



UNIVERSIDAD DE COLIMA

POSGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS PECUARIAS

CRITERIOS BIOLÓGICOS PARA LA ADMINISTRACIÓN DE LA PESCA MULTIESPECÍFICA ARTESANAL EN LA COSTA DE COLIMA, MÉXICO

TESIS
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS
P R E S E N T A :

M. EN C. ELAINE ESPINO BARR

ASESORES
DR. ARTURO RUIZ LUNA
DRA. ANA LAURA IBÁÑEZ AGUIRRE
DR. XAVIER CHIAPPA CARRARA
DR. CARLOS ROBINSON MENDOZA

INDICE

1.- RESUMEN	1
2.- INTRODUCCIÓN	3
3.- ANTECEDENTES	8
4.- HIPÓTESIS	18
5.- OBJETIVOS	19
6.- AREA DE ESTUDIO	20
7.- METODOS	23
7.1.- Determinación de la estructura especie.	
7.2.- Análisis de la tendencia de la composición de tallas.	
7.3.- Análisis de los parámetros de crecimiento y mortalidad.	
7.4.- Descripción de la captura y el esfuerzo.	
7.5.- Variables ambientales.	
8.- RESULTADOS	40
8.1.- Determinación de la estructura especie.	
8.2.- Análisis de la tendencia de la composición de tallas.	
8.3.- Análisis de los parámetros de crecimiento y mortalidad.	
8.4.- Descripción de la captura y el esfuerzo.	
8.5.- Variables ambientales.	
9.- DISCUSION	125
10.- CONCLUSIONES	137
11.- RECOMENDACIONES	140
12.- REFERENCIAS	142
13.- ANEXO	150

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1.- Mapa del Estado de Colima, isobata de 200 m. Zona de colecta: A) Playita de Enmedio, B) Boquita de Miramar, C) Boca de Pascuales y D) Boca de Apiza.
- Fig. 2.- Número de especies presentes en la captura ribereña de Colima por mes, de noviembre de 1982 a diciembre de 1998.
- Fig. 3.- Frecuencia porcentual de 30 especies de la captura comercial registrada en un lapso de 15 años.
- Fig. 4.- Valores mensuales de a) riqueza específica “d”; b) equitatividad “e” y c) índice de diversidad H' , según Shannon y Weaver, con una serie suavizada por medias móviles de 3 meses y ajuste lineal (nov'82 a dic'98).
- Fig. 5.- Valores promedio, máximos y mínimos del índice de diversidad H' , según Shannon y Weaver, para cada mes, con la información de todos los años de muestreo.
- Fig. 6.- Dendrograma de la matriz presencia-ausencia de especies por trimestre. Medida de similaridad UPGA, agrupamiento por modelo de correlación de $1 - r$ de Pearson.
- Fig. 7.- Dendrograma realizado a) por enlace de similitud de Manhattan y agrupamiento por el modelo de Ward y b) enlace de similitud Euclíadiano al cuadrado y agrupamiento por UPGMA para la información de abundancia mensual de 30 especies.
- Fig. 8.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del huachinango *Lutjanus peru*.
- Fig. 9.- Datos de talla promedio mensual del huachinango *Lutjanus peru* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.
- Fig. 10.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del lunarejo *L. guttatus*.
- Fig. 11.- Datos de talla promedio mensual del lunarejo *L. guttatus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.
- Fig. 12.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del alazán *L. argentiventralis*.
- Fig. 13.- Datos de talla promedio mensual del lunarejo *L. argentiventralis* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 14.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del cocinero *Caranx caballus*.

Fig. 15.- Datos de talla promedio mensual del cocinero *C. caballus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 16.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del jurel *Caranx caninus*.

Fig. 17.- Datos de talla promedio mensual del jurel *C. caninus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 18.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del bacoco *Anisotremus interruptus*.

Fig. 19.- Datos de talla promedio mensual del bacoco *A. interruptus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 20.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio de la viejita *P. colonus*.

Fig. 21.- Datos de talla promedio mensual de viejita *Paranthias colonus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 22.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_{∞} del huachinango *L. peru*, los rótulos de los puntos observados corresponden al año.

Fig. 23.- Parámetros anuales de crecimiento de huachinango *L. peru*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 2,023.07 + 1.05X$; $r = 0.37$; $n = 12$; $t = 3.59/2.201$. Para k: $Y = -1.76 + 0.0009X$; $r = 0.07$; $n = 12$; $t = 0.0032/2.201$

Fig. 24.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_{∞} del lunarejo *L. guttatus*, los rótulos de los puntos observados corresponden al año.

Fig. 25.- Parámetros anuales de crecimiento de lunarejo *L. guttatus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 1,337.72 - 0.626X$; $r = 0.26$; $n = 12$; $t = -2.049/2.201$. Para k: $Y = -3.033 + 0.0017X$; $r = 0.168$; $n = 12$; $t = 0.005/2.201$.

Fig. 26.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_{∞} de *L. argentiventris* (los rótulos de los puntos observados corresponden al año).

Fig. 27.- Parámetros anuales de crecimiento de alazán *L. argentiventris*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = -461.68 + 0.275X$; $r = 0.173$; $n = 9$; $t = 0.739/2.262$. Para k: $Y = 7.85 - 0.004X$; $r = 0.52$; $n = 9$; $t = -0.012/2.262$.

Fig. 28.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_{∞} de *C. caballus* (los rótulos de los puntos observados corresponden al año).

Fig. 29.- Parámetros anuales de crecimiento de cocinero *C. caballus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 2,014.14 - 0.987X$; $r = 0.49$; $n = 10$; $t = -3.208 / 2.228$. Para k : $Y = 3.994 - 0.0019X$; $r = 0.121$; $n = 10$; $t = -0.0053 / 2.228$.

Fig. 30.- Parámetros anuales de crecimiento de jurel *C. caninus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 1,651.91 - 0.795X$; $r = 0.49$; $n = 8$; $t = -2.234 / 2.306$. Para k : $Y = 3.396 - 0.0016X$; $r = 0.089$; $n = 8$; $t = -0.0039 / 2.306$.

Fig. 31.- Parámetros anuales de crecimiento de bacoco *A. nisotremus interruptus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 878.95 - 0.414X$; $r = 0.149$; $n = 5$; $t = -0.725 / 2.571$. Para k : $Y = -29.24 + 0.15X$; $r = 0.49$; $n = 5$; $t = 0.029 / 2.571$.

Fig. 32.- Parámetros anuales de crecimiento de viejita *Paranthias colonus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = -361.28 + 0.205X$; $r = 0.232$; $n = 7$; $t = 0.47 / 2.365$. Para k : $Y = -2.74 + 0.0015X$; $r = 0.189$; $n = 7$; $t = 0.0034 / 2.365$.

Fig. 33.- Valores de la captura ribereña total (miles de toneladas) y el esfuerzo relativo (miles de viajes) aplicado de 1982 a 1997 en la costa del estado de Colima.

Fig. 34.- Datos de captura por viaje de huachinango *L. peru* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 35.- Datos de captura por viaje de lunarejo *L. guttatus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 36.- Datos de captura por viaje de alazán *L. argentiventris* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 37.- Datos de captura por viaje de cocinero *C. caballus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 38.- Datos de captura por viaje de jurel *C. caninus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 39.- Datos de captura por viaje de bacoco *A. interruptus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 40.- Datos de captura por viaje de viejita *Paranthias colonus* de nov'82 a

dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Fig. 41.- Relación que guardan la temperatura ambiente (TA) y temperatura superficial de mar (TSM): a) ajuste lineal; b) serie calculada en el tiempo.

Fig. 42.- Series de valores anuales de temperatura ambiente TA y del índice multivariado del ENSO (MEI).

Fig. 43.- Relación que guardan las series originales de riqueza específica y MEI.

Fig. 44.- Series de datos MEI y del índice de diversidad mensual.

Fig. 45.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el huachinango *L. peru*.

Fig. 46.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el lunarejo *L. guttatus*.

Fig. 47.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el alazán *L. argentiventris*.

Fig. 48.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el cocinero *C. caballus*.

Fig. 49.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el jurel *C. caninus*.

Fig. 50.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el bacoco *A. interruptus*.

Fig. 51.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el viejita *P. colonus*.

Fig. 52.- Series de tiempo MEI y CPUE de huachinango *L. peru*, en la costa de Colima (1982-1998).

Fig. 53.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio del alazán *L. argentiventris*.

Fig. 54.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio del cocinero *C. caballus*.

Fig. 55.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio del jurel *C. caninus*.

Fig. 56.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio de la viejita *Paranthias colonus*.

LISTA DE TABLAS

- Tabla 1.- Nombres comunes, científicos, número de correspondencia, ordenados de mayor a menor abundancia (nov'82 a dic'98).
- Tabla 2.- Resumen de análisis de la estructura específica del grupo de peces capturados en la costa de Colima.
- Tabla 3.- Valores de número de datos, de meses y medidas promedio, máximas y mínimas de la longitud estándar y total (cm) y de peso (g) de las muestras de las siete especies.
- Tabla 4.- Resumen de resultados de las regresiones realizadas con la serie de longitud promedio mensual original y los residuos del análisis espectral.
- Tabla 5.- Parámetros de los componentes resultantes del análisis espectral de las series de longitud estándar para las siete especies.
- Tabla 6.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de huachinango *L. peru*.
- Tabla 7.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de lunarejo *L. guttatus*.
- Tabla 8.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de alazán *L. argentiventris*.
- Tabla 9.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de cocinero *C. caballus*.
- Tabla 10.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de jurel *C. caninus*.
- Tabla 11.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de bacoco *A. interruptus*.
- Tabla 12.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de viejita *P. colonus*.
- Tabla 13.- Valores de captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la captura ribereña en el estado de Colima, fuente: Avisos de Arribo de la Delegación de Pesca en el Estado y muestreos de campo.
- Tabla 14.- Resumen de resultados de las regresiones realizadas con la serie de CPUE mensual original y los residuos del análisis espectral.

Tabla 15.- Resumen de los componentes resultantes del análisis espectral de las series de longitud estándar para cinco especies.

Tabla 16..- Resultados de la correlación múltiple entre la riqueza específica e índice de diversidad vs variables ambientales.

Tabla 17..- Resultados de la correlación múltiple entre la talla promedio por especie vs variables ambientales.

Tabla 18.- Resultados de la correlación múltiple entre la CPUE promedio por especie vs variables ambientales.

Tabla 19.- Resultados del análisis de correlación cruzada de las series de tiempo de diversidad y riqueza, con la serie MEI como variable independiente.

Tabla 20.- Resultados del análisis de correlación cruzada de las series de tiempo de la longitud promedio mensual de las especies, con la serie ambiental significativa en la regresión múltiple, como variable independiente.

Tabla 21.- Resultados del análisis de correlación cruzada de las series de tiempo de CPUE de las especies, con la serie de la variable independiente significativa en la regresión múltiple.

1.- RESUMEN

La pesca artesanal en la costa de Colima es una actividad importante social y económica, que provee de alimento de excelente calidad y genera empleos a un gran número de personas. Siendo la pesca una actividad que afecta directamente a las poblaciones de peces que cohabitan en la zona, se hace importante conocer aspectos de los cambios que ha tenido el recurso en el tiempo y explicar el papel que ejerce la presión por pesca.

Al analizar datos de abundancia específica en los viajes de pesca, durante 15 años, se detectó que la riqueza específica y la diversidad de los peces en la zona tienen variaciones cíclicas que se explicaron por cambios en los factores ambientales: durante meses con Niño, aumentó y por el contrario con Niña.

De manera individual se analizaron series de tiempo de información de siete especies importantes y representantes del conjunto de peces de la zona de estudio. Las especies son: huachinango *Lutjanus peru*, lunarejo *L. guttatus*, alazán *L. argentiventralis*, cocinero *Caranx caballus*, jurel *C. caninus*, bacoco *Anisotremus interruptus* y viejita *Paranthias colonus*.

Las series de datos de longitud promedio mensual de estas siete especies de peces representativas de la comunidad, mostraron cambios cíclicos importantes, también explicables por los factores ambientales; pero en el periodo estudiado hay una disminución de algunos centímetros, no comprobables estadísticamente.

Se analizaron series anuales de parámetros biológicos como longitud asintótica, índice de crecimiento, longevidad y mortalidad de cada una de las siete especies mencionadas, para conocer su tendencia en el tiempo. Algunos de estos parámetros

parecen fluctuar por los factores ambientales otros como resultado de las relaciones intraespecíficos.

También se analizaron series de tiempo del peso promedio por viaje de las siete especies, encontrando que en 15 años no hay disminución debida a la presión por pesca; los cambios se deben a las variaciones de los factores ambientales, siendo las épocas de efecto de Niño cuando se presentaron con mayor abundancia.

El papel del clima tiene un efecto relevante en las poblaciones de peces, determinando su presencia o ausencia de las zonas de pesca. Desde el punto de vista pesquero, el fenómeno de El Niño es benéfico, pues provoca el agrupamiento del recurso en las zonas cercanas a la costa; pero para las poblaciones de peces estudiadas, puede ser época de mayor vulnerabilidad.

2.- INTRODUCCIÓN

En términos de Ciencia Pesquera y de Ecología, continuamente hay indicios de que muchos “stocks” marinos alrededor del mundo, tanto dentro como fuera de la Zona Económica Exclusiva (ZEE), en países desarrollados y subdesarrollados, tienen deficientes o nulas medidas de regulación, tanto en especies pelágicas como en demersales (Cunningham y Whitmarsh, 1981; Cousteau, 1995). Lo anterior se refleja en los registros pesqueros que han venido declinando en la última década y en el deterioro de la diversidad.

Según las estadísticas de pesca de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), las principales pesquerías del mundo se evaluaban como sobreexplotadas en 1992 (Grainger y Garcia, 1996), pero en los volúmenes totales no se aprecia su disminución, pues nuevos recursos han empezado a aprovecharse en los últimos años. Un panorama del estado actual de las pesquerías en los Estados Unidos de América mostró que de 230 recursos o especies comerciales distintos, 28% están sobreexplotados, 23% se encuentran en su nivel máximo de utilización y 13% están subutilizados. De los anteriores, solamente el 34% de las especies capturadas están suficientemente estudiadas y solamente una especie de salmón se encuentra en vías de recuperación (NOAA, 1991).

Las actividades del hombre afectan a las poblaciones marinas y costeras no solamente por la pesca, sino en otros aspectos, dañando, en ocasiones irreversiblemente al ecosistema en cuestión y afectando también el equilibrio y diversidad de las especies en el entorno. Tales son los casos con contaminación

urbana, industrial, portuaria, cambios en el ecosistema por desarrollos que modifican el paisaje y con ello el hábitat de la comunidad y por consiguiente la biodiversidad (De Fontaubert *et al.*, 1996).

En diferentes foros internacionales existe esta preocupación y en términos generales hay grandes rubros que abarcan las acciones que todos los países deberían incluir en sus planes de desarrollo (Caddy y Mahon, 1995), a saber:

- Reducir y controlar la degradación de los ecosistemas marinos para que se mantenga y mejore la vida que soportan y su capacidad productiva.
- Desarrollar e incrementar el potencial de los recursos marinos vivos para llenar las necesidades nutricionales de la humanidad y las metas de desarrollo socioeconómico.
- Promover el manejo integral y desarrollo sostenible del área costera y el medio marino.

Se tiene estimado que existen 20,000 especies de peces en el mundo, en una amplia gama de hábitats (Pitcher y Hart, 1982), pero las que se aprovechan por el hombre son apenas una pequeña fracción, de la que solamente 200 componen la gran proporción de las capturas de las pesquerías del mundo (Grainger y Garcia, 1996).

Para la evaluación de las comunidades marinas y de su entorno ecológico existen diversas estrategias de estudio: a) el conocimiento de la estructura de la comunidad, que puede ser a través de la captura de los peces marinos (Grossman, 1982; Sousa, 1985; Madrid & Sánchez, 1997), donde la estructura se entiende como la composición de especies, en número y/o peso, edades o tallas; b) el análisis de la

diversidad de especies en el tiempo y espacio (Brower y Zar, 1979; Boulton *et al.*, 1992; Madrid *et al.*, 1997); c) la determinación de las afinidades entre las especies que aparecen en la captura, por las características del área en que se capturó, por similitud en su alimentación o hábitat, a fin de poder manejar la información por comunidades o “ensambles” (Fager y Longhurst, 1968; Tyler, 1971; Berlanga *et al.*, 1997); d) la descripción del resultado de la pesca en relación con el tiempo, estacionalidad o variables ambientales, con periodicidades diarias, mensuales, anuales, etc. (Tyler, 1971; Huato, 1988; Macías, 1992; Espino-Barr *et al.*, 1997b).

