viven menos que sus grupos hermanas menos diversos. La movilidad (como índice para contactar recursos) no estaba correlacionado con la diversidad de mamíferos. Los murciélagos son los más móviles de los mamíferos y ocupan el segundo lugar en diversidad sugiriendo, una correlación positiva entre diversidad y movilidad, pero esto no fue generalmente el caso dentro del ensamble de los mamíferos. La diversidad si estuvo correlacionada con la diversidad en aves acuáticas y en los insectos. Las aves acuáticas migran a distancias variables (Bellrose, 1980) y consecuentemente puede ser vistas como móviles en diferentes grados. Encuentran también que el conocimiento de la disponibilidad de recursos incrementa nuestra habilidad para escoger la unidad más diversa en un ensamble. El conocimiento de la demografía acoplada con la información sobre los recursos incrementa las posibilidades de escoger a las unidades más diversas en el ensamble. En ensambles de ordenes de mamíferos, familias de aves y géneros de aves acuáticas, unicamente dos unidades, una de las cuales fue la más diversa en el ensamble, satisfizo la condición de gran disponibilidad de recursos y edad temprana de primera reproducción. Sus resultados en general, indica que las diferencias entre tasas de especiación y tasas de extinción es maximizada en los taxa con grandes tasas de

crecimiento poblacional y es por esto que ellas pueden alcanzar gran diversidad y aún así no exhibir una tasa evolutiva extraordinariamente alta. Además sugiere que las propiedades intrínsecas de los organismos (e.g., gran colonización, poblaciones grandes y dispersas) influyen directamente en la probabilidad de especiación alopátrica. La especiación no necesita ser controlada por propiedades extrínsecas del medio ambiente (complejidad fisiográfica y dureza ambiental [Crafft, 1982, 1985], complejidad geográfica [Stanley 1979], fragmentación continental [Valentine y Moores 1970]). por otro lado también se argumenta que los taxa de tamaños pequeños, con tasas intrínsecas de incremento puede dominar los ensambles en medios ambientes variables, pero pueden ser sacados de competir, por especies de mayores tamaños en medios ambientes constantes. Así parece que pequeños, pero no muy pequeños organismos, pueden siempre tener lo más altos valores de r (una conclusión-señalan Marzuff y Dial- apoyada por lo modelos de Roff (1981) y la gran cantidad de variación en las medidas de r , no ajustadas por correlaciones lineales con el tamaño del cuerpo, e.g., en Peters (1983) el promedio de r cuadrada para 39 relaciones alométricas que describen la producción individual y poblacional fue de solo 0.64). En el modelo de los autores, los eventos de especiación y extinción no ocurren al azar, con respecto a unidades que difieren en tamaño del cuerpo, movilidad, tasa intrínseca de incremento o disponibilidad de recursos. En su lugar especiación

no al azar y extinción entre grupos, que difieren en estos factores, da cuenta de muchas de las diferencias, en la diversidad taxonómica actual. Los datos obtenidos por otro lado señalan que una función que asciende hasta un resultado, una función step, describe las relaciones entre los caracteres de las historias de vida y la diversidad, que como lo hace una función lineal. Así los resultados sugieren que hay un acervo comun de unidades, con un potencial de diversificación potencial, pero de los cuales uno solo domina el ensamble. Los taxa en este acervo tienen edad de primera reproducción temprana y gran disponibilidad de recursos.

Menge (1991) Analiza a partir, de trabajos experimentales en la intermarea rocosa, de Panamá e Inglaterra, la importancia relativa de la densidad de reclutamiento y los factores del postreclutamiento que gobierna la abundancia de los invertebrados sésiles solitarios y que como adultos son potencialmente dominantes de espacio y encuentra que hay una regulación multifactorial de la estructura y que puede variar dependiendo de la región, en particular es de interes la suposición de que las bajas densidades de reclutamiento, pueden influir en la estructura.

Por otro lado Power y Diehl (1992) han señalado que peces de lagos, que se alimentan sobre el bentos, tienen efectos significativos sobre la biomasa, la abundancia y la diversidad de los macroinvertebrados bentónicos; Diehl (1992) siguiendo

estas ideas propone una hipótesis, de que un ensamble de especies, que funcione como recurso de otra especie, puede mostrar respuestas unimodales en la diversidad, a las variaciones de las densidades de los depredadores topes omnívoros. Cuando las presiones experimentadas sean siempre altas, pueden cambiar de altas presiones (muchos consumidores intermedios) a intermedia (pocos consumidores intermedios y pocos depredadores omnívoros topes), regresando a altas (muchos depredadores topes omnívoros), tanto como la densidad de los depredadores topes omnívoros se incrementen desde cero, tal que una respuesta unimodal de la diversidad de las especies recursos pueda ocurrir, aun si las respuestas separadas a los consumidores intermedios y los depredadores en ausencia de uno u otro sea negativa. Hay algún débil apoyo para la selectividad al tamaño en la depredación por peces y muchos estudios sugieren que la depredación sobre los invertebrados por peces pelágicos es altamente selectiva al tamaño y afecta profundamente a la composición de las especies y a la estructura de tamaños de las comunidades pelágicas de invertebrados, Diehl (1992) ha señalado que los tamaños máximos de los invertebrados depredadores que coexisten con los peces es mucho más grande en los habitats bentónicos que en los pelágicos y muchos depredadores invertebrados bentónicos consumen presas de considerable grandes tamaños, comparadas a sus pesos que los depredadores invertebrados pelágicos, estas diferencias pueden ocurrir a

causa de que los depredadores invertebrados son altamente vulnerables a los peces durante el manejo de grandes presas fuera de la cubierta, por tanto los habitats pelágicos pueden seleccionar a mayor extensión, que lo que hacen los habitats bentónicos, contra el tiempo que consumen en el manejo relativo de grandes presas. En conclusión se sugiere que los sistemas pelágicos y bentónicos difieren en que en ambos la selectividad al tamaño limita la depredación de invertebrados que son menos comunes en el primero. Si el depredador es selectivo al tamaño y de tamaño limitado, la amplitud de su dieta están restringida en ambos lados del espectro de tamaños, reduciendo el grado potencial de omnivoría (y consecuentemente el grado de competencia entre peces que se alimentan de invertebrados y depredadores invertebrados), y es más alta en el bentos litoral que en las comunidades pelágicas, así Diehl (1992) ha señalado que en los hechos la riqueza de especies y la complejidad del habitat están positivamente correlacionados en muchas comunidades naturales. Sin embargo si un competidor inferior es capaz de persistir en una comunidad únicamente cuando los depredadores están presentes, la adición de un refugio, puede llevar los efectos beneficios de la depredación, a que la competencia se de dentro del refugio.

Flecker (1992) ha resumido que el uso del habitat o de los recursos puede variar de acuerdo a la presencia o ausencia de los depredadores y parece existir evidencias de que la

depredación ha sido una fuerza que determina o esta relacionada a las actividades de la presa, por ejemplo con base en esto se han explicado las actividades nocturnas de muchos insectos con ciclo de vida acuático o las actividades de depredación selectivas del tamaño de la presa, quienes al alcanzar ciertas tallas tienden a ser activas en la noche. Esto se ha dado a llamar la hipótesis del riesgo de la depredación. Algunas observaciones sugieren que los efectos evolutivos de la depredación, en las comunidades naturales pueden ser importantes, sin embargo estos impactos no están necesariamente acoplados con los fuertes efectos ecológicos expresados en la diversidad y la abundancia y la inmigración via deriva, parece oscurecer los efectos de la depredación.

Jackson, Somers y Harvey (1992) discuten las evidencias de los patrones en comunidades de peces de los grandes lagos del Canadá y atribuyen que gran parte de la estructura que no es producto del azar y pueden atribuirse a sus requerimientos comunes de habitat de las especies que concurren, así, suponen que las especies positivamente asociadas, tiene parecidas características ecológicas y las asociaciones negativas fuertes involucran a relaciones depredador presa y creen que la competencia no es la mayor fuerza estructurante de tales comunidades de peces. Señalan que hay una gran controversia sobre los factores que afectan la estructura de las comunidades y reconocen a dos escuelas contrastantes, como la de Clemens

(1916) que señalan que las comunidades son entidades discretas y repetibles, las comunidades climax y que Gleason (1917, 1926) sugiere que las comunidades reflejan una transición gradual y continua, suponen que tal dicotomía es producto de las limitaciones y las escalas de los estudios. Creen que el debate a continuado bajo otros títulos como los estructura determinística o estocástica o patrones al azar o no al azar de las comunidades.

Callums, Dawson y Ormonds (1992), estudian las variaciones a gran escala, de la estructura de los ensambles de peces mariposas y angeles. La estructura de los ensambles fue espacialmente consistente en grandes áreas, pero un gran cambio en las abundancias de las especies y en la composición de los ensambles, sucede entre la parte central y norte del Mar Rojo -a donde se llevó al cabo el estudio- por un lado y el sur de este mar y el golfo de Aden, por el otro. Este cambio parece estar asociado con un incremento marcado en la turbidez y un decrecimiento tajante en el desarrollo del arrecife y la variedad de coral al sur de los 20 grados norte. Mientras se incrementa la turbidez y cambia la comunidad de coral, puede influenciar probablemente, la estructura del ensamble, a través del efecto directo sobre la sobrevivencia de la postfijación, estudios recientes de ensambles de peces, han enfatizado la importancia de los procesos pre y postfijación en generar los patrones observados de variación espacial de los ensambles. En

resumen los determinantes de la estructura del ensamble pueden ser 1) la riqueza de recursos base sobre el arrecife (Abundancia y diversidad de las presas). 2) los efectos del habitat sobre el proceso de fijación, los efectos de la calidad del agua sobre las tasas de mortalidad de las larvas. 3) y en la escala regional, las barreras a la dispersión

Persson et al. (1993) han estudiado el desarrollo de las comunidades de plancton a través de varios años en el lago Sövdeborg, que parece estar fuertemente relacionado a las densidades del pez Escarcho, que además influyen a tamaños. Comentan que ya se habia señalado que en sistemas altamente productivos, el Escarcho deprime las tasas de crecimiento de los estadios juveniles de la Perca a través de la competencia y produce por tanto un cuello de botella en el reclutamiento de las grandes Percas piscívoras. Así los rápidos retornos estan relacionados a fuertes reclutamientos de Escarcho como una respuestas a los incrementos de las densidades de zooplancton en los años perturbados, que indica la existencia de densidades dependientes, de las interacciones entre planctívoros y zooplancton, en escalas de tiempo interanuales. Puede suceder que se cambie la producción de fitoplancton a macrofitas, sin cambiar las entradas de nutrientes. Un desplazamiento hacia la producción dominada por macrofitas, puede tener efectos en las interacciones entre el Escarcho y la Perca, debido a que las interacciones de competencia y depredación entre ambas especies,

depende de la complejidad estructural representada por la vegetación sumergida, este caso hipotetizado puede ser un ejemplo de las interacciones de especies, de ambientes reestructurados y a lo cual Peterson (1984) se refiere como un estado estable alternativo, para lo cual la evidencia de campo, para tales estados alternativos, para aguas someras de lagos altamente productivos ya existe, según los autores. Los lagos someros dominados por producción de macrofitas o fitoplancton, con comunidades de peces radicalmente diferentes, sin cambios en la entrada de nutrientes. Si los estados alternativos son persistentes o no es cuestionable, por que en algunos lagos, pueden alternarse entre estados, a lo largo de los años, posiblemente relacionados a pequeños cambios del nivel del agua, según señalan los autores han propuesto Anderson et al, (1990).

Martí et al (1993) concluyen que el tamaño del cuerpo de los depredadores vertebrados es una variable importante, en el eje de la alimentación, de la estructura de las comunidades. Sostiene además que hay un fuerte apoyo para la predicción de que los depredadores de gran tamaño tiene gran diversidad de presas y de tamaños de presas y que las masas de depredador y presa estan relacionados. Señalan que el tiempo de la actividad del depredador tiene poca influencia sobre el tamaño de la presa y la diversidad de la dieta. Señalan la importancia de las actividades nocturnas y diurnas como diferencias en el nicho, pero que no tienen influencia en el tamaño y la diversidad de la

presa y señalan que muchos gremios como tales tienen ambas actividades nocturnas y diurnas. Encuentran que los gremios representan subunidades de la comunidad distintas unas de otras en el tipo y los tamaños de las presas, pero no en su tiempo de actividad o diversidad de dieta. Dentro de los gremios las razones de tamaños son más predictibles, que lo que sucede con los ensambles como un todo.

Everett y Ruiz (1993) analizan el papel de los restos de maderas como refugio a la depredación en las comunidades acuáticas, como las de los estuarios, en los que tienen una fuerte influencia en la distribución de los peces epibentónicos y los crustáceos a lo largo de la línea costera, estos restos de vegetales proporcionan un refugio efectivo a la depredación en condiciones experimentales. Señalan que aunque la sobrevivencia de la presa se ve beneficiada por el uso de tales refugios, pueden también producir efectos indirectos en la adecuación de la presa a través del costo para crecer y reproducirse y la disponibilidad diferencial de los microhabitats de los refugios, que pueden influir en el reclutamiento y la estructura de poblaciones de la presa. El incremento de la complejidad del habitat, es también probable que influya en la interacción competitiva y citan que Dollaf (1983) ha sugerido que las barreras usuales proporcionadas por los restos de madera en los ríos reduce la agresión interespecífica entre los salmones juveniles y señalan que Mittelbach (1980, 1984) ha argumentado

que la concentración de presas en los habitats refugio, resultan en un incremento de la competencia interespecífica. Los arrecifes de ostiones u otras estructuras físicas asociadas con la abundancia elevada de la fauna y refugios para la depredación han declinado en el último siglo. Así los restos de maderas, se han convertido, en importante habitat estructural que proporciona un refugio a la depredación asociada a la fauna. También con el declive en la vegetación acuática sumergida, los restos de madera aparecen como un refugio especialmente importante, tal como ellos han observado que ocurre en la bahía de Chesapeake.

Antecedentes en torno al problema del mantenimiento de la estructura de la comunidad en el espacio y el tiempo han sido discutidos por May (1972) quien redefine, la matriz de Garner y Ashby (1970) y a partir de la cual han sugerido que los sistemas grandemente complejos que estan ensamblados o conectados al azar, se puede esperar que sean estables en un cierto nivel crítico de conectancia y cuando esto se incrementa se vuelven repentinamente inestables. May sostiene que la transición repentina de la estabilidad a la inestabilidad, es demostrable. Considera un sistema con n variables, tales como poblaciones que interactuan, que en general obedecen a a conjunto no lineal de ecuaciones diferenciales de primer orden. La estabilidad del posible equilibrio o las configuraciones dependientes del tiempo de tal sistema pueden ser estudiadas por expansiones de Taylor

en las vecindades del tal punto de equilibrio, tal que la estabilidad del posible equilibrio esta caracterizada por la ecuación $dx/dt = Ax$. Aplicado al contexto ecológico, este ensamble de modelos matemáticos generales de comunidades multiespecies, en que las poblaciones de cada especie pueden ser por si misma estables, presentan la propiedad de que tanto como sea rica una red de conectancias (grandes C) o tan grande el promedio de intensidad de interacción (grandes α) van a la inestabilidad. Entre mayor es el número de especies, el efecto es más pronunciado. May deriva además dos corolarios que sugieren que en una red de especies que interactua con muchas otras (grandes C) puede estar haciendolo debilmente (pequeñas α) e inversamente aquellas que interactuan fuertemente, pueden hacer las interacciones con pocas especies y que para un promedio dado de intensidad de interacción y conectancia en la red, puede ser el mejor si las interacciones tienden a estar arregladas en bloques.

Por otro lado y en un terreno más empírico, Sale (1977, 1978) ha sugerido que el mantenimiento de la alta diversidad de los arrecifes coralinos de Australia, depende de los procesos estocásticos, tales como la probabilidad de arribo de larvas en un espacio habitable impredecible, más que depender de factores determinísticos, como la estructura del habitat, el reparto fino de recursos alimenticios o espaciales o de las relaciones específicas de depredador-presa. La interpretación de Sale, esta

sustentado en el análisis de la colonización y la tasa de cambio de la ictiofauna en escalas de locales (Rusell et al, 1974; Nolan, 1975; Sale y Dybdahl, 1975) y la aparente colonización al azar de espacios arrecifales similares por miembros del mismo gremio (Sale, 1975). El análisis secuencial de las faunas de éstas estructuras artificiales, han mostrado un alto grado de variabilidad, entre los replicados, pero debido al tamaño pequeño de las estructuras, solo se pueden acomodar una pequeña fracción del acervo de especies disponibles y debido que los individuos, en tales estructuras de tamaño pequeño, no permanecen hasta el estado de adultos.

Talbot y Rusell (1978) registran un total de 105 especies residentes de los arrecifes artificiales, que difieren poco en términos de la composición de especies, de los parches de arrecifes naturales. Los arrecifes artificiales, muestran una alta variabilidad en la composición entre arrecifes, que por otro lado resultó poco relacionada a la estructura del habitat. El reclutamiento fue marcadamente estacional, los patrones de reclutamiento juvenil, mostraron poca constancia año con año. Muchas especies, no mostraron diferencias significativas en el número de individuos que se fijaban en diferentes arrecifes, pero el resto mostraba una gran fijación significativa en algunos arrecifes, sugiriendo selección del habitat. Para unas cuantas especies, hubo un gran reclutamiento a los arrecifes ya ocupados por conoespecíficos, sugiriendo una posible facilitación



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE OCEANOGRÁFIA
UNAM

total de la fijación. Para muchas especies, no hubo una significativa interacción entre adultos y juveniles recientemente fijados. El máximo tiempo de persistencia de muchas especies fue mayor a 12 meses y para muchos individuos la sobrevivencia fue del orden de solo unos meses. Gran parte del alto recambio parecer resultado de las pérdidas a través de depredación. Por otro lado no tienen evidencia de que la persistencia de un equilibrio de especies se alcanzaran durante la colonización, debido a los efectos de la depredación y la naturaleza incierta de la variación estacional del reclutamiento. Los autores sostienen que el desarrollo de un equilibrio de especies en el largo plazo es improbable y sugieren que las condiciones de no equilibrio son una característica de las comunidades de peces de los arrecifes coralinos y que debido a estas condiciones, la diversidad entre habitats es mantenida. En el arrecife One Tree, en el extremo sur del arrecife de la Gran Barrera, donde se desarrolla este trabajo, se han registrado cerca de 800 especies y de una simple colección de rotenona en menos de 50 metros cuadrados han colectado unas 150 especies ¿como es posible que coexistan tantas especies?, se preguntan esta vieja cuestión de la ecología, para la cual -continua- se han elaborado la idea de que hay un fino reparto de los recursos y un incremento en la especialización. Sin embargo, hay una gran mayoría de especies de peces que no estan particularmente especializados y muchos de

estos tienen requerimientos ecológicos similares y se presentan en los mismo habitats y es difícil mostrar un claro reparto de los recursos. La sugerencia de los autores es que las comunidades de peces de los arrecifes coralinos no están altamente organizadas, no son sistemas estables y los factores al azar son importantes en el mantenimiento de la gran diversidad intrahabitat. Así las poblaciones de peces del arrecife, son mantenidas en estado de no equilibrio, principalmente por depredación, la cual probablemente da cuenta de mucha de la alta tasa de pérdidas (que sustentan en la evidencia de que Synodus variegatus, Epinephelus spp., Caranx sp. y Carangoides sp. depredan principalmente sobre las pequeñas escuelas de peces juveniles de apogónidos y pomacéntridos; otras especies piscívoras que habitan los arrecifes, son Gymnothorax flavimarginatus, G. favigens, Scorpaenoides guamensis, Dendrochinus zebra, Dendroscorpaena sp., Pterois volitans, Cephalopholis pachycentron, Diploprium bifasciatum, Epinephelus merra, Sphyaenella chysotaenia y Papercis polyopthalma), la incierta variación estacional del reclutamiento y la prevención de la monopolización de los recursos por una de las cualesquiera especie, contribuyen a la gran diversidad dentro de los habitats, de las comunidades de peces de los arrecifes coralinos. El control de la estructura de la comunidad por depredación es probable que ocurra en pequeñas especies de bajos niveles tróficos (o

especies con estadios juveniles vulnerables) que viven en ambientes estables; las mismas especies pueden ser también susceptibles a la perturbación (Conell, 1975; Menge y Sutherland, 1976)

Gladfelter, Ogden y Gladfelter (1980) señalan que los estudios de patrones de colonización y los cambios secuenciales de las faunas de peces en arrecifes artificiales replicados, de pequeños tamaños, han mostrado que las comunidades de peces tienen una gran tasa de cambio de especies y no parecen alcanzar el equilibrio de especies. Señalan que Smith (1973) encontró un alto grado de similaridad de las faunas de peces de pequeños replicados en el Atlántico tropical oeste y también por Molles (1978) en el Pacífico tropical este. Comentan que Smith y Tyler (1975) encuentran que la fauna de peces de dos grandes bajos coralinos en las islas Virgen y Bahamas, son muy similares en periodos de 1 a 3 años. Por otro lado señalan que Gundemann y Popper (1975) encuentra que la fauna de peces de los bajos de coral, en el Mar Rojo, después de la defaunación por envenenamiento, son muy similares a las que existían antes. Así -según Ogden et al- el alto grado de similitud entre los arrecifes similares refleja al equilibrio de especies e indica la constancia de la composición no explicable por factores estocásticos solamente, dicen que aunque la fijación al azar de larvas en el arrecife, indudablemente juega un papel en la determinación en última instancia, de que especies ocupan un

arrecife en particular, por ejemplo entre especies similares de un gremio de alimentación particular. La estructura del conjunto de habitats, como también la localización con respecto a las corrientes, la profundidad y los pastizales juegan un papel importante en la determinación de la estructura de las comunidades de peces. Señalan también el papel que se ha discutido en torno a los tipos de refugio, el área y la superficie del arrecife, concluye que la gran diversidad de las comunidades de peces de los arrecifes coralinos es posibilitado por una variedad de factores, distintos del reclutamiento de larvas al azar, solamente, de estos la estructura del habitat es la más evidente. Además los mismos factores están operando en ambos océanos, aunque sus papeles proporcionales pueden diferir. Las diferencias dentro de la diversidad de habitats entre sitios del Atlántico y Pacífico, pueden ser explicados parcialmente por la gran disponibilidad de recursos (e.g. plancton o gran heterogeneidad espacial) en el último, pero indudablemente otros factores que no han sido aclarados están funcionando.

Doherty (1983) Ha señalado la existencia de al menos tres hipótesis en relación a las estructuras de las comunidades y de las poblaciones de peces de arrecifes naturales y artificiales, y que enseguida enumeraremos 1) la abundancia de cada especie permanentemente representada en una comunidad puede fluctuar de una manera dependiente de la densidad, si la disponibilidad de recursos es constante (la capacidad de carga

del ambiente). Las especies que coexisten no son competidores iguales para los mismos recursos limitantes (exclusión competitiva y diversificación de nichos) y que entre otros—señala Doherty— sostienen MacArthur (1972); Ody (1974); Rougharden (1979), Smith y Tyler (1972, 1973); Gladfelter et al (1980); Anderson et al(1983); y Ogden y Ebersole (1981). 2) La hipótesis del equilibrio de multiespecies, predice que un recursos puede limitar la densidad total de varias especies igualmente competitivas, más que el de una sola especie. Esta contradicción del principio de exclusión competitiva y la diversificación de nichos, esperada bajo la hipótesis 1 es justificada por asumir que los recursos limitantes son repartidos estrictamente por las prioridades de arriba durante el reclutamiento estocástico (Sale (1974, 1978, 1979, 1982). Sale llama a esta, hipótesis de la lotería, por razones obvias. 3) la hipótesis del no equilibrio, así nombrada por que se predice que las densidades permanencen por debajo del nivel al cual los recursos se vuelven limitantes o los comportamientos relacionados a los recursos pueden jugar un papel inadecuado. Reclutamientos inadecuados (Stephens y Zerba, 1981). Depredadores (Talbot et al (1978), temperaturas extremas (Bohnsack y Talbot, 1980) y tormentas (Lassing in prensa) han sido sugeridas como posibles fuentes de tales controles. Doherty (1983) sostiene que los ambientes de arrecifes coralinos son mosaicos de parches de habitats óptimos, subóptimos y letales.

Las escalas de estos parches ambientales, es tal que la genética de las poblaciones de muchas especies, consiste de numerosos ensambles locales, conectados unicamente por dispersion larval (Ehrlich, 1975). El tamaño total de tales poblaciones, es por tanto la suma de muchas determinantes cercanas o de determinaciones vecinas, cada una representando el balance local entre el reclutamiento y la mortalidad postreclutamiento (Williams, 1980). El autor concluye por tanto que tales poblaciones de peces como Pomacentrus wardi en los grandes parches de arrecife, no estan en equilibrio. La fuente aparente de control son las característica de parche y la limitación al suministro de reclutas. Otras posibilidades son el control a través de interacciones sociales con los residentes independientemente del estado de los recursos, una situación similar prevalece en los cultivos de peces, donde ha sido demostrado que el crecimiento es proporcional a la densidad del stock, aun cuando existan alimentos en exceso. También esta la posibilidad de explicar por la variabilidad del reclutamiento. En general los modelos como el de múltiespecies puede ser falseado por la independencia del reclutamiento con respecto de la densidad de peces existente. El equilibrio de una especie en particular es falseable, por la obvia capacidad de muchos arrecifes, para sostener a una gran densidad de peces. Densidad y biomasa muestran poca consistencia entre los replicados de arrecifes y lo mismo es cierto para las medidas de estructura

de las comunidades igual que la composición de especies (Sale y Dybdahl, 1975). Mucha de esta variación de los ensambles demersales, puede ser trazada hacia atrás y directamente hacia la variación temporal y espacial del reclutamiento. Por otro lado es probable, que la competencia puedan influir en la estructura de la comunidad, en la extensión que ha sido sostenida para las comunidades terrestres (Diamond, 1978). Uno de los resultados enfatizados es la gran coexistencia de peces que son competidores cercanos (Sale 1974, 1978, 1979, 1980). Para terminar se puede señalar que la hipótesis de Sale requiere que el suministro de larvas sea suficiente para saturar los recursos necesarios para los reclutas. Esto no es la verdad para P. wardi en la laguna del Arbol y no ha sido demostrado para cualesquier otra especie. Así es necesario una teoría para los organismos que posean los mismos patrones de historias de vida como peces arrecifales sésiles o adultos sedentarios, gran fecundidad, sobrevivencia baja e impredecible descendencia con gran dispersión. En escalas locales y regionales, el último carácter parece limitar las densidades de P. wairdi.

Thresher (1983) vuelve a realizar un resumen de las teorías existentes y sostiene que la hipótesis del equilibrio está sustentada en la suposición de interacciones competitivas extensivas y el subsecuente reparto del nicho. La hipótesis de la lotería en su lugar supone que las poblaciones están limitadas a niveles bien por debajo de la capacidad de carga,

resultado de una gran mortalidad larval y un gran efecto del azar en los patrones del reclutamiento larval y en menor escala, alguna significativa interacción competitiva. Los resultados de este autor sugiere que la abundancia de alimentación, es un recurso limitante para Acanthochromis polyacanthus y que además sucede una significativa competencia interespecífica por el alimento. El potencial, al menos existe a pesar de las posibles restricciones externas sobre los tamaños de las poblaciones, para que la selección favorezca la partición de los nichos y que el suministro de recurso afecte al éxito por clases de edad y subsecuentemente a la estructura de la comunidad. Los que propone la primera hipótesis ven a los peces del arrecife como muy integrados conductualmente y como comunidades ecológicas de individuos y especies basadas en procesos competitivas, con subsecuente reparto de los nichos. La última escuela en contraste, ve a las comunidades de peces, como ensambles de co-ocurrencias independientes de individuos con poca o ninguna interacción competitiva significativa entre las especies, como resultado de que los niveles poblacionales son extrínsecamente mantenidos por debajo de la capacidad de carga. A pesar de la amplia discusión del posible papel de la competencia en la estructuración de las comunidades de peces de los arrecifes tropicales, esta solo ha sido inferida de tres observaciones generales ninguna de las cuales es conclusiva 1) extenso patrones de separación de habitats 2) Relaciones de tamaño de

los peces residentes 3) correlaciones entre la abundancia de los peces seleccionados y alguna variable medio ambiental medible a lo largo de un recurso gradiente, se ha argumentado también que el espacio es un recurso limitante, apoyado en que la ocupación a largo plazo de todo el espacio disponible viviente, por un gremio ecológicamente similar, como los pomacéntridos, pero trabajos recientes han sugerido que esta conclusión puede aplicarse, aún a las mismas especies en otros habitats. El éxito reproductivo en A. polyacanthus es afectado significativamente por dos procesos biológicos, la depredación y la competencia por el alimento. Lo primero es sugerido por el efecto P. leopardus sobre la mortalidad de los adultos, por la correlación negativa entre la tasa de sobrevivencia juvenil de peces que habitan el arrecife i.e el número de depredadores potenciales y por un aparente incremento en la tasa de sobrevivencia cuando estos peces son experimentalmente removidos. Competencia significativa por la alimentación es sugerida por la correlación entre el número y/o la densidad de corresidentes heteroespecíficos planctívoros y virtualmente todos los parámetros de adecuación diferentes a la mortalidad de adultos y que es negativo para los pomacéntridos. Sale y sus colaboradores han argumentado que en escala ecológica i.e. los determinantes inmediatos de la composición de la comunidad, sobre masas de coral que sale a la superficie, y los procesos estocásticos asociados con la sobrevivencia de larvas y el reclutamiento al arrecife,

sobrepasan a cualquier efecto de la competencia. Sin embargo, la presencia o las actividades de los competidores heterospecíficos por el alimento, correlacionados con el reducido éxito en el desove de A. polyacanthus, pueden potencialmente deprimir el número de los tardíos. En una escala evolutiva tal potencial puede favorecer la selección para el reparto del nicho y para un bajo suministro de recursos que afecte el éxito por clases de edad y consecuentemente la estructura en una escala amplia.