La evaluación de los recursos pesqueros incluye análisis estadísticos y matemáticos para obtener valores cuantitativos del estado actual y predecir los niveles de reacción de una población pesquera a la actividad de pesca. Para ello se utiliza la captura por unidad de esfuerzo como variable de abundancia (Cushing, 1968) y las proporciones y volúmenes de captura como muestra de la comunidad, considerando los sesgos que pudiera haber por la selectividad de las artes con que se obtiene dicha captura. En términos generales uno de los objetivos de la evaluación pesquera es la obtención de información científica que permita conocer el estado actual de la población de una o varias especies, y los cambios en la comunidad (Caddy y Mahon, 1995).

Para ello se busca una referencia o punto de referencia técnico que pueda ser calculado, medido o cuantificado basándose en características biológicas o económicas y características de la pesquería, expresados en índices de mortalidad por pesca, índices de captura, tallas promedio del pez, etc.; y entre las variables de referencia más

importantes, la mortalidad por pesca (F), biomasa del “stock” (B). También se utilizan como variables de referencia otras que se relacionan directamente con las anteriores. La F y el esfuerzo por pesca f se relacionan a través del coeficiente de capturabilidad (q), que algunos autores consideran constante ($F = q * f$). Si es así, entonces la CPUE es un indicador de la biomasa de la población (FAO, 1980; Fogarty, 1989; Kleiber y Perrin, 1991; Caddy y Mahon, 1995).

En el presente trabajo se busca describir primeramente la proporción en la que se encuentra el conjunto de especies capturadas o colectadas por los pescadores en un sitio determinado y representativas de la comunidad. Se pretende analizar si dicha “estructura de la comunidad” o del grupo de peces capturados se mantiene a través de los años, si su diversidad no cambia debido a la desaparición temporal de alguna especie o cambios importantes en las proporciones que cada especie va presentando en el tiempo debido a cambios naturales o inducidos por la pesca.

Posteriormente se trata de describir el estado actual de abundancias de algunas de las especies más representativas de la comunidad, su presencia a lo largo del tiempo en forma de captura por viaje y su permanencia, talla promedio presente en la pesca, parámetros de crecimiento y mortalidad. Con ello se pretende diagnosticar una tendencia o un comportamiento cíclico, quizás por influencia de factores ambientales que influyen en alguna forma en las poblaciones pesqueras o la presión por pesca en forma de valores de esfuerzo y mortalidad por pesca. Con estos resultados se pretende formular alternativas para manejo de recursos de la pesca.

3.- ANTECEDENTES

Muchos trabajos se han realizado para tratar de explicar la abundancia de algunas especies, la persistencia de otras y las relaciones interespecíficas dentro de la comunidad (Margalef, 1977; Penchaszadeh y Salaya, 1985; Longhurst y Pauly, 1987; De Fontaubert *et al.*, 1996; Pérez y Mendoza, 1998). Se han clasificado a *grosso modo* por sus características estructurales de especies dominantes, por su hábitat físico que moldea el tipo de vida, su capacidad de reproducción, territorialidad, estrategia de crecimiento, etc. (Margalef, 1977). Pero para generalizar, puede afirmarse que la diversidad alta se encuentra en comunidades maduras, poco perturbadas y diversidades bajas en comunidades de reciente establecimiento o con cambios en su interior (Odum, 1982).

Cambios en la estructura de la comunidad en el tiempo y espacio son indicadores de alguna perturbación (Pitcher y Hart, 1982; Leigh, 1990) y puede servir para diagnosticar la fuente de variación. En el mejor de los términos, si la perturbación es de origen humano, la información puede servir para evitarlo o buscar mecanismos que lo disminuyan, como en el caso del uso de pesticidas, artes no selectivas, o actividades altamente nocivas como explosivos, venenos, etc. (Bechtel y Copeland, 1970; McKenna y Saila, 1991).

El primer paso en el conocimiento de la comunidad es la descripción en términos de las especies que existen. En la costa Centro del Pacífico Mexicano se han realizado algunos listados taxonómicos de las especies de peces que habitan la zona o aparecen

en las capturas comerciales, entre ellos: Cruz *et al.* (1989a), Aguilar-Palomino *et al.* (1996) y Madrid (1999).

El análisis del comportamiento de la talla promedio a través de un lapso de tiempo en una especie explotada o aprovechada comercialmente, es uno de los indicadores más simples del nivel de presión que se ejerce en una pesquería en particular, la disminución de la talla promedio representa un efecto negativo en la población (Cassie, 1957; Klingenberg y Froese, 1991; Safran, 1992; Klingenberg, 1996), lo cual puede deberse a un elevado esfuerzo de pesca, con el consecuente riesgo de que, con el tiempo, la captura esté integrada de juveniles y subadultos o hembras maduras por desovar (Laroche y Ramananarivo, 1995).

Un ejemplo de lo anterior se muestra en un trabajo sobre pez vela *Istiophorus platypterus*, donde Macías (1992) reporta un desplazamiento modal de la clase 165-170 cm de la temporada 1981 a 1985 hacia el intervalo 170-175 cm en la temporada 1986-1988, sugiriendo un posible equilibrio en la pesquería, lo cual está asociado a la disminución del esfuerzo pesquero de la flota internacional. La información utilizada provino de torneos de pesca deportiva, no obstante, reflejaron la situación de la pesca comercial en su momento.

Estudios anteriores sobre la misma variable para el huachinango de la costa de Colima, muestran para la temporada '90-'91 un promedio de 18.9 cm de longitud estándar (LS), con un mínimo de 10 cm y un máximo de 58 cm (Cruz *et al.*, 1991). En ese trabajo se resalta la presencia de tallas menores a 15 cm (LS) en la captura comercial, en los meses de enero a abril de 1991. Espino-Barr (1996) trabajó con datos de 1992 a 1993 y anota que durante octubre y noviembre de 1992 se registraron organismos de tallas grandes (mayores de 50 cm) y que entre diciembre de ese año y

marzo de 1993 sólo se observaron individuos de tallas menores de 25 cm (LS), los promedios mensuales en la zona de la costa de Colima, en este lapso de tiempo, oscilaron entre 14.8 y 18.3 cm.

Entre los parámetros estudiados en algunas especies está el crecimiento, proceso por el cual se “repone” la biomasa de un “stock”, extraída por la pesca o mortalidad causada por depredación, enfermedad o parásitos (Ehrhardt, 1981; Pauly, 1986). El estudio del crecimiento y la validación de sus parámetros ha sido muy discutido, ya que factores como latitud, profundidad, hábitat, presión por territorio, factores ambientales, modifican la presencia - ausencia de organismos. Ello provoca en las evaluaciones cambios inversamente proporcionales en la relación de los parámetros de la ecuación de crecimiento según von Bertalanffy: índice de crecimiento “k” (o índice catabólico) vs longitud asintótica “ L_{∞} ” (o longitud infinito) (Longhurst y Pauly, 1987; Pauly, 1991).

En el Estado de Colima se ha calculado, por diversos métodos, los parámetros del crecimiento de algunas especies: tres de la familia Lutjanidae (Cruz *et al.*, 1991a; Espino-Barr *et al.*, 1995 y Espino-Barr, 1996), cinco de la familia Haemulidae (Cruz *et al.*, 1991b), tres de la Carangidae (Cruz *et al.*, 1989c), dos de la familia Scombridae (Espino-Barr *et al.*, 1990) y una especie de la familia Serranidae (Cruz *et al.*, 1987).

Los parámetros de crecimiento (k y L_{∞}) no son constantes: aun cuando son una característica intrínseca de la especie, fluctúan dentro de ciertos límites, lo que puede deberse al método de evaluación empleado (Beamish y McFarlane, 1983; Beamish y Fournier, 1981; Espino-Barr, 1996), a fluctuaciones ocasionadas por presiones a la especie dados por la pesca (mayor presión sobre los organismos grandes por lo cual el

valor de longitud máxima se mueve, mostrando quizá una tendencia) y factores ambientales (fluctuaciones periódicas) (Schirripa, 1992).

En el trabajo de Chen *et al.* (1992) se comparó la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y cuatro funciones polinomiales, tratando de encontrar la ecuación que mejor explicara los cambios provocados por el crecimiento. La conclusión fue que lo obtenido como “ganancia” en el ajuste de los polinomios, se perdía al tratar de explicar biológicamente los parámetros de las funciones. Para comparar las ecuaciones de crecimiento, es necesario considerar ambos parámetros simultáneamente. Para ello se utiliza un índice descrito por Pauly (1991) llamado ϕ' (phi prima), que combina k y L_∞ (Defeo y Leonce-Valencia, 1994). Los valores para una misma especie son cercanos, pero puede haber pequeñas variaciones debidas al método o a la muestra.

Otros parámetros importantes en la evaluación de un recurso, aparte del crecimiento, son los de mortalidad: mortalidad total Z, mortalidad natural M y mortalidad por pesca F. Su conocimiento lleva al cálculo de curvas de rendimiento de la población, niveles de biomasa calculada para cada recurso, y puede sugerir si la población capturada se encuentra muy afectada. Ello sirve para determinar los niveles de pesca al que debe limitarse la captura, para que el recurso perdure (Beverton y Holt, 1959; Hilborn y Walters, 1980; Gallucci *et al.*, 1996; Ehrhardt y Legault, en prensa).

En el estudio de las pesquerías, un aspecto muy importante es la tecnología de capturas aplicada a la extracción de productos marinos, es decir, cómo se realiza la actividad. En este sentido, y con el propósito de conocer los implementos de pesca usados en la costa de Colima, García *et al.* (1996) describen en un catálogo de artes de pesca, redes agalleras, almadraba, palangre escamero, cimbra tiburonera, curricán y línea de mano con diferentes tipos de anzuelo, y sus variantes en el armado y tipo de

material; artes que son artesanales, construidos por los propios pescadores. En la captura obtenida con estas artes se han identificado 109 especies (Cruz *et al.*, 1989a), de las cuales 25 forman el 30% de la producción en un año (Cruz *et al.*, 1989b y 1995). Los mismos autores también investigaron diversos aspectos biológicos de algunas especies, con referencia a las de mayor importancia comercial, tanto por su valor económico, como por su volumen anual.

Otro factor que influye en las poblaciones de peces en el mar es el clima oceánico. Esta engloba variables ambientales como temperatura ambiente y del mar, salinidad, densidad del agua, concentraciones de oxígeno, bióxido de carbono entre otros elementos, todos ellos interactuando, y muy difíciles de desligar para estudiarlos de manera aislada (Dementeva, 1959).

Hay autores que piensan que si se conociera el efecto del clima en el océano y sus efectos en las poblaciones de peces, se podría predecir las capturas y su disponibilidad al arte. Pero Hela y Laevastu (1962) opinan que esto es cierto solamente por periodos cortos (como una semana), porque las simulaciones de clima más allá no tienen valor predictivo. Otros autores reconocen que hay indicadores de que habrá fenómeno de El Niño, que viene acompañado de lluvias intensas o fríos, con lo que se puede, cuando menos, asumir cambios ciertamente predecibles.

La evaluación de los posibles efectos del clima y los cambios en los recursos pesqueros y su pesca, requiere de un conocimiento muy amplio de formas, mecanismos y su influencia en la especie, ya que ciertos eventos biológicos se disparan por dichos cambios en los factores ambientales, tal es el caso de sucesos como migraciones y reproducción.

Normalmente la pesca ribereña captura un conjunto de especies que se agrupan, porque significa menor esfuerzo pesquero para obtener la captura. El conocimiento de esas peculiaridades de la especie susceptible a capturarse es empírico, heredado del pescador, quien depende de esa característica de las especies y del estado del clima para poder realizar su actividad (Laevastu, 1993). Dependiendo del estado del tiempo, el pescador se siente seguro para salir en su embarcación y además sabe a qué bajos dirigirse para encontrar mejores capturas: en el caso de los pescadores de Manzanillo, en invierno y primavera pescan en una zona llamada Punta Campos donde desemboca el canal de enfriamiento de las turbinas de la Termoeléctrica de Manzanillo, que lleva agua tibia a caliente con nutrientes y grandes cantidades de organismos juveniles, larvas y huevos “cocinados” diariamente en las turbinas. En época de lluvias (verano y otoño) capturan frente a las desembocaduras de los ríos (González, 1997).

Las condiciones ambientales y sus cambios estacionales y periódicos tienen una influencia profunda en este agrupamiento y sus migraciones.

Uno de los factores ambientales más fáciles de determinar es la temperatura (por lo mismo el más estudiado). Se utiliza como un indicador, ya que es reflejo de otros factores ambientales como vientos, corrientes. Cuando se utiliza la temperatura como indicador directo o indirecto, no solamente debe considerarse la distribución horizontal con su margen de cambios, sino también su gradiente vertical.

Las pesquerías tropicales se afectan con cambios climáticos que son estacionales, anuales, es decir, periódicos, que se repiten año con año. Pero también hay variaciones no periódicas. El Niño es considerado uno de esos fenómenos cuya

periodicidad no está muy bien comprendida (entre 7 y 11 años y aparente con tendencia a disminuir), cuyo efecto en las poblaciones de peces es reconocido.

El Niño es un fenómeno que engloba un conjunto de variables ambientales que se presentan en la aparición de corrientes oceánicas cálidas en las costas del Océano Pacífico de América del Sur, durante el verano del hemisferio sur.

Este fenómeno se presenta a intervalos no bien definidos, se caracteriza porque la superficie del mar y la atmósfera sobre él, presentan una condición anormal durante un período que va de cuatro a catorce meses (Acosta-Godínez, 1988).

El fenómeno se inicia en el Océano Pacífico Tropical, cerca de Australia e Indonesia, donde la temperatura de las aguas superficiales se eleva unos cuantos grados por encima de lo normal. Gradualmente este máximo de temperatura se desplaza hacia el Este y, alrededor de seis meses después, alcanza la costa de América del Sur, en el extremo Este del Pacífico. El desplazamiento del máximo va acompañado de un enfriamiento relativo en el Pacífico Occidental, cerca de Asia (Wolter, 1987).

El Pacífico Tropical es una región donde los vientos atmosféricos son altamente responsables de la distribución de la temperatura superficial del mar tropical, debido al orden en que se presenta, está bastante involucrada en determinar la distribución de la precipitación y la circulación atmosférica de los trópicos. Presiones bajas en la superficie del mar se observan en las aguas cálidas, mientras que las presiones altas ocurren en las regiones más frías de los trópicos y sub-trópicos. Los vientos húmedos tienden a soplar hacia presiones bajas en donde el aire converge, dando como resultado patrones organizados de fuertes lluvias; la cual proviene de sistemas de nubes convectivas, presentándose a veces como tormentas eléctricas y/o en sistemas

organizados como las tormentas tropicales y huracanes, los cuales a menudo se generan en dichas "zonas de convergencia".

Durante "El Niño", el aumento resultante en las temperaturas del mar caliente y humedecen la capa de aire cercana a la superficie del mar, de manera que esa convección se incrementa y las zonas de convergencia y lluvias asociadas se mueven a un nuevo lugar dando como resultado un cambio en la circulación atmosférica. Los cambios en la localización de las lluvias organizadas en los trópicos y el calor liberado, alteran los patrones de calentamiento de la atmósfera. Hay otras condiciones que se dan en el sentido opuesto, que han sido estudiadas menos, pero que se sabe que van asociadas a temperaturas bajas; como contraste, se la ha llamado "La Niña".

Los cambios en la temperatura influyen en la salinidad de las aguas, cambiándose las condiciones ambientales para los ecosistemas marinos. Estos cambios a su vez, afectan las poblaciones de peces, especialmente en las áreas del Pacífico Americano y por consecuencia, la actividad pesquera en ellas.

Existen varios autores que desarrollan modelos que engloban las variables mencionadas, con la intención de encontrar un índice explicativo de los fenómenos de El Niño y La Niña (Wolter y Timlin, 1998). Estos autores proponen el índice MEI (Multivariate ENSO Index; índice multivariado de la oscilación sureña de El Niño), que considera seis variables derivados de la base de datos del Pacífico Tropical (presión atmosférica a nivel del mar, viento como componente superficial local, viento como componente meridional, temperatura superficial del mar, temperatura ambiente y nubosidad).

La información se deriva del COADS (Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set) que es una base de datos oceanográficos del Pacífico que provienen de barcos, boyas,

satélites, etc. Estos datos se filtran espacialmente en campos individuales. El MEI se calcula como el primer componente principal de las seis variables combinadas. Los valores resultantes son bimensuales en categorías de ene-feb, feb-mar, mar-abr, etc. (Wolter, 1999).

Los cambios en las condiciones oceánicas pueden tener consecuencias desastrosas en los peces y aves marinas; afectando a la industria de la pesca y guano a lo largo de la costa Sur Americana (Laevastu, 1993). Otras zonas marinas podrían beneficiarse, ocurriendo aumento en las cosechas de camarón con el aumento de temperatura (Hettler, 1992; Garduño-Argueta y Calderón-Pérez, 1995).

Entre los efectos que provoca el cambio ambiental en las pesquerías están: las variaciones en la disponibilidad de alimento que afecta a toda la cadena alimenticia, para algunas especies de manera positiva, para otras negativa; tendencia a las migraciones por los cambios de temperatura de las masas de agua, cambios en el éxito de reclutamiento, etc. (Laevastu, 1993).

En la región Centro del Pacífico Mexicano, Madrid (1999) menciona que existen cambios en las abundancias con respecto a las variaciones interanuales: durante el verano aumenta la riqueza específica y durante el invierno aumenta la abundancia. La abundancia de algunas especies tiene una relación directa con la temperatura superficial del mar (TSM), en otras por el contrario, la relación es negativa. Los meses bajo la influencia de El Niño fueron característicos y diferentes de los demás, así como aquellos con efecto de La Niña, siendo estas diferencias las especies presentes, su abundancia y la riqueza específica.

Entre 1992 y 1993, González (1997) determinó que en la Bahía de Manzanillo, había una relación funcional entre la abundancia de la captura artesanal de peces y el hidroclima.

De manera similar, Espino-Barr *et al.* (1999) observaron cambios de presencia y ausencia de 2 especies de la familia Carangidae y una de la familia Haemulidae, al analizar la captura de 4 años obtenida en la almadraba situada en la bahía de Santiago. La captura de *Caranx caballus* y *Haemulon maculicauda* disminuyeron en 1995, cuando la temperatura aumentó; al contrario de *Selar crumenophtalmus* cuya captura aumentó en 1994 con la disminución de la temperatura.

3.- HIPOTESIS

En el presente trabajo se trata de comprobar que el análisis de las fluctuaciones en los parámetros biológicos - pesqueros en asociación con variables ambientales en el tiempo, ayuda a explicar cambios en la captura y con ello se puede llegar a conocer el estado actual del recurso como reflejo o indicador de la comunidad de peces.

Además, como segunda hipótesis, se considera que los rendimientos de la pesca artesanal en la costa de Colima, no han tenido tendencia negativa o positiva (independientemente de las variaciones) en los últimos 15 años; su relativa estabilidad tiene fluctuaciones cíclicas provocadas por factores ambientales. También la composición taxonómica de la captura y la estructura de las poblaciones tienen cierta estabilidad y no se detectan modificaciones en el tiempo, causadas por la pesca ribereña.

4.- OBJETIVOS

General:

A través de información del grupo de peces capturados comercialmente en la costa de Colima durante 15 años (1983 a 1998), analizar las tendencias de parámetros biológicos, pesqueros y sus relaciones con factores ambientales, para proponer bases para la administración de la pesquería artesanal.

Específicos:

4.1.- Determinar la presencia y persistencia de las especies capturadas en la pesca artesanal a través del tiempo como elementos y ejemplos importantes en la comunidad.

4.2.- Seleccionar las especies representativas de la captura y analizar sus cambios en parámetros de longitud, crecimiento y mortalidad.

4.3.- Asociar las series de tiempo de las variables anteriores con cambios en el medio ambiente (temperatura superficial del mar, temperatura ambiente, presión atmosférica, humedad relativa, velocidad del mar y el índice multivariado de El Niño, como indicadores).

4.4.- Analizar algunos indicadores pesqueros para definir la situación actual de la pesquería, por medio de la información de captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

5.- AREA DE ESTUDIO

El Estado de Colima se encuentra en la zona tropical de clima cálido y subhúmedo, con temperatura anual promedio de 25°C. La temporada más calurosa va de junio hasta octubre con una media de 31.4°C; los meses menos cálidos van de diciembre a marzo con una media de 22.3°C. Los vientos dominantes tienen una dirección oeste - noroeste, y se presentan en temporada de secas de noviembre a mayo. Los vientos con dirección este - sudeste suceden durante la época de lluvias que van de julio a octubre (Estación Meteorológica de Manzanillo, com. pers.).

Los registros de la temperatura superficial del mar, del Instituto Oceanográfico de Manzanillo (IOM), muestran que los promedios anuales de 1986 a 1991 oscilaron entre 27.4 y 28.7°C, con máxima de 31.8°C de julio a noviembre y mínima de 22.5°C de febrero a mayo. Para los meses que abarcan la toma de muestras del presente trabajo, la temperatura superficial del agua marina promedio fue de 27.8°C, con 29°C máxima entre agosto y octubre, y 26°C mínima en febrero (NOAA, 1983-1993).

El Estado de Colima colinda con los estados de Jalisco y Michoacán hacia los extremos Norte y Sur respectivamente. La plataforma continental estimada por Macías *et al.* (1985) es de 1,340 km², en la que la isobata de 200 brazas se encuentra al Norte, a 9 km de la costa, y hacia el Sur a 24 km (Fig. 1.). El litoral tiene una longitud aproximada de 157 km y se caracteriza por la sucesión de costas rocosas y abruptas, y las áreas de influencia de los ríos Marabasco, Coahuayana y Armería, principalmente.

En la plataforma continental y en especial dentro de las bahías, existe un gran número de bajos o caladeros (24 registrados por Macías *et al.*, *op. cit.*), que significan irregularidades en el fondo marino, donde se concentran especies demersales. Es en esos

bajos donde los pescadores ribereños capturan la mayor parte de su producto, compuesto por pargos de la familia Lutjanidae y otras especies de escama. Las artes de pesca utilizadas son construidas y operadas de acuerdo al tipo de fondo: en las bahías, donde se encuentran más bajos o cascajeras, se pesca con línea de mano o cuerda (entre 70% y 80% de los viajes). Frente a las playas, donde el fondo es más uniforme, se pesca con red agallera (5% de los viajes). Algunos pescadores han comenzado a utilizar el palangre escamero aproximadamente en el 8% de los viajes (Espino-Barr *et al.*, 1997).

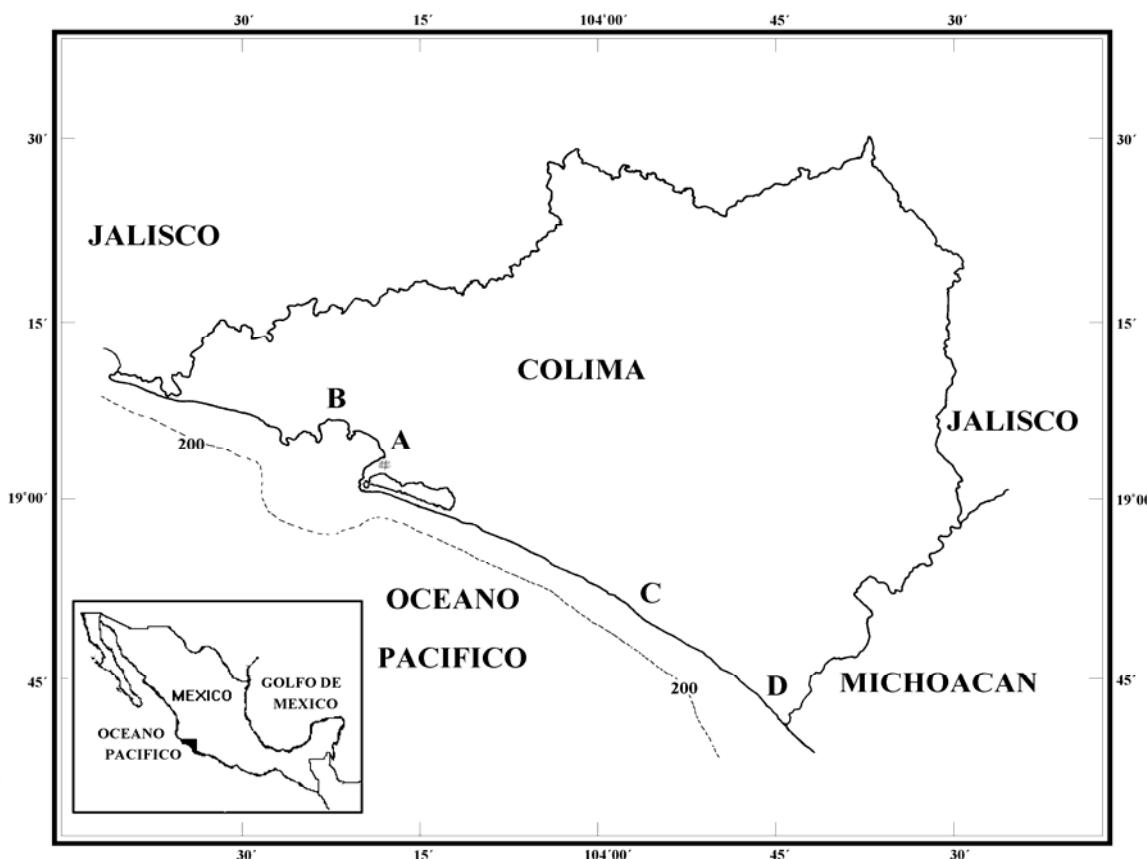


Fig. 1.- Mapa del Estado de Colima, isobata de 200 m. Zona de colecta: A) Playita de Enmedio, B) Boquita de Miramar, C) Boca de Pascuales y D) Boca de Apiza.

Las zonas de acopio más importantes en el estado son: A) la Boquita de Miramar; B) Manzanillo, con la Playita de Enmedio y la playa de San Pedrito; C) Boca de Pascuales; y D) Boca de Apiza. En estos lugares es donde se concentra la entrega del producto, ya

sea a la cooperativa, como es el caso de Miramar; al permisionario, como en la Playita de Enmedio; al comprador o intermediario en Apiza; a las palapas o restaurantes en Boca de Pascuales; o al consumidor directamente como en San Pedrito. En todos estos lugares hay diferentes tipos de comercialización, pero en general, el anterior es el patrón de comportamiento.

7.- MATERIAL Y METODOS

Se cuenta con una base de datos de muestreos mensuales realizados en la captura comercial de escama (peces marinos), desde noviembre de 1982 a abril de 1993 y de julio de 1996 a diciembre de 1997, en las bahías de Manzanillo, Santiago, Boca de Pascuales y Boca de Apiza, Colima (Fig. 1). La muestra mensual consistió de la visita a las zonas de acopio de 2 a 6 días por mes.

La información se tomó de los desembarcos accesibles, en número variable de 5 a 20 embarcaciones por mes. De acuerdo a la disponibilidad de la captura, se registró información por organismo, de longitud total y estándar (cm) con un ictiómetro con precisión de dos milímetros; peso entero o eviscerado (g) según la presentación del producto, con una báscula de precisión de 2 gramos. Se determinó el sexo y grado de madurez gonadal, cuando fue posible.

Se cuenta con información adicional no completamente analizada en el presente trabajo, que se refiere al tipo de embarcación, lugar de captura, arte empleado, hora del día en que se inició la pesca, duración de la actividad, etc. (Cruz *et al.*, 1995, 1996), (ver Anexo).

Organismos de cada especie fueron llevados al laboratorio para identificarlos. Los nombres científicos fueron determinados con ayuda de los catálogos de peces de: Ramírez y González (1976), Castro-Aguirre (1978), Thomson *et al.* (1979), Chirichigno *et al.* (1982), Cruz *et al.* (1989 a) y Fischer *et al.* (1995). Ejemplares de las especies se encuentran en la Colección de Peces del CRIP-Manzanillo, concentrados en un catálogo de fotografías.

7.1.- Determinación de la estructura por especie.

Se calcularon las proporciones mensual y anual de la captura por especie (kg), tomados en el muestreo biológico directamente de las embarcaciones.

La estabilidad en una comunidad es una característica descriptiva definida como el nivel alcanzado a través de interacciones biológicas (competencia, depredación y enfermedades). Se considera que este nivel tiene fluctuaciones menores o de márgenes cercanos. Pero en situaciones específicas (distintos niveles de organización o circunstancias ambientales), este “estado en equilibrio” se da con variables muy amplias. Tal es el caso de las pozas intermareales, donde las fluctuaciones ambientales son mucho más extremosas que en el fondo del mar, sin embargo para esa comunidad son condiciones estables (Grossman, 1982).

Puede definirse estabilidad en una comunidad cuando en repetidos muestreos en distintos tiempos se obtiene una composición similar de especies (Margalef, 1980). Una comunidad perturbada, se vuelve inestable y entra en un proceso de reajuste con cambios en los parámetros biológicos de las especies, que tienden a llevar a la estabilidad nuevamente, suponiendo un mecanismo determinístico o proceso tendiente al equilibrio, dado en hábitats constantes o con fluctuaciones predecibles (Grossman, 1982; Boulton *et al.*, 1992).

Para determinar los posibles cambios a lo largo del tiempo en la estructura íctica de la captura, se realizaron diferentes pruebas. Cuando la información utilizada se refiere a abundancias en el medio ambiente, lo común es que no tenga distribución normal o simétrica (Zar, 1996). En esos casos, los métodos empleados son los llamados no paramétricos.

El coeficiente de correlación por rangos ordenados de Spearman se aplicó a información del número de especies presentes por mes. La prueba es no paramétrica y su H_0 se refiere a que no hay asociación entre los pares de rangos (Mendenhall, 1987). El coeficiente de correlación r_s mide la correspondencia entre los pares de rangos y su valor es entre -1 y $+1$. El estadístico r_s se compara con valores críticos de una tabla específica de valores críticos para la correlación por rangos de Spearman, o cuando son más de 100 pares de datos, la tabla de *t-student* (Zar, 1996).

Se elaboró una matriz de datos proporcionales por especie y por año. Se consideró al 90 % de las especies presentes a lo largo de 15 años, exceptuando aquellas que se presentaron menos de 10 ocasiones.

El coeficiente de correlación entre rangos o coeficiente de concordancia (W) de Kendall se aplica a variables que se consideran asociadas. Se tomaron como variables los valores de proporción por especie por año y se les asignó un rango. La prueba es no-paramétrica y aporta como resultado un coeficiente W que va de 0 a 1 y mide la concordancia: si este valor es 0 no existe asociación y si es cercano o igual a 1, hay alta concordancia entre las variables. Para establecer significancia a la prueba se utiliza el estadístico de χ^2 (Zar, 1996), planteando como H_0 que no hay asociación entre las variables.

Se aplicó el método de análisis de varianza de Kruskal-Wallis para conocer cambios en varias muestras y compararlas entre sí, donde cada dato recibe un rango según su valor, en lugar del valor mismo (Mendenhall, 1987; Zar, 1996). La hipótesis nula H_0 se refiere a la igualdad que existe entre las muestras de cada mes. El valor obtenido se compara con la tabla de χ^2 .

La Tabla de Contingencia (Steel y Torrie, 1985; Mendenhall, 1987 y Zar, 1996) se utiliza comúnmente en trabajos de Ecología y otros temas en donde se trata de analizar los datos de dos variables para encontrar si son eventos independientes o no. Permite comparar columnas (en este caso abundancia por año), independientemente de los renglones (abundancia por especie). Específicamente en este trabajo se utiliza para definir la estabilidad en la comunidad a través del tiempo (Berlanga *et al.*, 1997). La H_0 planteada es que la composición de especies es independiente del tiempo y por lo tanto estable. El estadístico es nuevamente χ^2 .

Diversidad

Método utilizado en el análisis de comunidades que puede servir para comparar épocas del año, áreas diferentes, aunque no alcanza a distinguir especies individuales.

La diversidad de especies tiene varios componentes, entre ellos los más importantes se refieren a la riqueza específica (d) o variedad de especies, que se utiliza para comparar una comunidad o grupo de poblaciones, entre ellos (Odum, 1982).

La fórmula más utilizada es:

$$d = S-1 / \log (N)$$

donde

S = número de especies

N = número de individuos

Un segundo componente importante de la diversidad es la uniformidad o equitatividad (e), que tiene que ver con la distribución o prorrateo de los individuos por especie (Odum, 1982). Este índice toma valores entre 0 y 1, a mayor equitatividad se

obtendrá un valor más cercano al cero (Ludwig y Reynolds, 1988; Pérez-España *et al.*, 1996). La equitatividad se calcula:

$$e = H' / \log S$$

donde

H' = índice de diversidad de Shannon-Weaver (explicado a continuación)

S = número de especies

Entre los índices de diversidad, el más usual es el de Shannon-Weaver (H') porque proporciona una mejor información sobre la comunidad, ya que considera simultáneamente el número de especies y su abundancia (Margalef, 1975 y 1981; Odum, 1982; Pérez-España *et al.*, 1996). En el presente trabajo se calculó para cada mes, y con ello poder observar alguna tendencia que se relacione con alguno de los otros aspectos estudiados. La fórmula empleada fue:

$$H' = \sum (n_i / N) * \log (n_i / N)$$

donde

n_i = número de individuos de la especie i

N = el número total de individuos

El uso de esta fórmula, con logaritmo base 2 (log) que da unidades en bits (o por individuo), permite hacer comparaciones con otros trabajos.

Las series de estos índices por mes se graficaron para comparar y observar la tendencia en el tiempo. Se obtuvo la pendiente por medio del análisis de regresión y los residuos fueron analizados.

Análisis Multivariado de Conglomerado o “Cluster”.

Es una técnica analítica para organizar un gran número de datos en grupos con alguna característica afín. La razón de dicha clasificación es reducir la información a bloques más manejables para poder clasificarla en grupos (González-Sansón, 1994).