Shulman (1983) señala que en un conjunto de comunidades sobre estructuras replicadas, como arrecifes artificiales, se puede analizar las estructuras por calcular los coeficientes de variación para cada densidad de especies de la comunidad. Los coeficientes de variación y la media de la población. Esta media es una medida de similaridad o predictibilidad dentro de un conjunto de comunidades. Estas medidas incorporan densidades más que abundancias relativas en la definición de predictibilidad (similaridad) de dos conjuntos de comunidades pueden ser determinadas por buscare las diferencias en sus medias utilizando una prueba no paramétrica o una prueba de t para los coeficientes de variación. Estas pruebas asumen que las varianzas en las densidades de las especies son independientes una de otra, esta puede ser violada por mutualismo fuerte, efectos prioritarios o depredación obligada o relaciones parasíticas entre las especies en los ensambles bajo consideración. Una ventaja importante es que la comparación de

las variabilidades en las densidades entre especies, permite observar es que las especies con bajos coeficientes de variabilidad son con probabilidad limitadas por sus recursos, mientras que aquellas que tienen altos valores de coeficiente de variación pueden estar limitadas por el reclutamiento o mostrar una relación negativa o positiva con otras especies.

Karr y Freemark (1983) sostiene que de acuerdo a la hipótesis de equilibrio dominante, la de la diversificación del nicho, que atribuye a Connell (1978), los ensambles, tienen un equilibrio, para cierto número de especies, que se alcanza por interacciones competitivas, tal que las especies que son superiores para la explotación de ciertos subconjuntos del total de recursos disponibles, permanecen. Los procesos de equilibrio sostienen los autores, pueden ser importantes en medios ambientes complejos, como los bosques (Wiens y Rotenberry, 1980). Las investigaciones, de los autores, en la parte central de Panamá extienden la generalidad de Connell (1978), a la dinámica espacial y temporal en los arrecifes coralinos, los bosques tropicales y las aves de los bosques tropicales. en conclusión las dinámicas espaciales y temporales, afectan los patrones de uso del habitat por las aves y sugieren que una alta diversidad de aves, bien puede ser resultado de las variaciones temporales en el medio ambiente.

Sale y Douglas (1984) sostiene de nueva cuenta que los ensambles en cada arrecife en términos del número de especies,

número de peces y composición de especies, varían a través del tiempo. La media de similitud proporcional de los ensambles sobre el mismo arrecife fue de 0.569 que es casi 15% mayor que el que existe entre ensambles en diferentes arrecifes (0.422). Características estructurales, con excepción del tamaño, fueron de poco valor en la predicción de la estructura de los ensambles de peces formados. Los resultados son compatibles—según los autores— con un punto de vista del no equilibrio de las comunidades de peces arrecifales. Este punto de vista sostiene, que los reclutas de las especies a los sitios del arrecife, tiene tasas variables e independientemente una de otra, mientras que los individuos son perdidos de los sitios (a través de muerte o emigración), también en una forma desestructurada con respecto a la composición de especies de la fauna residente. En un arrecife coralino, los grupos de peces son establecidos, a través de reclutamientos sucesivos de juveniles desde el plancton. En la mayoría de los casos, los individuos permanecen en la vecindad inmediata, del principio al fin de sus vidas. Los típicos ensambles especiosos en los sitios locales, se esperan que sean razonablemente comunidades interactivas de residentes relativamente permanentes. Sostiene los autores que el punto de vista convencional, es que estos ensambles de peces existen a un equilibrio más o menos estables, que es mantenido a través de interacciones (principalmente competitivas) bióticas (Smith y Tyler, 1972, 1975; Brock et al 1979); Molles (1978); Gladfelter

y Gladfelter (1978), Gladfelter et al (1980; Anderson et al (1981); Ogden y Ebersole (1981). Otros estudios- continuan Sale y Douglas-han llegado a la conclusión de que estos son ensambles de peces en no equilibrio, fuertemente influenciados por variación en el reclutamiento desde el planctón y quiza también por depredación y otras causas de mortalidad (Rusell et al 1974; Sale y Dibdahl 1975, 1978; Sale 1977, 1979, 1980; Talbot et al 1980; Williams 1980). En este trabajo los autores discuten que los ensambles de peces residentes en parches, de pequeño tamaño, no perturbados en el arrecife de One tree de Australia, poseen una estructura que a) esta debilmente relacionada a los atributos de los arrecifes, con excepción de su tamaño y b) que varian sustancialmente a lo largo del tiempo. En términos de la segregación del habitat, señalan que diferentes grupos de especies se encuentran en las pendientes marinas, arrecifes planos y lagunas. La segregación de habitats, a escalas espaciales pequeñas, indica que pocas especies, si es que hay alguna, que sea pasiva en su selección de habitats, en la época en que la larva arriba o se fija. La complejidad topográfica, ha sido señalada muchas veces como un predictor importante de la diversidad, pero en los expermientos de los autores comentados a fallado como variable independiente en cualesquiera de las regresiones, sin embargo si la hubo para algunas especies como Chromis nitida y Pomacanthus popei. La importancia de la complejidad estructural para predecir la diversidad se ha

utilizado para las comunidades de aves (MacArthur y MacArthur, 1961) y lagartijas (Pianka, 1960). Por otro lado, en términos de la variabilidad temporal, la similitud faunal de los ensambles presentes en un arrecife particular en los censos sucesivos promediaron 0.568 para todos los arrecifes y censos. En los censos sucesivos las especies raras, aparecían y desaparecían, mientras que el número de las especies comunes fluctúan y su abundancia relativa entre uno y otro arrecife cambiaba. En los ocho muestreos, el análisis global mostraba que cada arrecife soportaba más especies, de las que estaban presentes en cualesquier tiempo. En particular el número de peces en un arrecife resulta del balance entre las tasas de reclutamiento y de pérdida. Así sostienen que la componente estacional en la variabilidad del reclutamiento, es responsable de la variación estacional de los tamaños de ensambles.

Keough (1984) analizando las interacciones entre el reclutamiento, la depredación y la competencia, encuentra que los juveniles de dos especies de monacántidos, se alimentan de ascidias didménidas recién metamorfoseadas y esto puede evitar la monopolización de algunos parches por las ascidias. El patrón de ocupación de los parches individuales, y la abundancia total de las especies sésiles en la comunidad puede ser explicada adecuadamente por los patrones de reclutamiento. La depredación y la competencia pueden variar en importancia temporal o espacialmente, dependiendo del reclutamiento de las especies

relevantes.

Kimmerer (1984) señala que la estabilidad en si misma, no puede ser medida. Su presencia unicamente puede ser inferida de las constancias, efecto de las perturbaciones o persistencia de especies. Hay también numerosos factores que influyen en la estabilidad incluyendo la biología de las especies presentes, que pueden estar operando simultaneamente, por lo cual es importante no cometer el error de interpretar las correlaciones por las causas. Una cuestión que aparece de la discusiones acerca del problema, es que la estabilidad puede ser establecida dentro del contexto de que todas las comunidades naturales, que son suficientemente estables para persistir por alguna duración.

Livingston (1984) analizando las respuestas tróficas de los peces a la variabilidad del habitat en los pastizales costeros, encuentra que bajo condiciones naturales los pastizales costeros en la Bahía Apalache estan sujetos a una rápida variabilidad del habitat, que a veces resulta extrema, causada por cambios meteorológicos estacionales y por eventos periodicos "catastróficos" tales como tormentas, inundaciones e inviernos extremadamente fríos. Pero a pesar de la variabilidad sustancial del habitat, los patrones estacionales de abundancia relativa y las preferencias alimenticias, relacionadas a la edad de los peces dominantes, en estuarios no contaminados, permanece relativamente sin cambiar en periodos extensos. Los peces se adaptan a grandes cambios, en el ambiente natural, causados por

extremos de temperatura y salinidad y que no es el caso de los estuarios adjuntos contaminados donde se han alterado los regímenes de nutrientes y luz y se han introducido agentes tóxicos específicos, que han llevado a cambios del habitat (reducción del ensamble de macrofitas) y la alteración de los mecanismos de transferencias de energía, que eventualmente contribuyen a la ruptura de los patrones recurrentes de las comunidades de peces. Además una considerable reducción de las abundancias, deslizamientos en las tendencias de la densidad específicas de cada especie y las respuestas tróficas son respuestas de las poblaciones individuales a la alteración de la calidad del agua y a las condiciones bentónicas del habitat. El comportamiento inducido por la contaminación y las reacciones fisiológicas pueden contribuir a los cambios observados en la organización trófica de los peces de los pastizales. La variabilidad natural de los ensambles costeros, no esta necesariamente asociado con la inestabilidad física, esta variación temporal de los habitats, representa un escenario recurrente al cual las especies estuarinas estan muy bien adaptadas. La distribución de los ensambles costeros de peces, esta gobernado por las condiciones locales del habitat, los ciclos de productividad estacional y la disponibilidad de recursos alimenticios apropiados a los organismos.

Moyle y Vondracek (1985) nos permiten ampliar nuestra visión a una perspectiva regional y a las ligazones que pueden

tener algunas dinámicas acuáticas, tales como ensambles de ríos. Moyle y Vondracek, analizando las ideas que se han elaborado sobre estructuras de las comunidades, resume algunos aspectos importantes, siguiendo a Grossman (1982) considera para las determinísticas los siguientes atributos 1) que hay limitaciones a la similitud morfológica entre especies 2) que las especies se segregan sobre la base del habitat, microhabitat o por dietas 3) persistencia en la composición de las especies a lo largo de varias generaciones 4) la habilidad para recuperar la estructura original, después de una severa perturbación (resiliencia). Para los ensambles de peces de los afluentes del río Mississippi, suponen que estos están regulados por procesos estocásticos y en estos 1) la especies congéneres con similitud morfológica, comunmente coexisten 2) la segregación ecológica, entre especies no es muy marcada 3) la composición de las especies, no es nada persistente ni resiliente, con respecto a las fluctuaciones ambientales normales, y la naturaleza desestabilizante de las inundaciones y las sequías, son ampliamente reconocidas. Discuten que las características de los ensambles de peces de Martin Creek, un río de California, está sesgado a ser determinística, si se considera que puede existir un continuo que va de las comunidades determinísticas a las estocásticas y encuentra que 1) las especies nativas son morfológicamente diversas y presumiblemente tienen o han tenido una larga historia de coexistencia 2) los ensambles parecen ser resilientes

y resistentes también y 3) las especies están segregadas por microhabitats y dieta. Considera que las interacciones competitivas entre especies de truchas parecen tener una regla que lleva a 1) la extinción de una especie, 2) coexistencia fluctuante, tanto como el medio ambiente alternativamente favorece a una especie sobre la otra, 3) deslizamientos en el nicho. En este río una de las truchas nativas (cutthroat trout) parece haber sido empujada a la extinción por dos especies introducidas, a través de una combinación de competencia y depredación e hibridización. La trucha extinta fue incapaz de reestablecer su población, sin embargo los reclutas están aparentemente disponibles. La zona de estudio está caracterizada por los regímenes de corrientes anuales y típicamente en el verano y el otoño hay poca lluvia y que abarca un periodo de 4 a 6 meses, consideran que el ambiente es duro pero predecible y todas las especies han acoplado sus desoves tal que la cohorte de un año, está presente de principio a fin, cada verano para maximizar el crecimiento.

Jones (1987) analizando las interacciones competitivas entre peces arrecifales adultos y juveniles, se plantea que una de las preguntas centrales en la ecología de poblaciones, es la que concierne a que factores producen los patrones temporales y espaciales en el número de adultos y cuales limitan los tamaños poblacionales (Solomon, 1970). Plantea que existe al menos tres hipótesis, que queremos volver a resaltar para dar mayor

claridad a la problemática y que son 1) el equilibrio de una sola especie, la cual se deriva del punto de vista convencional, de que el reparto de recursos, es una respuesta evolutiva, a los procesos de competencia. Se asume que hay un excedente de larvas disponibles, pero que una gran mayoría no logra fijarse o sobrevivir hasta la madurez por causa de la competencia por espacio, entre juveniles o entre juveniles y adultos. Si es correcto, la sobrevivencia en el reclutamiento o el postreclutamiento de cada especie, puede estar inversamente relacionada a la densidad de los conoespecíficos y de los competidores superiores de otras especies. 2) el modelo del "equilibrio para multiespecies" (Sale, 1974, 1977, 1978) propone que la diversidad de especies en una comunidad de peces de los arrecifes coralinos, puede mantenerse a pesar de las interacciones competitivas sobre el espacio viviente, probando que el nuevo espacio es repartido estrictamente por la prioridad en la fijación, las especies que se están reclutando en el espacio vacante y que esto puede ser determinado simplemente por azar. Uno puede predecir, con esta hipótesis, que la densidad total de varias especies igualmente competitivas, pueden ser limitadas por la disponibilidad de espacio viviente disponible. Así la densidad de cualesquier especie, está variando, dependiendo de la cantidad total de espacio disponible y de la proporción ocupada por los competidores. 3) el modelo del no-equilibrio, supone que un grupo de perturbaciones externas,

pueden llevar a una población, por debajo del nivel al que los recursos puedan resultar limitantes. Las predicciones comunes son que, la sobrevivencia en el reclutamiento y el postreclutamiento de cada especie puede ser independiente de todas las otras especies (Doherty, 1983), este mismo Doherty planteaba que estas hipótesis pueden ser falseadas por una prueba directa simple de la dependencia de la densidad. Una situación en la cual hay fluctuación independiente de la densidad, en los niveles de reclutamiento y después hay efectos dependientes de la densidad, pueden permitirnos visualizar, que ambos procesos, contribuyen a explicar, los patrones de densidad de los adultos. El reclutamiento en una población local, es probable que sea cuantitativa y cualitativamente diferente del número de la descendencia producida por la población, una variable importante que contribuye al tamaño de la población adulta, es el número de individuos que alcanzan la madurez y este escenario puede ser función del reclutamiento, las tasas de mortalidad juvenil y quizá también los patrones de movimientos de los juveniles. Por otro lado discuten que la competencia intraespecífica juega un papel importante, en la limitación del número de adultos de Pomacentrus amboinensis, bajo condiciones experimentales. El número de juveniles que alcanzan la madurez en un parche del arrecife, esta restringido primariamente a través de los efectos de la dependencia de la densidad de los adultos, sobre el crecimiento y maduración de los juveniles. Un

hecho es que los adultos no tienen un efecto uniforme sobre el crecimiento de todos los juveniles de una clase de edad, pero influyen primariamente sobre los individuos mayores. Esto es indicado por la varianza y las distribuciones negativamente sesgadas de los tamaños medios de los juveniles y la ausencia de adultos. La remoción de los adultos, pueden producir un incremento de la tasa media de crecimiento (compensación del crecimiento) y un incremento en la varianza (descompensación del crecimiento). Hay al menos una correspondencia uno a uno entre las pérdidas de los adultos y el crecimiento posterior de un juvenil, para alcanzar la madurez sexual. Los experimentos -según los autores- falsean la hipótesis original desarrollada del modelo de equilibrio de una sola especie, si la mortalidad juvenil es independiente de las densidades de adultos y juveniles, lo que pueden llevar a pensar en el modelo de noequilibrio o limitación por reclutamiento. Sin embargo es claro que los efectos dependientes de la densidad de los adultos sobre el tiempo de maduración pueden alterar potencialmente, los patrones establecidos en el tiempo de reclutamiento a un grado sustancial. Un modelo intermedio puede dar cuenta de que la dependencia de la densidad y la independencia de la densidad, no son alternativas mutuamente excluyentes y hasta se puede predecir que los patrones de densidad de los adultos, pueden resultar de las combinaciones de las fluctuaciones independientes de la densidad en el reclutamiento y

posteriormente que habrá efectos dependientes de la densidad sobre el número de los que alcanzan la madurez. Meffe y Sheldon (1990) haciendo también referencias los ensambles de ríos sometidos a defaunación, plantean consideraciones de importancia teórica global, por ejemplo sostienen que una de las grandes metas de la ecología de comunidades es determinar, si éstas comunidades son entidades predictibles y persistentes, estructuradas por una combinación de interacciones bióticas y abióticas características o son asociaciones locales impredecibles de poblaciones independientes, muy influenciadas por eventos estocásticos. En su estudio se utilizaron pequeños sitios de muestreo, al nivel de posas individuales o de corredores, que están más sujetos a eventos al azar que las grandes unidades de muestreo. A pesar del inherente sesgo hacia la inestabilidad, se observa una recuperación significativa en estos ensambles y es claro que la estructura del ensamble fue similar antes y después de la defaunación y que la recuperación no fue al azar y es muy predecible a partir de la estructura del hábitat. Es plausible que la recolonización sea materia de movimientos al azar (difusión) de los peces, desde las zonas adyacentes a la zona defaunada, más que ser un ensamble determinístico. Comparando con los estudios en los sistemas de intermarea, señala que Thomson y Lehrner (1976) defaunaron repetidamente posas de la intermarea en el norte del golfo de California en un periodo de 7 años, las dos posas analizadas

fueron altamente resilientes y estables a pesar de esta perturbación y de un severo invierno crudo. Grossman (1982), - continúan Meffe y Sheldon- removió los peces de las posas de intermarea en California Central, 14 veces en un periodo de 29 meses y documentó la estabilidad de los ensambles. Beckley (1985) defaunó repetidamente tres posas de intermarea, en el sur de Africa, en un período de 2 años y reportó alta resiliencia, en donde las recolonizaciones de juveniles y adultos, fue de las áreas adyacentes. En contraste Sale (1988) encuentra en sus experimentos de defaunación en los arrecifes Australianos (Sale y Dibdahl, 1975, 1978), que la recolonización producía ensambles locales que típicamente diferían del estado de pre-perturbación, y el uso del microhabitat, no determinaba la composición subsecuente de las especies. Más tarde (Sale y Douglas, 1984) en muestreos sucesivos de una serie de parches arrecifales, encontraron que la estructura del ensamble cambiaba continuamente a través del tiempo y la estructura del habitat (otras que el tamaño del parche) fue de poco valor en la predicción de la estructura del ensamble de peces.

Wilson y Roxburg (1992), han revisado las ideas en torno a la estabilidad, la resiliencia y la resistencia de las comunidades y ha aplicado las matrices Lotka-Volterra a organismos reales. Partiendo de la definición de que una comunidad estable es aquella que cuando es perturbada de su equilibrio retorna a su estado original y es un fenómeno de todo

o nada, así una comunidad es estable o no lo es. la resiliencia se refiere que cuando una comunidad es perturbada, el retorno a su estado original es lento y una comunidad es resiliente cuando su retorno es rápido. Una comunidad es resistente cuando cambia poco cuando es sometida a una perturbación y la estabilidad solo puede ser vista en términos de la perturbación. Señalan que algunas de las complicaciones son las que se dan a diferentes escalas espaciales. En las escalas temporales, a causa de que la estabilidad dependen de un eventual retorno a las composiciones anteriores de especies, la escala temporal no tiene efectos sobre la definición. En términos de la escala taxonómica, después de recobrase de una perturbación, la composición puede ser la misma en términos de la suma de todas las especies o en la proporción de los diferentes niveles tróficos. En torno al grado de perturbación, la "Estabilidad local" es la habilidad de la comunidad para recobrase de una perturbación pequeña y arbitraria. Una gran perturbación, puede mover a la comunidad a un estado de equilibrio alternativo, en algun caso extremo, una especie o algunas especies pueden extinguirse. Cualquier perturbación pequeña puede cambiar la abundancia de una o más especies y una comunidad es estable si y solo si puede recobrase de ésta. Además mencionan que la teoría de la estabilidad ha llevado a la construcción de la teoría de las matrices de la comunidad, cuestión ya señalada, que intenta resumir las interacciones de una comunidad en un matriz de

interacciones pareadas de especies, como las de Lotka-Volterra. A partir de ésta es posible determinar si una comunidad es estable o no, y si es estable que tan resiliente es. Las comunidades multiespecies estables existen en la naturaleza y hay muchas explicaciones para esto, algunas son de no equilibrio, asociados a cambios ambientales o a presiones bióticas externas. Según los autores su trabajo tiende a confirmar, las sugerencias obtenidas de los primeros trabajos con matrices generadas al azar, de que tanto en las comunidades arbitrariamente ensambladas, y aún de especies que concurren en habitats similares o que crecen juntas, es improbable que tengan un equilibrio interno. Suponen que invasión-estructurante es un proceso importante o que los procesos de no equilibrio dominan. Según ellos, la estabilidad sugiere, que los genotipos evolucionan hacia la habilidad para coexistir y la estabilidad es alcanzada por cambio de las habilidades entre-especies y es dependiente de las respuestas particulares intraespecies (i.e. los elementos diagonales), señalan que Levins (1968) propuso una matriz estilo Lotka-Volterra, de coeficientes de competencia D_{ij} , como una forma de describir la estructura de la comunidad y predecir su dinámica. Hacen referencia a May (1973), sobre la matriz de estabilidad S , suponiendo que es una mezcla de especies cercanas al equilibrio. Si las abundancias de una especie j se incrementa ligeramente por dN_j , puede existir un impacto directo sobre otras especies. El efecto de la especie i

es df_i . Los elementos de la matriz de estabilidad S , están dadas por la razón de estas dos, así $S_{ij} = df_i/dN_j$. Los elementos S_{ii} , representa las interacciones intraespecíficas. Los eigenvalores de la matriz indica la estabilidad de la comunidad (i.e. mezcla de especies), si y únicamente si todos los eigenvalores son negativos, la comunidad es estable. Esto significa que si el equilibrio es perturbado, la abundancia de las especies, puede retornar en el tiempo a su valores de equilibrio. Discuten que el análisis de May a diferencia del de Levins, es que puede aplicarse a cualquier modelo matemático de la dinámica de las comunidades. La aplicación de la teoría de la comunidad, puede involucrar las estimaciones de las ecuaciones de crecimiento de cada especie y sus parámetros asociados y allí derivar hacia la matriz de estabilidad S .

Law y Blackford (1992) discuten la sugerencia de que la estructura de las comunidades esta restringida por inestabilidades dinámicas de ciertas configuraciones de especies interactuantes y que estos análisis se han basado en estabildades asintóticas del equilibrio, sobre la creencia de que la configuración con un equilibrio inestable es menos probable que ocurra en el mundo real, que una con equilibrio asintótico estable. Las especies pueden también coexistir en ciclos límites u orbitas caóticas, ellos argumentan que la condición global que la especie puedan incrementarse cuando es raro que sea apropiado. Las condiciones para tal permanencia

existen y su uso hace posible centrarlo en preguntas cualitativas fundamentales de la coexistencia de las especies, aunque las propiedades cuantitativas puedan ser complejas. Resumen 10 propiedades que se han sugerido para las tramas tróficas y que son un pequeño número de niveles tróficos, una tendencia a no alimentarse en diferentes niveles tróficos (omnivoría), una razón constante de las especies depredadoras a las especies presas, el incremento de las restricciones en la energía disponible para los organismos de los niveles tróficos altos, la tendencia de los depredadores a ser más grandes que sus presas, la especialización de los depredadores asociados con el consumo de tipos particulares de presas y la inherente inestabilidad dinámica de ciertas configuraciones de especies interactuantes. Una de las conclusiones más importantes del trabajo es que las especies coexisten en comunidades con equilibrios inestables, en particular en comunidades con especies omnívoras, y que las comunidades con grandes niveles de conectancia son mas facilmente reensambladas que las simples, dicen que son más robustas y hacen necesario que la ecología se mueve de la dependencia de la técnica de análisis de la estabilidad asintótica hacia los métodos globales de análisis.

4.- Zona de trabajo

La zona se encuentra ubicada en el litoral de Michoacán entre los 18° y los 18° 10' de latitud norte y longitud oeste de 102° 28' y los 103° 10' y que se muestra en la figura 1. El tipo de clima es tropical con 2 estaciones lluviosas separadas por una temporada seca corta en el verano y una larga en el invierno (Aw" (w)). las mayores temperaturas ocurren en junio, julio y agosto con valores medios de 37.5 °C, las mínimas en enero, febrero y marzo con valores medios de 14.5 °C, los valores más altos de nubosidad son julio, septiembre y octubre. Los vientos dominantes son los alisios del hemisferio Norte, provenientes del Noreste modificados por la topografía y condiciones locales específicas.

Se encuentra además ubicada frente a la Trinchera Americana, una zona de choque entre dos placas tectónicas, que determina que el relieve del litoral sea accidentado, la plataforma continental sea muy angosta y que la Sierra Madre sea inmediata a la costa y existan acantilados, peñascos y caletas. Las entrantes principales son las Bahías de Caletilla, Bufadero, Pichilinguillo, Tizupa y Marhuata (Guzmán et al, 1985).

Los tipos de playa dominantes son rocosas y arenosas. Las playas predominantes son de tipo rocosas. Los fondos son limosos, arenosos, rocosos, pedregosos y arrecifales. El sistema de interacción se encuentran entre los sistemas estuarinos, las zonas de fondos suaves y el llamado arrecife rocoso, son de los

más preeminentes para la zona de estudio.

El sistema pluvial agrupa un elevado número de ríos que se originan en la Sierra Madre del Sur, entre los más importantes se encuentran Coahuayana, Ostula, Marhuata, Motín del Oro, Cachán, Tizupa, Huahua, Nexpa, Carrizalillo, Mezcalhuacán, Chuta y una gran cantidad de pequeños riachuelos que pierden su caudal en la época de secas.

Las corrientes marinas más importantes son la Contracorriente Ecuatorial y la Corriente de California, las cuales se mezclan en esta zona. Las corrientes presentan patrones generales de circulación diferentes en verano e invierno, los cuales tienen su origen en el grado de predominio de la Contracorriente Ecuatorial y de la corriente de California, en relación a los cambios climáticos australes y boreales (Mann y Lazier, 1991; De la Lanza, 1991)

Desde la perspectivas de las faunas, esta zona se encuentra ubicada dentro de la región zoogeográfica denominada Panámica, aunque Briggs (1974) ha señalado que existe la Región Mexicana, en la que encontraría ubicada el litoral de Michoacán. Horn y Allen (1978) discutiendo las propuestas de Briggs, denominan a la región al sur del Golfo de California y la península, la Panámica.

El tipo de vegetación es el de selva baja caducifolia con predominancia de cactáceas, hay también selva mediana y a la orilla de los ríos se encuentra vegetación riparia y acuática.

Hay vegetación de dunas costeras y matorral espinoso cercana a ellas (Rzendowsky, 1978). Se pueden encontrar manglares. A los lados de la carretera hay predominio de leguminosas. Hay cultivos de cocoteros, mangos, cítricos, tamarindos, maíz y otros.

La carretera principal va de Lázaro Cárdenas a Manzanillo, Colima, siendo Caleta de Campos una de las principales poblaciones, la ciudad más importante de la zona costera es Lázaro Cárdenas, la cual se caracteriza por su actividad industrial y comercial, en ella se ubica unas de las áreas de desarrollo metalúrgico y de productos químicos como fertilizantes. Las principales vías de comercialización de los productos pesqueros son hacia las ciudades de Manzanillo, Guadalajara, Morelia, Acapulco y la propia ciudad de Lázaro Cárdenas. EL litoral pacífico de México ha sido dividido en 5 grandes áreas de captura por la secretaria de pesca. Podemos reconocer que las pesquerías ribereñas situadas a lo largo de toda la costa del país han crecido casi exponencialmente en los últimos diez años y son áreas importantes de capturas aquellas del Golfo de California, el área de Ensenada en el Pacífico Norte, la zona de Huizache Caimanero, la zona de Punta Maldonado, el Golfo de Tehuantepec y los estuarios de la costa Chiapaneca y desde luego las cercanas al mayor ríos del Pacífico, el río Balsas y del que recibe la mayor influencia nuestra zona de estudio.

5.- Material y Métodos

Las muestras fueron obtenidas de capturas comerciales y experimentales realizadas en un área de 50 km², realizadas con redes agalleras de 3 a 5 pulgadas de abertura de malla y anzuelos y líneas de anzuelos. Se obtuvo información de las zonas de pesca, de la captura por unidad de esfuerzo, del arte de pesca, del número de individuos y del peso para cada especie, además del peso total de la captura. Se realizaron además censos visuales realizados con inmersiones con snorkel y scuba en un área de 2 km².

Las fechas de muestreos se ubican en junio, agosto de y diciembre de 1987, enero, julio y octubre de 1988, febrero, marzo y diciembre de 1989, marzo, junio y diciembre de 1990, julio, agosto, octubre y diciembre de 1991, marzo y junio de 1992. El promedio de días de muestreo fue de 5 días y se ubican en el cuarto menguante.

La mayor parte de las especies fueron determinadas con la ayuda de las claves de Jordan y Evermann (1896-1900), Gunther (1859-1870), Meek y Hildebrand (1923-1928), Hildebrand (1946), Gunter, (1956), Berdegué (1956), Greenwood et al (1967), Alvarez (1970), Miller y Lea (1972), Horn (1974), SIC (1976), Castro-Aguirre, (1978), Thomson et al (1978), Yañez-Arancibia (1978), Eschmeyer et al (1983), Nelson (1984), Rivas (1986), Audobon Society (1987) y se utilizaron los caracteres específicos estandares. El material colectado fue fijado en

formol al 10%, colocados en cubetas sellables para su traslado a las instalaciones de la Facultad de ciencias, en donde fue lavado con agua corriente y pasado a alcohol al 70%, colocados en cubetas sellables, frascos y contenedores, se precisó la determinación, se preparó una colección de referencia que se encuentra ubicada en las instalaciones de la Facultad de Ciencias, de la UNAM.