El análisis de conglomerado o “cluster” se compone de dos pasos principales. La elaboración de una matriz de datos de “n” objetos o casos, tomados en “p” meses, lugares o medidas, conocidos como variables. La matriz se transforma en una matriz de similitud o distancia entre casos de las diferentes variables medida de alguna forma de similitud o asociación entre los entes a determinar. Se selecciona un algoritmo de agrupamiento que define la manera en que los objetos se agrupan con base en sus similitudes o distancias. El dendrograma es el perfil de la composición de las variables (Dillon y Goldstein, 1984; Hair *et al.*, 1995).

Entre las características que considera el análisis de presencia (1) – ausencia (0) es que un par de especies o más están presentes de manera similar o lo contrario si disminuyen y puede no haber asociación cuando sin ninguna relación desaparece una especie o aparece. Si hay constancia de presencia a través del tiempo, puede hablarse de persistencia, aunque es un parámetro muy sensible en el tiempo (Rahel, 1990).

También puede ordenarse la matriz de datos cuantitativos, para obtener información más fina acerca de las relaciones interespecíficas (se tratará más adelante).

La matriz presencia – ausencia se organizó por trimestre para agrupar los meses estacionalmente. Cada nombre del trimestre lleva una letra de “A” a “D” y los años de 82 a 98. Se utilizó como medida de afinidad del coeficiente de correlación 1-r de Pearson y el método de agrupamiento llamado UPGMA (promedio simple no ponderado) (Ludwig y Reynolds, 1988; Ruiz-Luna, 1989; Federizon, 1992; González-

Sansón, 1994; Madrid, 1995; Madrid *et al.*, 1995, González, 1997). A partir de esas agrupaciones se forman subgrupos (de trimestres, en el presente caso) que tienen características similares en la frecuencia de la presencia de sus especies. En este caso los criterios de las matrices de presencia - ausencia son constancia, estacionalidad y temporalidad. La constancia significa que las especies residentes o que se presentan constantemente formarán un grupo separado de aquellas que son periódicas (probablemente migratorias); éstas se separarán en el grupo de las estacionales que tienen un comportamiento anual y las llamadas temporales que tienen un comportamiento cíclico pero de periodos que obedecen a lapsos diferente a estaciones del año. Para determinar los subgrupos se cortó a la altura de 0.8 de correlación, por ser el nivel significativo en que permanece un número de grupos explicable. Según Ludwig y Reynolds (1988) y González-Sansón (1994) en la literatura no hay aún un método convincente que determine el nivel del “corte”, aparte del criterio del autor.

Para las matrices de abundancia relativa (calculadas en proporciones estandarizadas a los diferentes tamaños de muestra), se utilizaron datos de las 30 principales especies que constituyen en promedio el 80% de la información. Se omitieron especies que no están presentes en al menos 30% del tiempo estudiado y las que presentan en promedio menos de 3% de captura en el mes; se discriminaron en total 110 especies. La matriz agrupa la información por su volumen y presencia constante de las especies (renglones), con la medida de enlace de similitud Manhattan (medida de la distancia por suma sencilla de las diferencias entre las especies) y con la medida de agrupamiento por el modelo de Ward, llamado también enlace por el mínimo de varianzas, que se basa en el principio de que los entes se agrupan por este criterio (Ludwig y Reynolds, 1988; González-Sansón, 1994). Se comparó con los índices que

son más comunes en los dendrogramas: cuadrado de la distancia euclíadiana (que es una interpretación geométrica, pero que pondera demasiado los atributos altos y empeora la escala de los valores bajos) y agrupamiento por UPGMA (promedio de las afinidades entre todos los miembros de un grupo y otro).

Criterios de selección de especies.

El motivo de la selección de un número reducido de especies se hizo con la finalidad de poder realizar análisis detallados de la biología de algunas que fueran consideradas como especies representativas de los diferentes grupos de la comunidad. Se seleccionaron especies que son residentes ya que están presentes todo el año y en cantidades significativas. También se seleccionaron especies temporales, que cuando aparecen es en cantidades importantes; y otras especies que son temporales pero aparentemente no anuales. En total son siete: tres lutjánidos, dos carángidos, un hemúlico y un serránido.

Series de Tiempo

El análisis de series de tiempo ayuda a describir el comportamiento de una variable en el tiempo y a comprender sus fluctuaciones. Tiene como meta el establecer un modelo correlacionado con el tiempo para predecir dicha variable (Bloomfield, 1976; Fogarty, 1994; Rothschild *et al.*, 1996).

El método utilizado en el presente trabajo fue el del análisis de Fourier o análisis armónico o espectral, que “descompone” una serie de datos en la suma de componentes senoidales (Bloomfield, 1976; Huato, 1988). Este procedimiento describe cada fluctuación en términos numéricos llamados componentes armónicos (Dolciani *et*

al., 1967). Elementos de esa fluctuación son: frecuencia a la que ocurre, fase y amplitud del componente. Primeramente se obtienen los parámetros de fase y frecuencia por medio de un periodograma (en el paquete STATISTICA v.1). Estos parámetros se ajustan con un programa en Basic (Macías, 1994) que calcula la amplitud (Bloomfield, 1976). Con la herramienta SOLVER de la hoja de cálculo Excel, se optimaron dichos parámetros (tratándolos de variables), reduciendo la suma de cuadrados del error y se obtuvo la ecuación que mejor describe la serie, por el modelo:

$$X_t = m + \sum A_i \cos (W_i t + f_i) + e_i$$

donde:

X_t = valor estimado de la serie de tiempo t

m = promedio aritmético de la serie

A_i = amplitud del componente i

W_i = frecuencia angular del componente i

f_i = fase del componente i

e_i = error no

A partir de las dos series (observada y calculada por medio de la ecuación anterior), se obtuvo una tercera serie, los residuos (diferencia entre el dato observado y el estimado), la cual fue analizada por el método de regresión lineal; se determinó su índice de correlación y se evaluó la pendiente “b” con una prueba de hipótesis para determinar su diferencia significativa con 0.

Los residuos obtenidos conforman una serie de datos en el tiempo, de la cual se le han eliminado fluctuaciones periódicas, debidas probablemente a factores ambientales.

Este método fue aplicado en series de tiempo de las variables: longitud promedio mensual y CPUE de las siete especies.

7.2.- Análisis de la tendencia de la composición de tallas.

La información recabada de las zonas de acopio de productos pesqueros (muestreo biométrico), consta de medidas (longitud estándar y total) y pesos (eviscerado o entero) de individuos de la captura; esto permite inferir la estructura de la población de cada especie, promedios de tallas y pesos, individuos jóvenes y tamaños máximos dentro de la captura. Con esta información se hicieron nuevas bases de datos para su análisis.

Para observar la tendencia de este parámetro por especie a lo largo del tiempo, se ajustó por medio de la regresión de mínimos cuadrados, una línea que describe los puntos de las medias mensuales.

La serie de datos de longitud promedio mensual de las especies analizadas va de noviembre de 1982 a abril de 1993, con algunos meses faltantes. Esto es, la serie original abarca 130 meses, pero la información tiene bastante variabilidad de presencia o ausencia según la especie. Para las series de las especies con 20% de datos faltantes en su serie se utilizó el método de interpolación polinomial iterativo de Neville (Burden y Faires, 1985), con un polinomio de 4º grado, para calcular el número más probable en un determinado mes sin dato. El método consiste, a grandes rasgos, en utilizar valores anteriores y posteriores para inferir el valor faltante más probable. Se validó la utilización del polinomio con el menor resultado de la suma de cuadrados del error.

Para conocer la tendencia de la serie de datos de la talla, en el tiempo, se eliminaron los ciclos que pueden deberse a factores ambientales y no al efecto de la pesca intensiva (presión sobre los individuos maduros y viejos).

7.3.- Análisis de los parámetros del crecimiento y mortalidad.

Para obtener los parámetros poblacionales del crecimiento de las especies de mayor importancia comercial, se utilizaron las medidas de longitud estándar en centímetros y las evaluaciones se realizaron con la ayuda del paquete de computación ELEFAN contenido en el FISAT (Gayanilo *et al.*, 1993), que utiliza datos de distribución de frecuencia de tallas y aplica los modelos de Bhattacharya, Beverton y Holt, Pauly (Sparre y Venema, 1995). Los archivos de las distribuciones de frecuencia de talla se hicieron anuales, separados en meses. A fin de calcular para cada año un juego de parámetros. Posteriormente se hicieron remuestreos y con ello se cuenta con variabilidad en cada muestra. Esto se realizó eliminando un mes para calcular un juego de parámetros; posteriormente se repuso el mes y se extrajo otro mes. Este método de remuestreo está basado en el método Bootstrap (Saila *et al.*, 1996).

El conjunto de datos obtenido se utilizó como muestra para cada año, y se utilizó para determinar algún comportamiento en el tiempo, como tendencia en el parámetro “K” de la ecuación de crecimiento (indicador de la rapidez del crecimiento) y en el parámetro L_{∞} (longitud asintótica).

Para observar la tendencia de los resultados de los parámetros anuales, se ajustó una línea por medio de una regresión lineal a la serie de longitud asintótica y de la tasa de crecimiento. Este análisis puede utilizarse como un indicador del “estado de salud” de cada especie, ya que la disminución de la longitud asintótica sugerirá ausencia de individuos “viejos” en las muestras, y ello implica que la captura ha terminado con ellos y está capturando ahora edades menores. Se puede observar también el efecto del ambiente por las fluctuaciones periódicas que puede presentar dicha serie de datos.

El parámetro de mortalidad total (Z) se estimó por el método de curva de captura linealizada basada en composición por edad (Ricker, 1948 y 1975; Ehrhardt, 1981; Sparre y Venema, 1995). La teoría señala que en un gráfico realizado con datos de incremento anual en talla de los peces contra la edad, la parte derecha de la curva es una pendiente que representa sobrevivencia de los peces de un año a otro. Mientras menos pronunciada la pendiente, mayor es dicha sobrevivencia.

La mortalidad total se compone de dos fuentes de disminución de la población: la mortalidad natural (M) que se produce por enfermedad, vejez o depredación, y mortalidad por pesca (F).

$$Z = M+F$$

Debido a que el parámetro de mortalidad natural M es muy sensible y difícil de calcular, se siguieron dos métodos:

El primero es el método de Taylor (1960, citado en Ibáñez-Aguirre, 1995). Este método considera que la longevidad de una especie es indirectamente proporcional a su mortalidad natural, así como al número de individuos presentes en el tiempo t, y está en función de la tasa de crecimiento k (Longhurst y Pauly, 1987). Si se considera la edad límite como el tiempo requerido para alcanzar el 95% de la longitud asintótica L_{∞} , se tiene que el índice de longevidad es:

$$A_{0.95} = t_0 + (2.996/k)$$

y la mortalidad natural según el modelo de Taylor (1960) es:

$$M = (2.996 / A_{0.95}) - t_0$$

El segundo método empleado para calcular mortalidad natural (M) es el de la ecuación empírica de Pauly (1980):

$$\ln M = -0.0152 - 0.279 * \ln L_{\infty} + 0.6543 * \ln K + 0.463 * \ln T$$

que se basa en la relación lineal entre los parámetros de crecimiento L_{∞} y k y la temperatura media anual del agua de la zona. La base teórica de este modelo es fisiológica y demuestra que el ambiente influye en la velocidad del metabolismo, es decir, que una especie pequeña crece más deprisa y muere antes que otra de mayor tamaño, además de estar más expuesta a depredadores por su tamaño. Además, en ambientes de mayor temperatura, el metabolismo es más rápido y el depredador debe alimentarse más seguido, lo que causa mayor mortalidad a las especies depredadas.

El análisis de estos parámetros en el tiempo es un indicador de la velocidad de recambio de la población, a mayor mortalidad natural, mayor índice de crecimiento y mayor necesidad de reclutar nuevos individuos a la población. El cálculo de los componentes de la mortalidad Z, permite conocer la magnitud de la mortalidad por pesca F.

7.4.- Descripción de la captura y el esfuerzo

La información de los datos de captura ribereña total y de las especies seleccionadas fue separada en bases individuales. Originalmente los datos se obtienen de la Subdelegación Federal de Pesca del formato llamado Avisos de Arribo de 1980 a 1997 y de muestreos de campo (1982 a 1997) llevados a cabo por personal del Programa Pesquerías Ribereñas del Centro Regional de Investigación Pesquera en Manzanillo (CRIP-Mzlo), del Instituto Nacional de la Pesca (INP). Los Avisos de Arribo son formatos que se recaban periódicamente con información de la captura por especie o grupo de especies y del número de equipos o embarcaciones. Debido a que el formato no incluye

información sobre esfuerzo de pesca, fue necesario calcularlo de los muestreos en campo, de los que se obtiene la información directa de la embarcación sobre el tiempo de pesca y peso total de la captura y por especie (CPUE específico). El esfuerzo relativo (Sparre y Venema, 1995) se calculó a partir de la relación entre la captura por viaje (CPUE) y la captura obtenida en los Avisos de Arribo, ya que:

CPUE = rendimiento o captura / esfuerzo
despejando, se obtiene

$$\text{esfuerzo} = \text{rendimiento}/\text{CPUE}$$

Considerando la CPUE como un indicador de abundancia relativa (Garrod, 1969; FAO, 1980), se utilizó la serie para cada especie, con objeto de estimar su tendencia a lo largo del tiempo. La información sobre CPUE analizada representa valores promedio mensual, obtenida en los muestreos comerciales. Se consideró como unidad de esfuerzo el viaje de una embarcación con motor fuera de borda con 2 ó 3 pescadores que trabajan en promedio 9 horas diarias con líneas de mano o cuerda, que es la más representativa de todas las combinaciones que se presentan (González *et al.*, en prensa). La variable de respuesta para este análisis consideró la CPUE promedio mensual, como un índice de abundancia. Los meses sin dato fueron calculados mediante el método de interpolación polinomial iterativo de Neville, utilizando un polinomio de 7° grado (Burden y Faires, 1985), ya que fue el que mejor se ajustó, minimizando la suma del cuadrado del error (SCE).

La serie original se suavizó por medias móviles del orden 3, para depurar los “ruidos” de alta frecuencia. Esta serie suavizada se sometió al método de proceso de análisis de series de tiempo descrito anteriormente.

El ajuste del modelo a la serie original de CPUE se estimó mediante el coeficiente de determinación r^2 (Daniel, 1991) para conocer la magnitud de la proporción explicada.

La serie residual se obtuvo por diferencia entre la serie suavizada y la calculada, con objeto de eliminar variaciones consideradas ajenas al esfuerzo pesquero. La serie resultante (residual) se ajustó a una recta de regresión por mínimos cuadrados a fin de conocer la tendencia de la variable CPUE.

7.5.- Variables Ambientales

Se recabaron distintas series de factores ambientales: temperatura ambiente (TA), humedad relativa (HUM), presión atmosférica (PATM), velocidad del viento (VIEN) de la Estación Meteorológica de Manzanillo de 1980 a 1998, en promedio mensual; datos también mensuales de temperatura superficial del mar (TSM) de los boletines mensuales de la NOAA (1983-1987) para la zona de Colima y valores mensuales del índice multivariado del Niño (MEI) del Pacífico, recibidos vía correo electrónico de su autor el Dr. K. Wolter.

Con esta información se hicieron diferentes bases de datos y se analizaron vía gráficas. Debido a que la serie de TSM solamente abarca 5 años, se hizo un análisis de regresión para conocer la significancia de la relación.

La riqueza específica y la diversidad fueron analizadas por regresión múltiple contra los factores ambientales como variables independientes (TA, HUM, PATM, VIEN y MEI). De la misma manera se analizaron las series de tallas promedio mensual por especie y la CPUE también específica.

Posteriormente se realizaron correlaciones cruzadas con desplazamiento de hasta 36 meses de las series mencionadas vs la serie del índice multivariado del ENSO (MEI).

Se describieron los efectos del fenómeno del Niño y de la Niña, basándose en la serie MEI en dichas series.

8.- RESULTADOS

8.1.- Determinación de la estructura por especies.

La información utilizada en el presente trabajo proviene de muestreos tomados de la pesca ribereña de la costa de Colima que es multiespecífica. La captura de las especies se realiza con artes de pesca que capturan una amplia gama de especies y diferentes tallas. Por jornada o viaje puede capturarse de 4 a 10 especies. Entre noviembre de 1982 y diciembre de 1998 se midieron y pesaron 39,433 individuos (el registro consta de 236,750) de 140 especies de peces capturadas por la flota artesanal, entre las que se encuentran especies pelágicas, demersales, carnívoras y omnívoras, juveniles y adultos, producto de 120 meses de pesca. Estas 140 especies pertenecen a 51 familias. Las familias con mayor número de especies son Carangidae con 12, Lutjanidae con 9 y Haemulidae con 8. Las especies más abundantes fueron el huachinango *Lutjanus peru* y lunarejo *L. guttatus*.

En promedio se encontraron 25 especies por mes, con un máximo de 68 especies y un mínimo de 4 (Fig. 2). En esta figura se ven los puntos observados, una serie calculada de medias móviles y el ajuste lineal a ésta ($r = 0.21$; $F_{(1.139)} = 5.981$; $p = 0.0157$). Hay tendencias negativa si se considera toda la serie de tiempo, pero no debe descartarse las fluctuaciones que parecieran cíclicas, lo que hace que el ajuste, aunque significativo, tenga un índice de correlación bajo.

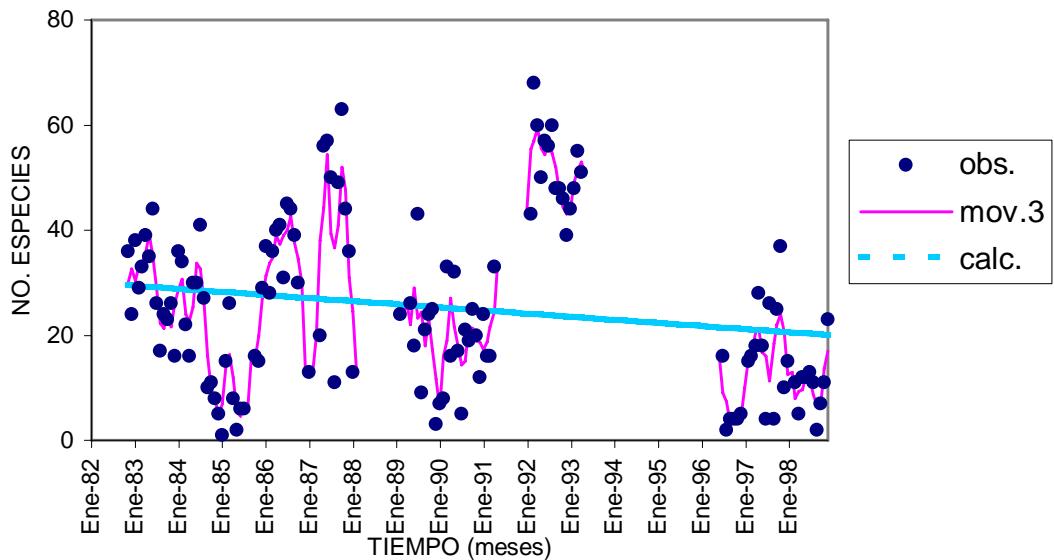


Fig. 2.- Número de especies presentes en la captura ribereña de Colima por mes, de noviembre de 1982 a diciembre de 1998.

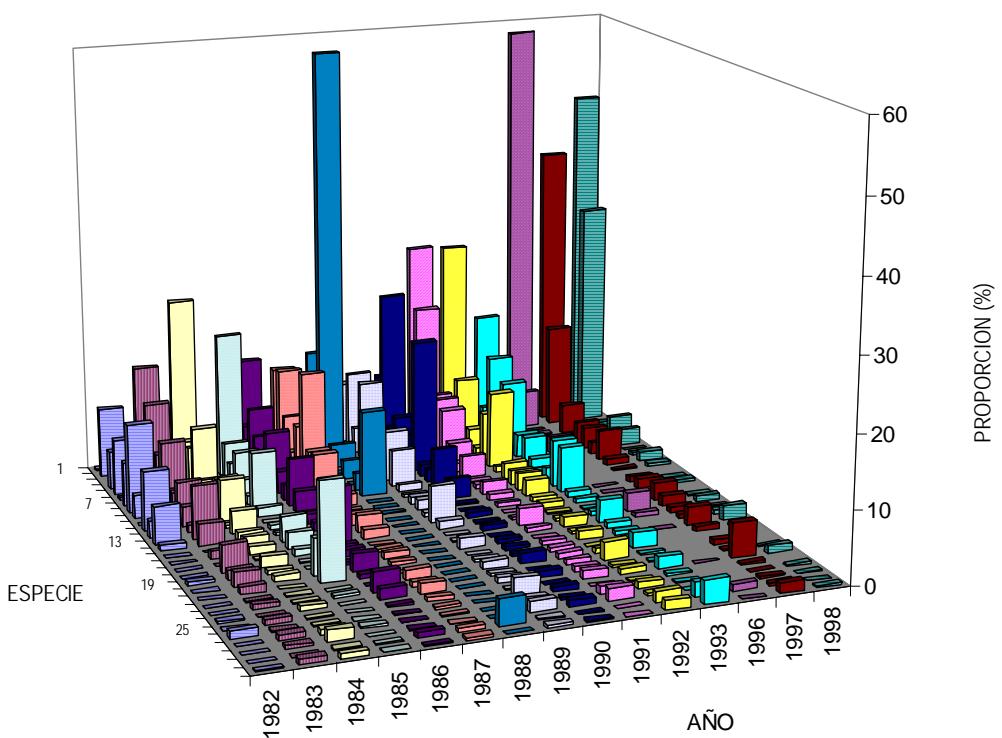


Fig. 3.- Frecuencia porcentual de 30 especies de la captura comercial registrada en un lapso de 15 años.

Tabla 1.- Nombres comunes y científicos de las 30 especies más abundantes y su número de correspondencia en la figura 2, ordenados de mayor a menor abundancia (nov'82 a dic'98).

REG.	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO
1	Huachinango	<i>Lutjanus peru</i>
2	Lunarejo	<i>Lutjanus guttatus</i>
3	Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>
4	Sierra	<i>Scomberomorus sierra</i>
5	Barrilete	<i>Euthynnus lineatus</i>
6	Alazán	<i>Lutjanus argentiventris</i>
7	Colmillón	<i>Lutjanus jordani</i>
8	Jurel	<i>Caranx (Caranx) caninus</i>
9	Cocinero	<i>Caranx (Caranx) caballus</i>
10	Listoncillo	<i>Lutjanus colorado</i>
11	Ojo de perra	<i>Caranx (Caranx) sexfasciatus</i>
12	Puerco	<i>Sufflamen verres</i>
13	Cabrilla	<i>Epinephelus labriformis</i>
14	Ronco chanó	<i>Haemulon flaviguttatum</i>
15	Gallo	<i>Nematistius pectoralis</i>
16	Bacoco	<i>Anisotremus interruptus</i>
17	Pintillo	<i>Epinephelus analogus</i>
18	Viejita	<i>Paranthias colonus</i>
19	Robalo	<i>Centropomus nigrescens</i>
20	Tecomate	<i>Hoplopagrus guntheri</i>
21	Baqueta	<i>Epinephelus acanthistius</i>
22	Cuatete	<i>Arius seemanni</i>
23	Lora	<i>Scarus perrico</i>
24	Palometá	<i>Trachinotus paitensis</i>
25	Sandía	<i>Lutjanus inermis</i>
26	Curvina	<i>Ophioscion strabo</i>
27	Palmilla	<i>Trachinotus rhodophorus</i>
28	Zulema	<i>Sectator oxyurus</i>
29	Medregal	<i>Seriola rivoliana</i>
30	Rasposa	<i>Haemulon maculicauda</i>

* los nombres científicos fueron determinados con Ramírez y González (1976), Castro-Aguirre (1978), Thomson *et al.* (1979), Chirichigno *et al.* (1982), Cruz *et al.* (1989 a) y Fischer *et al.* (1995).

En la figura 3 se muestran las 30 especies que representan el 85% del volumen de captura de peces en el litoral de Colima, y cuyas proporciones globales van de 0.5 a 15%. En la tabla 1 se enlista su nombre común y científico.

Aun cuando la información proviene de la captura comercial, el análisis de los cambios que tiene el grupo de peces, en su conjunto, a través del tiempo, ayuda a determinar efectos negativos o positivos en el tiempo, debido a factores que aparentemente no tienen que ver con la forma de pesca, su eficiencia o su poder, ya que en los años de estudio no ha habido cambios de este tipo en la actividad. Estos cambios tienen más que ver con el esfuerzo de pesca debido a las condiciones del ambiente para salir a trabajar.

La prueba de correlación por rangos de Spearman se realizó con 123 pares de rangos de número de especies por mes mostrados en la figura 2. El resultado del coeficiente $r_s = -0.173$ y el de la tabla de valores críticos $r_{s, 0.05(2), 123} = 0.175$. El valor de la prueba es negativo, además queda muy cerca de la zona de rechazo de la H_0 (de no asociación). Aún así, estadísticamente se rechaza la H_0 y se tiene que aceptar la H_a que se refiere a que existe asociación entre los pares de rangos. En otras palabras, existe una relación en el tiempo que podría indicar que lo que se observa en un año repercute en los resultados de los venideros; en la figura 2 se observa temporadas de alta riqueza específica: de ene'83 a jun'83, mar'86 a nov'86, may'87 a dic'87 y may'97 a nov'97, donde se registran más especies que en otras épocas. Los periodos anteriores coinciden con algunas temporadas reportadas con efecto del fenómeno de El Niño. En los últimos años, jul'96 a dic'98, se ve disminuido el número de especies presentes en cada mes, aunque hay un aumento entre mayo y noviembre de 1997, que no es tan pronunciado como en años anteriores, ya que solamente se alcanza como máximo 37 especies en un mes (nov'97), lo que sugiere una tendencia a la pérdida de la riqueza específica en el tiempo.

En algunas zonas de pesca a lo largo de la costa de México, durante años se han descartado especies no comerciales. Lo anterior daría pauta para pensar que la tendencia en la pérdida de riqueza es mayor, ya que en los últimos años se aprecian aquellas especies que anteriormente se desecharan. Esta actividad no se ha observado en Colima (cuando menos en las 30 especies representadas en la figura 3), ya que aquellas especies con poco o cero valor comercial son utilizadas para autoconsumo. Por lo tanto se puede pensar que la diferencia en el número de especies se debe a otro factor y no a los cambios en el mercado de la pesca.

El coeficiente de concordancia, aplicado a una matriz de proporción anual por especie para 137 especies dio como resultado que $W = 0$, lo que indica que no hay concordancia o asociación entre los años. Se determinó que este valor de coeficiente de concordancia (W) fue significativo con la prueba de χ^2 , $r = 354$ y el de tablas $\chi^2_{0.05,14,29} = 42.56$.

Como resultado de los dos análisis anteriores, se tiene que la comunidad cambia de manera significativa en el tiempo y no se puede hablar de estabilidad en el periodo de estudio. El resultado puede deberse a un efecto negativo en la comunidad por presión del hombre, un reflejo de factores ambientales o ciclos intrínsecos de la comunidad.

Con la matriz de información con la que se construyó la figura 3, se realizó el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (datos mensuales de 30 especies a través de 15 años). Su estadístico de prueba $H = -4422$ y $\chi^2_{0.05,14} = 23.69$. Con este resultado se acepta la H_0 , lo que significa que entre los años no hay diferencias

significativa en la composición de las especies capturadas, independientemente de las cantidades.

En otras palabras, desde hace 15 años se viene capturando en las mismas proporciones las 30 especies más abundantes que componen la captura.

Como resultado del análisis de la Tabla de Contingencia se obtuvo para la misma matriz de 30 especies por 15 años, una sumatoria de elementos = 1,593.64; el valor de X^2 , $0.05, 450 = 535$, por lo tanto, se rechaza la H_0 y se acepta la H_a : hay dependencia entre las dos variables. De esto se puede interpretar que para las 30 especies analizadas, los años son dependientes entre sí, lo que significa que hay continuidad en la estructura de la comunidad de un año al siguiente.

Con lo anterior se acepta que hay cambios fuertes en la estructura específica de la comunidad. Hay especies que aparecen en la captura comercial de manera discontinua, ya sea por efectos de la presión de pesca, competencias inter- e intraespecíficos o cambios climáticos.

En un análisis realizado con las 10 especies más importantes los cambios no son significativos.

Según el coeficiente de Kendall y la Tabla de contingencia, no hay estabilidad en la comunidad, según el análisis Kruskal-Wallis, hay persistencia y resiliencia.

La tabla 2 resume los resultados obtenidos en los análisis del comportamiento de la composición de especies en el tiempo.

Tabla 2.- Resumen de análisis de la estructura específica del grupo de peces capturados en la costa de Colima.

PRUEBA	OBJETIVO	RESULTADO	INTERPRETACIÓN
Correlación de rangos de Spearman	Prueba si existe relación entre los años consecutivos	$r_s = -0.173$ $r_{s, 0.05(2), 123} = 0.175$ $p =$	- la composición de especies determina la composición del siguiente año - se observa una tendencia a la pérdida de riqueza
Coeficiente de concordancia de Kendall	Prueba si existe asociación entre las variables determinadas en este caso, entre años	$W = 0$ $\chi^2 = 354$ $\chi^2_{0.05, 14, 29} = 42.56$	- existen diferencias entre los meses, las muestras no se asocian
Análisis de varianza Kruskal-Wallis	Prueba la existencia de diferencias entre los meses	$H = -4,422$ $\chi^2_{0.05, 14} = 23.69$	- no hay diferencia significativa entre las abundancias de las especies de peces en los últimos 15 años
Tabla de Contingencia	Prueba independencia entre los años, es decir, estabilidad	sumatoria de elementos = 1,593.64 $\chi^2_{0.05, 450} = 535$	- existe una dependencia entre las dos variables: entre tiempo y especies

Diversidad

La riqueza específica de las muestras obtenidas de la captura de peces en la costa de Colima tiene valores que van de 0.4 a 20.3 (Fig. 4a), con fluctuaciones, aparentemente periódicas, como es el caso de la temporada de nov'82 a may'85, con tendencia a disminuir y posteriormente a aumentar hasta finales del '86. Hacia el final de la serie se observa en general una disminución en la riqueza específica.

En cuanto a la diversidad de especies, se observaron variaciones similares a las de la riqueza específica (Fig. 4b), pero en otra escala. En este caso la equitatividad entre las muestras se refleja cuando los resultados mensuales se acercan a cero y

coinciden en esta figura los meses de poca riqueza específica. Lo anterior puede deberse a que las especies “dominantes” o que se presentan casi todo el tiempo hacen los meses de pocas especies más parecidas entre si, a diferencia de los meses con mayor riqueza específica, donde las especies “raras” no siempre son las mismas.

El índice de diversidad de Shannon-Weaver (H'), se calculó mensualmente para 15 años (Fig. 4c). Los valores van de 0.084 en sep'98 a 1.4 a finales de 1987, con 63 especies. La media se calculó en 0.83. La serie calculada por medias móviles de 3 suaviza los valores observados, mostrando una tendencia general negativa, corroborada con el análisis de regresión, donde la pendiente $b=-0.003$. El ajuste lineal tuvo un índice de correlación de $r = 0.61$, con una $F_{(1,139)} = 82.02$ y $p = 1.1^{-15}$, lo cual significa que el ajuste tiene significancia estadística.

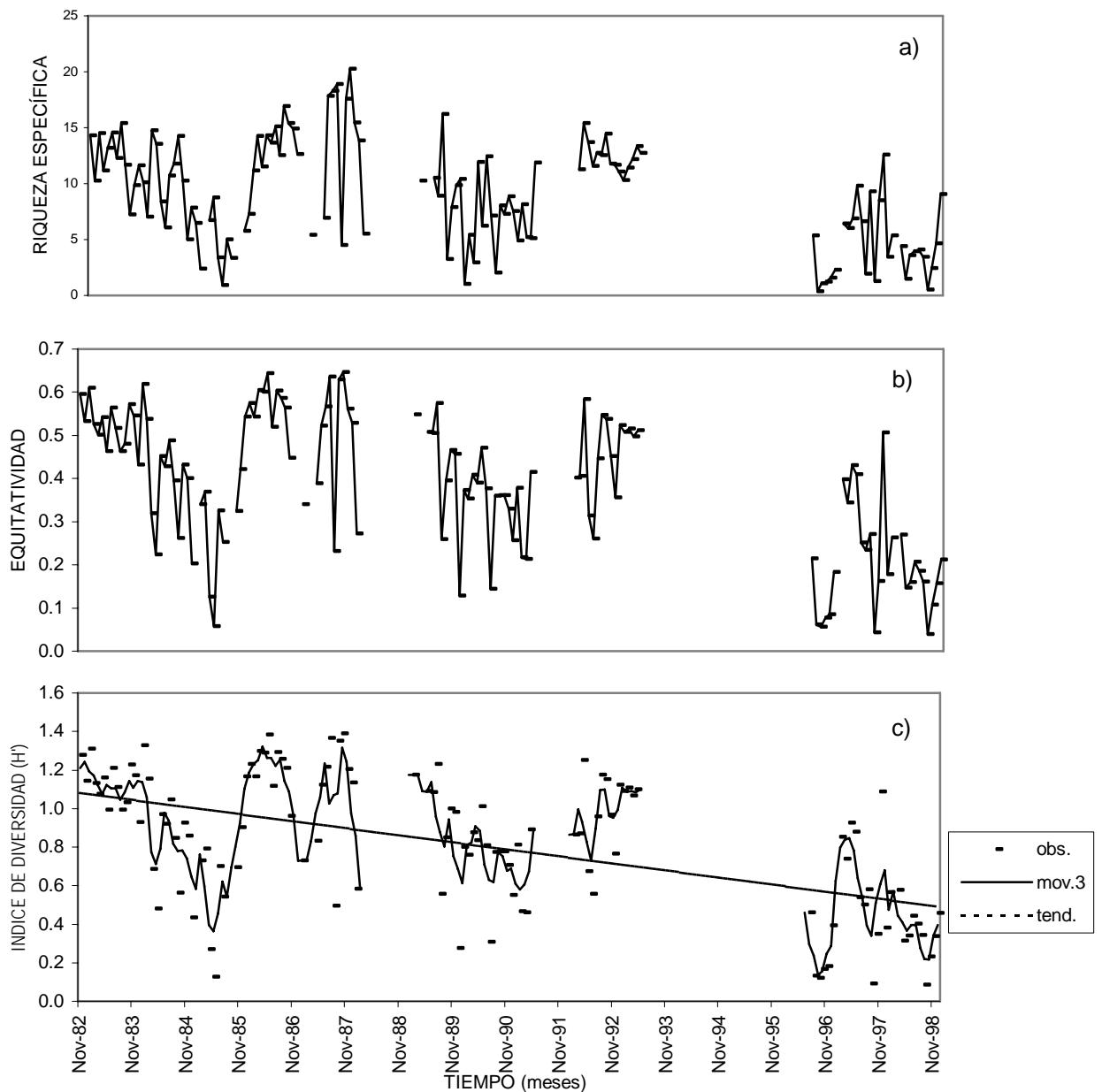


Fig. 4.- Valores mensuales de a) riqueza específica “d”; b) equitatividad “e” y c) índice de diversidad H' , según Shannon y Weaver, con una serie suavizada por medias móviles de 3 meses y ajuste lineal (nov’82 a dic’98).