El tamaño de muestra fue evaluado como función de las frecuencias acumuladas del número de nuevas especies contra el tiempo, con ajuste no lineal bajo el algoritmo de pseudo Gauss-Newton (Dixon, 1990). el valor de pseudo $r^2=1.0$ - (sumatoria cuadrada de los residuales ponderados/(n-1)* varianza ponderada. Los resultados fueron validados empíricamente con los censos reportados por otros autores en la región (Yañez-Arancibia, 1978; Fuentes y Gaspar, 1981; Amézcuca, 1985).

La diversidad, la equitatividad y la dominancia para las comunidades fueron obtenidos a través del índice de Shannon en Log 2. El valor de la información hasta ahora obtenida, fue calculada con base en la propuesta de Ulanowicz (1987), para lo cual se construyó un tabla de datos con base a la tabla de utilizada para los análisis de cluster y de componentes principales, solo que no se utilizaron los 18 meses de muestreo y solo se hizo con 8 meses, en los que no se repetían las fechas y así se funcionó como si cada entrada fueron un evento al azar. Cada entrada o dato de frecuencia para el mes en cuestión fue

dividida por la suma total de individuos de ésta submuestra y corresponde a las probabilidades conjuntas $p(b_i)$, el valor de Shannon recalculado esta definido por la $H = -\sum p(b_i) \log p(b_i)$. Para obtener las probabilidades condicionadas $p(b|j)$, se procedió a dividir cada $p(b_i)$ entre la suma de la columna $p(a_j)$ y así el valor de la información mutua promedio esta definido por $A = -\sum p(a_j, b_i) \log p(b_i|a_j) / p(b_i)$, la razón entre A y H da la cantidad de información acumulada.

Para los análisis de clasificación y ordenamiento estadístico, la matriz original de trabajo es de 257 especies por 18 muestreos, la cual fue reducida una de 39 por 18, bajo el criterio de las abundancias y de su presencia en todos los muestreos y que agrupa a 19 213 individuos, que representan al 90.9% de la muestra.

Para el análisis de cúmulos, los datos de la matriz de 39 por 18 se transformaron a logaritmo natural y se calculó las distancias euclidianas que son,

$$d = \sqrt{x^2 + y^2}$$

los cuales fueron sujetos al método de los promedio de grupos pares no ponderados (UPGAM) que puede estar dado por,

$$\delta u ([P], [Q]) = (m/m+n) \delta u ([M], [P]) + (n/m+n) \delta u ([N], [P])$$

donde δu es la distancia o distancia cuadrada entre cúmulos tales como son Q que es el primer cluster, M, N son los prexistentes de los que se ha formado Q y P es el segundo cluster. Los números de puntos entre estos cluster son q, m, n y

p respectivamente. Para los agrupamientos de especies dicha matriz de especies por muestreos fue cambiada a muestreos por especies, fue traspuesta digamos.

Para el cálculo de los componentes principales, los datos de la matriz de 39 por 18 se transformaron a logaritmos naturales a partir de los cuales se obtuvieron la matriz de correlación centrada, que esta dada por,

$$(X_{ij} - \bar{X}_{ij}) / \sigma_i$$

Donde X_{ij} es cada elemento de la matriz, \bar{X}_{ij} es la media del renglón y σ_i es la desviación standar, que llamaremos por consideraciones prácticas la matriz Z_r y Z_r' es su traspuesta, así la matriz de correlación esta definida por,

$$(1/n)Z_r Z_r'$$

Si esta matriz que llamaremos X la premultiplicamos por la ortogonal U , que por definición es $UU' = 1$, donde U' es la traspuesta y así obtenemos UX la cual premultiplicamos por una matriz Λ y así obtenemos ΛUX , la cual se premultiplica por la traspuesta de la ortogonal y así obtenemos $U' \Lambda UX$. Los elementos de Λ son conocidos como los valores propios o eigenvalores de A , donde $A = U' \Lambda U$, también llamados valores característicos o raíces de A . Los renglones de U son conocidos como los eigenvectores o vectores propios

Otra forma de Verlo es tomando que $\Lambda = UXU'$ de donde se retoma que si $X = (1/n)Z_r Z_r'$ y si $R = Z_r Z_r'$ que corresponde a la matriz de las sumatorias cuadradas de los productos cruzados entonces se

sigue $URU = n\Lambda$ que son los eigenvalores de X, se completa el análisis de componentes principales por formar la matriz $S \times N$, o de las especies por las fechas de muestreo por llamarlo $Y = UZr$, cada columna de Y dada el nuevo conjunto de S coordenadas de uno de los datos de los puntos. Si se grafican utilizando las nuevas coordenadas, se encuentra que los patrones de los puntos relativos uno al otro han permanecido sin cambios. El único cambio producido es que el conjunto ha sido rotado alrededor de su centroide por ejemplo. Los nuevos ejes, el eje y_1 , el y_2 y los y_s eljes son conocidos como el primero, segundo y s ejes principales de los datos. Las nuevas coordenadas de los puntos medidos a lo largo de estos nuevos ejes son conocidos como los componentes principales. Así el resultado o score del iteavo componente principal del joteavo punto es,

$$y_{ij} = u_{i1}x_{1j} + u_{i2}x_{2j} + \dots + u_{is}x_{sj}.$$

que es la suma ponderada de las cantidades, después de que han sido estandarizadas, de las S especies en el joteavo muestreo. Las u_s son las ponderaciones. Después del análisis cada punto tiene como coordenadas, no a las cantidades de cada especie en el muestreo, si no sumas ponderadas de diversos modos de todas, las especies en el muestreo (Gauch, 1982; Pielou, 1984; Pla, 1986).

Para el análisis trófico se utilizaron los modelos empíricos propuestos por Cohen y Newman (1991), sobre todo el llamado superlineal homogéneo, en los cuales algunos supuestos

importantes son la definición de especie trófica, como "idealmente aquella que tiene un conjunto idéntico de depredadores y de presas", a partir de las que se pueden definir la longitud promedio y que depende del número de especies biológicas. Según los autores el número de especies tróficas St es proporcional a la potencia de 0.6805 de las especies definidas como biológicas, que guarda relación con la suposición de que en las curvas de áreas-especies, el número de especies es proporcional al área y la función está elevada a una potencia menor o igual a 1, si todo permanece constante. Así partiendo de estos modelos empírico, deducidos de 113 redes tróficas y ajustado con mínimos cuadrados no lineales, cuyas expresiones para las relaciones entre las especies biológicas y las tróficas está definida por $St = 1.7793(S)^{0.685}$, siendo S el número total de especies y la longitud promedio de todas las cadenas está dado por $\mu(St) \cong 1.38 (St)^{0.35}$. Los modelos anteriores, no hace suposiciones sobre la heterogeneidad ambiental y asume que cualesquier presa tiene las mismas probabilidades de ser capturada por cualesquier depredador potencial. El cálculo global no se hizo para todas las especies encontradas en los muestreos, sino que se separo para cada ambiente.

El gremio alimenticio al que pertenece las especie fueron determinados de los contenidos estomacales, la morfología y de la información publicada.

La producción anual de peces fue calculada con base en la

captura media por día y la media de captura por bote, tomando en cuenta un área de 50 km² y 10 meses de tiempo real de pesca y una flota de 100 botes.

Finalmente para determinar la estabilidad de la comunidad, se analizó la misma matriz de 39 por 18 y se utilizaron dos criterios; para las abundancias se calculó el valor de Chi-cuadrada a partir de una tabla de contingencia (Rahel 1990), que se puede calcular a partir de que cada entrada puede ser definida por

$$(\sum rij / \sum \sum rij) \sum cij$$

donde $\sum rij$ es la suma de las abundancias de cada especie en todos los muestreos, $\sum \sum rij$ es la suma total de todas las abundancias de todas las especies y $\sum cij$ es la suma de las abundancias por muestreo, así se obtiene que,

$$(rij - (\sum rij / \sum \sum rij) \sum cij)^2 / (\sum rij / \sum \sum rij) \sum cij$$

donde rij es la cada entrada de la matriz o cada dato de abundancia de la i especie en cada j muestreo y toda la función corresponde a la nueva entrada o a la nueva abundancia predicha para cada i especie en cada j muestreo. Posteriormente, se obtienen todas las sumas de renglones o de columnas totales y se calcula, tal como,

$$X^2 = (\text{Esperados} - \text{observados})^2 / \text{esperados}$$

y los grados de libertad están definidos por $(S-1)(n-1)$, donde S es el número de especies y el n el de muestreos.

Para los rangos se utilizó el índice de Kendall, en relación



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM

a la distribución de Chi-cuadrada (Sokal y Rohlf, 1981), que esta dado por,

$$W = S / (1/12 K^2(n^3 - n)) - (K - (\Sigma t^3 - t/12))$$

donde $S = (\Sigma x_{ij} - \Sigma x_{is}/n)^2$, donde la sumatoria de ij se refiere a la suma de los renglones y la de is a la suma de las columnas, k son el número de columnas en este caso los muestreos, n son los grados de libertad y en este caso el número de las especies, t se refiere a los rangos que estan repetidos por ejemplos cuantas veces lo está el primer lugar y así. El divisor es la suma máxima. La relación con la distribución de chi cuadrada esta dada por,

$\chi^2 = K (n-1) W$ Cuando los rangos de importancia, para cualesquier especie en cualesquier muestreo fue 0, el rango asignado fue el del rango mayor, que para el caso fue 39.

6.- Resultados

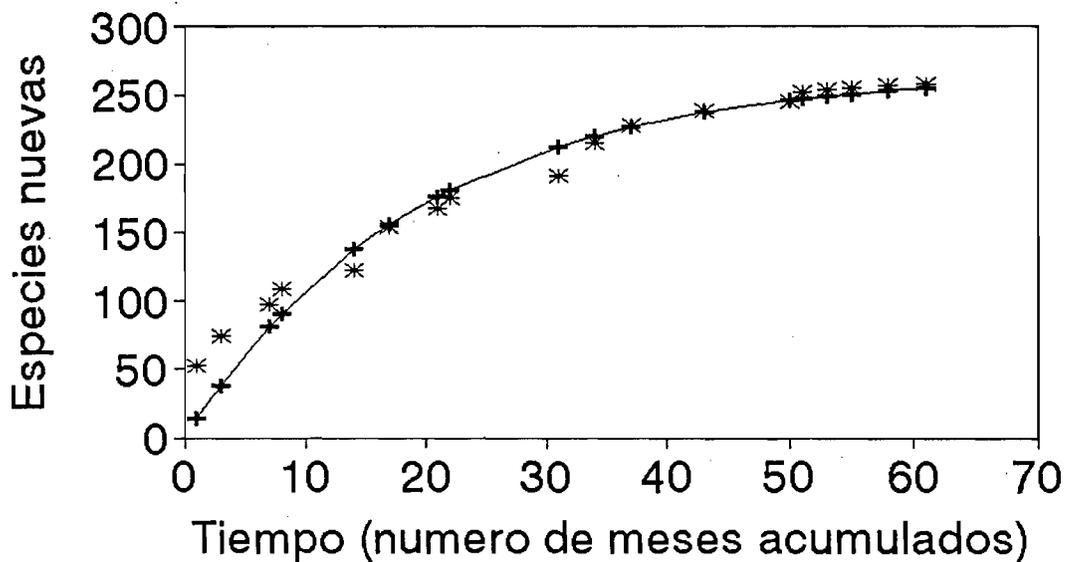
6.1.- Tamaño de muestra.

Desde una perspectiva cualitativa, la figura 2, muestra que el comportamiento de los datos observados, comienza a ser asintótico y así la muestra comienza a ser representativa. las especies nuevas encontradas en cada muestreo, (segunda columna de la Tabla 1) muestra también un comportamiento asintótico descendente y cada vez es más improbable encontrar una especie nueva o al menos es bajo, tal como en los 3 últimos muestreos, que solo se encontró, cada vez a 1 especie nueva.

El ajuste de un modelo, a los datos de las especies acumuladas contra los meses acumulados observados, es del tipo $S=265.66 \mp 9.27 (1-(EXP^{-0.05 \mp 0.006t}))$, para 17 g.l, tiene una pseudo $r^2=0.94$, que mide el ajuste, bastante alto y que puede observar en la figura 2. Con este modelo se predicce que la riqueza, al duplicar el tiempo de muestreo, es decir a 122 meses de muestreo, es de 265 especies, que nos es muy diferente de las observadas, que ascienden a 257, lo que también permite decir que el muestreo es representativo.

Sumando el número de especies de este estudio y los de la región, tal como los sistemas estuarinos y lagunares de Guerrero, la desembocadura del río Balsás y la plataforma continental de Nayarit, Michoacán y Guerrero, el número asciende a 379 especies (Yañez-Arancibia, 1978; Fuentes y Gaspar, 1981; Amézcuca, 1985 y este estudio), que refleja, con relación al

Figura 2.- Tamaño de muestra de las Comunidades de peces de Michoacan



* Observados —+— Predichos

tamaño de las áreas comparadas, la representatividad de nuestro muestreo.

 Tabla 1.- Datos para el análisis del tamaño de muestra, de las comunidades de peces del litoral de Michoacán. Las especies nuevas son las observadas por primera vez y las acumuladas, sus sumas.

t	Especies nuevas	Especies acumuladas	Especies predichas
1	52	52	13.39
3	22	74	38.18
7	23	97	80.70
8	11	108	90.02
14	14	122	136.88
17	31	153	155.39
21	14	167	176.00
22	8	175	180.52
31	16	191	212.21
34	24	215	219.89
37	12	227	226.47
43	11	238	236.92
50	7	245	245.65
51	7	252	246.66
53	2	254	248.53
55	1	255	250.21
58	1	256	252.43
61	1	257	254.33

6.2.- Sistemática y biogeografía

La muestra total estuvo compuesta por 22 523 individuos que comprenden a 257 especies, 145 géneros, 64 familias, 17 ordenes y 2 clases (Anexo 1). Las especies más abundantes fueron el pargo lunarejo (Lutjanus guttatus), la curvina plateada (Cynoscion reticulatus), la sierra (Scomberomorus sierra), el tiburón martillo (Sphyrna lewini), el bagre cuatete (Arius platypogon) y el jurel (Caranx hippos), que alcanzan el 53.28% de la muestra

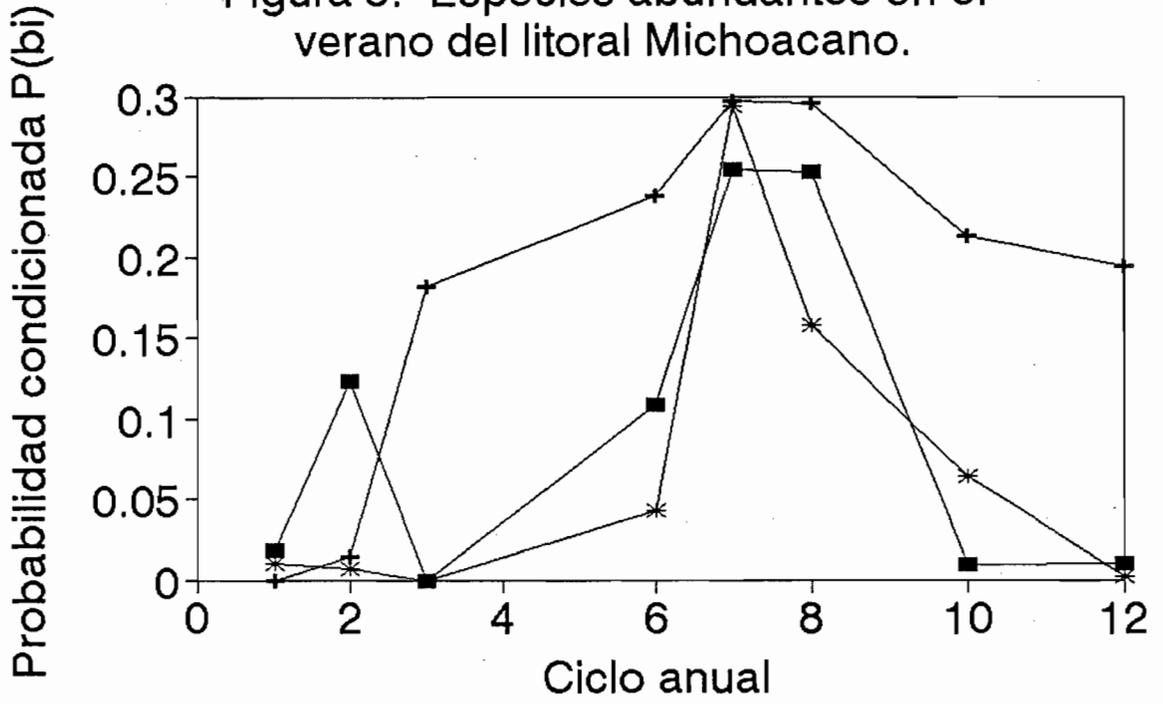
total.

El pargo lunarejo (Lutjanus guttatus), el tiburón martillo (Sphyrna lewini) y el bagre cuatete (Arius platypogon), fueron abundantes en la primavera y el verano lluvioso, cuando se da la influencia de la contracorriente norecuatorial, como se puede ver en la figura 3, cuyos datos provienen de las probabilidades condicionadas, tomando cada mes como una sola entrada (anexo 2). La curvina plateada (Cynoscion reticulatus), la sierra (Scomberomorus sierra) y el jurel (Caranx hippos), fueron abundantes en el invierno, cuando se da la influencia de la corriente de California, como se puede ver en la figura 4.

Una proporción del 38.8% de estas especies pertenecen a 5 familias, Carangidae por ejemplo tiene 32 especies, Haemulidae y Sciaenidae tienen 20, Pomacentridae 14 y Serranidae 13.

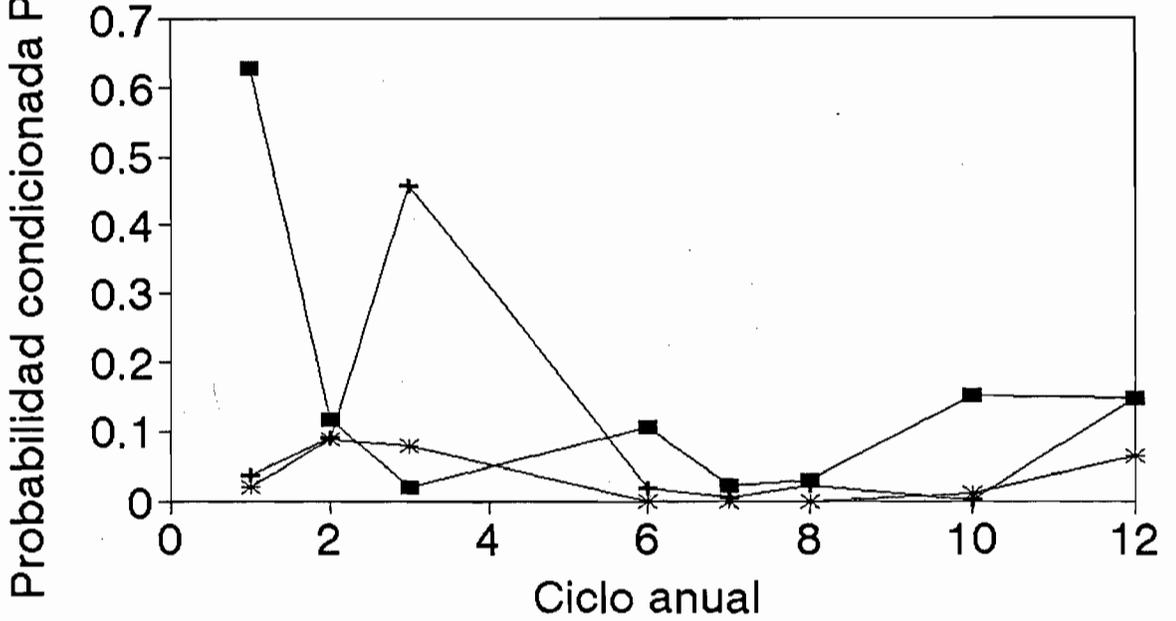
Un promedio de 46 especies por muestreo fueron capturadas en las redes agalleras y un promedio de 53 para todas las artes de pesca. Ambos números fluctuaron en relación a la estación y al sesgo producido por las artes, sin embargo, el número de especies capturadas por anzuelos es de 230 y las redes es de 257 con un solapamiento de Jaccard de 0.89. Las abundancias máximas y el mayor número de especies ocurrieron durante la estación del otoño-invierno, como veremos más adelante. Las especies raras, es decir aquellas especies que aparecieron una sola vez en todos los muestreo fueron 67. El huachinango (Lutjanus peru) y nueve especies de atunes y sierras

Figura 3.- Especies abundantes en el verano del litoral Michoacano.



—+— *L.guttatus* —■— *A.platypogon* —*— *S.lewini*

Figura 4.- Especies abundantes en el invierno del litoral Michoacano.



—+— C. reticulatus —■— S. sierra —*— C. hippos

(Scombridae), presentan patrones migratorios.

A partir de las listas y los datos presentados por Jordan y Evermann (1896-1900), Meek y Hildebrand (1923-1928), Miller y Lea (1972), Horn y Allen (1976), Castro-Aguirre (1978), Thomson et al (1978), Yañez-Arancibia (1978), Fuentes y Gaspar (1981), Chirichigno (1982), Eschmeyer et al (1983), García et al (1985), Rivas (1986), Acal y Arias (1990) y el presente trabajo permiten la suposición de que hay al menos 1838 especies de peces marinos de California al Perú, que habitan las aguas costeras, es decir aquellas de la plataforma continental, la intermarea y los sistemas estuarinos y lagunares y se agrupan en 4 clases, 38 ordenes, 56 subordenes, 187 familias y 758 géneros.

A partir de las ausencias y presencias obtenidas de los datos publicados por Jordan y Evermann (1895-1900), Meek y Hildebrand (1923-1928), Miller y Lea (1972), Horn y Allen (1976), Thomson, Findley y Kerstitch (1978), Castro-Aguirre (1978), Yañez-Arancibia (1978), Fuentes y Gaspar (1981), Chirigno (1982), Amézcua (1985), García et al (1985), Acal y Arias (1992) y los datos que se presentan en éste trabajo para Michoacán y las costas de Colima, se ha obtenido un dendograma, utilizando una matriz de 30 especies en 11 sitios distintos (Tabla 2), de donde se pueden deducir la existencia de 3 grandes grupos, (Figura 5). Un primer grupo, se puede reconocer como aquellas listas de especies, de la región Panámica, localizadas desde las islas Galápagos, y costas del Perú, hasta el sur del

Tabla 2.- Datos de las ausencias y presencias obtenidos de listas de especies publicadas. La columna 1 es para California (Miller y Lea, 1972); la 2 es también de California (Horn y Allen, 1976); la 3 es del Golfo California (Thomson et al, 1978); la 4 es de Mazatlán (García et al, 1985); la 5 de la plataforma continental de Nayarit a Guerrero (Amézcuca (1985); la 6 son datos de Colima (este trabajo); la 7 de Michoacán (este trabajo); la 8 son del estuario del río Balsas (Fuentes Gaspar, 1981); la 9 de los estuarios de Guerrero (Yañez-Rancibia, 1978); la 10 del Golfo de Tehuantepec (Acal y Arias, 1992) y la 11 corresponde a la Panámica (Jordan y Evermann, 1896-1900; Meek y Hildebrand, 1923-1928 y Chirichigno, 1982).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<u>phoeroides annulatus</u>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
<u>olydactylus aproximans</u>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1
<u>utjanus guttatus</u>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<u>utjanus argentiventris</u>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<u>pinephelus analogus</u>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
<u>aranx hippos</u>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<u>aranx caballus</u>	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<u>elene brevoorti</u>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<u>diapterus peruvianus</u>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<u>haetodipterus zonatus</u>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1
<u>rachinotus rhodophus</u>	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1
<u>ligoplites saurus</u>	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<u>ulloidichthys dentatus</u>	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1
<u>iodon hystrix</u>	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1
<u>chloroscombrus orqueta</u>	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1
<u>haetodon humeralis</u>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1
<u>centropomus robalito</u>	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1
<u>centropomus nigrescens</u>	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<u>alamus brachysomus</u>	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1
<u>alistes polylepis</u>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1
<u>omer declivifrons</u>	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1
<u>synodus scituliceps</u>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1
<u>phyraena ensis</u>	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1
<u>elar crumenophthalmus</u>	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1
<u>pisthonema libertate</u>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
<u>ugil curema</u>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1
<u>utjanus novemfasciatus</u>	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1
<u>utjanus colorado</u>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	1
<u>typhosus elegans</u>	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1
<u>yporhampus unifasciatus</u>	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1

Golfo de California y que se puede observar, en los ocho sitios de arriba hacia abajo; dentro de este grupo mayor se puede reconocer un subgrupo compuesto por especies ubicadas al sur del río Balsas. El segundo grupo esta compuesto de especies propiamente Californianas, obtenidas de los trabajos de Miller y Lea (1972) y de Horn y Allen (1976) y un tercer grupo compuesto solo de la lista de especies del Golfo de California, reportadas por Thomson et al (1978).

Examinando a las especies ligadas a la formación de los agrupamientos de sitios, se pueden distinguir a un grupo de especies Panámicas, tales como Lutjanus guttatus, L. argentiventris, Selene brevoorti, Diapterus peruvianus, Centropomus nigrescens, C. robalito, Sphyraena ensis, Selar crumenophthalmus, Synodus scituliceps, Ophistonema libertate, Mugil curema, Lutjanus novemfasciatus, L. colorado y Kyphosus elegans y una especie considerada euritámica como Caranx caballus.

Un segundo grupo esta compuesto, de dos subgrupos, uno que contiene a Chaetodipterus zonatus, Chetodon humeralis, Balistes polylepis, Chloroscombrus orqueta, Diodon histrix, Trachinotus rodophus, Sphoeroides annulatus, Polydactylus approximans y Caranx hippos que se consideran especies euritámicas, además de Epinephelus analogus, Mulloidichthys dentatus, Vomer declivifrons y Calamus brachyosomus, esta última

especie de esta pequeña lista, se considera como abundante hacia el golfo de California y más rara hacia Michoacán y Colima. En términos más globales este segundo grupo contiene a 9 especies euritéricas entre un total de 13.

El tercer grupo esta compuesto de Oligoplites saurus e Hyporampus unifasciatus y son especies que presentan patrones de movimientos en las influencias climáticas, la primera especie es además euritérica.

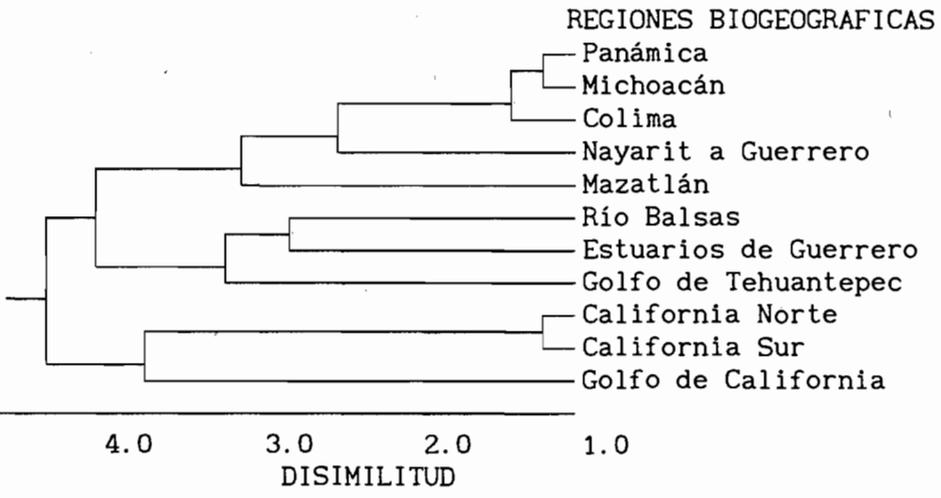


Figura 5.- Dendrograma de obtenido de datos de ausencias y presencias, de las listas de especies publicadas hasta ahora para los peces del pacífico. La matriz de partida es de ausencias y presencias, a partir de las cuales se obtuvieron las distancias Euclidianas y los grupos por el análisis del promedio de grupos pares no ponderados (UPGAM).