Para encontrar algún comportamiento estacional, se realizó la figura 5, con promedios mensuales, máximos y mínimos. En el valor promedio no se observa tendencia, solamente en la dispersión de los máximos y mínimos, que aumenta

conforme avanza el año, lo que significa mayor variabilidad en la segunda mitad del año. Esto no permite pensar en una estacionalidad que se repita anualmente.

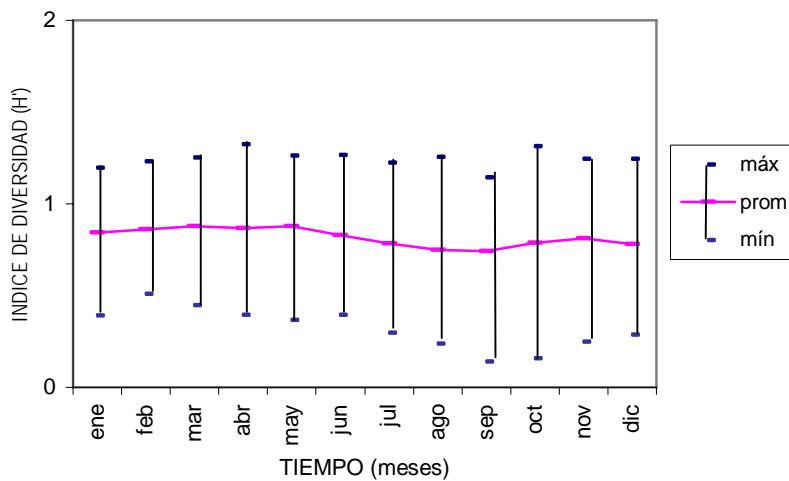


Fig. 5.- Valores promedio, máximos y mínimos del índice de diversidad H' , según Shannon y Weaver, para cada mes, con la información de todos los años de muestreo.

Análisis de conglomerados

La matriz de presencia-ausencia analizada tiene 48 columnas que corresponden a trimestres muestreados (UM = unidades de muestreo) y 30 renglones o especies. El resultado del análisis separa los trimestres en 4 grupos (Fig. 6) por las características de las especies: el primero grupo corresponde a 4 trimestres con pocas especies, en promedio 15; el segundo grupo contiene 25 trimestres que a su vez puede subdividirse en dos agrupamientos a la altura de 0.75. Son trimestres con un número elevado de especies, entre 20 y 50. Uno de los subgrupos tiene trimestres de temporadas con características de El Niño. El tercer grupo tiene nueve trimestres, que cuentan con un promedio de 18 especies. Y el último grupo está formado por 10 UM, trimestres con poca diversidad.

Los resultados de la figura 6 indican que la mayoría de los trimestres se encuentran en el grupo de las especies comunes pero no constantes, es decir, aparecen cada año en cantidades variables y es muy usual verlos en las capturas.

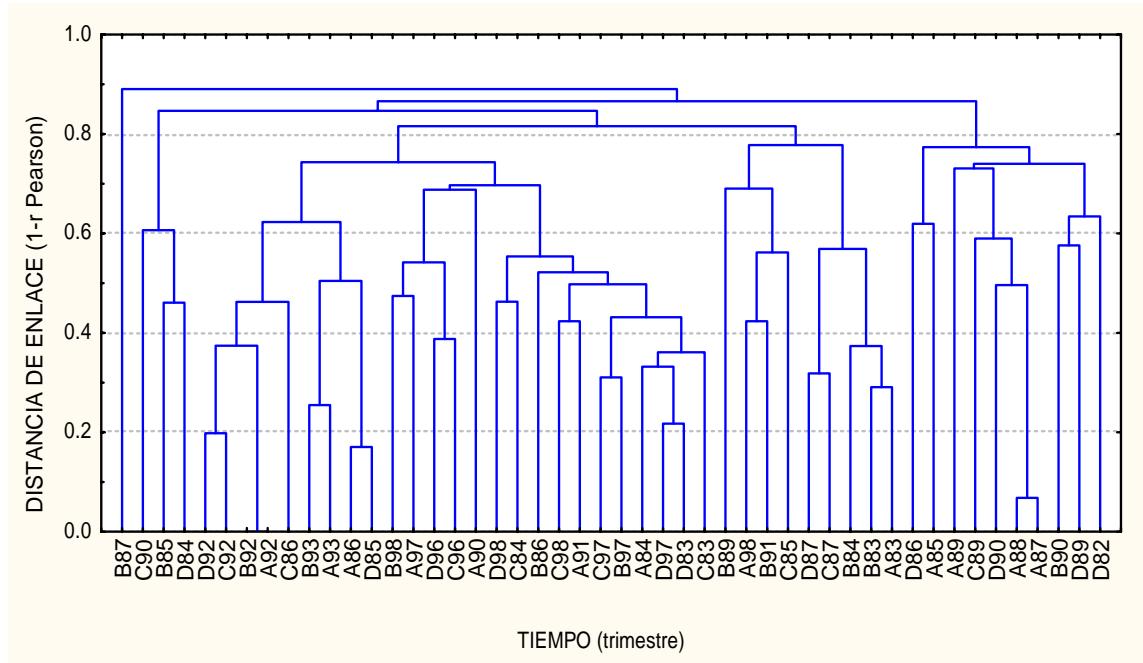
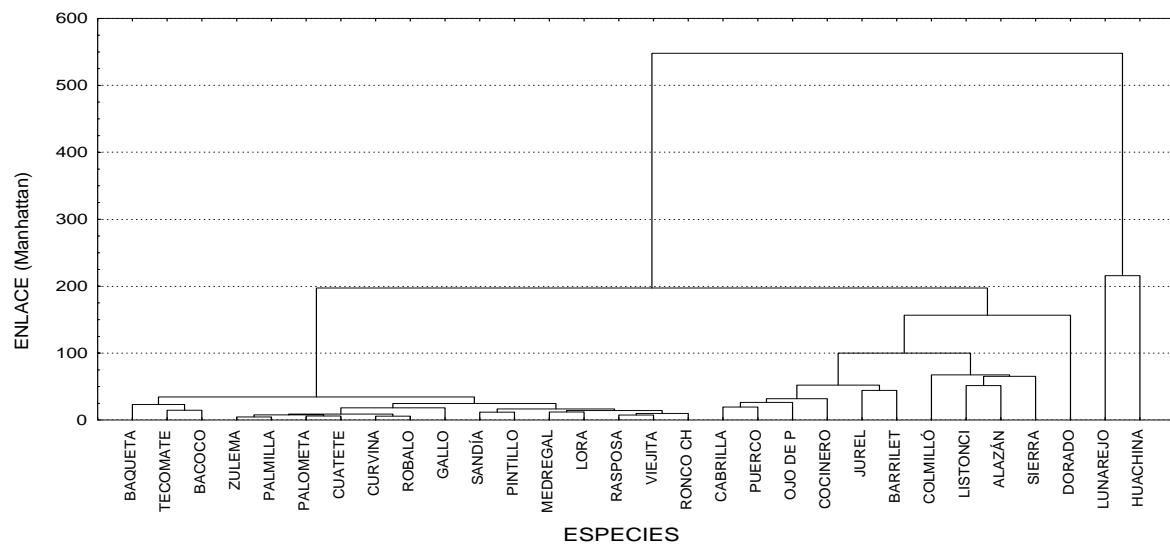
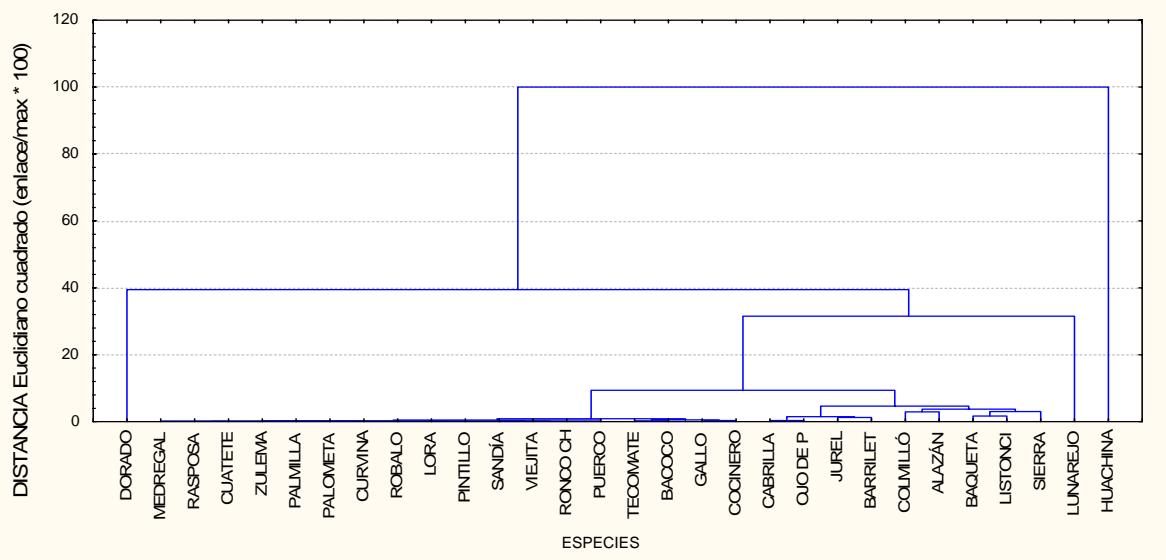


Fig. 6.- Dendrograma de la matriz presencia-ausencia de especies por trimestre. Medida de similaridad UPGA, agrupamiento por modelo de correlación de $1 - r$ de Pearson.



a)



b)

Fig. 7.- Dendrograma realizado a) por enlace de similitud de Manhattan y agrupamiento por el modelo de Ward y b) enlace de similitud Euclidiano al cuadrado y agrupamiento por UPGMA para la información de abundancia mensual de 30 especies.

Los dos gráficos de la figura 7 tienen estructura muy similar, las especies se agrupan de manera semejante con la diferencia de los valores en los ejes de la "Y".

También hay cambios importantes en la posición del lunarejo y el dorado. En la figura 7 a) se puede apreciar mejor la disposición de las especies. Ambas figuras provienen de la matriz de información cuantitativa de las especies. El dendrograma de la figura 7 b) separa la información en tres importantes grupos: el primero contiene dos especies de pargos huachinango *L. peru* y lunarejo *L. guttatus* que son abundantes durante casi todo el año y todos los años de estudio.

El segundo grupo contiene las especies, tanto pelágicas como demersales, que son constantes todo el año, en menor abundancia que el grupo anterior. En este grupo se encuentran el pargo alazán *L. argentiventris*, dos carángidos: el cocinero *C. caballus* y el jurel *C. caninus*, presentes casi todo el año en menor abundancia.

El último grupo tiene las especies ocasionales. Algunas de ellas aparecen un año y al siguiente desaparecen, extendiéndose su ausencia por temporadas y en ocasiones a más de un año. En este grupo se encuentra el mayor número de especies llamadas las especies “estacionales” y “raras”, como el bacoco *A. interruptus* y la viejita *P. colonus*.

Las especies mencionadas arriba serán analizadas de manera individual ya que son consideradas representativas de su grupo y se cuenta con información suficiente para aportar resultados confiables:

Lutjanus peru (huachinango), *L. guttatus* (lunarejo), son especies residentes y dominantes, se les encuentra a lo largo de todo el año y todos los años que abarca el estudio.

L. argentiventris (alazán), *Caranx caballus* (cocinero), *Caranx caninus* (jurel), son comunes aunque estacionales.

Anisotremus interruptus (bacoco) y *Paranthias colonus* (viejita), son especies importantes por temporadas que aparentemente no tienen características estacionales ni anuales.

Para resumir este punto es necesario entender que la estructura de la comunidad responde a procesos y patrones muy complejos que necesitan analizarse en un marco jerárquico conocido y en diferentes medidas de tiempo. Así, por ejemplo, al hacer un análisis de varianza no paramétrico con la abundancia anual de 30 especies, no se alcanza a apreciar la diferencia entre los distintos períodos de tiempo, y se tiene que aceptar la hipótesis de que no hay diferencia entre muestras temporales. Con los resultados de los análisis de la Tabla de Contingencia, la correlación de Spearman y de Kendall, se puede afirmar que sí hay cambios en el grupo de peces analizados dentro del período anual y cíclicos a través de los 15 años estudiados, pero aparentemente en 15 años permanece la misma tendencia que no tienen diferencia con 0. Los cambios cíclicos o periódicos pueden ser provocados por diversos factores.

Lo anterior se puede reforzar con el análisis multivariado de conglomerado, ya que separa meses y años por las características de cada muestra, es decir, de las especies de peces que la componen. Al trasponer la matriz de abundancia, las especies se separan en grupos por las características de la época en que se tomó la muestra. En este caso se pudo identificar a un grupo de especies abundantes, residentes y persistentes; un segundo grupo como las especies menos abundantes y estacionales; y un tercer grupo de especies cuyas presencias no son estacionales y podrían llamarse “raras” o “anecdóticas” según González (1997).

Analizando todas las especies que se tienen en la base de datos, no hay estabilidad en la comunidad. Sin embargo, para el grupo de 10 especies importantes sí se encontró estabilidad en el tiempo. La comunidad es persistente, encontrándose siempre las especies más comunes tanto a través del año como a lo largo de la serie de 15 años.

8.2.- Análisis de la tendencia de la composición de tallas.

Las especies que se analizarán más a fondo son representantes de los “grupos funcionales” de la comunidad. Con esto se quiere indicar, que aunque las siete son demersales y depredadoras, pertenecen a grupos con características de presencia – ausencia particulares. El huachinango y el lunarejo son especies persistentes, presentes prácticamente todo el año. El alazán y los dos carángidos (cocinero y jurel) están en el grupo de especies constantes y abundantes, prácticamente todo el año. Las dos especies que representan el grupo de las menos abundantes son el bacoco y la viejita. La Tabla 3 resume información general de los datos de estas especies, que sirvieron para el análisis que sigue.

Tabla 3.- Número de datos analizados, de meses y medidas promedio, máximas y mínimas de la longitud estándar y total (cm) y de peso (g) de las muestras de las siete especies.

ESPECIE	No. Ind.	No. meses	LONG. EST. (cm)			LONG. TOT. (cm)			PESO (g)		
			Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.	Prom.	Mín.	Máx.
Huachinango	10,324	159	20	10	72	26	13	91	230	34	7,544
Lunarejo	6,476	144	23	9	50	29	12	61	319	25	2,502
Alazán	1,151	128	30	11	56	36	14	66	703	43	4,170
Cocinero	1,320	105	23	14	44	29	19	53	299	87	1,689
Jurel	460	94	34	12	68	44	16	86	1,077	48	8,219
Bacoco	477	95	29	13	45	36	17	56	912	95	3,197
Viejita	701	49	21	10	28	28	17	35	261	52	505

Huachinango *Lutjanus peru*

El gráfico de los valores originales y su ajuste lineal pueden verse en la figura 8.

Aunque los datos casi cumplen con el requerimiento de normalidad, necesaria para una regresión lineal, el análisis da idea de la distribución de los datos. El resultado del índice de correlación es de $r = 0.31$, $F_{(1,157)} = 16.64$, $p = 7.18^{-5}$, que es un ajuste bajo, pero con significancia estadística. Debido a que en 1983 hay organismos grandes, el ajuste lineal empieza en la ordenada al origen de 27.64cm y tiene una pendiente negativa de $b = 0.05$. La prueba de hipótesis no encontró suficiente evidencia para aceptar que la pendiente fuera diferente de cero (Tabla 4).