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM

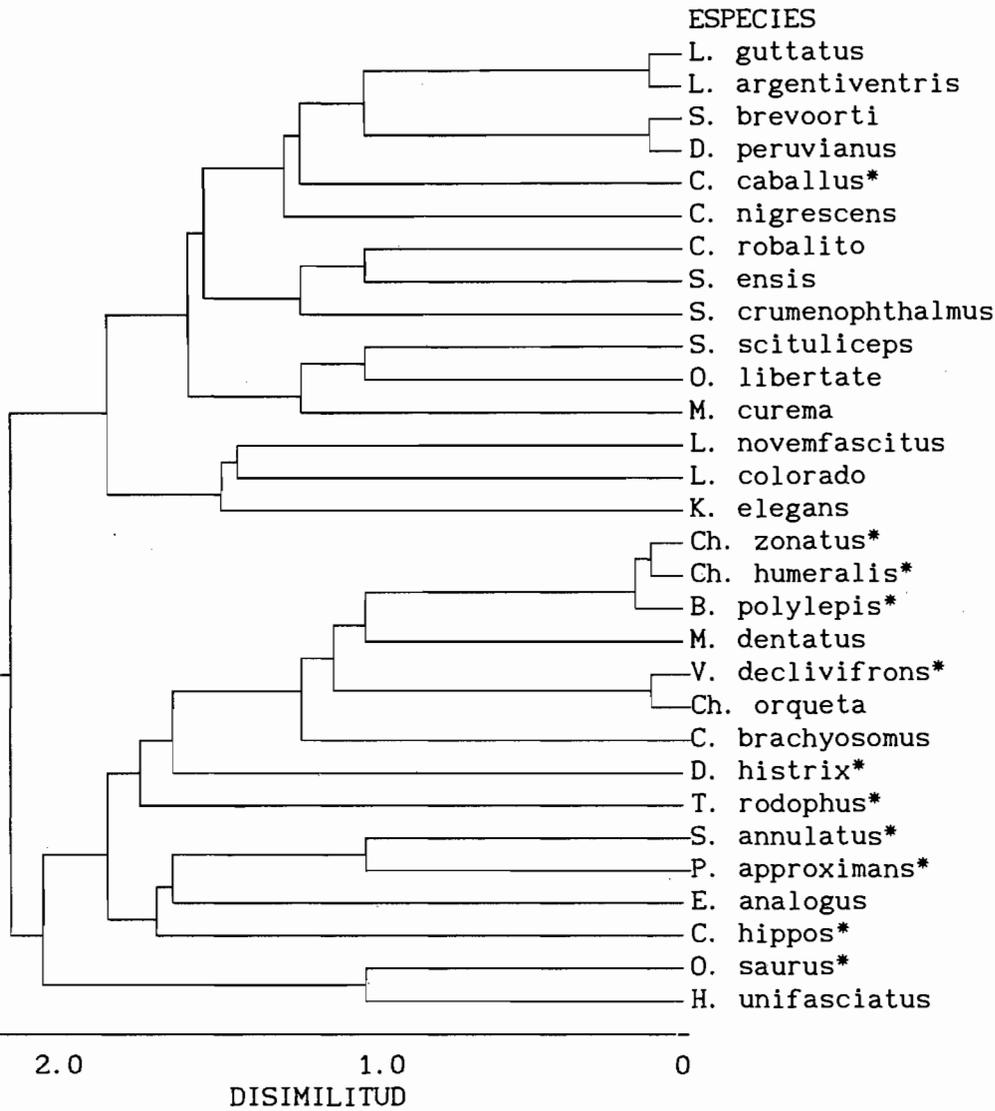


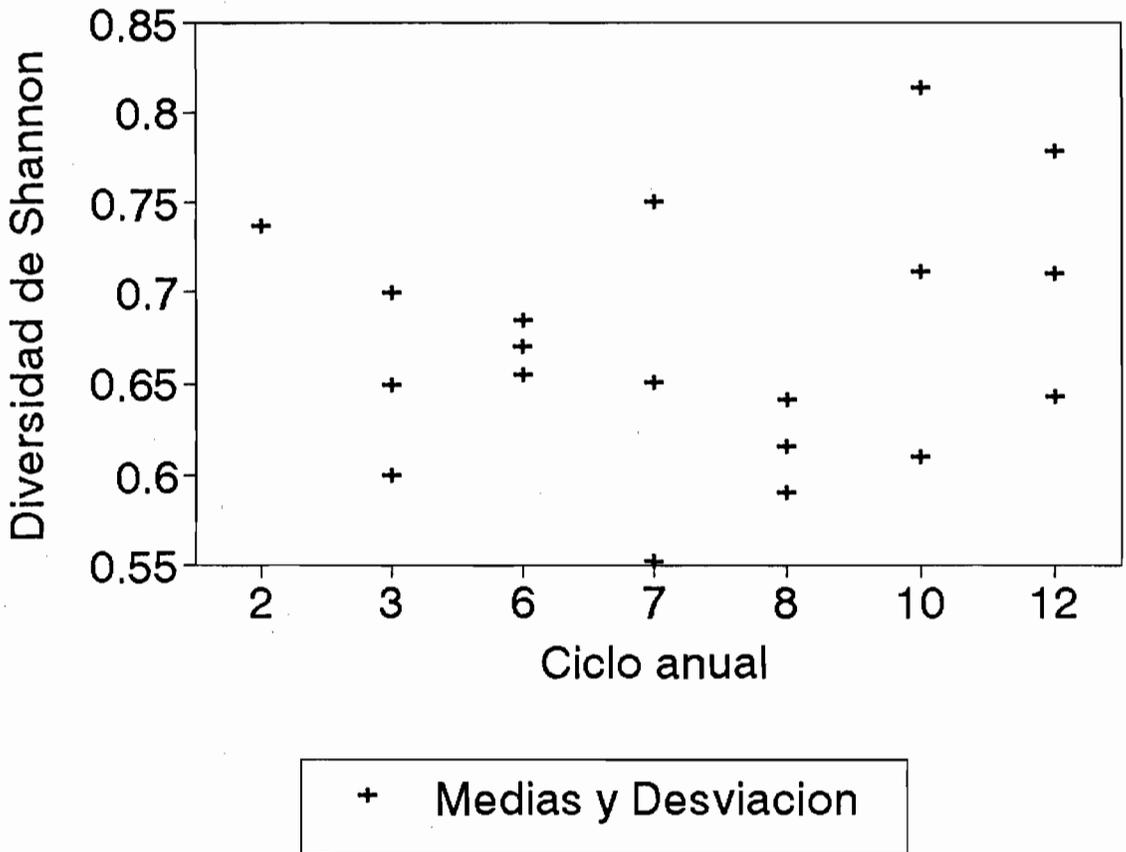
Figura 6.- Dendrograma de obtenido, de la traspuesta, de la matriz de los datos de ausencias y presencias, de las listas de especies publicadas hasta ahora para los peces del Pacífico, se obtuvieron las distancias Euclidianas y los grupos por el análisis de promedio de grupos pares no ponderados (UPGAM). Los asteriscos señalan a las euritérmicas.

6.2.- Riqueza, Diversidad y Equitatividad.

Los valores de diversidad y equitatividad obtenidos para todas las artes de pesca se presentan en la tabla 3. Para la diversidad, los valores más altos ocurrieron en diciembre de 1989 (1.496), febrero de 1989 (1.316), diciembre de 1991 (1.277), marzo de 1990 (1.200) y octubre de 1991 (1.19), los valores de equitatividad más altos están ligados a estos meses, que corresponden a finales del estío, posterior a las lluvias de la primavera y verano, cuando crece la productividad primaria por la materia orgánica disponible y comienza la época de la influencia de la corriente de California, los escurrimiento producidos por las lluvias invernales, la influencia de los vientos del norte y el consiguiente aumento de las surgencias.

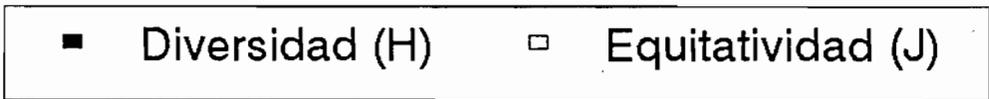
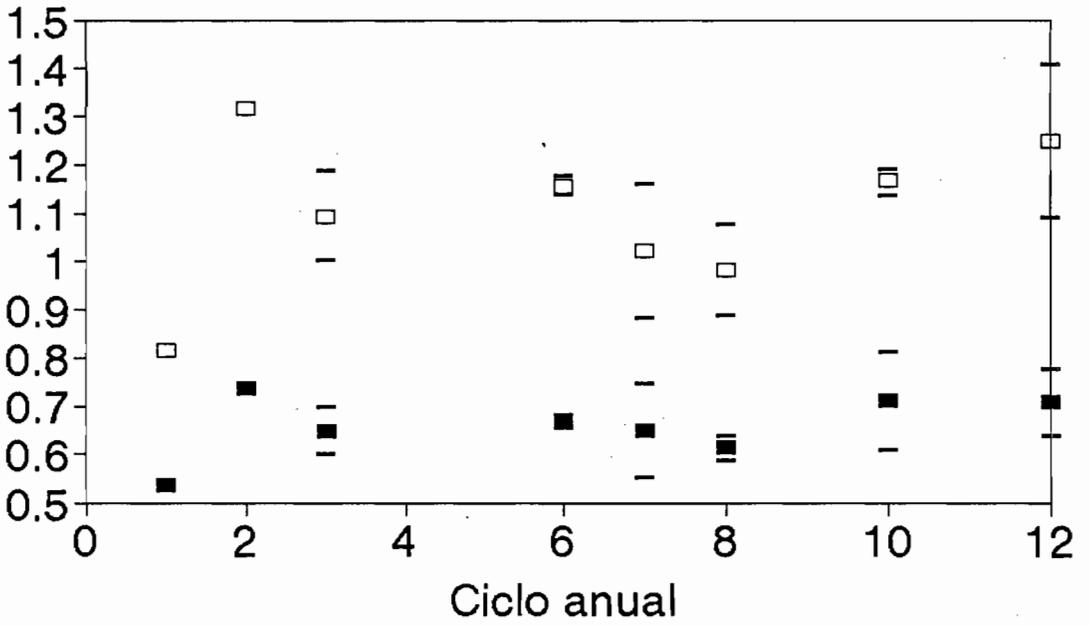
Los valores de la equitatividad muestran un patrón más o menos similar, siendo diciembre de 1991 (0.822) cuando el valor máximo se presentó, seguido por octubre de 1991 (0.814), octubre de 1984 (0.737) y marzo de 1992 (0.72). Todos los demás valores son mayores a 0.5, relacionado con la representación proporcional de las abundancias de las especies y la alta diversidad. En la época de lluvias hay una ligera reducción de los valores de los índices de diversidad y de equitatividad, aunque tal diferencia no es significativa, pues la alta diversidad se mantiene a lo largo de todo el año con ligero pico en el otoño-invierno (Figura 7, en la que se presenta los promedios, obtenidos de la tabla 3 suponiendo un ciclo anual).

Figura 7.- Diversidad en comunidades de de Peces de la litoral de Michoacan



Diversidad, Equitatividad, Desviaciones

Figura 7.-Diversidad, equitatividad y Desviaciones, en un ciclo anual.



En los datos de las agalleras, por ejemplo, se mantiene la predominancia de la época señalada y que incluye a marzo de 1989 (1.201 y 0.72) y marzo de 1990 (1.201 y 0.61), diciembre de 1990 (1.153 y 0.67) y octubre de 1988 (1.14 y 0.64), pero julio de 1991 (1.159 y 0.75) posee la mayor equitatividad, lo que es concordante con la mayor diversidad para la zonas tropicales (Tabla 3).

Las diferencias entre ambas épocas son claras cuando se considera a la riqueza y las abundancias (tabla 3), que son mayores en el pico de otoño e invierno y cuya causa ésta relacionada a la llegada de las especies euritéricas, de la región biogeográfica panámica, es decir de especies que pueden alcanzar las zonas templadas y desplazarse con las corrientes del invierno como la de California, entre las que se encuentran a Balistes polylepis, Remora remora, Decapterus hypodus, Polydactylus approximans, Thunnus albacares, Fodiator acutus, Trachinotus rodophus, Caranx caballus, Galeocerdo cuvieri, Hippocampus ingens, Oligoplites saurus, Vomer declivifrons, Polydactylus opercularis, Scomberomorus sierra, Caranx hippos, Eucinostomus argenteus, Chaetodipterus zonatus, Chaetodon humeralis, Istiophorus platypterus, Sphoeroides annulatus y Diodon histrix entre otras que señalaremos más adelante. Otros desplazamientos son los de algunas especies de un carácter más norteco, componentes de las faunas del golfo de California y de la región de California, incluida a la subregión de Monterey,

en las que se incluyen a Mustelus lunulatus, Mustelus californicus, Rhizoprionodon longurio, Carcharhinus obscurus, Gymnothorax mordax, Chloroscombrus orcheta, Nematistius pectoralis, Peprilus simillimus, Xiphias gladius, Scomberomorus concolor y Scorpaena spp.

la comparación de los datos de las comunidades de peces de la plataforma continental de la Bahía de Manzanillo, permite suponer que la zona de transición se ubica de esta área hacia el norte, con dirección a la Bahía Banderas, como se demuestra en los censos realizados y de la lista de especies elaboradas para la zona, las especies que definen esta transición son Scarus rubroviolaceus, Scarus gobbhan, Nicholsina denticulata, Thalassoma lutescens, Serranus fasciatus y Mycteroperca rosacea.

A partir de los datos de la tabla 4 se recalcularon los valores de la diversidad y se elaboró el anexo 3, para obtener los datos de la información mutua promedio, solo se utilizaron los datos de 8 muestreos que no se repetían para tomar cada entrada como un evento de probabilidad. Se pueden deducir varias consideraciones importantes a partir de los datos de la columna 2, $p(b_i|a_j)$, que representa la organización en columnas de los renglones de las probabilidades condicionadas de cada especie, que es el número de cada especie entre el número total de individuos de todas las especies y esto entre la suma de individuos de cada muestreo y que se representa en la figura 3 y 4 respectivamente, Lutjanus guttatus, Arius platypogon y Sphyrna

datos de las abundancias de 39 especies en 18 muestreos del litoral de Michoacan, Mexico de
 l, capturadas con redes agalleras y anzuelos.

ESPECIES	0687	0887	1287	F 0188	E 0788	C 1088	H 0289	A 0389	S 1289	0390	0690	1290	0791	0891	1091	1291	0392	0693
ltatus	205	274	289	0	585	439	10	85	449	919	226	17	6	52	8	167	70	5
eticulatus	16	22	217	32	10	3	65	215	726	642	48	117	4	0	1	33	0	
lorus sierra	92	27	218	545	46	309	84	10	148	121	3	187	2	8	0	311	12	2
ogon	94	234	16	16	499	21	89	0	1	88	88	26	1	3	7	33	113	17
rinii	37	146	3	9	579	131	5	0	0	3	60	8	80	215	44	5	11	10
os	14	3	53	30	14	179	9	13	85	29	13	254	11	18	29	122	1	3
ncador	0	0	95	19	0	21	64	37	182	298	8	9	7	0	0	28	0	
s approximans	0	7	356	6	0	82	1	17	52	48	10	35	63	19	3	10	15	
ru	0	0	3	0	12	456	13	12	12	145	2	2	0	0	0	51	4	
aviguttatum	13	1	8	0	0	105	57	0	162	133	0	29	4	1	0	10	26	
allus	20	1	3	43	8	51	15	0	45	190	7	64	13	1	1	33	0	1
ulgens	0	0	88	10	0	10	0	17	146	61	3	127	0	0	0	13	0	
inamensis	37	13	4	4	39	26	0	0	4	1	211	3	10	10	9	2	0	
rhodopus	3	0	10	52	14	28	100	0	9	36	0	7	0	4	0	33	3	
enteus	4	21	37	0	1	59	3	5	93	16	0	0	0	0	0	8	6	
ensis	0	0	0	52	0	0	0	1	48	42	6	6	1	0	0	93	1	
s limbatus	131	28	0	7	28	3	1	0	1	0	38	0	0	0	0	6	1	
leuciscus	1	2	26	0	0	5	40	2	44	0	3	15	0	0	2	24	2	
gentiventris	13	0	3	4	6	2	18	0	63	4	5	2	24	2	0	1	1	1
vernifasciatus	13	59	0	0	7	5	2	0	1	3	4	1	0	0	11	0	3	2
s acantisthius	1	0	0	4	0	1	107	0	0	0	0	0	0	4	15	2	1	
ivifrons	1	0	5	11	4	24	7	0	0	62	6	3	0	5	0	0	0	
lineatus	0	0	3	0	26	17	4	0	6	0	0	6	5	27	16	12	0	
s interruptus	0	0	0	0	0	0	1	32	47	10	3	1	7	0	0	0	3	
ermis	17	0	1	0	28	2	1	0	8	8	0	1	0	0	0	1	24	
us poeyi	16	9	0	0	35	1	0	0	0	1	0	0	17	4	0	0	0	
nbrus orcheta	0	1	19	19	0	0	0	8	7	14	1	2	0	3	0	6	0	
s paloma	47	0	2	0	0	13	0	0	0	0	0	11	0	0	0	2	0	
s panamensis	22	7	0	1	8	6	9	0	13	0	1	0	1	0	2	1	0	
s opercularis	0	0	0	3	0	53	0	0	13	1	0	0	0	1	0	0	0	
us guntherii	7	13	1	0	13	0	0	1	5	2	0	0	0	0	2	1	1	2
emoptera	1	39	1	1	1	0	1	1	0	17	2	0	0	0	0	0	0	
s analogus	0	3	0	0	0	2	0	0	0	11	4	0	0	0	12	0	14	1
nti	1	15	0	0	0	2	0	0	0	5	2	18	0	0	9	0	7	
ta querna	3	1	0	0	2	0	0	0	2	1	25	0	0	12	0	0	0	1
s labriformis	1	0	14	0	0	2	7	2	12	2	0	2	1	0	3	10	0	
er	51	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
s panamensis	0	0	12	0	0	0	4	10	0	6	0	13	0	0	2	0	8	
sexfasciatum	1	0	0	0	0	0	4	1	27	5	0	0	1	0	1	10	0	

lewini son más abundantes en las épocas de las lluvias del verano, Scomberomorus sierra lo es del otoño al invierno y Cynoscion reticulatus lo es en el invierno. A partir de las sumas de los renglones que corresponde a la columna 3, p(bi) se puede obtener el valor de incerteza o índice de Shannon en logaritmo natural, para las 39 especies en cuestión. Este valor puede ser considerado como una aproximación mínima y es $H=2.80890$, el valor de la información mutua promedio $A=0.67722$, que corresponde a la información obtenida y hasta ahora acumulada para los muestreos que de una manera muy simple representa a el 24.109% del total de información de la comunidad, en al menos 39 especies de las analizadas.

6.3.- Niveles tróficos

Como se ha señalado en la sección de material y métodos, para tener una idea de los niveles tróficos se utilizaron los modelos empíricos propuestos por Cohen y Newman (1991), en éste el número de especies tróficas, está definida por $St=1.7793(S)^{0.685}$ donde S es el número de especies biológicas y cuyos números fueron de 40 especies para la interamarea, 105 para el arrecife rocoso y 150 para los fondos suaves, en éste último se consideran también a las especies que confluyen a los ambientes anteriores, así el número correspondiente de especies tróficas fue de 22.26, 43.12 y 55.06 respectivamente. Si la longitud promedio de todas las cadenas dado por el modelo superlineal homogéneo que es:

$$M(St) = (1.38St^{0.35} / (1 + 1.38St^{0.035}St^{-0.65})) + 0(e^{-\epsilon St})$$

Donde St es el número de especies tróficas deducidas, 0 es el orden de magnitud y $\epsilon > 0$ y cuyos valores respectivos fueron de 3.45, 4.6 y 5.09 considerando a las 257 especies biológicas el promedio de cadenas es de 5.912083, el cual resulta alto, bajo la perspectiva de que el número de cadenas no puede ser muy grande (Pimm y Lawton, 1977; Law y Blackford, 1992) y que se supone que en islas de gran tamaño debe ser cercano a 4 (Cohen y Newman, 1991), en este caso considerando que hay aproximadamente 87 especies residentes primarios (que están la mayor parte de su ciclo de vida en los arrecifes) y secundarios (que por ejemplo son ausentes los reclutas y solo se observan de juveniles a adultos) en 1000 metros cuadrados de arrecife rocoso, el número tiende a este valor de 4 niveles.

Los gremios alimenticios definidos con base a las características de su alimentación y de su morfología son 4 (tabla 5), si consideramos que detritívoros (Longhurst y Pauly 1987), planctófagos y ficofagos son consumidores primarios. Por otro lado los gremios son equiparables al número de niveles tróficos, siguiendo el criterio empírico de Burns (1989), con lo cual este número pueden estar entre 4 y 6, considerando el cálculo previo, pero si consideramos la existencia de mosaicos y comunidades ligadas a estos, como los arrecifes rocosos o las zonas de fondos suaves, con roca, el número tiende a 4.

Por otro lado, comparando nuestros datos con los

resultados de Yañez-Arancibia (1978), para los gremios dentro de las comunidades de peces de los sistemas estuarino-lagunares de la costa de Guerrero, se sugiere un patrón parecido, en ambos estudios, los depredadores de tercer orden muestran la mayor diversidad de especies (Tabla 5). Tabla que por otro lado sugiere la importancia que puede tener la depredación en la estructura de estos ensambles, si consideramos la gran riqueza de especies del gremio tope.

 Tabla 5.- Composición de las especies para los gremios alimenticios de los sistemas estuarino-lagunar de Guerrero (Yañez-Arancibia, 1978) y la plataforma continental de Michoacán.

Gremios	Número de especies por Área	
	Guerrero	Michoacán
Depredadores terciarios	35	66
Depredadores secundarios	32	61
Omnívoros	16	17
Detritívoros	11	16
Planctófagos y ficófagos	11	16

6.4.- Producción de peces

Se registraron al menos 202 datos de campo, que corresponde al mismo número de desembarques, realizados en octubre de 1988, febrero de 1989, marzo y junio de 1990 y que se resumen en la tabla 6. EL total de rangos de captura, para 5 días fue de 556.02 a 5590.01 kg. El intervalo de las capturas por día va de 111.2 a 1190 kg por día y el promedio por bote de 25.86 a 89.4 kg.

A partir de la suposición de 10 meses efectivos de

actividad pesquera, en un área de 50 km², la mediana de la producción media anual de peces por metro cuadrado al año fue de 15.76 g m⁻² y⁻¹

La producción total calculada para el área en un año de pesca, es de unas 788 toneladas.

 Tabla 6.- Producción de peces calculada en el área de estudiada, con base en los datos de captura. Los datos están en kilogramos (Kgs), para la producción anual y por hectárea y en gramos para los metros cuadrados por año.

Muestra	10/88	02/89	06/89	03/90	06/90
Captura					
5 Días	60003.60	556.02	1267.00	1298.00	1267.20
Anual	436625.45	155680.00	144800.00	158017.39	144800.00
Kg/ha	87.32	31.13	28.96	31.60	28.96
g/m ² y ⁻¹	8.73	3.11	2.89	3.16	2.89
Media	89.48	27.08	25.86	28.22	28.16
Anual	2503200.00	758240.00	724080.00	790160.00	788480.00
Kg/ha	500.64	151.64	144.81	158.03	157.69
g/m ² y ⁻¹	50.06	15.16	14.48	15.80	15.76
Máxima	546.00	101.90	100.00	200.00	100.00
Anual	152288000.00	2853200.00	2800000.00	5600000.00	2800000.00
Kg/ha	3507.60	570.64	560.00	1120.00	560.00
g/m ² y ⁻¹	350.76	57.06	56.00	112.00	56.00

 Media, Máxima= Capturas medias y máximas de los datos. 5 días se refiere a la que se realizó en ese número durante los muestreos.

6.6.- Clasificación

A partir de los datos de la tabla 4, transformados a logaritmos naturales y convertidos a distancia Euclidianas, se les aplicó el método del promedio de los grupos pares no ponderados (UPGAM) y se obtuvieron tres grupos para las épocas de muestreo y que se muestran en la figura 8.

Un primer grupo de abajo hacia arriba y con mayor

similitud (menor disimilitud) es el de los meses de junio y agosto de 1987, julio de 1988 y junio de 1990, que corresponden a la primavera y el verano y que en el subtrópico y el trópico, corresponden al mayor periodo lluvioso del año, en las que las temperaturas ambientales y de la superficie del agua son mayores y alcanzan promedios de 30 y 35 grados centígrados, respectivamente. Este grupo está relacionado con las especies tropicales y subtropicales, si tomamos en cuenta que los datos de entrada de la matriz, son abundancias de cada especie.

Un segundo grupo de abajo hacia arriba y de similitudes altas y semejantes a la anterior, le corresponden a los meses de julio, agosto y octubre de 1991 y marzo y junio de 1992. Este es un grupo que abarca a todas las épocas climáticas del año en la zona y que en este caso corresponden a la primavera, verano, otoño e invierno, o dicho de otro modo al periodo de lluvias con temperaturas altas, al de lluvias con bajas temperaturas, con dos épocas de secas. Tal grupo tiene relaciones con aquellas especies presentes en todo el año, residentes de diversos ambientes, tal como el arrecife rocoso, los fondos suaves, los estuarios y lagunas y los ambientes de rocas, cantos rodados y fondos suaves cercanos a la desembocadura de los ríos, en el Pacífico y se puede suponer como un gradiente de la comunidad en relación a las fluctuaciones climáticas.

Hay un tercer agrupamiento, que incluye a diciembre de 1987, enero de 1988, febrero, marzo y diciembre de 1989,

grados centígrados, para la superficie del agua. Las precipitaciones no son tan intensas como las de la primavera y verano pero su influencia es enorme por medio del escurrimiento de las captaciones que se dan en la sierra madre occidental.

Cuando la matriz de las distancias euclidianas fue transpuesta, obtuvimos hasta 4 agrupamientos de especies, si uno de tales grupos se puede separar. En la figura 9 y de arriba hacia abajo podemos observar a un gran agrupamiento de especies que se corresponden con todas las épocas climáticas y con las especies que están presentes a lo largo de todo el año, sin embargo tal grupo puede ser partido en tres subagrupamientos distintos.

Así hay un subgrupo de especies, de las presentes a lo largo del año en la región, pero que son abundantes en la primavera y el verano, la época de mayor precipitación y mayores temperaturas del agua y entre las que son notorias Centropomus poeyi, Lutjanus novemfasciatus y Carcharhinus limbatus, además incluye Epinephelus analogus, Hoplopagrus guentherii, Umbrina xanti, Ancyclopseta querna, Pomadasys panamensis, Trachinotus paloma, Dixonina nemoptera, Lutjanus inermis, Menticirrhus panamensis, Polydactylus opercularis y Vomer declivifrons. P. opercularis y V. declivifrons que forman un una rama con A. querna, son euritéricas abundantes, en estas épocas.

Un segundo subgrupo, de las mismas especies presente todo el año, esta más relacionado al otoño o época de finales de

las lluvias de verano, un breve estiaje que se caracteriza por alta productividad primaria, derivado de la materia orgánica disponible y comienzo del descenso de la temperatura del agua. Hay una notoria presencia de las especies abundantes en el otoño como Shpyraena ensis, y Chloroscombrus orcheta y que además incluye a Pomadasys leuciscus, Ephinephelus labriformis, Anisotremus interruptus, Haemulon sexfasciatum y Lutjanus argentiventris. Especies como Ch. orqueta presentan patrones de movimientos de la región templada hacia las tropicales.

Unidos a este par de subgrupos, se encuentra otro tercero, formado por un par de especies, que son Ephinephelus acanthistius y Euthynnus lineatus, ambas presentes a lo largo del año, en distintas fases de su ciclo de vida, una del ambiente pelágico y otra del ambiente bentónico, ambas se pueden considerar como partes de la región Panámica.

Aparte de este anterior grupo, compuesto de 3 subgrupos, hay un segundo grupo de especies, que esta relacionado con el invierno, cuando hay influencia de la Corriente de California y de las a lluvias invernales vía escurrimiento, entre las especies de este grupo se encuentran Lutjanus peru, Larimus argenteus, Lythrulon flaviguttatum, Caranx caballus, Polydactilus approximans, Umbrina roncadior, Larimus effulgens, Cynoscion reticulatus, Scomberomorus sierra, Trachinotus rodophus y Caranx hippos. En este grupo hay un ligero predominio de las especies euritéricas y hay al menos 5 especies de las

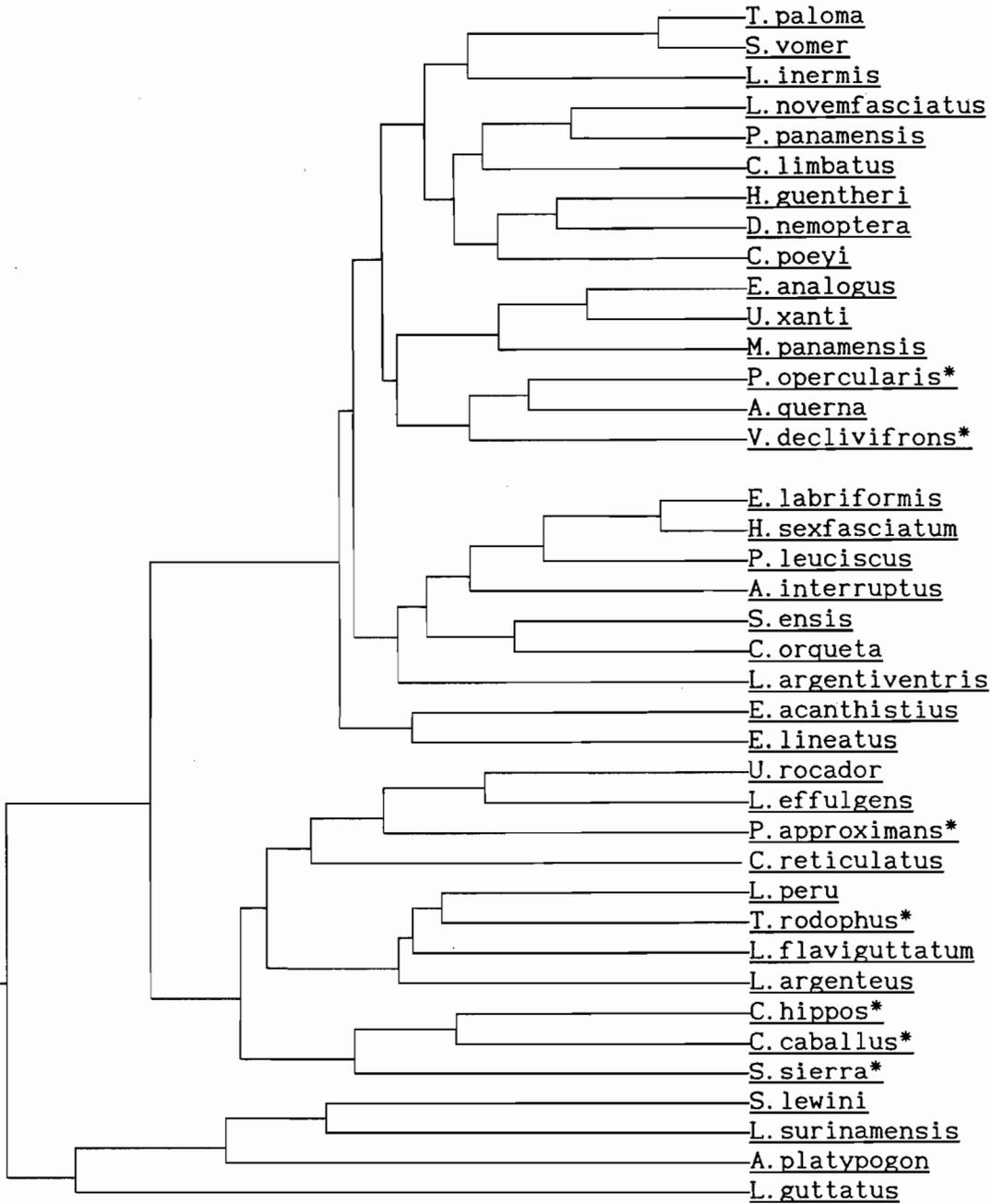
analizadas (5/11). Además se considera que especies tal como L. peru presentan patrones de movimientos, hacia las regiones subtropical y tropical, para reproducirse.

Hay un tercer grupo, de la primavera y verano, con especies cuyas abundancias son altas en las época de la influencia de las corrientes cálidas del sur derivadas del efecto de la contracorriente norecuatorial, se presentan también las mayores precipitaciones y las mayores temperaturas del año. Este grupo esta compuesto por Lobotes surinamensis, Sphyrna lewini, Arius platypogon y Lutjanus guttatus. Esta es además una época de reproducción estos peces y de el tiburón cornuda.

Un revisión de las matriz de 39 especies en 18 muestreos, por medio de los coeficientes de correlación de Pearson, permitió una reducción del número de muestreos a comparar, bajo la suposición de eliminar a aquellos valores que fueran menores a 0.5 y en los que además existieran menos de 2 correlaciones menores al valor señalado para cada columna de comparaciones, así llegamos a una matriz de 39x10, del cual solo presentamos, en la figura 10, las agrupaciones de las especies obtenidos con fines estrictos de comparación, los meses que se incluye para comparación son junio, agosto y diciembre de 1987, julio y octubre de 1988, marzo y diciembre de 1989, marzo y junio de 1990 y marzo de 1992.

Un primer grupo, de arriba hacia abajo, agrupa a E. analogus, U. xanti, D. nemoptera, A. guerna, C. poeyi, H.

ESPECIES



13 10 3
 DISTANCIAS EUCLIDIANAS

Figura 9.- Agrupamiento de especies de los ensambles de peces de la plataforma continental del Pacífico centro sur de México. Los datos de las abundancias fueron transformados a logaritmo natural, transpuestos y convertidos a distancias Eculidianas y agrupadas por el método de los grupos pares no ponderados (UPGAM). Los asteriscos, señalan a las especies euritérmicas.

guentherii, P. panamensis, L. novemfasciatus, I. paloma, S. vomer, E. acanthistius, L. argentiventris, L. inermis, E. lineatus, P. opercularis*, Ch. orqueta, E. labriformis, P. leuciscus, M. panamensis, S. ensis, H. sexfasciatum, A. interruptus y cuyas especies quedan comprendidas en el subgrupo señalado para la matriz de 39x18 y que suponemos esta relacionado a las épocas de las lluvias de la primavera y el verano, con la excepción de que no están especies como, C. limbatus y V. declivifrons

Un segundo grupo de arriba hacia abajo agrupa a I. rodophus*, V. declivifrons*, C. caballus*, L. peru, L. flaviguttatum, S. sierra*, C. hippos*, P. approximans*, L. argenteus, U. roncador y L. effulgens y que están incluidos en lo que se ha nombrado, también como segundo grupo de la matriz de 39x18, que incluye especies, relacionadas con el invierno, cuando hay influencia de la Corriente de California y de las lluvias invernales vía escurrimiento y en este como el caso de la figura 9 hay predominio de las especies euritéricas (6/11) y la diferencia es que no se incluye a C. reticulatus.

El tercer grupo de la figura 10, incluye a A. platypogon, S. lewini, L. surinamensis y C. limbatus y comparte con el tercer grupo de la figura 9, tres especies ligadas a las épocas de la mayor influencia de las lluvias del verano, en este caso queda claramente separado C. limbatus, que ya se ha planteado es abundante en las épocas de lluvias del verano.

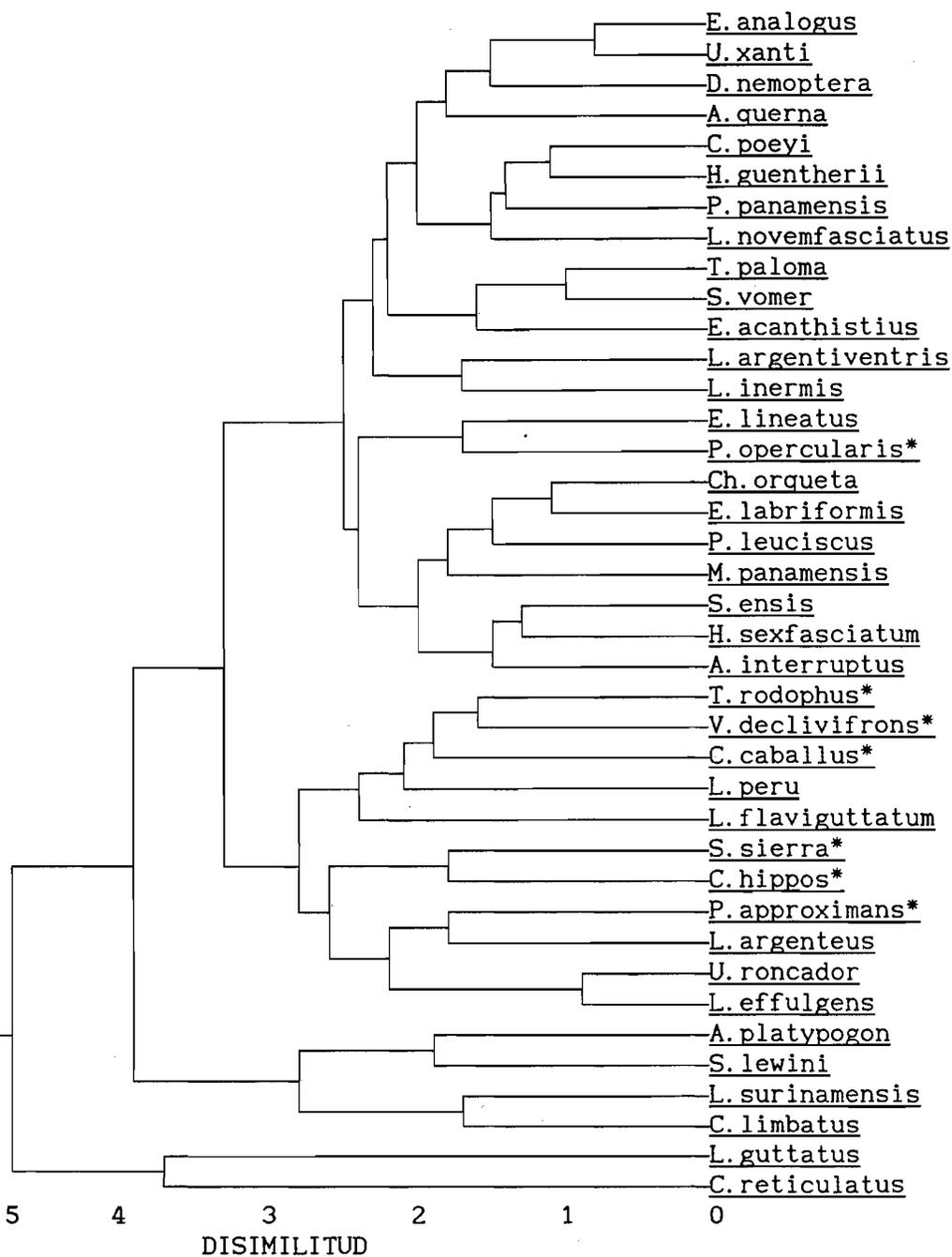


Figura 10.- Agrupamiento de especies, cuando la matriz de 39x18, fue reducida a 39x10. Los grupos de especies de los ensambles de la plataforma continental del centro sur de México, tiene gran coincidencia entre sí para ambas matrices. Los datos fueron transformados a logaritmo natural, convertidos a distancias Euclidianas y agrupados por el promedio de grupos pares no ponderados (UPGAM). Los asteriscos señalan a las especies euritéricas.

El cuarto grupo de la figura 10, esta formado por L. guttatus y C. reticulatus, lo cual puede explicarse por el hecho de que la primera especie es abundante gran parte del año, aunque las estructuras poblacionales son distintas, en el verano son abundantes los adultos y en el invierno los juveniles, que coinciden con las abundancias de C. reticulatus,

6.6.- Ordenamiento

A partir de la trasposición de la matriz de 39 especies por 18 muestreos (tabla 4), se obtuvo la matriz de correlación entre los distintos meses de los muestreos y los valores más altos fueron entre los siguientes meses, junio y agosto de 1987, 0.6; junio de 1987 y julio de 1988, 0.698; Agosto de 1987 y julio de 1988, 0.67; agosto de 1991 y junio de 1992; Julio de 1988 y junio de 1992, 0.665; diciembre de 1987 y marzo de 1989, 0.72; diciembre de 1987 y diciembre de 1989, 0.62; diciembre de 1987 y marzo de 1990, 0.653; diciembre de 1987 y diciembre de 1990, 0.728; diciembre de 1987 y diciembre de 1991, 0.65; Marzo de 1989 y diciembre de 1989, 0.66; marzo de 1989 y marzo de 1990, 0.625; diciembre de 1989 y diciembre de 1991, 0.638; Marzo de 1990 y diciembre de 1991, 0.606; diciembre de 1990 y diciembre de 1991, 0.65. Las observaciones que se pueden obtener es acerca de las relaciones mayores se dan entre los diversos grupos de meses que pertenecen a las lluvias del verano y entre los meses del otoño a las lluvias del invierno. Los valores restantes son menores o iguales a 0.6.

Los primeros 3 eigenvalores o valores propios (Tabla 7), explican el 62.11% de la varianza, que resume buena información, al respecto de las comunidades en cuestión y que son los que vamos a comentar. El 4o. componente mantiene la tendencia que señalaremos y ayuda a explicar hasta el 68.87% pero del cual no abundaremos.

Cuando la matriz no fue transpuesta previamente y las variables de interés fueron las épocas de muestreo, la matriz de correlaciones permitió saber, que las especies del otoño e invierno mantienen valores altos, como los que presentan Cynoscion reticulatus y Umbrina roncadador, 0.816, Cynoscion reticulatus y Larimus effulgens, 0.77, Scomberomorus sierra y Larimus argenteus, 0.78, Umbrina roncadador y Larimus effulgens, 0.78, Larimus effulgens y Chloroscombrus orcheta, 0.74, Trachinotus paloma y el papelillo (Selene vomer), 0.75, Pomadasys leuciscus y Epinephelus labriformis, 0.82. Hasta 4 valores propios explican el 57.89% de la varianzas y dejando de lado otros comentarios, los resultados de los componentes principales que se presentan en la figura 11, permite observar en la parte superior derecha, la agrupación de los meses del invierno, como diciembre de 1987, enero de 1988, marzo de 1989 y diciembre de 1990. En la superior izquierda se ubican los meses del verano al invierno y que guarda relación con las especies que están presentes todo el año. En la parte inferior izquierda se ubican los meses del verano como junio de 1987 y

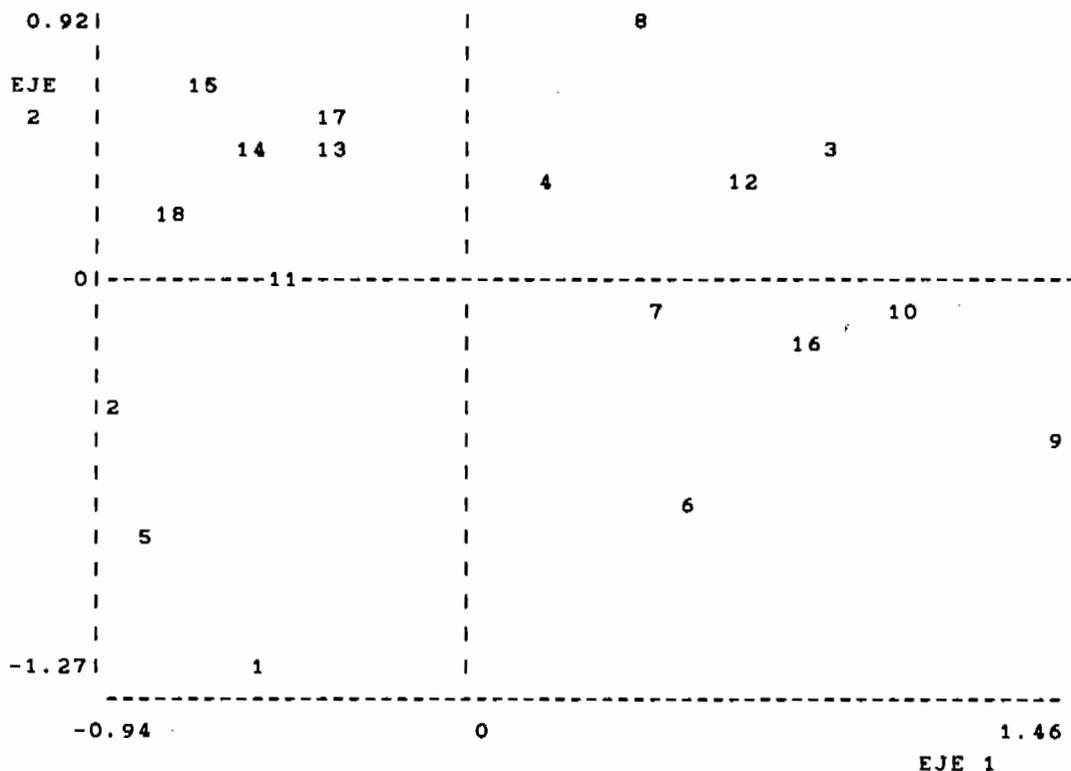
Julio y agosto de 1988. En la parte inferior derecha se ubica a los meses del otoño al invierno como octubre de 1988, diciembre de 1990 y 1991, enero de 1988 y marzo de 1990.

 Tabla 7.- Valores propios de la matriz de datos de la tabla 4, transpuesta y transformada por ln y de allí obtenida la matriz de correlaciones. La transposición convierte a las columnas en los objetos de interes. Los eigenvalores se refiere a la varianza explicada de los datos.

EJE	Eigenvalor	Por ciento del total	Por ciento Acumulado
1	6.493	36.07	36.07
2	3.389	18.83	54.90
3	1.298	7.21	62.11
4	1.217	6.76	68.87
5	1.034	5.74	74.61
6	0.753	4.19	78.80
7	0.734	4.08	82.88
8	0.577	3.21	86.08
9	0.509	2.83	88.91
10	0.405	2.25	91.16
11	0.346	1.92	93.09
12	0.271	1.51	94.59
13	0.258	1.43	96.03
14	0.239	1.33	97.36
15	0.149	0.83	98.19
16	0.130	0.72	98.91
17	0.113	0.63	99.54
18	0.084	0.46	100.00

Cuando se realizó la transposición de la matriz de la tabla 4, se convierte a los muestreos en renglones y los vectores propios (tabla 8) nos indican así, la 'influencia' de tal variable sobre los ejes de los componentes principales, así en el primer eje son importantes diciembre de 1987 (0.291), octubre de 1988 (0.279), marzo 1990 (0.267), diciembre de 1990 (0.283) y diciembre de 1991 (0.295), y que corresponden a los

Figura 11.- Ordenamiento de los resultados de los componentes principales, que es el producto de los valores propios por los datos originales, en este caso transformados a Ln y de allí obtenidas a correlaciones. Los números corresponden a los meses como estan en la tabla 5 y con ejes de la tabla 7 y el texto.



Las fechas son (1) junio 1987, (2) agosto (1987), (3) diciembre de 1987, (4) enero 1988, (5) julio de 1988, (6) octubre de 1988, (7) febrero 1989, (8) marzo 1989, (9) diciembre de 1989, (10) marzo 1990, (11) junio 1990, (12) diciembre de 1990, (13) julio de 1991, (14) agosto de 1991, (15) octubre de 1992, (16) diciembre de 1991, (17) marzo de 1992 y (18) junio de 1992.

meses del otoño e invierno. En este mismo eje, ejercen algún papel también los meses de junio 1990 (0.257), julio 1988 (0.257), agosto de 1991 (0.231) y junio de 1992 (0.247), que corresponden al verano de lluvias.

En el segundo eje, los vectores propios que corroboran esta tendencia son diciembre 1987 (0.252), marzo 1989 (0.317),

diciembre 1989 (0.333), marzo 1990 (0.266) y diciembre de 1991 (0.200) del otoño invierno y por el otro lado estan los meses del verano lluvioso y cálido, como julio de 1988 (-0.307), octubre de 1991 (-0.305), julio 1988 (-0.298), junio 1992 (-0.278) y junio de 1987 (-0.250).

En el tercer eje, las influencias señaladas vuelven a corroborarse como se pueden ver en junio 1987 (0.398), marzo 1992 (0.362), agosto de 1987 (0.266), febrero 1989 (0.211) y julio de 1988 (0.184). Otros meses son julio de 1991 (-0.475) y agosto de 1991 (-0.429).

 Tabla 8.- Vectores propios de la matriz traspuesta, que permite analizar cual es la 'influencia' que ejercen los distintos meses, en este caso la que hacen las distintas épocas climáticas.

MUESTREO	EJE 1	EJE 2	EJE 3
1	0.188	-0.250	0.398
2	0.218	-0.278	0.266
3	0.291	0.252	-0.051
4	0.214	0.141	-0.094
5	0.257	-0.307	0.184
6	0.279	-0.004	-0.054
7	0.206	0.136	0.211
8	0.189	0.317	-0.070
9	0.210	0.333	-0.028
10	0.267	0.266	0.143
11	0.257	-0.172	-0.076
12	0.283	0.195	-0.113
13	0.214	-0.098	-0.475
14	0.231	-0.264	-0.429
15	0.123	-0.305	-0.290
16	0.295	0.200	0.087
17	0.198	-0.109	0.362
18	0.247	-0.298	-0.011

Los resultados de los componentes principales, es decir

los vectores propios por los datos originales de la matriz de análisis, la matriz de correlaciones, permiten el ordenamiento de 4 grupos de especies, pues al ser traspuesta la matriz, se convierte a las especies en los objetos de interés, es decir en las columnas. En la figura 12, en la parte superior derecha se encuentran el huachinango Lutjanus peru, la boca de novia (Larimus argenteus), el ronco blanco (Lythrulon flaviguttatum), Caranx caballus, la barbilla (Polydactilus approximans), Umbrina roncadorensis, la boca de novia rayada (L. efulgens), Cynoscion reticulatus y Scomberomorus sierra, relacionados con la época del invierno, a la influencia de las lluvias invernales via escurrimiento y a la corriente de California.

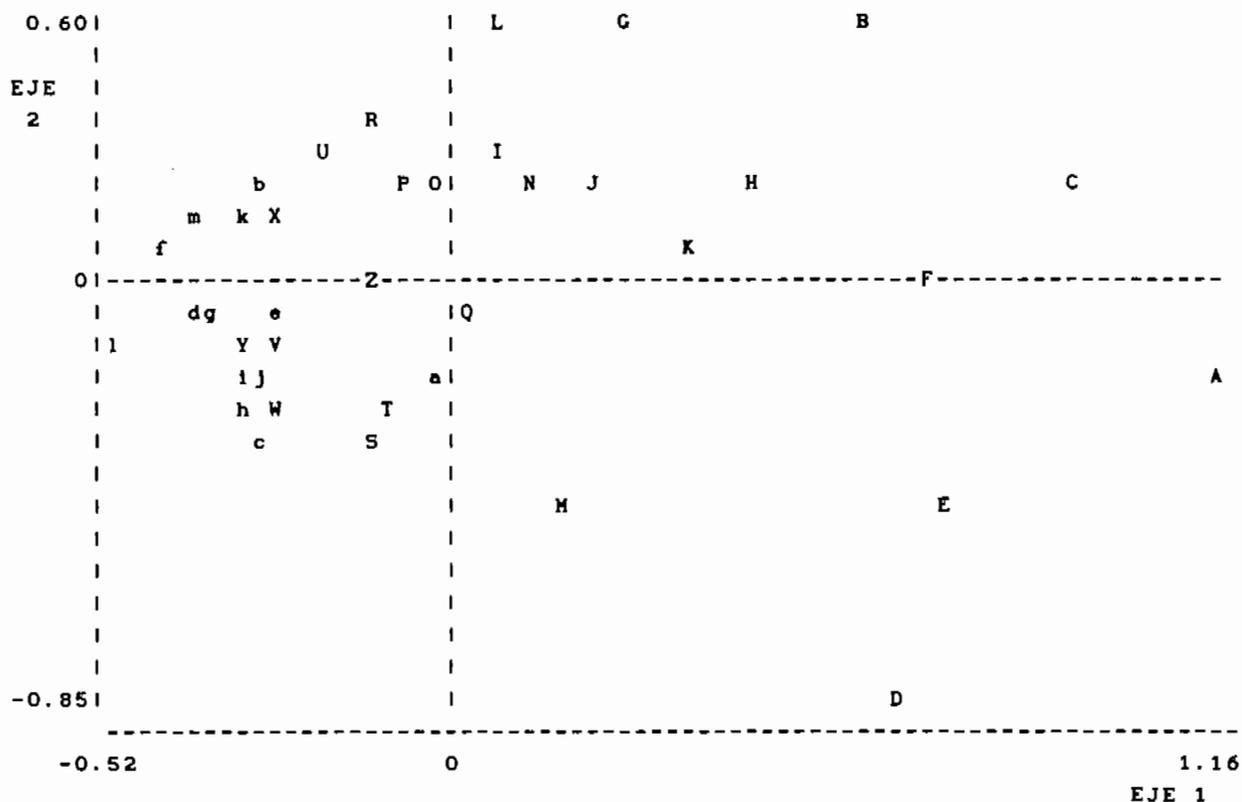
En la parte superior izquierda se ubica al ronco (Pomadasys leuciscus), la barracuda (Sphyraena ensis), el ojotón (Chloroscombrus orcheta), la cabrilla (Ephinephelus labriformis), la bacoca (Anisotremus interruptus), el ratón (Menticirrhus panamensis), el mojarrón (Haemulon sexfasciatum), la barbilla amarilla (Polydactilus opercularis) y la palometa (Trachinotus rodophus), relacionadas al otoño o época de finales de las lluvias de verano, un breve estiaje que se caracteriza por alta productividad primaria, derivado de la materia orgánica disponible y comienzo del descenso de la temperatura del agua, en los inicios del invierno.

En la parte inferior izquierda se ubican a Centropomus poeyi, Epinephelus analogus, al pargo coconaco (Hoplopagrus

guentherii), la rayadilla (Umbrina xanti), Ancyclopseta guerna, Pomadasys panamensis, Epinephelus acanthistius, el pargo sandía (Lutjanus inermis), Trachinotus paloma, Dixonina nemoptera, Carcharhinus limbatus, el pargo colmillón (Lutjanus novemfasciatus) y el barrilete (Euthynnus lineatus). Este es un grupo de especies que están presentes a lo largo del año en la región, aunque algunas son un poco más abundantes en el verano, época de la mayor precipitación y mayores temperaturas del agua.

En la parte inferior derecha se encuentran Lobotes surinamensis, Sphyrna lewini, Arius platypogon y Lutjanus guttatus, un grupo de especies abundantes en las épocas de las lluvias del verano, en la época más lluviosa de la temporada, que es cuando todas ellas se acercan a las desembocaduras de los ríos para desovar, las mayores arribazones o corridas latitudinales son las del tiburón martillo (Sphyrna lewini) y de la cherla (Lobotes surinamensis) y las de profundidad hacia las partes someras, son las del pargo lunarejo (Lutjanus guttatus), la cual por ejemplo sucede en las lunas llenas y tormentas. Ligado a este grupo se encuentra a Lutjanus argentiventris.

Figura 12.- Ordenación de los datos de los resultados de los componentes principales de la matriz traspuesta, que permite el agrupamiento de al menos 4 grupos de especies. Las especies cercanas al eje 0,0 tiene poca 'influencia' en tales grupos.



Las especies son (A) Lutjanus guttatus, (B) Cynoscion reticulatus, (C) Scomberomorus sierra, (D) Sphyrna lewini, (E) Arius platypogon, (F) Caranx hippos, (G) Umbrina roncadore, (H) Polydactylus approximans, (I) Lutjanus peru, (J) Lythrulon flaviguttatum, (K) Caranx caballus, (L) Larimus effulgens, (M) Lobotes surinamensis, (N) larimus argenteus, (O) Trachinotus rodophus, (P) Pomadasys leuciscus, (Q) Lutjanus argentiventris, (R) Shpyraena ensis, (S) carcharhinus limbatus, (T) Lutjanus novemfasciatus, (U) Chloroscombrus orcheta, (V) Pomadasys panamensis, (W) Hoplopagrus guentherii, (X) Epinephelus labriformis, (Y) E. acanthistius, (Z) Vomer declivifrons, (a) Euthynnus lineatus, (b) Anisotremus interruptus, (c) Centropomus poeyi, (d) Trachinotus paloma, (e) Lutjanus inermis, (f) Polydactylus opercularis, (g) Dixonina nemoptera, (h) Epinephelus analogus, (i) Umbrina xanti, (j) Ancyclopsetta guerna, (k) Menticirrhus panamensis, (l) Selene vomer, (m) Haemulon sexfasciatum.

6.7.- Estabilidad

Los análisis de la estabilidad a partir de las abundancias presentados en la tabla 4, se llevaron al cabo, con tablas de contingencia chi-cuadrada. Para la muestra total, se obtuvo que $\chi^2=37\ 869.29$. Siendo los grados de libertad 646. El valor de χ^2 de tablas fue $\chi^2= 647.02$, cuando $p=0.05$. Por lo cual se rechaza la H_0 y se acepta la H_a alterna que señala, que no hay estabilidad en este nivel (Rahel, 1990), lo cual puede estar relacionado a sesgos del muestreo o un comportamiento estocástico de la estructura de la comunidad.

Cuando las abundancias fueron organizadas por rangos y siguiendo la propuesta de Kendall, se obtuvo que el valor de $\chi^2= 285.18$, cuando los grados de libertad fueron 38 y el valor de tablas para $\chi^2= 70.703$ cuando $p=0.005$. Así se rechaza H_0 , acerca de la no concordancia y se demuestra que la comunidad de peces es estable, en este nivel de organización (Ebeling, et al, 1990).

7.- Discusión

El tamaño de la muestra del presente trabajo es representativa sobre la base, de un análisis empírico, de la forma en la que se comportan los datos de las especies acumuladas en el tiempo y que también se puede observar en la primitiva de esa función, que se presentan en la misma tabla 1, y tal como se muestra la figura 2. Los datos de las especies acumuladas o la suma de las especies que se van encontrando cada vez crece muy poco y eso se toma como criterio de que la muestra se acerca asintóticamente a una tamaño adecuado, para 18 muestreos que se han realizado y para el cual se han acumulado además a 22, 523 individuos. Permanece como problema, si la riqueza responde linealmente si la analizamos en una perspectiva regional, tal como ha sido planteado por Ricklefs (1987), por que los datos acumulados no son suficientes para compararlos. De cualquier modo el supuesto teórico es fuerte y se sustenta en las consideraciones de tipo histórico como responsables de la diversidad. Desde luego que los procesos locales tales como la competencia juegan algún papel al que muchos estudios han apostado, una de las técnicas más conocida fue la de los modelos nulos, que ha sido sujeto de críticas certeras tales como las de Simberloff y O'Connor (1979) y recientemente por Jackson et al (1992), estos últimos han sostenido que lo único que estos pueden probar es la existencia de una estructura distinta de la que se esperaría o no por azar, pero no probar la competencia,

sin embargo como veremos más adelante procesos como la depredación, que pueden ubicarse como locales, parece jugar un papel importante dentro de nuestro ensamble.

La abundancia de algunas especies, en nuestro estudio, está relacionada al esfuerzo de captura o al tipo de arte, que provocan sesgos, como se sabe en los análisis de pesquerías. Por ejemplo, comparando las especies abundantes de Amézcuca (1985), capturadas con redes de arrastre camaroneras, hay mucha diferencia, con nuestras especies abundantes, para la plataforma continental, pero a nivel de la composición compartimos la captura de unas 120 especies. Las redes de arrastre, pueden dar otra parte de la historia natural de las comunidades, pues capturan peces de pequeñas tallas y de pequeñas edades, reclutas, postreclutas, organismos de hábitos más bentónicos y de menores desplazamientos y por otro lado se capturan importantes recursos alimenticios para los peces, como son los crustáceos. Con respecto a los anzuelos, en nuestros datos, con la excepción de unas 20 especies, que no son capturados por estos, tienen con las redes, sobreposición, con lo cual el conjunto de los datos de redes y anzuelos de nuestros muestreos, son susceptibles de analizarse conjunto. Podemos señalar que otras comparaciones nos permiten ubicar distintos niveles de explotación a la que son sometidas las comunidades costeras del Pacífico, por ejemplo y ahora comparando con los datos de Herrera (1992), sobre las capturas de carángidos en la costa de

Guerrero, podemos señalar otro tipo de sesgo, que se deriva al tratar de evitar al máximo, por lo menos durante este estudio, la captura de aquellas especies que poseen escaso valor comercial en el área, como es el caso la familia carangidae, en particular el caso de Caranx hippos y Caranx caballus, pero aún así la probabilidad de evitarlos es baja y en nuestro caso, C. Hippos es una de las especies más abundantes de nuestros muestreos y C. caballus es otra de las especies que consideramos en el análisis global que incluye a las 39 especies más abundantes y presentes a lo largo del año. por otro lado, Carangidae es la familia de la que se capturan mayor número de especies. En términos globales sus fechas de capturas son coincidentes con las nuestras.