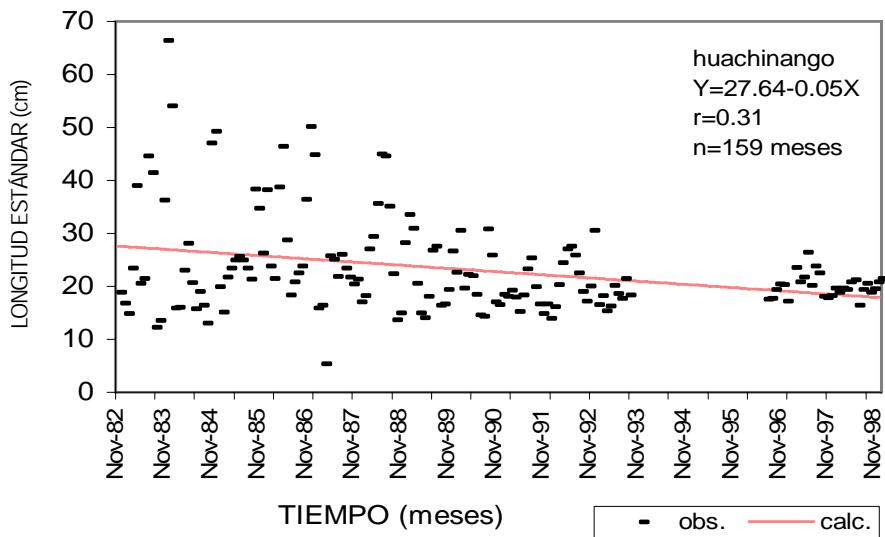
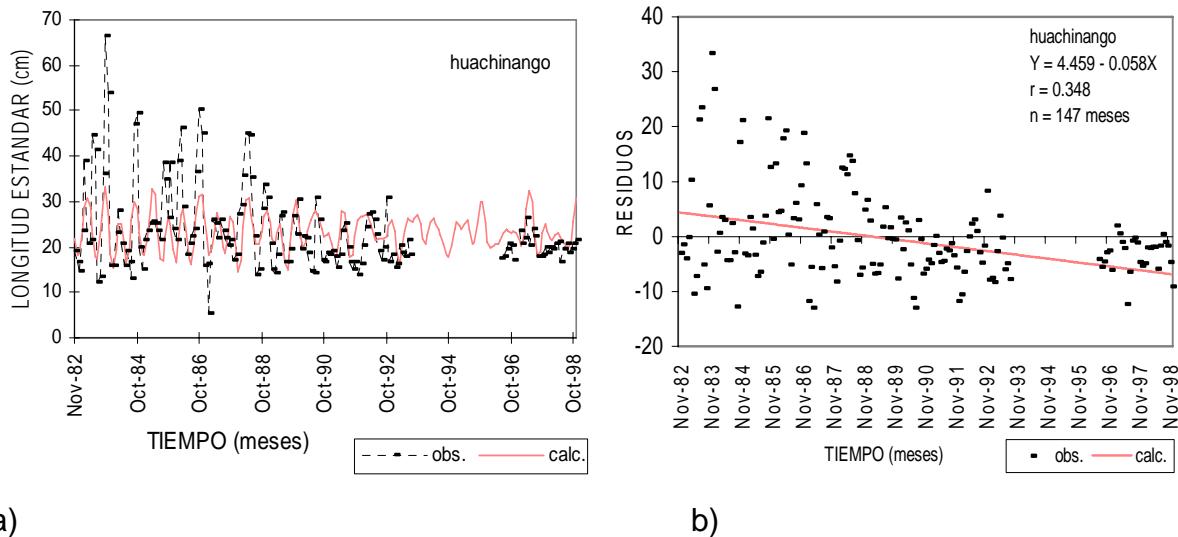


Fig. 8.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del huachinango *Lutjanus peru*.

Para realizar el mismo análisis pero con los valores residuales, se calculó la ecuación polinomial de la figura 9 a). Los parámetros de los 5 componentes armónicos que se presentan en la Tabla 5. Los residuos de la diferencia entre ambas series se graficaron en la figura 9 b), donde también se observa el ajuste del modelo lineal. Aunque la pendiente es negativa $b = -0.058$, no hay diferencia significativa con cero. Los resultados del ajuste para esta regresión son: $r = 0.348$, $F_{(1,145)} = 20.02$ y $p = 1.54^{-5}$, que es estadísticamente significativa.



a)

b)

Fig. 9.- Datos de talla promedio mensual del huachinango *Lutjanus peru* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Lunarejo *L. guttatus*

La serie de valores originales de longitud consta de 144 meses (figura 10). La pendiente del ajuste es negativa de $b = -0.034$, con un ajuste de $r = 0.312$, $F_{(1,142)} = 15.32$ y $p = 0.00014$, que se interpreta como con significancia estadística. Los valores de la serie inician en nov'82 con 27.9 cm y después de 15 años (para dic'98), el valor calculado es de 21 cm. Aún así no hay diferencia estadística con cero.

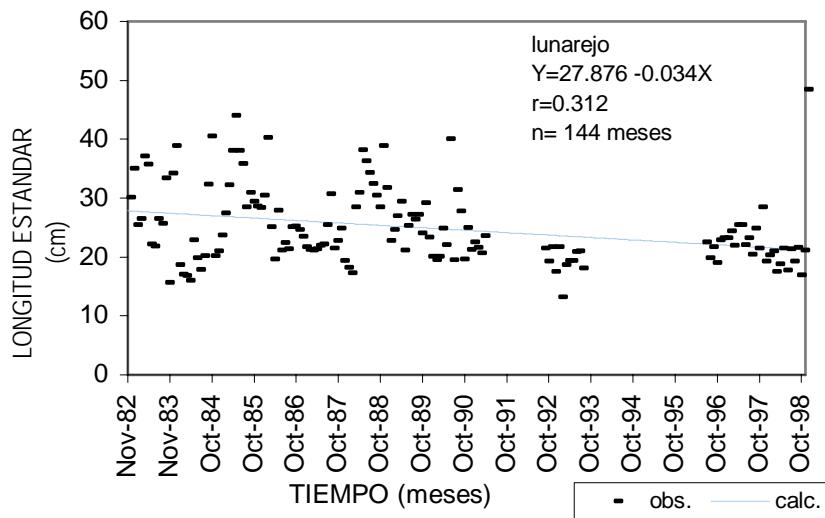
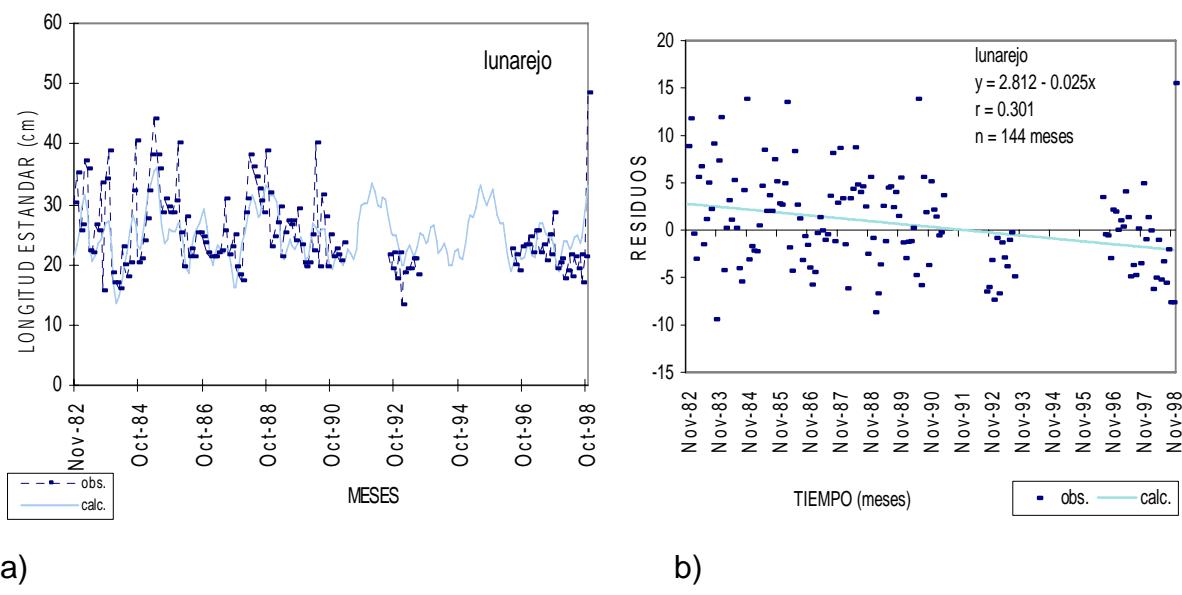


Fig. 10.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del lunarejo *L. guttatus*.



a)

b)

Fig. 11.- Datos de talla promedio mensual del lunarejo *L. guttatus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

La figura 11 a) muestra el ajuste polinomial a los valores mensuales de talla, compuesto por 5 componentes (ver Tabla 5). Los residuos (Fig. 11 b) fueron ajustados por mínimos cuadrados y el valor de la pendiente es tan pequeño $b = -0.025$, que no

mostró diferencia significativa con cero. El ajuste fue de $r = 0.301$ con una $F_{(1,142)} = 14.13$ y $p = 0.00025$, que es un análisis estadísticamente significativo.

Alazán *L. argentiventris*

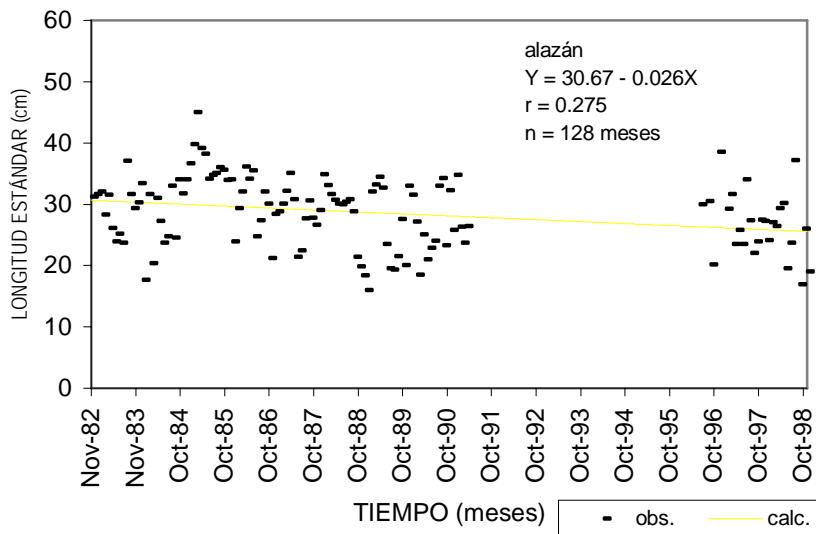


Fig. 12.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del alazán *L. argentiventris*.

La serie ajustada a los valores observados de talla promedio va de 30 cm en nov'82 y baja hasta 25.5 cm 15 años después (Fig. 12). El resultado de la pendiente del ajuste lineal es negativo de $b = -0.026$, con una $r = 0.0275$, $F_{(1,126)} = 10.28$ y $p = 0.0017$, que son estadísticamente significativos. A pesar de la diferencia en tallas desde el principio de la serie y el final, la prueba estadística no acepta diferencia estadística con cero. En la tabla 4 se resumen los resultados.

La figura 13 a) muestra el comportamiento del modelo ajustado con 5 componentes armónicos (Tabla 5). El análisis de los residuos mostró un ajuste por mínimos cuadrados bajo de $r = 0.023$, $F_{(1,126)} = 0.065$ y $p = 0.799$, dada la dispersión.

La pendiente es negativa de $b = -0.002$ y prácticamente sobre el eje de la variable tiempo. Esto significa que no hay variación en los valores de los residuos en el tiempo.

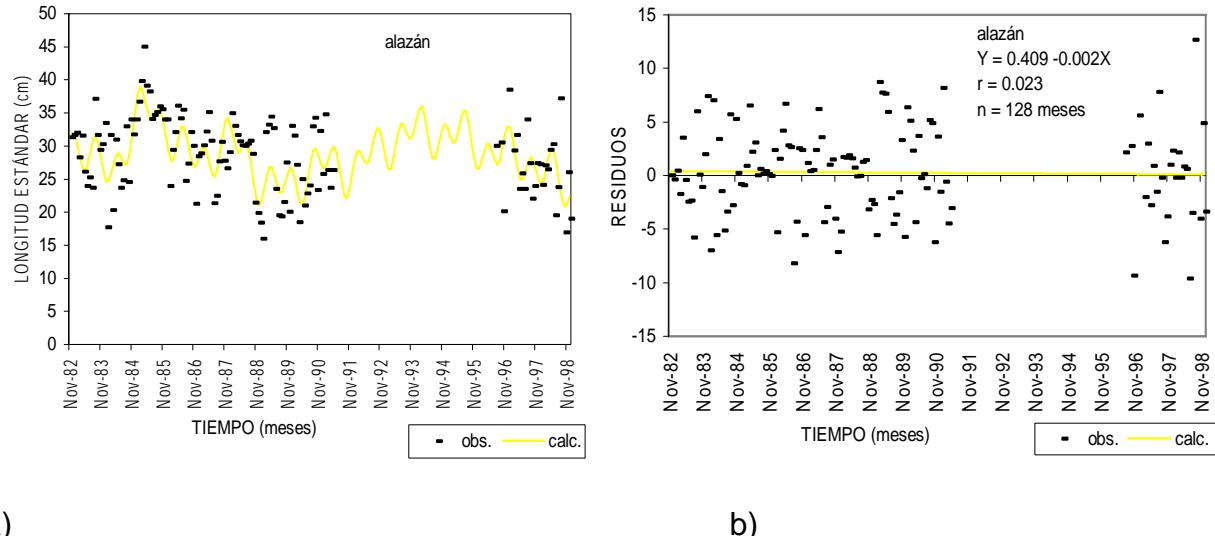


Fig. 13.- Datos de talla promedio mensual del lunarejo *L. argentiventris* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Cocinero *Caranx caballus*

El análisis de los valores de longitud de cocinero dieron como resultado que el ajuste de la regresión tiene una pendiente positiva de $b = 0.019$, siendo el valor promedio de talla en nov'82 de 24 cm y en 1998, 28.5 cm (Fig. 14). El ajuste, aunque bajo $r = 0.162$, es estadísticamente significativo ya que $F_{(1,160)} = 2.768$ y $p = 0.099$, la pendiente no tiene diferencia significativa de cero (Tabla 4).

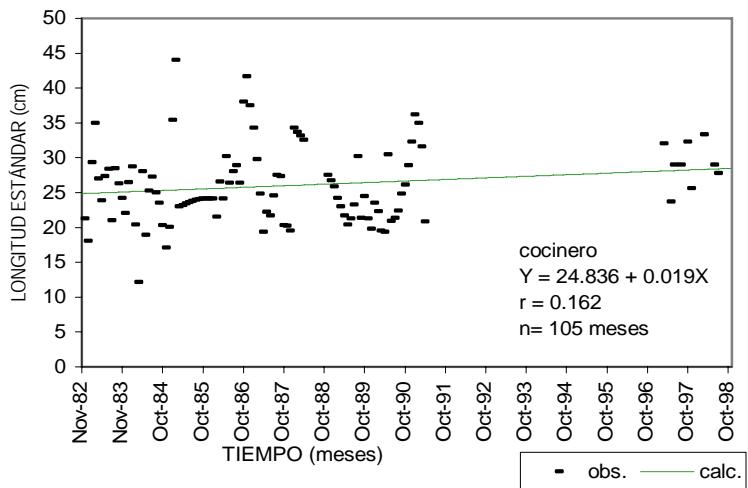
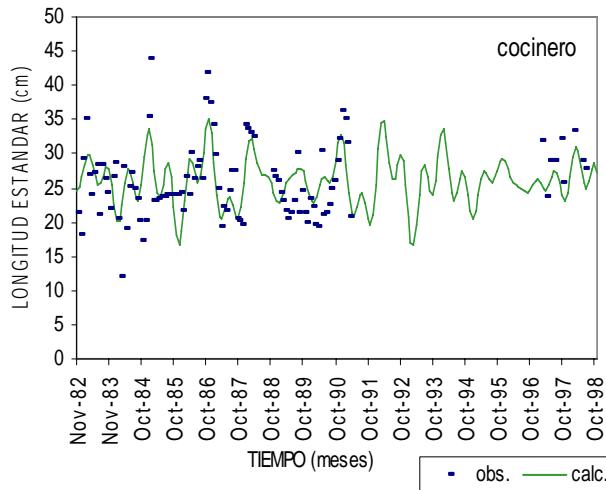
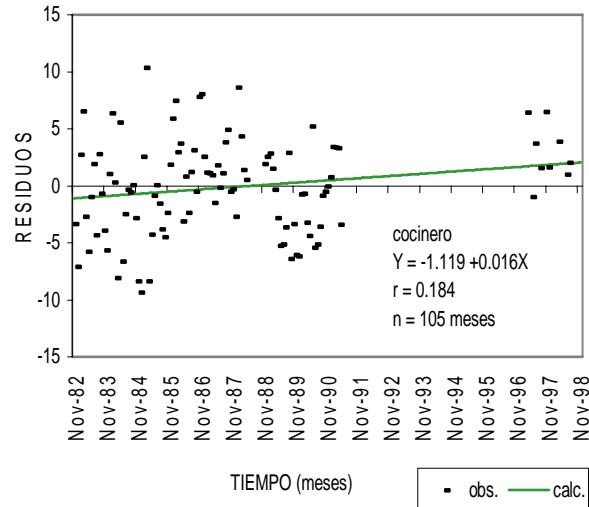


Fig. 14.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del cocinero *Caranx caballus*.