Prosiguiendo con los sesgos de las artes o las trampas, se pueden señalar que es generalizado a los estudios de las comunidades animales, incluidas las terrestres, de ahí que se deba optar por un análisis, que aunque complica un poco más las cosas, trate de estudiar al mayor número de especies (Jackson y Harvey, 1989). Con más detalle se debe considerar que las capturas comerciales, son producto de la experiencia y el conocimiento que se posee del área, realizadas en ambientes en mosaico y por tanto asimilables a un muestreo estratificado al azar, con lo cual es sujeto de análisis, desde la perspectiva del diseño experimental. Por otro lado las pesquerías del área son no secuenciales, es decir que no cambian las artes de pesca

dependiendo del tipo de recursos abundantes en tales o cuales épocas y más bien, éstas pesquerías utilizan las mismas artes o modificaciones de las mismas, en las distintas épocas climáticas y sobre distintos parches, con actividades que son coincidentes en el tiempo y el espacio. Pero aunque después de todo, el sesgo se mantenga, los datos nos da cuenta de muchas características de las comunidades marinas de peces de esta zona la plataforma continental, sobre todas de las zonas de interacciones de las desembocaduras de los ríos, de las zonas de fondos suaves y arenosos y de areas de arrecife rocoso, además de las áreas de pelágicas y bentónicas fóticas de profundidad y de las dinámicas de transición de regiones biogeográficas y climáticas marinas en las que se encuentra ubicada el país. Sin embargo, no esta por demás insistir en la necesidad de avanzar en un mayor conocimiento del área.

Los valores de riqueza y diversidad ligeramente mayores del otoño, y la formación de grupos de especies a los comienzos de la influencia de la corriente de California, en el invierno, puede estar relacionados al aumento de la productividad primaria, desde finales del breve estiaje de finales de lluvias del verano, en la cual hay una gran cantidad de materia orgánica suspendida, hasta el comienzo de la influencia tanto del escurrimiento por las lluvias de la Sierra Madre Occidental, que produce disponibilidad de materia orgánica y de la influencia de las surgencias locales, que son producidas por los vientos del

norte. Por otro lado los movimientos de las poblaciones de peces de las regiones zoogeográficas del Golfo de California y de San Dieguina en el Pacífico Norte, hacia la región Mexicana (briggs, 1974), o a la Panámica (Ekman, 1953, Horn y Allen, 1967) asociados a las temperaturas de las aguas, que contribuye a este incremento de la diversidad en el invierno. La hipótesis de Horn y Allen (1976), que comentaremos y discutiremos, es la que podemos tomar en el presente trabajo como la consideración más importante para explicar a la dinámica y la estructura de las comunidades de estudio, ellos habian encontrado que sus estudios sobre los peces costeros de California, relaciones entre distribución y temperaturas, tal como sucede con los datos del presente trabajo y que para ellos confirmaba los estudios de Fitch (1967) sobre los peces fósiles del pleistoceno en el sureste de California, los trabajos de Hubbs (1948, 1960) sobre las distribuciones en tiempos geológicos, y sobre los cambios durante los años de aguas cálidas de finales de los 1950s por Radovich (1961). Señalaban además, que los dos últimos autores habian mostrado que tan sensibles son los peces móviles para responder en el corto plazo a las fluctuaciones en las temperaturas del mar. En términos globales y con lo que parece concordar este trabajo es que estas distribuciones reflejan las discontinuidades faunales existentes en el Pacífico y que estan relacionadas a los patrones climáticos marinos. Sin duda alguna en este nivel general es

importante señalar que al igual o similarmente a lo que pasa al nivel terrestre, la República Mexicana se encuentra en una zona de transición entre dos grandes climas marinos, desglosando diremos que se ha hablado de 4 regiones climáticas, la tropical, la subtropical, la templada y las regiones de influencia polar o fría. Típicamente se habla de 3 regiones la tropical, la subtropical y la templada, dependiendo de la época se puede hablar de influencia tropical o polar y así aparecen hasta 4 climas con sus distintos gradientes, esto si hablamos a nivel de la plataforma continental.

Prosiguiendo, digamos que la profundidad es el analogo, a como la se dan las distribuciones a medida que aumenta las alturas, en los ecosistemas terrestres con respecto a las latitudes, así a medida que aumenta la profundidad tendemos hacia los climas de tendencia polar o fría, tal como lo señalan Horn y Allen (1976) de que la distribución de los peces del sur que se da en el nivel de la plataforma continental tienen su límite hacia el norte en Punta Concepción y hacia el sur los peces de los climas templados y frios, como los de California, pueden alcanzar hasta las costas de Chile, si los vemos hacia profundidad y alejados de zona de la plataforma continental, como las bahías y los estuarios. Por ahora solo suponemos dinámicas asociadas a cambio climáticos, tales como los movimientos de las poblaciones panámicas hacia el norte y por tanto la aparición de un grupo que he llamado de las lluvias de

mediados de la primavera y el verano. El movimiento de las poblaciones euritéricas de la región panámica, del Golfo de California y la región San Dieguina que he llamado de las especies de fines del otoño al invierno y los grupos que se derivan de ambas mezclas en los dos periodos intermedios, junto con las especies que permanecen en las comunidaes y que son típicamente Panámicas, para la región de estudio.

Hay dos movimientos más de las poblaciones que hemos observado, uno es de las poblaciones de profundidad, hacia las desembocaduras de los ríos, en las épocas de mayor influencia tropical y panámica, tal como sucede con Lutjanus guttatus, otras de serránidos y lobótidos, y supongo a partir de los datos de profundidades de capturas, es que tales poblaciones viven en las zonas de transición de las aguas cálidas costeras y las aguas frías profundas, análogo a su máxima distribución latitudinal a donde se puede encontrar a estas poblaciones, como es Punta Concepción por la costa de Pacífica de California y el cinturón insular del Golfo de California. Estas poblaciones tiene al parecer una estructura de edades en relación con la profundidad es decir también con la temperatura y lo cual debiera funcionar igual al nivel latitudinal, pero esta coincidencia solo lo he observado para el Huachinango del Pacífico Lutjanus peru y Cynoscion reticulatus, pero que debe ser válido para algunas poblaciones, en general podrian existir poblaciones que tengan estructuras de edades hacia profundidad y

las zonas de colonización y reclutamiento sean los sistemas estuarino-lagunares y los arrecifes rocosos y por otro lado poblaciones que tengan una estructura de edades latitudinal y las poblaciones adultas se encuentren hacia las mayores latitudes, tal como ha sido documentado para Cynoscion nebulosus en el Golfo de México.

Grandes desplazamientos latitudinales o llamadas corridas son las de los scómbridos, con especies que de larvas, reclutas y juveniles habitan las aguas del domo de Costa Rica en las zonas de retención de larvas de la contracorriente norecuatorial y cuyos adultos de muchas especies son considerados como de parte de las faunas de la región de San Diego (Miller y Lea, 1972, Horn y Allen, 1976).

Así nuestras comunidades de estudio, son muy ricas y diversas tal como lo supone la influencia de las faunas tropicales como las panámicas al que se suman el hecho de que sean zonas de transición, entre tres grandes regiones biogeográficas marinas y de una complejidad climática marina, derivado también de al menos tres grandes regiones climáticas. Los valores del índice de Shannon son altos si los consideramos con respecto a los publicados hasta ahora para los sistemas estuarino-lagunares y la plataforma del Pacífico, sin embargo los cálculos del promedio de información mutua permiten suponer que solo se ha acumulado un poco menos del 25% de la información de la comunidad, es decir hemos disminuido en una incerteza de

esta índole. Si consideramos a todos los datos de la comunidad la incerteza se crece y los hace también el promedio, lo que significa que se necesita un mayor tiempo de muestreo para asegurar un mínimo de incerteza promedio.

Concerniente a la producción de peces, el cálculo está dentro de los intervalos calculado por Lowe-McConnell, de 7.3 a 71.39 g m⁻² y⁻¹ (Warburton, 1979) para las aguas continentales, aunque hay datos menores como se ven en la tabla 6, y el intervalo citado por Begon et al., (1986) para las aguas de la plataforma continental de 1 a 40 g m⁻² y⁻¹. Pero el cálculo es muy global y es necesario procesar una mayor cantidad de datos de las capturas y hacer capturas más específicas para el caso. El cálculo de las capturas globales calculado está muy por encima de lo que reporta la Secretaría de Pesca, para todo el estado y la nuestra solo corresponde a un área de 50 km de larga y 1 de ancha. Considerando estos datos y los cálculos derivados de la ictiofauna capturada por las redes de arrastre de los camaroneros (Yañez-Arancibia, 1985 (ed.)) la producción total del Pacífico debe ser al menos del doble de la reportada, lo que implica, las potencialidades económicas en las condiciones actuales y que son del mayor interés nacional.

El análisis del tamaño de la cadena trófica es preliminar, sin embargo es pertinente hacer algunas consideraciones, sobre la tabla 7. En primer lugar, no es del todo real la separación que se a dado entre los consumidores de

plantas y algas y los llamados detritívoros, que son de hecho consumidores primarios, si consideramos que gran parte de su alimentación esta compuesta de diatomeas y por tanto esto puede reducir el número de gremios a 4 lo que estaria más acorde con la idea de un tamaño pequeño para las tramas tróficas. El mismo número es deducible, considerando a los casos, del bagre cuatete (Arius platypogon) y el pargo flamenco o lunarejo (Lutjanus guttatus) que hemos estudiado con más detalle (Maupomé, 1989; Gutiérrez, 1990; Martínez, 1991). Podemos observar que por ejemplo que el bagre cuatete, es consumido por tiburones chatos (Carcharhinus leucas), pargos colmillones (Lutjanus novemfasciatus) y cherlas (Lobotes surinamensis) y es por tanto una especie intermedia, por otro lado, consume a peces pequeños de Muraenidae, Sciaenidae, Gobiidae y Scorpaenidae, que son depredadores topos, por lo menos, lo es Muraenidae cuando son adultos, por otro lado el bagre, además consume organismos de su talla, como a los de la familia Ophichthyidae. Los peces de las familias consumidas por el bagre, tienen hábitos alimenticios de carnivoría y consume larvas de peces y de otros crustáceos, estos pueden ser de hábitos de herbivoría o no, pero por propósitos prácticos vamos a suponer que tal cosa es cierto y entonces encontraremos, así a las especies depredadoras terciarias, secundarias, primarias y a las consumidoras primarios, sin considerar nivel de la producción, entonces tenemos a 4 niveles tróficos, al menos entre los peces, cuando

el bagres es considerado un depredador secundario. Por otro lado, la clasificación de omnívoros que utilizamos siguiendo a Yañez-Arancibia (1978) es incorrecta si lo consideramos en la perspectiva de Pimm y Lawton (1978), que la trata como que tantos niveles tróficos, puede utilizar alguna especie depredadora, por ejemplo si una especie tope, en una trama de 4 niveles consumiera a las tres abajo de él. Sin embargo las cosas resultan un poco complicadas desde la perspectiva del trabajo de campo, por ejemplo peces como los Khyphosyidae se alimentan de crustáceos cuando son juveniles y cambian a la herbivoría completa cuando son adultos, entre muchos herbívoros o consumidoras primarios existen el consumo incidental de presas de tamaños pequeños que viven en las matas algales. Pomacentridae presentan un caso complicado, es un herbívoro que presenta canibalismo parcial al nido, que es compensado aparentemente por el aumento de números de nidos que cuiden un macho y la cercanía a ciertos recursos alimenticios. El caso del canibalismo parcial se presentan también en Arius platypogon y este es un caso complejo, sin embargo también puede ser compensado por el aumento de la sobrevivencia de la descendencia, otro caso es el de los serránidos que pasan del consumo de crustáceos y peces a la piscivoría, casi de la omnivoría al consumo de un solo nivel.

En torno al modelo superlineal homogéneo propuesto por Cohen et al (1991) y las predicciones de las cadenas promedios

para nuestra comunidad, no estan lejos de la realidad, solo si consideramos que la distribución se presentan en mosaicos y así se puedan separar comunidades asociadas a diferentes ambientes y que son bastantes conocidas en la literatura (Thomson et al, 1976; Sale, 1978; Castro-Aguirre, 1978; Grossman, 1982; Amézcuca, 1985; Stein et al, 1992; Calley, 1993) y que en nuestro caso podemos separar en comunidades de peces arrecifales, de posas de intermarea, de fondos suaves y de cascajeras o roca con fondo suave, en los cuales, como podemos observar de nuestros resultados no se supera un número de 4 niveles tróficas, lo cual es acorde con los análisis del estilo Lotka-Volterra (Pimm y Lawton, 1977, 1978; Yodzis, 1987; Law y Blackford, 1992, Diehl, 1993), sin embargo se considera que hay elementos para suponer que la omnivoría puede ser generalizada en los ambientes litorales, como nuestra zona de estudio, que también has sido documentado en estudios comparativos de zonas litorales y pelágicas de lagos (Diehl, 1993). Por otro lado hay mayor complejidad en las interacciones derivada de que las comunidades bajo estudio se ubican en una zona de transición y así si diversidad es alta y si aumentamos el número de posibles interacciones, tendremos que reconsiderar que son comunidades en equilibrios inestables, cuestión que tendrá que analizarse en futuros trabajos y sobre todo construir los modelos y las teorías para complejidades fluctuantes y de orden mayor.

Abundando un poco más en las interacciones de la

comunidad de estudio, la mayor parte de las especies de niveles tróficos superiores, topos son omnívoros (considerando a la omnivoría, como la posibilidad de alimentarse de más de un nivel trófico y no necesariamente de alimentarse del basal y otro más) tales como la mayoría de las de Charcharhinidae, Sphyrnidae, Lutjanidae, Serranidae, Lobotidae que además son los depredadores que alcanzan mayores tallas. Especies como Lutjanus guttatus se alimentan de unas 60 especies de 2 o 3 niveles tróficos por debajo de él, especies de un nivel menor, como Arius platypogon que alcanzan tallas similares a los de los lutjánidos, pero pesos inferiores se alimentan de 2 o 3 niveles tróficos por debajo de él y la dieta se compone de algunas 60 especies, lo mismo sucede con otras especies intermedias. La talla es interesante de recalcar para el caso de los depredadores tales como los carángidos cuyos tamaños, como en el caso de Caranx hippos pueden llegar a máximos de un metro y medio y pesos de hasta 40 kilogramos, al menos en el área, y consumen fundamentalmente peces, sus estructuras dentarias no son fuertes en comparación a Lutjanidae, por ejemplo y en general sus presas son siempre muy inferiores al común de su talla, cuestión que es opuesta como señalabamos para el bagre cuatete, pero en general se confirma la regla de consumir presas menores (Cohen et al., 1993).

Es interesante recalcar el hecho de la mayor diversidad de los depredadores, en la comunidad o comunidades estudiadas,

tanto en nuestro muestreo como los de Yañez-Arancibia (1978) y que también a sido documentado para comunidades de Aves (Arizmendi et al, 1991) y que supongo, esta relacionada a la importancia que puede tener la depredación en las estructuras de muchas comunidades de vertebrados y sobre todo de peces como ya hemos señalado en los antecedentes del trabajo. Así casi el 70% de las especies consideradas son depredadoras, que puede significar, por un lado que las tendencias históricas de la especiación pueden estar mediadas por la disponibilidad de recursos en una zona de cambios climáticos, que no son tajantes aunque si marcados y sin presencia continua de inviernos crudos. Por otro lado tenemos la presencia de grandes mosaicos de fondos suaves, arenosos, de arrecifes rocosos y de sistemas estuarinos y lagunares. Si consideramos la hipótesis de que el proceso de glaciación, no tuvo efectos similares a los del Golfo de México, derivados de la presencia del puente terrestre del Bering (Briggs, 1974, Pielou, 1979), que actuó como una barrera a las afluencia de aguas frías, la zona ha permanecido estable climaticamente hablando, desde el pleistoceno, hipótesis que ya ha sido citado para explicar las diferencias entre las faunas de ambas costas de América y que aca apuntamos, para tratar de intuir, que si no han existido variaciones de la disponibilidad de recursos, la diversidad, haya crecido por el reparto de recursos tal como señalan las hipótesis de MacArthur (1972), cuestión que desde luego permanece como un espacio abierto, por

que la diversidad alta de depredadores puede también ser explicada en términos de las historias de vida.

Desde la perspectiva de las actividades pesqueras, en nuestro caso, resulta importante de llamar la atención del hecho de que la mayor parte de sus actividades económicas se sustenten en los depredadores, lo que puede llevarlas a explicar las fluctuaciones en las capturas por unidad de esfuerzo y al fracaso en un corto plazo, si los organismos son de niveles muy altos, tal como ya ha sucedido para las pesquerías del tiburón y las de los pargos, cuyas poblaciones comienzan a ser raras, un caso observado es el del pargo colmillón (Lutjanus novemfasciatus). Por otro lado y sin embargo el hecho de que las pesquerías se mantengan de una gran diversidad de depredadores, puede mostrarnos, la importante biomasa de consumidores de diversos phyla y sobre todo de aquella que se ubica, en los niveles intermedios.

La clasificación y el ordenamiento permite la separación de las asociaciones de las especies del invierno y las del verano y de las transiciones y que guardan relación a los eventos y procesos que hemos señalado en la discusión de los cambios de la diversidad, tales como los cambios de las temperaturas, la productividad primaria y los movimientos poblacionales de las regiones biogeográficas, hipótesis que continua siendo válida en esta sección, por ahora daremos más énfasis a los problemas metodológicos de la clasificación y del

ordenamiento. Uno de los primeros problemas que nos enfrentamos para las técnicas del ordenamiento es que teníamos una matriz de abundancias de especies, a la que además se debería considerar en el contexto de los sesgos producidos por las artes y las actividades pesqueras, una posibilidad que se utilizó fue el cambiar los valores de las abundancias a logaritmos y estos a valores de correlaciones, es decir el construir una matriz de correlaciones. El cálculo de las matrices de varianza-covarianza a partir de las las matrices de abundancias, tiene el problema de que asocian las mayores varianzas con las especies que tienen las mayores abundancias. Por otro lado en las matrices de correlaciones, pueden aparecer relaciones, que son artefactos, sin embargo en cualesquier análisis, tal como los de ecología cuenta la experiencia obtenida en el campo. En nuestro estudio, las correlaciones nos permitieron observar asociaciones, como las de los Sciaénidos, Cynoscion reticulatus, Larimus effulgens y Umbrina roncadour, que no habíamos sospechado y que ahora en un contexto del balance global resultan obvias. Volviendo al problema de los sesgos ha quedado implícito, y habría que utilizar algunas otras técnicas, que permita separar los efectos de los procesos que determinan la estructura de la comunidad y el de los sesgos de pesca, la única vía viable ahora es por un lado la observación visual, que no puede ir más allá de los 30 metros y que resultan complicado en las desembocaduras de los ríos. Por otro lado, se puede trabajar con simulaciones, sin

embargo si se tienen datos reales vale la pena intentar analizarlos.

Comparando los resultados del ordenamiento con los de la clasificación, resulta que ambas técnicas nos permiten arribar a conclusiones muy similares o susceptibles de asimilarse o al menos explicarse, esto resulta notorio, por que es difícil, dado que las técnicas de clasificación pueden variar facilmente y dar para mas de 3 variables resultados que aumentan geometricamente. Sin embargo veamos nuestros resultados, para las épocas climáticas, por ejemplo en primera instancia, tenemos al grupo, que abarca a todas las épocas climáticas y en los hay coincidencia en 5 de los 6 fechas de muestreo, entre ambas técnicas, como puede verse en el siguiente resumen,

	Componentes	Cluster
Junio de 1990	x	
Julio de 1991	x	x
Agosto de 1991	x	x
Octubre de 1991	x	x
Marzo de 1992	x	x
Junio de 1992	x	x

Para las agrupaciones de los meses de la primavera y el verano, hay una coincidencia en 3 de 4 y los Cúmulos, nos permiten precisar la existencia de tal época climática, desde la perspectiva de nuestros muestreos, por que desde el punto de vista de la observación cualitativa, es real, como se puede ver,

	Componentes	Cluster
Junio de 1987	x	x
Agosto de 1987	x	x
Julio de 1988	x	x
Junio de 1990		x

En la siguiente comparación, los Componentes Principales agrupan a los meses del invierno y los cúmulos agrupan al otoño y invierno, aunque en este caso el mes de octubre de 1988, aparece ligando al grupo mayor del invierno, así lo cúmulos define a un grupo mayor de meses del invierno que lo que lo hacen los componentes, sin embargo como el grupo que veremos en enseguida, aparece un grupo de otoño-invierno

	Componentes	cluster
diciembre de 1987	x	x
enero de 1988	x	x
Octubre de 1988		x
Febrero de 1989		x
marzo de 1989	x	
Diciembre de 1989		x
Marzo de 1990		x
diciembre de 1990	x	
Diciembre de 1991		x

y así la agrupación de los meses del otoño al invierno por los Componentes Principales, no aparece por medio de los cúmulos, como podemos observar enseguida, aunque los incluye en un grupo mayor, veamos,

	Componentes	cluster
Octubre de 1988,	x	
diciembre de 1990	x	
Diciembre de 1991	x	
enero de 1988	x	
marzo de 1990	x	

Dejando de lado las comparaciones climáticas y llevando al cabo las de los grupo de especies, aparecen más coincidencias que las que aparecen con las épocas climáticas, aunque tales diferencias no son de considerar y para las que tenemos alguna explicación y sobre todo de las observaciones del campo y así podemos arribar a similares conclusiones, como trataremos de discutir enseguida.

	componentes	Cluster
<u>Centropomus poeyi</u>	x	x
<u>Epinephelus analogus</u>	x	x
<u>Hoplopagrus guentherii</u>	x	x
<u>Umbrina xanti</u>	x	x
<u>Ancyclopseta querna</u>	x	x
<u>Pomadasys panamensis</u>	x	x
<u>Epinephelus acanthistius</u>	x	
<u>Lutjanus inermis</u>	x	x
<u>Trachinotus paloma,</u>	x	x
<u>Dixonina nemoptera</u>	x	x
<u>Carcharhinus limbatus</u>	x	x
<u>Lutjanus novemfasciatus</u>	x	x
<u>Euthynnus lineatus</u>	x	
<u>Lutjanus inermis</u>	x	x
<u>Menticirrhus panamensis</u>		x
<u>Polydactylus opercularis</u>		x
<u>Vomer declivifrons</u>		x
<u>Selene vomer</u>	x	x

Hay un grupo de las especies, que estan presentes a lo largo del año en la región, pero en el que predomina las

especies que son abundantes en la primavera y el verano, como Centropomus poeyi, Lutjanus novemfasciatus y Carcharhinus limbatus, a nivel más global es posible hablar de este grupo como un grupo de transición del verano al otoño.

Otro grupo de especies, esta formado de especies relacionadas al otoño después de finales de las lluvias de verano y del breve estiaje que le sigues, que se caracteriza por alta productividad primaria, derivado de la materia orgánica disponible y comienzo del descenso de la temperatura del agua. Hay una notoria presencia de las especies abundantes en el otoño como Sphyraena ensis, y Chloroscombrus orcheta y también se podría hablar del grupo de transición del grupo de verano-otoño al grupo de otoño-invierno. hay diferencias en ambas técnicas, pero las especies claves estan presentes en ambas.

	Componentes	Cluster
<u>Pomadasys leuciscus</u>	x	x
<u>Sphyraena ensis</u>	x	x
<u>Chloroscombrus orcheta</u>	x	x
<u>Ephinephelus labriformis</u>	x	x
<u>Anisotremus interruptus</u>	x	x
<u>Menticirrhus panamensis</u>	x	
<u>Haemulon sexfasciatum</u>	x	
<u>Polydactylus opercularis</u>	x	
<u>Trachinotus rodophus</u>	x	
<u>Haemulon sexfasciatum</u>	x	x
<u>Lutjanus argentiventris</u>		x

Estos grupos anteriores que hemos denominado, la transición del verano al otoño y el de la transición verano-otoño al otoño-invierno, forman un gran grupo de especies

que están presentes la mayor parte del año y al cual están ligados Epinephelus acanthistius y Euthynnus lineatus

Otro grupo más es el de las especies, cuyos aumentos de abundancia están relacionadas con la época del invierno en la que hay influencia de las lluvias invernales vía escurrimiento y de la corriente de California y que comienzan a crecer de finales del otoño, hasta lluvias del invierno, con la entrada de la corriente fría del Golfo de California y que en ambas técnicas son muy coincidentes, como podemos ver en el siguiente resumen, en el cual solo no comparten una especie. En este grupo son además dominantes las especies de carácter euritérico.

	Componentes	Cluster
<u>L. peru</u>	x	x
<u>Larimus argenteus</u>	x	x
<u>Lythrulon flaviguttatum</u>	x	x
<u>Caranx caballus</u>	x	x
<u>Polydactylus approximans</u>	x	x
<u>Umbrina roncadore</u>	x	x
<u>L. effulgens</u>	x	x
<u>C. reticulatus</u>	x	x
<u>Scomberomorus sierra</u>	x	x
<u>Trachinotus rodophus</u>		x
<u>Caranx hippos</u>	x	x

Otro grupo es el de la primavera y verano; especies cuyas abundancias son altas en las época de mayor precipitación del año, que va de junio a agosto, aunque el periodo de lluvias abarca de junio a octubre. Hay una gran influencia de las corrientes cálidas del sur derivadas del efecto de la contracorriente norecuatorial, en el que también hay una gran

coincidencia por ambas técnicas.

	Componentes	Cluster
<u>Lobotes gurinamensis</u>	x	x
<u>Sphyrna lewini</u>	x	x
<u>Arius platypogon</u>	x	x
<u>Lutjanus guttatus</u>	x	x
<u>Lutjanus argentiventris</u>	x	

Los comentarios generales que se pueden realizar en torno a las diferencias de los métodos de clasificación y de ordenamiento residen en los siguientes aspectos; en relación a los meses del otoño al invierno, el análisis de los Cúmulos permite separar un solo grupo que abarca de los meses de octubre hasta marzo, aunque están más unidos entre sí los meses del invierno y se trataría de un grupo de invierno, por que las épocas de muestreo se realizan casi a finales de cada mes, lo que significa que desde la perspectiva de las zonas templadas y subtropicales se encuentran en los comienzos del invierno y en este grupo predominan los meses del invierno, el agua está fría por la influencia de la corriente de California (la media es de hasta unos 20 grados centígrados), a medida que transcurre el invierno, aumenta la influencia del escurrimiento producidos por las lluvias invernales de la sierra madre Occidental, que es donde las precipitaciones son mayores, además el hecho de que las lluvias no sean torrenciales evita que baje la productividad primaria por el efecto de un exceso de la materia orgánica suspendida y el por el contrario la cantidad de tal

materia haga que aumente la productividad primaria en los frentes de agua de las desembocaduras de los ríos, que se suma a la producida por los efectos de las surgencias derivadas de la acción de los vientos y las corrientes marinas frías del invierno. Los componentes principales permiten la separación, que quizá no resulte un artefacto, de un grupo de invierno y de otro de otoño-invierno. En cualesquiera de los dos métodos, el mes de octubre de 1988, mantiene relaciones pero esta digamos que más separado, aunque su peso en los componentes principales es de importancia.

Estos meses fríos, como se ha señalado antes, son lo que además, se presenta la mayor diversidad y pareciera, además estar relacionado, con el aporte de materia orgánica y la baja turbidez, que también ha sido señalado como un factor ligado a la diversidad en otras comunidades de peces (Callums, et al, 1992), por que las altas cantidades de materia orgánica y otros sólidos suspendidos permiten el recubrimiento de las áreas coralinas, las zonas de pastizales marinos, en las lluvias intensas y así baja la cantidad del alimento disponible en tales zonas.

En torno a las especies que se encuentran presentes a lo largo del tiempo como componentes importantes y permanentes de la comunidad de peces, los dos métodos permite hacernos observables a tales grupos y la coincidencia entre ambos es notoria.

Hay otro grupo más que ambos métodos hacen muy claro y que corresponde a la época de las lluvias de la primavera y el verano, cuando están son intensas y las temperaturas se acerca a su mayor punto de elevación (una media de la temperatura del agua de unos 30 grados centígrados). Las especies que además aparecen como grupo están desovado, junto con al menos otras 50 especies más. El pargo lunarejo (Lutjanus guttatus) realiza migraciones de profundidad hacia la desembocadura de los ríos en esta época, sobre todo en las épocas de las lunas llenas y de mayor tormenta, de este periodo lluvioso. Movimientos poblacionales latitudinales relacionados también a la reproducción son los del tiburón martillo o cornuda (Sphyrna lewini).

Para terminar, mencionaremos algunas de las dificultades y problemas del análisis de la estabilidad de la comunidad, que más bien debieramos referirnos como a la relativa permanencia de las abundancias y las composiciones a lo largo del tiempo. En principio el análisis puede depender de la escala utilizada (Rahel, 1990; Wilson y Roxburgh, 1992), por lo que se optó por dos niveles de análisis, las abundancias y los rangos. En el caso de las abundancias hay dificultades para rechazar la hipótesis de nulidad, lo cual puede estar relacionado a problemas de muestreo, sobre todo a problemas de sesgo, sin embargo no resulta difícil de pensar en procesos estocásticos que influyen la estructura de la comunidad, en principio la

existencia de diversos grupos a lo largo de un ciclo anual, permiten suponer a priori situaciones lejos del equilibrio, lo cual sin embargo habría que probar por ambientes, al igual que se realizó con el cálculo del número de niveles tróficos, sin embargo esto implica el desarrollo de otro proyecto, para probar, por ejemplo la certeza de la hipótesis de la lotería (Sale, 1978). Por el análisis de rangos, en cuyo caso el rechazo de la hipótesis de nulidad nos permite probar la concordancia entre los muestreos y de algún modo la estabilidad, sin embargo el rechazo de la propuesta de nulidad parecer ser trivial en el análisis de Kendall (Yant et al., 1984; Ebeling et al., 1990) y en ambos casos las probabilidades de aceptarlas aumenta reduciendo al número de especies, como sucede si solo se utilizan a 10 especies, por lo que permanece como problema abierto, sin embargo la permanencia de ciertas especies a lo largo del año, tales como lo demuestran las actividades de las pesquerías y los grupos de especies relacionados a las épocas climáticas, parecen demostrar la posible realidad de la estabilidad.

Por otro lado, esta escuela de análisis de la estabilidad basada en estadísticos, tiene una perspectiva distinta a aquella que se ha señalado en los antecedentes, que parte del análisis de matrices en derivadas parciales que toman en cuenta los crecimientos poblacionales y las interacciones entre las especies, sin embargo gran parte de sus estudios,

parten de datos teóricos y hay muy pocos intentos empíricos, tal
vés un solo par de intentos (Wilson y Roxburgh, 1992). En
realidad parece ser que los datos analizados en la perspectiva
de mi trabajo tiene más que ver con que tanto permanencen juntas
las especies a lo largo del tiempo en un espacio dado y hace
caso omiso de las interacciones y de las tasas de crecimiento.
Bajo esta perspectiva estos análisis son estáticos y no reflejan
las dinámicas y las interacciones que se establecen entre las
distintas poblaciones, mas bien dan cuenta si permanencen y con
que rango dentro de las comunidades, valdria la pena intentar
construir las suposiciones teoréticas y proponer alguna
simulación para tales comunidades pero que rebasa ya las tareas
de la presente investigación y se deja como problema que se ha
comenzado a trabajar.

8.- Conclusión

Las comunidades de peces de la plataforma continental del estado de Michoacán, son muy diversas y en un área de 50 kilómetros cuadrados y profundidades máximas de 300 metros, se pueden encontrar hasta 257 especies. Considerando los datos publicados hasta ahora, el número de especies marinas, de las zonas costeras y sistemas estuarinos y lagunares, de Nayarit, Michoacán y Guerrero, la cifra puede alcanzar a las 379 especies. Dado el tamaño del área y comparandolos a los datos de Miller y Lea (1972) y Horn y Allen (1978) para las costas de California, los datos de Thomson et al (1978) para las aguas del Golfo de California y con el número global obtenido para las aguas costeras del pacífico Americano, de 1838 especies, las comunidades de peces poseen una gran riqueza de especies.

Los valores mayores de diversidad y de biomasa se presenta a finales del otoño y el invierno producto de los movimientos poblacionales de especies euritéricas de caracter tropical o sureño, combinada a la permanencia de especies de los arrecifes rocosos y la llegada de otras especies de las regiones templadas y frías. Así La dinámica de tales comunidades esta ligadas a los cambios climáticos, que se expresan por las épocas de influencia de las corrientes marinas y la afluencia de las aguas derivadas de las lluvias del verano y del invierno. En el invierno es cuando se presentan en la región la presencia de zonas de surgencia.



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
UNAM

La depredación, también tiene un papel, importante para explicar las dinámicas de las comunidades de peces, si consideramos el hecho de que el 70% de las especies encontradas sean depredadoras y que al parecer tal estructura es común en muchas comunidades vertebrados. Por otro lado considerando la alimentación de algunos depredadores topes y secundarios, parece ser cierta la hipótesis de que la omnivoría puede ser importante y por otro lado, el número de niveles tróficos, considerando solo a 4 gremios, parece no exceder las suposiciones de que son cortas.

Además de los cambios climáticos y la depredación, existen otros procesos que juegan un papel en conjuntos de distintas acciones, tales como las características topográficas, el alto grado de turbidez en las épocas de lluvias y la acumulación de restos vegetales, los frentes de surgencias en el invierno y desde luego la presencia de otros ensambles de seres vivos, que pueden variar a lo largo del tiempo. Así las distribuciones de las especies se dan en mosaicos, tales como los arrecifes rocosos y las posas de intermarea, las zonas de fondos suaves y las zonas de fondos arenosos. Además de los ambientes pelágicos de la plataforma y los oceánicos. El término ensamble, se utiliza en el sentido de la categoría de los que se incluyen dentro de otro conjunto mayor y jerárquicamente. El ensamble en ese sentido puede abarcar a un phylum o a una clase, que incluyen dentro de sí a otros niveles filogenéticos,

el conjunto de los ensambles, forman la comunidad, que se encuentran dentro de un tiempo y un espacio definido.

la producción de peces calculada, desde una zona a 20 kilómetros al norte del río Balsas y allí 50 hacia el norte, con un promedio de un kilómetro de ancho, es de unas 785 toneladas, unos 157.3 kilos por hectárea, que se encuentra por debajo de los calculados para las aguas continentales, como los estuarios, que son al menos dos veces más productivos. Considerando, que la zonas del Pacífico de la República Mexicana se beneficia de la influencia de la corriente de California, la producción de peces del Pacífico podría ser de al menos el doble de la reportada.

Hay un conjunto de especies que permiten el desarrollo de las actividades pesqueras por las abundancias de sus poblaciones y que permanecen dentro de las ensambles de peces, es decir de que existe un estructura de ensambles que es dinámica, que se modifica por distintos procesos, pero que persisten para cada época del año y que es lo que permite suponerlas, al menos con altos grados de persistencia en términos de sus composiciones.

9.- Literatura

Acal, D. E. y A. Arias., 1990. Evaluación de los recursos demerso-pelágicos vulnerables a redes de arrastre de fondo en el sur del pacífico de México. *Ciencias Marinas* 16(3), pp. 93-129.

Addicot, W. O., 1966. U. S. Geol. Surv. Prof. Paper 523C.

Alvarez, V.J., 1970. Peces Mexicanos (claves). Inst. Nal. Inv. Biol. Pesq. Com. Nal. Consul. Pes. INIBP. 116 p. 62 figs.

Alvarez R., M.F. Amezcua L. F. y A. Yañez-Arancibia. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnól. Univ. Nal. Autón. México*, 13 (1) :185-242

Amézcua, L.F., 1985. Recursos potenciales de peces capturados con redes camaroneras en la costa del Pacífico de México. Cap. 2, En Yañez-Arancibia, A.(Ed.) Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón. PUAL-ICMyL-INP-UNAM. México, D.F. 748 p.

Audubon Society. 1987. Field Guide to North American Fishes, Whales, and Dolphins. Alfred A.Knopf, New York, 848 p.773 l.

Baldwin, C. Carole. 1990. Morphology of the larvae of American Anthiinae (Teleostei: Serranidae), with comments on relationships within the Subfamily. *Copeia* (4), 913-955.

Barry, J. P. and M. J. Ehret. 1993. Diet food preference and algal availability for fishes and crabs on intertidal reef communities in southern California. *Environmental Biology of Fishes*, 37, No. 1: 75-95.

Beltrán, E. 1934. Lista de peces mexicanos. Secr. Agr. Fom., Div. fom. Agr., Biotéc., Méx. D. F., 1934: 1-13 (mimeo).

Begon, M., Harper, L.J., Townsend, R.C., 1986. *Individuals, Populations and Communities*. Harper and Row. 876 p.

Berdegúe, J.L. 1956, Peces de importancia comercial en la costa norooccidental de México. Secretaria de Marina, Dir. Gral. Pes. Ind. Com. México, 345 pp. 206 figs.

Briggs, J. C. 1960. Fishes of worldwide (circunstropical) distribution. *Copeia* 1960 (3): 171-180.

Briggs, J.C., 1974. *Marine Zoogeography*. New York, Mc. Graw Hill. 475 p.

Brooks, J. L. and S. I. Dodson. 1965. Predation, body size and the composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.

Bowen, B. W. and Avise, J. C., 1990. Genetic structure of Atlantic and Gulf of Mexico population of sea bass, menhaden and sturgeon: influence of zoogeographic factors and life-history patterns. *Marine Biology* 107, 371-381.

Burns, P.T. 1989. Lindeman's contradiction and trophic structure of ecosystem. *Ecology*, Vol.70, No.5, 1355-1362.

Callum, M. Roberts, Dawson, S. A and Ormond, F.G. R., 1992. Large-scale variation in assemblage structure of Red Sea butterflyfishes and angelfishes. *Journal of Biogeography*, 19, 239-250.

Carpenter, S. R., J. K. Kitchell, and J. R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35: 634-639.

Carpenter, S. R., 1989. Replication and treatment strength in whole-lake experiments. *Ecology* 70: 453-463.

Castro-Aguirre, J.L. 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Dep. de Pesca. Dir. gral del Inst. Nal. de Pesca. Serie Científica No. 19, 298 p., 20 Láms.

Chirichigno, F. Norma and McEachran, D. John. 1979. Urolophus tumbesensis, a new stingray from the coast of Peru (Batoidea: Urolophidae). *Copeia* (4), 709-713.

Chirichigno, N. 1982. Catálogo de especies marinas de interés económico actual o potencial para América Latina Parte II Pacífico centro y suroriental. FAO 588 pp.

Clements, F. E., 1916. Plant succession: an analysis of development of vegetation. Publication 242, Carnegie Institution of Washington, Washington, D. C.

Cohen, J. E., and C. M. Newman. 1985. A stochastic theory of community food webs. II. Individual Webs. *Proceedings of the Royal Society, London B* 224: 421-448.

Cohen, E.J. and Newman, Ch.M. 1991. Community area and food-chain length: theoretical predictions. *The American Naturalist*, Vol. 138, No. 6.

Cohen, E. J., Pimm, L. S., Yodzis, P. and Saldaña, J. 1993. Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal*

of Animal Ecology, 62, 67-78.

Connor, F. E. and Simberloff, D., 1979. The assembly of species communities: chance or competition. Ecology 60 (6), pp. 1132-1140.

Cooper, S. D., S. J. Walde, and B. L. Peckarsky. 1990. Prey exchange rates and the impact of predators on prey populations in streams. Ecology, 71: 1503-1514.

Cushing, D. M. 1982. Climate and Fisheries. Academic Press, 373 p.

Crabtree, B. C. 1989. A new silverside of genus Colpichthys (Antheriniformes: Antherinidae) from the Gulf of California, Mexico. Copeia (3), 558-568.

DeAngelis, D. L. and Waterhouse, J. C. 1987. Equilibrium and nonequilibrium concepts in ecological models. Ecological Monographs, 57 (1), pp1-121.

DeAngelis, D.L., Bartell, S. M. and Brenkert, A. L. 1989. Effects of nutrient recycling and food-chain length on resilience. American Naturalist 134: 778-805.

De la Lanza, E. G. (Comp.), 1991. Oceanografía de mares mexicanos. AGT Editor, S. A., 569 p.

DeMartini, E. Edward. 1993. Modeling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes. Fish. Bull. U. S., 91(3), 414-427.

Diamond, J. and Case T., 1986. Overview: introduction, extinctions, exterminations and invasion. In Diamond, J., and T. J. Case. 1986. Community ecology. Harper and Row, New York, U. S. A.

Diehl, S., 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. Ecology 73 (5), 1646-1661.

Dixon, W.J. 1990 (Editor chief). BMDP Statistical Software Manual. University of California Press, Vol1. 629p.

Ebeling, W. A., Holbrook, J.S., and Schmitt, J. Rusell., 1990. Temporally Concordant Structure of a Fish Assemblage: Bounded or Determined ? The Am. Nat., Vol. 135, No. 1, pp. 63-73.

Ekman, S. 1953. Zoogeography of the Sea. Sidwick and Jackson, London, 1-417.

Elton, S. Ch. 1958. The ecology of Invasion by Animal and Plants. London: Metehuen & Co. Ltd. 181 p.

Eschmeyer, N.W, Herald, S.E. & Hammannan, H., 1983. A field guide to pacific coast fishes of north America. From the Gulf of Alaska to Baja California. Houghton Mifflin Co. Boston, 336p

Flecker, S. A., 1992. Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from neotropical streams. Ecology 73 (2), pp. 438-448.

Follett, I. W. and Powell, C. David. 1988. Ernogammus walkeri, a new species of Prickleback (Pices: Stinchaetidae) from south-central California. Copeia (1), 135-152.

Follet, I. W. and Anderson, E. M., 1990. Esselenia, a new genus of prickbacks (Teleostei: Stichaeidae), with two new species from California and Baja California Norte. Copeia (1) 147-163.

Formanowicz, D. R., Jr., and M. S. Bobka. 1989. Predation risk and microhabitat preference: an experimental study of behavioral response of prey and predator. American Midland Naturalist, 121: 379-386.

Fowler, H. W. 1944. The fishes . In: Result of the fifth George Vanderbilt Expedition (1941). Bahamas, Caribbean Sea, Panama, Galapagos Archipelago and Mexican Pacific Islands). Monogr. Acad. Nat. Sci. Phila., 6: 57-583.

Fuentes, M. P. y Gaspar, D. M. T., 1981. Aspectos Biológicos y Ecológicos de la Ictiofauna de la Desembocadura del Río Balsas, Mich.-Gro. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 192p.

García, M. M., Mendivil, T. J. F. y Vega, A. E. E., 1985. Contribución al conocimiento de la ictiofauna comercial capturada por la comunita pesquera "Playa Norte" con un estudio de las relaciones biométricas de Hoplopagrus guentherii, Gill. Mem. Ser. Social Universitario, Univ. Aut. de Sinaloa, México. 127 p.

Gauch, H. G. Jr., 1982. Multivariate Analysis in Community Ecology. Cambridge University Press, 265 p.

Gilbert, C. H. and E. Starks. 1904. The fishes of Panama Bay. Mem. Calif. Acad. Sci., 4: 1-304.

Gill, Th. 1863. Catalogue of the fishes of lower California in the Smithsonian, collected by Mr. J. Xantus. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila., 1863: 162-174.

Gill, Th. 1894. The nomenclatura of the Myliobatidae or

Aetobatidae. Proc. U. S. Nat. Mus., 17: 111-114.

Gilliam, J. F. 1989. Strong effects of foraging minnows on a stream benthic invertebrates community. Ecology, 70: 445-452.

Girard, C. F. 1854. Observations upon a collection of fishes made on the Pacific coast of the United States, by Lieut. W. P. Trowbridge, USA for the museum of the Smithsonian Institution. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila., 7: 142-156.

Girard, C. F. 1855. Enumeration of the species of marine fishes, collected at San Francisco, California, by Dr. C. B. R. Kennedy, naturalist attached to the survey of Pacific R. R. route, under Lieut. A. W. Whipple. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila., 7: 141-142.

Girard, C. F. 1858. Notes upon various new genera and new species of fishes in the Museum of the Smithsonian Institution, and collected in connection with United States and Mexican Boundary Survey, Major William Emory, Commissioner. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila., 10: 167-171.

Gleason, H. A., 1917. The structure and development of plant association. Bulletin of the Torrey Botanical Club 43: 463-481.

Gleason, H. A., 1926. The individualistic concept of plant association. Bulletin of Torrey Botanical Club, 53: 7-26.

Grossman, D. G., 1982. Dynamics and Organization of a Rocky Intertidal Fish Assemblage: the Persistence and Resilience of Taxocene Structure. The American Naturalist, Vol. 119, No. 5. pp. 611-637.

Günther, A., 1859-1870. Catalogue of the fishes the British Museum, 8 vols. 1: 1-554. London, Taylor and Francis.

Greenwood, P.H., G.S. Myers, D.E. Rosen y S.H. Heitzmann, 1967. Named main division telostean fishes. Proc. Biol. Soc. Wash., 80: 227-228

Gunter, G. 1956. A revised list of euryhalin fishes of North and Middle America. Amer. Midl. Natur., 56 (2): 345-354.

Guzmán, A. M. et al., 1985. Atlas oceanográfico de los recursos biológicos de mersales de la plataforma continental del estado de Michoacán. Inédito. Inst. de Cienc. del Mar y Limnól. UNAM.

Greenwood, P. H., D. E. Rosen, S. H. Weitzman and G. S. Myers. 1966. Phyletic studies of teleostean fishes, with a provisional classification of living forms. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist., 131 (4): 339-456.

Greenwood, P. H., G. S. Myers, D. E. Rosen and S. H. Weitzmann,

1967. Named main division telostean fishes. Proc. Biol. Soc. Wash., 80: 227-228.

Haelzer, G. A., 1992. The ecology and evolution of partial-clutch cannibalism by paternal Cortez damselfish. Oikos, 65, pp. 113-120.

Hayden, B. P. and Dolan, R. 1976. Coastal marine fauna and marine climates of the Americas. Journal of Biogeography, 3, 71-81.

Herrera. R. A., 1992. Análisis de datos de capturas de la familia Carangidae en las costas de Guerrero, Mexico, periodo, 1987-1990. Resúmenes del Congreso Nacional de Ictiología, p. 71.

Hildebrand, S. F. 1946. A descriptive catalog of the shore fishes of Peru. Bull. U. S. Nat. Mus., 189: 1-530.

Hedgpeth, J. W. 1957. An introduction to the zoogeography of the North Western Gulf of México with reference to the invertebrate fauna. Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Tex., 3(1): 111-224.

Heiden, van der A.M., 1985. Taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal del Golfo de California, Cap. 4: 149-200. In: Yañez-Arancibia, A.(Ed.). Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón. PUAL-ICMyL-INP-UNAM. México, D.F. 748 p.

Hildebrand, S. F. 1925. Fishes of the Republic of El Salvador. Bull U. S. Bur. Fish. 41: 238-287.

Hildebrand, S. F., 1946. A descriptive catalogue of the shore fishes of Peru. Smithsonian Inst. U.S. Nat. Museum, Bull. 189.

Haelzer, G. A., 1992. The ecology and evolution of partial-clutch cannibalism by paternal Cortez damselfish. Oikos, 65, pp. 113-120.

Himaya, Y. y T. Kumada. 1940. Peces marinos de la costa mexicana del Pacífico. Talls. Grafs. de la Nac., Méx. D. F., 1-78.

Hoese, F. D. and Larson, K. H. 1985. Revision of the Eastern Pacific species of the Genus Barbulifer (Pisces: Gobiidae). Copeia (2), 333-339.

Horn, M. H. and L. G. Allen. 1978. A distributional analysis of California coastal marine fishes. Journal of Biogeography 5, 23-42.

Hurbelt, S. H.; Zedler, J. and Fairbanks, D. 1972. Ecosystem alteration by mosquitofish (Gambusia affinis) predation. Science 175: 639-641.

Hofbauer, J. and Sigmund, K., 1989. On the stabilizing effect of

predators and competitors on ecological communities. J. Math. Biol. 27: 537-548.

Hubbs, C. L., 1948. Changes in the fish fauna of western North America correlated with changes in ocean temperature. J. Mar. Res. 7 (3), 459-482.

Hubbs, C. L. and G. I. Roden. 1964. Oceanography and marine life along the Pacific coast of Middle America. In: Natural environment and early cultures of handbook of Middle America Indians. Univ. Texas Press. 143-186.

Hurbelt, S. H.; Zedler, J. and Fairbanks, D. 1972. Ecosystem alteration by mosquitofish (Gambusia affinis) predation. Science 175: 639-641.

Islas, M.J.I. 1982. Contribución al Conocimiento Biológico Pesquero del Pargo Lunarejo (Lutjanus guttatus (Steindachner) del Golfo de California a Mazatlán, Sinaloa. Servicio Social Universitario. Escuela de Ciencias del Mar, Univ. Autó. de Sinaloa.

Jackson, A. D. and Harvey, H. H., 1989. Biogeographic Associations in Fish Assemblages: Local vs Regional Process. Ecology 70 (5), pp. 1472-1484.

Jackson, A. D., K. M. Somers and Harvey H. M., 1992. Null Models and Fish Communities: Evidence of Nonrandom Patterns. The American Naturalist, Vol. 139, No. 5, pp. 930-951.

Jansen, W., 1987. A Permanence theorem for replicator and Lotka-Volterra systems. Journal of Mathematical Biology, 25: 411-422.

Jordan, D. S. and C. H. Gilbert. 1880. Notes on a collection of fishes from San Diego, California. Proc. U. S. Nat. Mus., 3:335.

Jordan, D. S. and C. H. Gilbert. 1882. Notes on the fishes of the Pacific coast of the United States. Proc. U. S. Nat. Mus., 4: 29-70.

Jordan, D. S. 1888. List of fishes collected by Alphonse Forrer about Mazatlán, with descriptions of two new species, Heros beani and Poecilia butleri. Proc. U. S. Nat. Mus., 11: 329-334.

Jordan, D. S. and B. W. Evermann. 1895. A check-list of the fishes and fish-like vertebrates of and Middle America. Repts. U. S. Comm. Fish., 1895: 207-584.

Jordan, D. S. and B. W. Evermann. 1896-1900. The fishes of North and Middle America. Bull. U. S. Nat. Mus., 47(1-4): 1:3313 +392 láms.

- Lawrence, V. McCarthy. 1979. Eastern Pacific Rypiticus (Pisces: Grammistidae). Copeia (3), 393-400.
- Law, R. and Blackford, C.J., 1992. Self-Assembling food webs: a global viewpoint of coexistence of species in Lotka-Volterra communities. Ecology, 73(2), pp. 567-578.
- Law, Richard and Morton, Daniel R. 1993. Alternative permanent states of ecological communities. Ecology, Vol. 74(5): 1347-1361.
- Leis, M. J. 1983. Coral reef fish larvae (Labridae) in the east Pacific Barrier. Copeia (3), 826-828.
- Levins, R., 1968. Evolution in changing environments. Princeton University Press, N.J.
- MacArthur, H. R., 1972. Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species. Harper and Row Publisher 269 p.
- Madrid, V. J., 1990. Ecología de algunas especies de peces de importancia comercial. Tesis de grado, Facultad de Ciencias, UNAM. 179 p.
- Mann, K. H. and Lazier, J. R. N., 1991. Dynamics of marine ecosystem. Blackwell Scientific Pub. 466 p.
- Martinez, D. N., 1992. Constant connectance in community food webs. Am. Nat, Vol. 140, pp. 1208-1218.
- Marzulf, M. J. and Dial, P. K., 1991. Life History Correlates of Taxonomic Diversity. Ecology 72(2), pp. 428-439.
- May, R. M., 1972. Will a large system be stable?. Nature (London) 238: 413-414.
- May, R.M., 1973. Stability and complexity in model ecosystem. Ecology, Vol. 54: 638-641.
- Meek, S. E. and Hildebrand, S. F. 1923-1928. The marine fishes of Panama. Publ. Field. Mus. Nat. Hist., zool. ser., 15(1-4): 1-1045.
- Menge, B. A. and J. P. Sutherland. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. The American Naturalist, 110: 351-369.
- Menge, B. A., J. Lubchenco, and L. R. Ashkenas. 1985. Diversity, Heterogeneity and consumer pressure in a tropical rocky intertidal community. Oecologia (Berlin) 65: 394-405.
- Menge, A. B., 1991. Relative importance of recruitment and other

causes of variations in rocky intertidal community structure. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol. 146: 69-100.

Menge, A. B. 1992. Community Regulation: Under what conditions are Bottom-Up Factor Important on Rocky Shores?. Ecology, 73 (3), pp. 755-765.

Miller, D.J. and R.N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. Dep. of Fish & Game. Bull. No. 157. 249 p

Miller, T., 1987. Angler's guide to Baja California. Baja Trail Pub. Inc. 126 p.

Mittelbach, G. G., 1988. Competition among refuging sunfishes and effects of fish density on littoral zone invertebrates. Ecology 69: 614-623.

Miya, Masaki and Markle, F. Douglas. 1993. Bajacalifornia aequatoris, new species of Alepocephalid fish (Pisces: Salmoniformes) from the Central Equatorial Pacific. Copeia (3), 743-747.

Moore, T. C. et al , 1980, Mar. Micropaleon. 5, 215-247.

Moulton, P. M. and Pimm, S. L., 1986. The extent of competition in shaping and introduced avifaun. In Diamond and case (eds.) (1986).

Monaco. E.M, Lowery, A. T and Emmett, L. R., 1992. Assemblage of U. S. west coast estuaries based on the distribution of fishes. Journal of Biogeography, 19: 251-267.

Müller, P. J. and Erlenkeuser, H., 1981. in Coastal Upwelling: its Sediment Record. Theide , J. and Suese, E. (Eds.), PP. 365-398, Plenum Progress.

Neill, W. E., and A. Peacock. 1980. Breaking the bottleneck: interactions of invertebrate predators and nutrients in oligotrophic lakes. In W. C. Kerfoot, editor. Evolution and ecology of zooplankton communities, pp. 715-724. University press of New Wngland, Hanover, New Hampshire, USA.

Nelson, Gareth. 1983. Anchoa argentivittata, with notes on other eastern Pacific Anchovies and the Indo-Pacific Genus Encrasicholina. Copeia (1), 48-54.

Nelson, J.S. , 1984. Fishes of the world. Jhon Wiley & Sons, Inc., New York, U.S.A. 416 p.

Ocampo, G.G.L., 1992. Contribución al conocimiento de la biología del pargo Coyotillo (Lutjanus argentiventris) Peters, 1890. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, UNAM. Inédito.

Paine, T. R., 1966. Food webs complexity and species diversity. *The American Naturalist*, Vol. 100, No. 910, pp. 65-75.

Parin, V. N. and Astakhov, A. D. 1982. Studies on the acoustico-lateralis system of Beloniform fishes in connection with their systematics. *Copeia*, No. 2, pp. 276-291.

Parrish, D.J., 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 58, No. 1 & 2, pp. 143-160.

Pérez-Mellado, J. y Findley, L.T., 1985. Evaluación de la ictiofauna acompañante del camarón comercial capturado en las costas de Sonora y Norte de Sinaloa, México. In Yañez-Arancibia, A. (Ed.) Op. cit.

Persson, L., Johansson L., Anderson, G. Diehl, S. and F. Hamrin S., 1993. Density dependent interactions in lake ecosystem: whole lake perturbation experiments. *Oikos* 66: 193-208.

Pianka, R. E., 1966. Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts. *The American Naturalist*, Vol. 100, 910, pp. 33-34.

Pielou, E. C., 1979. *Biogeography*. John Wiley Pub. 351 p.

Pielou, E.C., 1984. *The interpretation of Ecological Data. A Primer on Classification and Ordination*. John Wiley and Sons.

Pietsch, W. Theodore. 1986. Systematics and distribution of bathypelagic anglefishes of the Family Ceratiidae (Order: Lophiiformes). *Copeia* (2), 479-493.

Pimm, S. L. and J. H. Lawton. 1978. On feeding on more than one trophic level. *Nature* 275: 542-544.

Pla, E. L., 1986. Análisis multivariado. Método de los componentes principales. Serie Matemática, Monografía 27. Organización de los Estados Americanos.

Present, T. M. C., 1987. *Copeia* 4, 1010-1024.

Rahel, F. J. and R. A. Stein. 1988. Complex predator-prey interactions and predators intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia (Berlin)* 75: 94-98.

Rahel, F. J., 1990. The Hierarchical Nature of Community Persistence: a Problem Scale. *The American Naturalist*, Vol. 136, No. 3 329-343.

Raymond, R. and Wilson, Jr. 1985. Depth-related change in

Sagitta morphology in six Macrourid Fishes of Pacific and Atlantic Oceans. *Copeia* (4), 1011-1017.

Ricklefs, E. R., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional process, *Science*, Vol. 235, 167-171.

Rivas, R.L., 1986. Systematic review of the Perciform fishes of the genus Centropomus. *Copeia*, (3), pp. 579-611

Roberts, A. 1974. The stability of a feasible random ecosystem. *Nature*, 251: 607-608.

Robertson, R. D., Petersem W. Ch and Brawn, D. J., 1990. Lunar reproductive cycles of benthic-brooding reef fishes: reflections of larval biology or adult biology?. *Ecological Monographs*, 60 (3), pp. 311-329.

Robins, C. R., 1991. Regional diversity among Caribbean fish species. *Bioscience*, Vol. 41 No. 7, p. 458-459.

Romine, K., 1982. *Mar. Micropaleon* 7, 163-187.

Rosenblatt, R. H. 1963. Some aspects of speciation in marine shore fishes. *Syst. Assoc. Publ.*, 5: 171-180.

Rosenblatt, R. H. 1967. The zoogeographic relationships of the marine shore fishes of tropical America. *Stud. Trop. Oceangr. Miami*, 5: 579-592.

Rothschild, J. B., 1986. *Dynamics marine fish populations*. Harvard University Press, 277 p.

Rougharden, J. Gaines, S. and Possingham, H., 1988. Recruitment Dynamics in Complex Life Cycles. *Science*, Vol. 241, 1460-1466.

Ruiz, L.A., Giron, B. E., Madrid, V.J. y Gonzalez, B.A. 1985. Determinación de edad, crecimiento y algunas constantes biológicas del Huachinango del Pacífico, Lutjanus peru (Nichols y Murphy, 1922). *Mem. del VIII Cong. Nal. de Zool.*: 189

Sánchez, C. N. et al. 1988. Determinación de algunas características biológicas de la Curvina Cynoscion reticulatus (Gunther, 1884) en Playa Norte, Mazatlán, Sinaloa. *Servicio Social Universitario. Esc. de Cienc. del Mar. Univ. Autón. de Sinaloa*.

Secretaría de Industria y Comercio. 1976. *Catálogo de Peces Marinos Mexicanos*. Subsec. de Pesca. Inst. Nal. de Pesca. 462 p. 504 lámns.

Secretaría de Pesca, 1980-1988. *Anuarios Estadísticos de Pesca*. Dirección General de Informática. Instituto Nacional de la

Pesca, México, D.F.

Sinclair, A. 1986. Marine Populations. Washington Univ. Press.

Sokal, R. R. and F. J. Rohlf, 1981. Biometry. 2d. Ed. Freeman, San Francisco.

Squire, L. James Jr. 1993. Relative abundance of pelagic resources utilized by California purse-seine fishery: Results of an airborne monitoring program, 1962-90. Fish. Bull. U. S., 9(2), 348-361.

Stepien, A. Carol, and Rosenblatt H. Richard. 1991. Patterns of gene flow and genetic divergence in the northeastern Pacific Clinidae (Teleostei: Blennioidei), based on allozyme and morphological data. Copeia (4), 873-896.

Szelistowski, A. William. 1990. A new clinfish (Teleostei: Gobiessocidae) from the mangroves of Costa Rica, with notes on its Ecology and early development. Copeia (2), 500-507.

Talbot, M. F. and Rusell, B. 1978. Coral reef fish communities: unstable, high diversity systems?. Ecological Monographs.

Thomson, A. D. and Lehner, S., 1976. Resilience of a rocky intertidal fish community in a physically unstable environment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol. 22, 1-29.

Thomson, D.A., Findley, T. LL and Kerstitch, N.A. 1979. Reef Fishes of the Sea Cortez. The Rocky-Shore Fishes of the Gulf of California. The Univ. of Arizona press. 302 pp.

Tunnicliffe, V. 1992. Hydrothermal-Vent communities of Deep Sea. American Scientist, Vol. 80, pp. 336-349.

Turner, M. A. and G. G. Mittelbach. 1990. Predator avoidance and community structure: interactions among piscivores, planktivores and plankton. Ecology, 71 (6), pp. 2241-2254.

Ulanowicz, R. E., 1986. Growth and Development Ecosystem Phenomenology. Pringer-Verlag, 203 p.

Victor, C. B., 1986. Larval settlement and juvenile mortality in a recruitment-limited coral reef fish population. Ecological Monographs 56 (2), pp: 145-160.

Walker, H. J. Jr. and Rosenblatt, H. R. 1988. Pacific toadfishes of genus Porichthys (Batrachoididae) with description of tree new species. Copeia (4), 887-904.

Warburton, K., 1979. Growth and production of some important species of fish in Mexican Coastal Lagoon system. J. Fish.

Biol., Vol. 14, pp. 449-464

Wilson, J. B. and S. H. Roxburrgh. 1992. Application of the community matrix theory to plant competition data. *Oikos* 65, No. 2, pp. 343-347.

Weng, H.T., 1988, Trawl-caught fish in Moreton Bay, Australia: Value, Dominance, Diversity and faunal zonation. *Asian Fish. Sc.* 2, pp. 43-57.

Winemiller, O. K., 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60 (3), pp. 331-367.

Winemiller, O. K., 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61 (4), pp. 343-365.

Yant, R. P., Karr, R. J. and Angermier, L. P., 1984. Stochasticity in Stream Fish Communities: An alternative interpretation. *The American Naturalist*, Vol. 124, No. 4, pp. 573-582.

Yañez-Arancibia, A. 1978. Taxonomía, Ecología y Estructura de las Comunidades de Peces en Lagunas Costeras con Bocas Efimeras del Pacífico de México. *Cenc. de Cienc. del Mar y Limnól. U.N.A.M.*, Pub. esp. 2: 1-306

Yodzis, P., 1989. *Introduction to Theoretical Ecology*. Harper and Row, 384 p.

ANEXO 1

Lista de las especies de peces de la plataforma continental de Michoacán, México, ordenada según el criterio de Nelson, 1984.

CLASE 1.- CHONDRICHTHYES

ORDEN 1.- LAMNIFORMES

SUBORDEN 1.- LAMNOIDEI

FAMILIA 1.- ORECTOLOBIDAE

GENERO 1.- *Ginglymastoma*

ESPECIE 1.- *Ginglymastoma cirratum*

FAMILIA 2.- LAMNIDAE

GENERO 2.- *Carcharodon*

ESPECIE 2.- *Carcharodon carcharias*

GENERO 3.- *Alopias*

ESPECIE 3.- *Alopias superciliosus*

SUBORDEN 2.- SCYLIORHINOIDEI

FAMILIA 3.- CARCHARHINIDAE

GENERO 4.- *Carcharhinus*

ESPECIE 4.- *Carcharhinus albimarginatus*

ESPECIE 5. *Carcharhinus leucas*

ESPECIE 6.- *Carcharhinus limbatus*

ESPECIE 7.- *Carcharhinus obscurus*

ESPECIE 8.- *Carcharhinus porosus*

ESPECIE 9.- *Carcharhinus velox*

ESPECIE 10.- *Carcharhinus brachyurus*

GENERO 5.- *Galeocerdo*

ESPECIE 11.- *Galeocerdo cuvieri*

GENERO 6.- *Mustelus*

ESPECIE 12.- *Mustelus californicus*

ESPECIE 13.- *Mustelus lunulatus*

GENERO 7.- *Rhizoprionodon*

ESPECIE 14.- *Rhizoprionodon longurio*

GENERO 8.- *Triakis*

ESPECIE 15.- *Triakis semifasciata*

FAMILIA 4.- SPHYRNIDAE

GENERO 9.- *Sphyrna*

ESPECIE 16.- *Sphyrna lewini*

ORDEN 2.- RAJIFORMES

SUBORDEN 3.- RAJOIDEI

FAMILIA 5.- RHINOBATIDAE

GENERO 10.- *Rhinobatos*

ESPECIE 17.- *Rhinobatus glaucostigma*
 ESPECIE 18.- *Rhinobatos productus*
 GENERO 11.- *Zapterix*
 ESPECIE 19.- *Zapteryx exasperata*
 SUBORDEN 4.- MYLIOBATIDOIDEI
 FAMILIA 6.- DASYATIDAE
 GENERO 12.- *Dasyatis*
 ESPECIE 20.- *Dasyatis brevis*
 GENERO 13.- *Urolophus*
 ESPECIE 21.- *Urolophus mundus*
 GENERO 14.- *Urotrygon*
 ESPECIE 22.- *Urotrygon asterias*
 ESPECIE 23.- *Urotrygon mundus*
 FAMILIA 7.- MYLIOBATIDIDAE
 GENERO 15.- *Aetobatus*
 ESPECIE 24.- *Aetobatus narinari*

CLASE 2.- OSTEICHTHYES

ORDEN 3.- ELOPIFORMES

SUBORDEN 5.- ELOPOIDEI

FAMILIA 8.- ELOPIDAE

GENERO 16.- *Elops*

ESPECIE 25.- *Elops affinis*

FAMILIA 9.- MEGALOPIDAE

GENERO 17.- *Megalops*

ESPECIE 26.- *Megalops saurus*

SUBORDEN 6.- ALBULOIDEI

FAMILIA 10.- ALBULIDAE

GENERO 18.- *Albula*

ESPECIE 27.- *Albula nemoptera*

ESPECIE 28.- *Albula vulpes*

ORDEN 4.- ANGUILLIFORMES

SUBORDEN 7.- ANGUILLOIDEI

FAMILIA 11.- MURAENIDAE

GENERO 19.- *Echidna*

ESPECIE 29.- *Echidna zebra*

GENERO 20.- *Gymnothorax*

ESPECIE 30.- *Gymnothorax castaneus*

ESPECIE 31.- *Gymnothorax mordax*

GENERO 21.- *Muraena*

ESPECIE 32.- *Muraena lentiginosa*

FAMILIA 12.- OPHICHTHIDAE

GENERO 22.- *Ophichthus*

ESPECIE 33.- *Ophichthus triserialis*

ESPECIE 34.- *Ophichthus zophochir*
 FAMILIA 13.- CONGRIDAE
 GENERO 23.- *Taeniconger*
 ESPECIE 35.- *Taeniocoger digueti*
 ORDEN 5.- CLUPEIFORMES
 SUBORDEN 8.- CLUPEOIDEI
 FAMILIA 14.- CLUPEIDAE
 GENERO 24.- *Harengula*
 ESPECIE 36.- *Harengula thrissina*
 GENERO 25.- *Ilisha*
 ESPECIE 37.- *Ilisha furthii*
 GENERO 26.- *Ophistonema*
 ESPECIE 38.- *Ophistonema libertate*
 FAMILIA 15.- ENGRAULIDIDAE
 GENERO 27.- *Anchoa*
 ESPECIE 39.- *Anchoa ischana*
 ESPECIE 40.- *Anchoa lucida*
 ESPECIE 41.- *Anchoa mundeoloides*
 ESPECIE 42.- *Anchoa schofieldi*
 GENERO 28.- *Engraulix*
 ESPECIE 43.- *Engraulix mordax*
 ORDEN 6.- GONORYNCHIFORMES
 SUBORDEN 9.- CHANOIDEI
 FAMILIA 16.- CHANIDAE
 GENERO 29.- *Chanos*
 ESPECIE 44.- *Chanos chanos*
 ORDEN 7.- SILURIFORMES
 FAMILIA 17.- SILURIDAE
 GENERO 30.- *Galeichthys*
 ESPECIE 45.- *Galeichthys crinus*
 ESPECIE 46.- *Galeichthys caeruleus*
 FAMILIA 18.- ARIIDAE
 GENERO 31.- *Arius*
 ESPECIE 47.- *Arius dasycephalus*
 ESPECIE 48.- *Arius kessleri*
 ESPECIE 49.- *Arius planiceps*
 ESPECIE 50.- *Arius platypogon*
 GENERO 32.- *Bagre*
 ESPECIE 51.- *Bagre panamensis*
 ORDEN 8.- AULOPIIFORMES
 SUBORDEN 10.- ALEPISAUROIDEI
 FAMILIA 19.- SYNODONTIDAE
 GENERO 33.- *Synodus*
 ESPECIE 52.- *Synodus scituliceps*

ORDEN 9.- BATRACHOIDIFORMES
 FAMILIA 20.- BATRACHOIDIDAE
 GENERO 34.- *Porichthys*
 ESPECIE 53.- *Porichthys* sp.
 ORDEN 10.- LOPHIIFORMES
 SUBORDEN 11.- ANTENNARIOIDEI
 FAMILIA 21.- OGCOCEPHALIDAE
 GENERO 35.- *Zalieutes*
 ESPECIE 54.- *Zalieutes elater*
 ORDEN 11.- GOBIESOCIFORMES
 FAMILIA 22.- GOBIESOCIDAE
 GENERO 36.- *Tomicodon*
 ESPECIE 55.- *Tomicodon boehlkei*
 ESPECIE 56.- *Tomicodon zebra*
 ORDEN 12.- CYPRINODONTIFORMES
 SUBORDEN 12.- EXOCOETOIDEI
 FAMILIA 23.- EXOCOETIDAE
 GENERO 37.- *Cypselurus*
 ESPECIE 57.- *Cypselurus callopterus*
 GENERO 38.- *Fodiator*
 ESPECIE 58.- *Fodiator acutus*
 FAMILIA 24.- HEMIRAMPHIDAE
 GENERO 39.- *Hyporhamphus*
 ESPECIE 59.- *Hyporhamphus unifasciatus*
 FAMILIA 25.- BELONIDAE
 GENERO 40.- *Platybelone*
 ESPECIE 60.- *Platybelone argalus*
 GENERO 41.- *Strongylura*
 ESPECIE 61.- *Strongylura exilis*
 ESPECIE 62.- *Strongylura stolzmani*
 ESPECIE 63.- *Strongylura manna*
 ESPECIE 64.- *Strongylura marina*
 GENERO 42.- *Tylosurus*
 ESPECIE 65.- *Tylosurus crocodilus fodiator*
 ESPECIE 66.- *Tylosurus fodiator*
 ORDEN 13.- BERYCIFORMES
 SUBORDEN 13.- BERYCOIDEI
 FAMILIA 26.- HOLOCENTRIDAE
 GENERO 43.- *Adyrix*
 ESPECIE 67.- *Adyrix suborbitalis*
 GENERO 44.- *Myripristis*
 ESPECIE 68.- *Myripristis leiognathos*
 ESPECIE 69.- *Myripristis occidentalis*

ORDEN 14.- SYNGNATHIFORMES
 SUBORDEN 14.- AULOSTOMOIDEI
 FAMILIA 27.- FISTULARIIDAE
 GENERO 45.- *Fistularia*
 ESPECIE 70.- *Fistularia commersonii*
 SUBORDEN 15.- SYGNATHOIDEI
 FAMILIA 28.- SYNGNATHIDAE
 GENERO 46.- *Hippocampus*
 ESPECIE 71.- *Hippocampus ingens*
 ORDEN 15.- SCORPAENIFORMES
 SUBORDEN 16.- SCORPAENOIDEI
 FAMILIA 29.- SCORPAENIDAE
 GENERO 47.- *Scorpaena*
 ESPECIE 72.- *Scorpaena guttata*
 ESPECIE 73.- *Scorpaena pannosa*
 FAMILIA 30.- TRIGLIDAE
 GENERO 48.- *Prionotus*
 ESPECIE 74.- *Prionotus loxias*
 ESPECIE 75.- *Prionotus ruscarius*
 ESPECIE 76.- *Prionotus stephanophrys*
 ESPECIE 77.- *Prionotus xenisma*
 ORDEN 17.- PERCIFORMES
 SUBORDEN 17.- PERCOIDEI
 FAMILIA 31.- CENTROPOMIDAE
 GENERO 49.- *Centropomus*
 ESPECIE 78.- *Centropomus nigrescens*
 ESPECIE 79.- *Centropomus parallelus*
 ESPECIE 80.- *Centropomus pectinatus*
 ESPECIE 81.- *Centropomus poeyi*
 ESPECIE 82.- *Centropomus robalito*
 ESPECIE 83.- *Centropomus undecimalis*
 FAMILIA 32.- SERRANIDAE
 GENERO 50.- *Diplectrum*
 ESPECIE 84.- *Diplectrum pacificum*
 GENERO 51.- *Epinephelus*
 ESPECIE 85.- *Epinephelus acanthistius*
 ESPECIE 86.- *Epinephelus afer*
 ESPECIE 87.- *Epinephelus analogus*
 ESPECIE 88.- *Epinephelus dermatolepis*
 ESPECIE 89.- *Epinephelus labriformis*
 ESPECIE 90.- *Epinephelus morio*
 ESPECIE 91.- *Epinephelus multiguttatus*
 ESPECIE 92.- *Epinephelus panamensis*

GENERO 52.- Mycteroperca
 ESPECIE 93.- Mycteroperca jordani
 GENERO 53.- Paranthias
 ESPECIE 94.- Paranthias colonus
 ESPECIE 95.- Paranthias furcifer
 FAMILIA 33.- GRAMMISTIDAE
 GENERO 54.- Rypiticus
 ESPECIE 96.- Rypiticus bicolor
 FAMILIA 34.- PRIACANTHIDAE
 GENERO 55.- Priacanthus
 ESPECIE 97.- Priacanthus cruentatus
 GENERO 56.- Pristigenys
 ESPECIE 98.- Pristigenys serrula
 FAMILIA 35.- APOGONIDAE
 GENERO 57.- Apogon
 ESPECIE 99.- Apogon retrosella
 FAMILIA 36.- ECHENEIDIDAE
 GENERO 58.- Remora
 ESPECIE 100.- Remora remora
 FAMILIA 37.- CARANGIDAE
 GENERO 59.- Caranx
 ESPECIE 101.- Caranx caballus
 ESPECIE 102.- Caranx hippos
 ESPECIE 103.- Caranx latus
 ESPECIE 104.- Caranx rinchus
 ESPECIE 105.- Caranx vinctus
 ESPECIE 106.- Caranx dorsalis
 GENERO 60.- Chloroscombrus
 ESPECIE 107.- Chloroscombrus orqueta
 GENERO 61.- Citula
 ESPECIE 108.- Citula dorsalis
 GENERO 62.- Decapterus
 ESPECIE 109.- Decapterus hypodus
 GENERO 63.- Elagatis
 ESPECIE 110.- Elagatis bipinnulatus
 GENERO 64.- Gnathanodon
 ESPECIE 111.- Gnathanodon speciosus
 GENERO 65.- Hemicaranx
 ESPECIE 112.- Hemicaranx amblyrhynchus
 ESPECIE 113.- Hemicaranx zelotes
 GENERO 66.- Oligoplites
 ESPECIE 114.- Oligoplites saurus
 GENERO 67.- Selar
 ESPECIE 115.- Selar crumenophthalmus

GENERO 68.-	Selene
ESPECIE 116.-	Selene brevoorti
ESPECIE 117.-	Selene declivifrons
ESPECIE 118.-	Selene oerstedii
GENERO 69.-	Seriola
ESPECIE 110.-	Seriola mazatlana
ESPECIE 120.-	Seriola dorsalis
GENERO 70.-	Trachinotus
ESPECIE 121.-	Trachinotus glaucus
ESPECIE 122.-	Trachinotus kennedyi
ESPECIE 123.-	Trachinotus paloma
ESPECIE 124.-	Trachinotus rhodophus
GENERO 71.-	Vomer
ESPECIE 125.-	Vomer declivifrons
ESPECIE 126.-	Vomer setapinnis
FAMILIA 38.-	NEMATISTIIDAE
GENERO 72.-	Nematistius
ESPECIE 127.-	Nematistius pectoralis
FAMILIA 39.-	CORYPHAENIDAE
GENERO 73.-	Coryphaena
ESPECIE 128.-	Coryphaena hippurus
FAMILIA 40.-	LUTJANIDAE
GENERO 74.-	Hoplopagrus
ESPECIE 129.-	Hoplopagrus guntheri
GENERO 75.-	Lutjanus
ESPECIE 130.-	Lutjanus argentiventris
ESPECIE 131.-	Lutjanus colorado
ESPECIE 132.-	Lutjanus guttatus
ESPECIE 133.-	Lutjanus novemfasciatus
ESPECIE 134.-	Lutjanus peru
GENERO 76.-	Rabirubia
ESPECIE 135.-	Rabirubia inermis
FAMILIA 41.-	LOBOTIDAE
GENERO 77.-	Lobotes
ESPECIE 136.-	Lobotes surinamensis
FAMILIA 42.-	GERREIDAE
GENERO 78.-	Diapterus
ESPECIE 137.-	Diapterus periche
ESPECIE 138.-	Diapterus peruvianus
GENERO 79.-	Eucinostomus
ESPECIE 139.-	Eucinostomus argenteus
GENERO 80.-	Gerres
ESPECIE 140.-	Gerres cinereus
FAMILIA 43.-	HAEMULIDAE

GENERO 81.-	Anisotremus
ESPECIE 141.-	Anisotremus davidsonii
ESPECIE 142.-	Anisotremus dovii
ESPECIE 143.-	Anisotremus interruptus
ESPECIE 144.-	Anisotremus surinamensis
ESPECIE 145.-	Anisotremus taeniatus
GENERO 82.-	Bathystoma
ESPECIE 146.-	Bathystoma rimator
GENERO 83.-	Haemulon
ESPECIE 147.-	Haemulon flaviguttatum
ESPECIE 148.-	Haemulon macalicauda
ESPECIE 149.-	Haemulon meloformis
ESPECIE 150.-	Haemulon scudderi
ESPECIE 151.-	Haemulon sexfasciatum
ESPECIE 152.-	Haemulon steindachneri
GENERO 84.-	Orthopristis
ESPECIE 153.-	Orthopristis cantharinus
ESPECIE 154.-	Orthopristis chalceus
ESPECIE 155.-	Orthopristis reddingi
GENERO 85.-	Orthostoechus
ESPECIE 156.-	Orthostoechus multicaudatus
GENEROS 86.-	Pomadasys
ESPECIE 157.-	Pomadasys axillaris
ESPECIE 158.-	Pomadasys leuciscus
ESPECIE 159.-	Pomadasys macracanthus
ESPECIE 160.-	Pomadasys panamensis
ESPECIE 161.-	Pomadasys bayanus
GENERO 87.-	Xenichthys
ESPECIE 162.-	Xenichthys xanti
GENERO 88.-	Xenistius
ESPECIE 163.-	Xenistius californiensis
FAMILIA 44.-	SPARIDAE
GENEROS 89.-	Calamus
ESPECIE 164.-	Calamus brachysomus
FAMILIA 45.-	SCIAENIDAE
GENERO 90.-	Ophioscion
ESPECIE 165.-	Ophioscion imiceps
ESPECIE 166.-	Ophioscion scierus
GENERO 91.-	Bairdiella
ESPECIE 167.-	Bairdiella chrysoleuca
ESPECIE 168.-	Bairdiella icistia
ESPECIE 169.-	Bairdiella ronchus

GENERO 92.- Cynoscion
 ESPECIE 170.- Cynoscion reticulatus
 GENERO 93.- Elattarchus
 ESPECIE 171.- Elattarchus archidium
 GENERO 94.- Isopisthus
 ESPECIE 172.- Isopisthus remifer
 GENERO 95.- Larimus
 ESPECIE 173.- Larimus acclivis
 ESPECIE 174.- Larimus argenteus
 ESPECIE 175.- Larimus effulgens
 GENERO 96.- Menticirrhus
 ESPECIE 176.- Menticirrhus americanus
 ESPECIE 177.- Menticirrhus elongatus
 ESPECIE 178.- Menticirrhus panamensis
 GENERO 97.- Micropogon
 ESPECIE 179.- Micropogon altipinnis
 ESPECIE 180.- Micropogon micropogonias
 GENERO 98.- Odontoscion
 ESPECIE 181.- Odontoscion xanthops
 GENERO 99.- Pareques
 ESPECIE 182.- Pareques viola
 GENERO 100.- Umbrina
 ESPECIE 183.- Umbrina roncador
 ESPECIE 184.- Umbrina xanti
 FAMILIA 46.- MULLIDAE
 GENERO 101.- Mulloidichthys
 ESPECIE 185.- Mulloidichthys dentatus
 FAMILIA 47.- KYPHOSIDAE
 GENERO 102.- Kyphosus
 ESPECIE 186.- Kyphosus analogus
 ESPECIE 187.- Kyphosus elegans
 GENERO 103.- Sectator
 ESPECIE 188.- Sectator ocyurus
 FAMILIA 48.- EPHIPPIDIDAE
 GENERO 104.- Chaetodipterus
 ESPECIE 189.- Chaetodipterus zonatus
 GENERO 105.- Parapsettus
 ESPECIE 190.- Parapsettus panamensis
 FAMILIA 49.- CHAETODONTIDAE
 GENERO 106.- Chaetodon
 ESPECIE 191.- Chaetodon humeralis
 GENERO 107.- Heniochus
 ESPECIE 192.- Heniochus nigrirostris
 FAMILIA 50.- POMACANTHIDAE

GENERO 108.- *Holacanthus*
 ESPECIE 193.- *Holacanthus passer*
 GENERO 109.- *Pomacanthus*
 ESPECIE 194.- *Pomacanthus zonipectus*
 FAMILIA 51.- POMACENTRIDAE
 GENERO 110.- *Abudefduf*
 ESPECIE 195.- *Abudefduf declivifrons*
 ESPECIE 196.- *Abudefduf troschelii*
 GENERO 111.- *Chromis*
 ESPECIE 197.- *Chromis atrilobata*
 GENERO 112.- *Microspathodon*
 ESPECIE 198.- *Microspathodon bairdii*
 ESPECIE 199.- *Microspathodon dorsalis*
 GENERO 113.- *Stegastes*
 ESPECIE 200.- *Stegastes acapulcoensis*
 ESPECIE 201.- *Stegastes flavilatus*
 ESPECIE 202.- *Stegastes leucorus*
 ESPECIE 203.- *Stegastes rectifraenum*
 FAMILIA 52.- CIRRHITIDAE
 GENERO 114.- *Cirrhitichthys*
 ESPECIE 204.- *Cirrhitichthys oxycephulus*
 GENERO 115.- *Cirrhitus*
 ESPECIE 205.- *Cirrhitus rivulatus*
 SUBORDEN 18.- MUGILOIDEI
 FAMILIA 53.- MUGILIDAE
 GENERO 116.- *Mugil*
 ESPECIE 206.- *Mugil cephalus*
 ESPECIE 207.- *Mugil curema*
 SUBORDEN 19.- SPHYRAENOIDEI
 FAMILIA 54.- SPHYRAENIDAE
 GENERO 117.- *Sphyraena*
 ESPECIE 208 *Sphyraena ensis*
 ESPECIE 209 *Sphyraena barracuda*
 ESPECIE 210.- *Sphyraena diaster*
 SUBORDEN 20.- POLYNEMOIDEI
 FAMILIA 55.- POLYNEMIDAE
 GENERO 118.- *Polydactylus*
 ESPECIE 211.- *Polydactylus aproximans*
 ESPECIE 212.- *Polydactylus opercularis*
 SUBORDEN 21.- LABROIDEI
 FAMILIA 56.- LABRIDAE
 GENERO 119.- *Bodianus*
 ESPECIE 213.- *Bodianus diplotaenia*

GENERO 120.- Halichoeres
 ESPECIE 214.- Halichoeres chierchiaie
 ESPECIE 215.- Halichoeres dispilus
 ESPECIE 216.- Halichoeres nicholsi
 ESPECIE 217.- Halichoeres semicinctus
 GENERO 121.- Pseudojulis
 ESPECIE 218.- Pseudojulis notospilus
 GENERO 122.- Semicossyphus
 ESPECIE 219.- Semicossyphus pulcher
 GENERO 123.- Thalassoma
 ESPECIE 220.- Thalassoma lucassanum
 FAMILIA 57.- SCARIDAE
 GENERO 124.- Scarus
 ESPECIE 221.- Scarus perrico
 SUBORDEN 22.- TRACHINOIDEI
 FAMILIA 58.- URANOSCOPIDAE
 GENERO 125.- Astroscopus
 ESPECIE 222.- Astroscopus zephyreus
 SUBORDEN 23.- BLENNIOIDEI
 FAMILIA 59.- LABRIOSOMIDAE
 GENERO 126.- Labrisomus
 ESPECIE 223.- Labrisomus bucciferus
 GENERO 127.- Malacoctenus
 ESPECIE 224.- Malacoctenus hubbsi
 FAMILIA 60.- CHAENOPSIDAE
 GENERO 128.- Plagiotremus
 ESPECIE 225.- Plagiotremus azaleus
 FAMILIA 61.- BLENNIIDAE
 GENERO 129.- Ophioblennius
 ESPECIE 226.- Ophioblennius steindachneri
 SUBORDEN 24.- GOBIOIDEI
 FAMILIA 62.- ELEOTRIDIDAE
 GENERO 130.- Gobiomorus
 ESPECIE 227.- Gobiomorus maculattus
 FAMILIA 63.- GOBIIDAE
 GENERO 131.- Bathygobius
 ESPECIE 228.- Bathygobius ramosus
 ESPECIE 229.- Bathygobius soporator
 SUBORDEN 25.- ACANTHURODEI
 FAMILIA 64.- ACANTHURIDAE
 GENERO 132.- Acanthurus
 ESPECIE 230.- Acanthurus crestonis
 ESPECIE 231.- Acanthurus triostegus

GENERO 133.- Prionurus
 ESPECIE 232.- Prionurus punctatus
 GENERO 134.- Zanclus
 ESPECIE 233.- Zanclus canescens
 SUBORDEN 26.- SCOMBROIDEI
 FAMILIA 65.- SCOMBRIDAE
 GENERO 135.- Auxis
 ESPECIE 234.- Auxis thazard
 GENERO 136.- Euthynnus
 ESPECIE 235.- Euthynnus lineatus
 GENERO 137.- Katsuwonus
 ESPECIE 236.- Katsuwonus pelamis
 GENERO 138.- Scomberomorus
 ESPECIE 237.- Scomberomorus concolor
 ESPECIE 238.- Scomberomorus sierra
 FAMILIA 66.- ISTIOPHORIDAE
 GENERO 139.- Istiophorus
 ESPECIE 239.- Istiophorus platypterus
 SUBORDEN 27.- STROMATEOIDEI
 FAMILIA 67.- STROMATEIDAE
 GENERO 140.- Peprilus
 ESPECIE 240.- Peprilus simillimus
 ORDEN 18.- PLEURONECTIFORMES
 SUBORDEN 28.- PLEURONECTOIDE
 FAMILIA 68.- BOTHIDAE
 GENERO 141.- Ancylopsetta
 ESPECIE 241.- Ancylopsetta dendritica
 GENERO 142.- Bothus
 ESPECIE 242.- Bothus constellatus
 GENERO 143.- Etropus
 ESPECIE 243.- Etropus crossotus

 GENERO 144.- Paralichthys
 ESPECIE 244.- Paralichthys woolmani
 GENERO 145.- Syacium
 ESPECIE 245.- Syacium ovale
 FAMILIA 69.- PLEURONECTIDAE
 GENERO 146.- Cyclopsetta
 ESPECIE 246.- Cyclopsetta chittendeni
 ESPECIE 247.- Cyclopsetta querna
 ORDEN 19.- TETRAODONTIFORMES
 SUBORDEN 29.- BALISTOIDEI
 FAMILIA 70.- BALISTIDAE

GENERO 147.- Pseudobalistes
ESPECIE 248.- Pseudobalistes naufragium
GENERO 148.- Balistes
ESPECIE 249.- Balistes polylepis
GENERO 149.- Sufflamen
ESPECIE 250.- Sufflamen verres
FAMILIA 71.- OSTRACIIDAE
GENERO 150.- Ostracion
ESPECIE 251.- Ostracion meleagris
SUBORDEN 30.- TETRAODONTOIDEI
FAMILIA 72.- TETRAODONTIDAE
GENERO 151.- Arothron
ESPECIE 252.- Arothron meleagris
ESPECIE 253.- Arothron setosus
GENERO 152.- Canthigaster
ESPECIE 254.- Canthigaster punctatissima
GENERO 153.- Sphoeroides
ESPECIE 255.- Sphoeroides annulatus
FAMILIA 73.- DIODONTIDAE
GENERO 154.- Diodon
ESPECIE 256.- Diodon holocanthus
ESPECIE 257.- Diodon hystrix