La figura 15 a) muestra el ajuste de la ecuación polinomial a los datos de originales de la talla del cocinero y los valores de cada componente se resumen en la tabla 5. Los residuos (Fig. 15 b) muestran un ajuste por mínimos cuadrados que da un índice de correlación de $r = 0.184$, con una $F_{(1,103)} = 3.601$ y $p = 0.061$, estadísticamente significativo. La pendiente de este ajuste es positivo $b = 0.016$, pero la prueba de hipótesis rechaza diferencia de cero (Tabla 5). Aunque el valor del índice de correlación es bajo, $r = 0.184$, la prueba es estadísticamente significativa ya que $F_{(1,103)} = 2.768$ y $p = 0.099$.



a)



b)

Fig. 15.- Datos de talla promedio mensual del cocinero *C. caballus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Jurel *C. caninus*

El análisis del ajuste lineal con los datos originales de jurel mostró una pendiente negativa $b = -0.011$, que va de 40 cm en nov'82 a 37 cm en dic'98 (Fig. 16). El resultado del análisis, tiene un índice de correlación bajo $r = 0.036$, y no es estadísticamente significativo: $F_{(1,92)} = 0.122$ y $p = 0.728$. La prueba de hipótesis acepta que la pendiente del modelo $b = -0.012$ es igual a cero (Tabla 4).

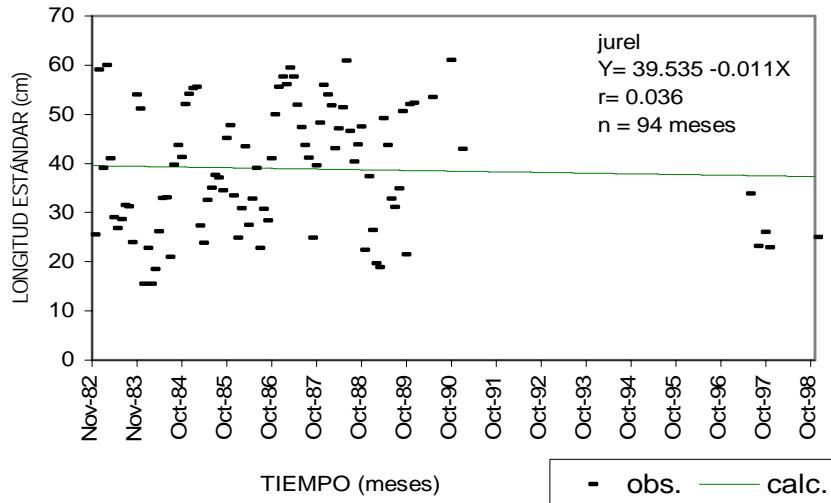
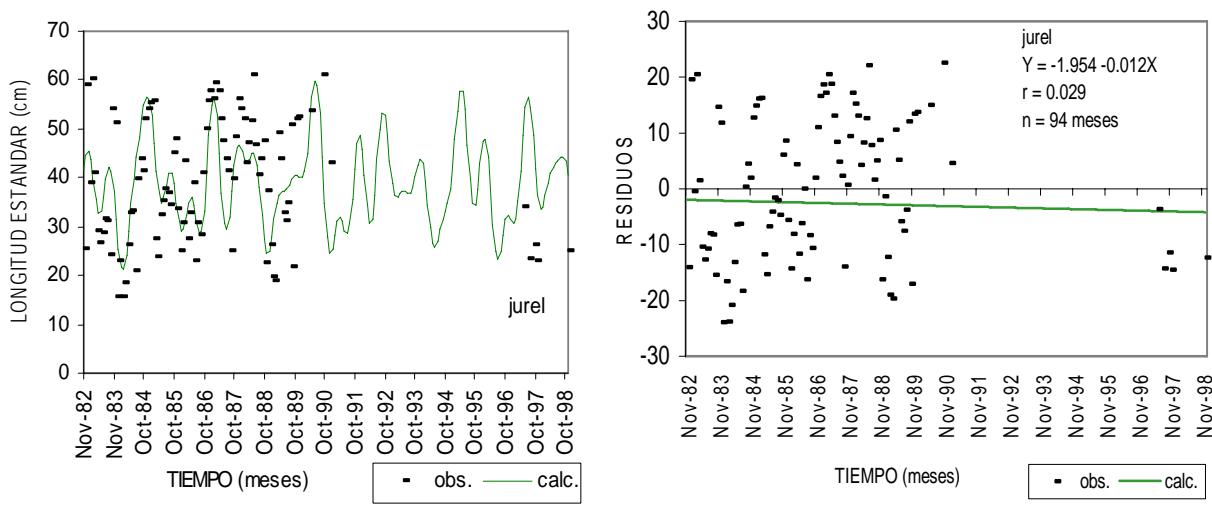


Fig. 16.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del jurel *Caranx caninus*.



a)

b)

Fig. 17.- Datos de talla promedio mensual del jurel *C. caninus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

El ajuste polinomial que se muestra en la figura 17 a), tiene 5 componentes que mejor describen los datos. Los valores de los componentes se resumen en la Tabla 5. Aparentemente la información de los primeros años tiene mayor influencia en el modelo que los últimos meses, por ello no se aprecia ajuste. Los residuos de estos últimos

meses sí influyen en el ajuste de la regresión lineal (Fig. 17 b), ya que si se omiten, la pendiente se vuelve positiva. Aun así, la pendiente negativa $b = -0.012$ no tiene diferencia significativa de cero, y el ajuste lineal con $r = -0.029$, $F_{(1,92)} = 0.078$ y $p = 0.780$, no es estadísticamente significativa, la varianza es muy alta, lo que significa que no existe relación de los valores con el tiempo.

Bacoco *Anisotremus interruptus*

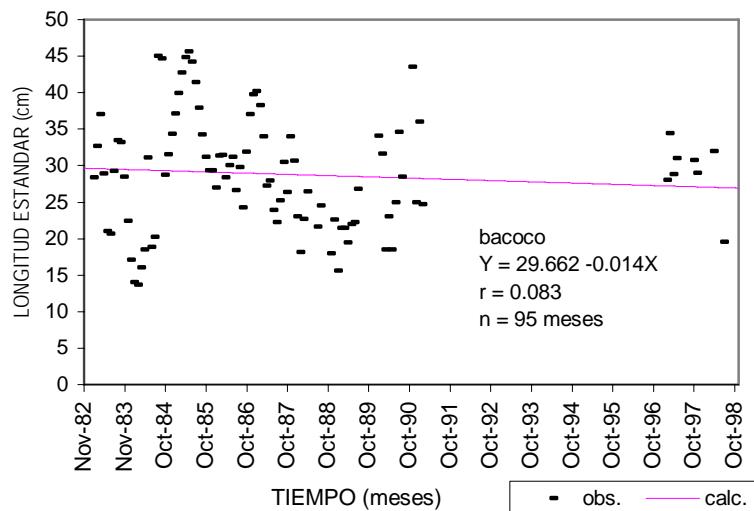
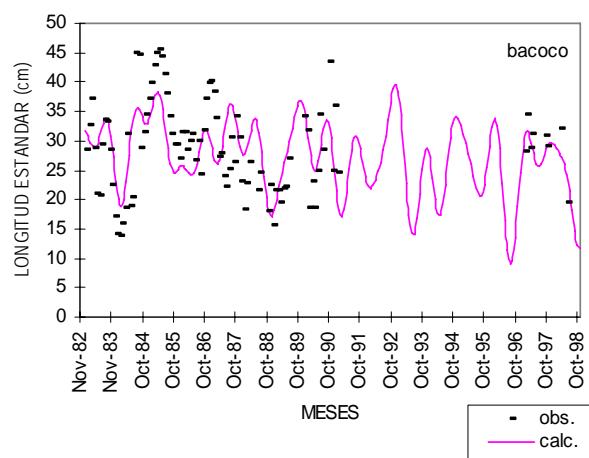


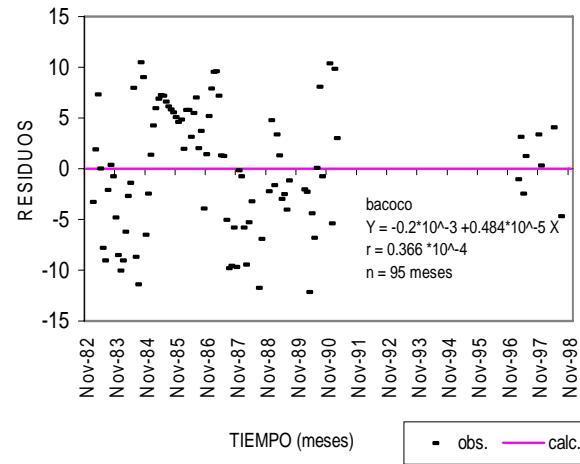
Fig. 18.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio del bacoco *Anisotremus interruptus*.

La figura 18 muestra el ajuste a los datos de bacoco, con una pendiente negativa $b = -0.01$, $r = 0.083$, $F_{(1,93)} = 0.645$ y $p = 0.424$, que es estadísticamente significativa (Tabla 4). El ajuste calculado indica que en nov'82 la talla promedio mensual era de 29.65 y disminuyó hasta 27 cm en dic'98. La prueba de hipótesis a la pendiente infiere que no hay relación entre las variables.

En la figura 19 a) se observa el ajuste polinomial a los valores originales, compuesto por 5 componentes armónicos (Tabla 5). Los residuos resultantes (Fig. 19 b) se ajustaron a un modelo lineal cuya pendiente $b = -0.0002$ es cercana a 0 y sin diferencia estadística. El ajuste fue de $r = 3.66^{-5}$, $F_{(1,93)} = 1.248^{-7}$ y $p = 0.99$, no tuvo significancia estadística, en otras palabras, los residuos no tienen tendencia ni se describen por el modelo.



a)



b)

Fig. 19.- Datos de talla promedio mensual del bacoco *A. interruptus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Viejita *Paranthias colonus*

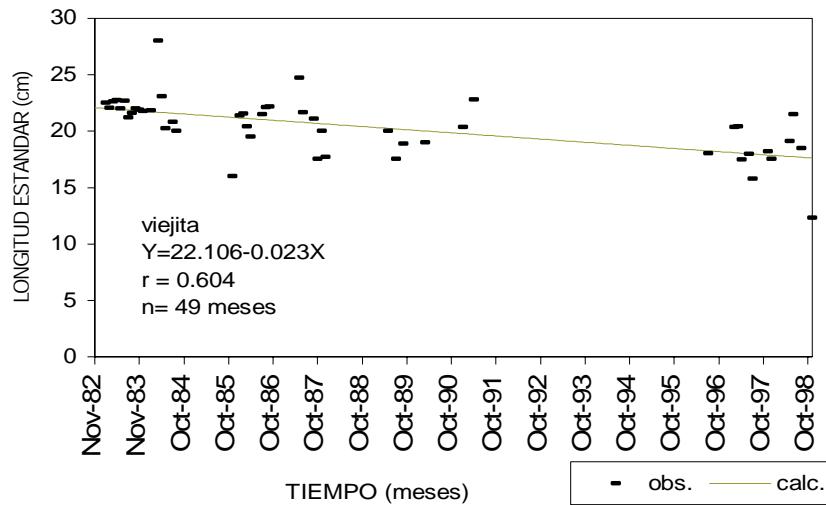
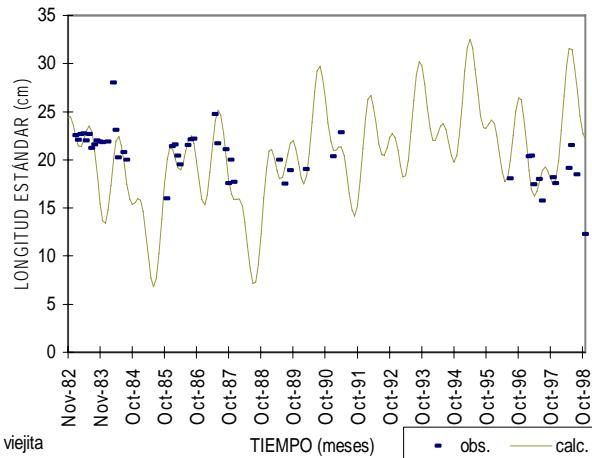


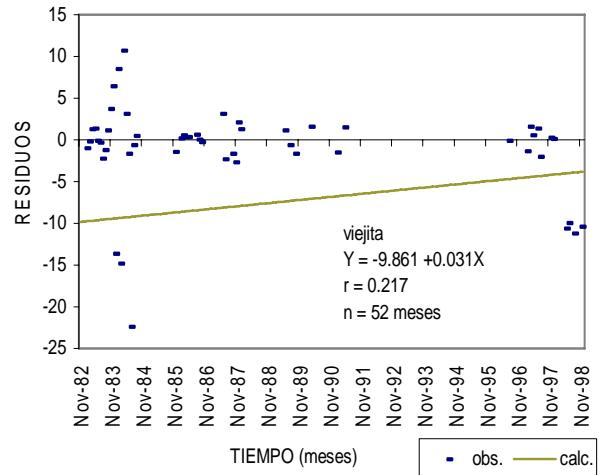
Fig. 20.- Regresión lineal a los valores originales de la talla promedio de la viejita *Paranthias colonus*.

El ajuste lineal a los valores de talla promedio mensual tuvo una pendiente negativa $b = -0.023$ (Fig. 20), pero no hay diferencia significativa con cero. El ajuste tuvo un índice de correlación bajo de $r = 0.604$, con una $F_{(1,47)} = 27.00$ y $p = 4.32^{-6}$, lo cual indica que el ajuste es estadísticamente significativa. Los valores promedio calculados variaron de 22 cm en Nov'82 a 17.6 cm en Dic'98.

La figura 21 a) muestra el ajuste polinomial con 5 componentes armónicos, cuyos valores se observan en la Tabla 5. Los residuos de la diferencia de las dos series se muestran en la figura 21 b), donde el ajuste lineal tiene una pendiente positiva de $b = 0.031$, pero sin diferencia significativa con cero. El resultado del índice de correlación es $r = 0.217$, con una $F_{(1,50)} = 2.476$ y $p = 0.122$, lo que significa que el análisis es estadísticamente significativo.



a)



b)

Fig. 21.- Datos de talla promedio mensual de viejita *P. colonus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

En todos los casos del ajuste lineal a los valores de talla mensual promedio, se obtuvo la pendiente de la regresión cercana a 0, y cuando se realizó la prueba de hipótesis, se obtuvo como resultado que no fue significativamente diferente de 0 (Tabla 4). Para algunas especies dicha pendiente es negativa lo que se traduce en una pérdida en el promedio a lo largo de 15 años. Solamente el cocinero tiene una pendiente positiva en este ajuste.

Cabe hacer mención que en las figuras de las relaciones lineales con la información original, en todas las especies, se observa una disminución en la amplitud de las clases de talla, tanto de las grandes como de las pequeñas. Es posible que esto se deba a que hay una “selección” que el pescador realiza al pescar, que le proporciona organismos de la talla que más ganancias le reditúa. En el caso del huachinango, el tamaño “platillero” (de 25 a 30cm de longitud total) es el que mejor se cotiza. Lo anterior es muy discutible, pues la pesca se basa en una serie de factores como experiencia, monto de gastos, comerciabilidad del producto que se está

capturando y otros muchos más, pero en su conjunto, la captura es un reflejo de los organismos que se encuentran en el mar.

El ajuste lineal con la serie de residuos resultantes de los valores originales menos el ajuste polinomial, las pendientes son negativas para los tres pargos y para el jurel. Las demás especies tienen una pendiente positiva. Todos los casos tienen un índice de correlación que estadísticamente no es diferente de cero, al igual que la pendiente. Estadísticamente se tiene que concluir que a través de los años no hay cambios en la talla promedio, solamente fluctuaciones.

Tabla 4.- Resumen de resultados de las regresiones realizadas con la serie de longitud promedio mensual original y los residuos del análisis espectral.

Especie	Serie original (nov'82-dic'98)				serie interpolada nov'82-abr'98 (residuos)			
	n	r	a	b	n	r	a	b
Huachinango	159	0.310	27.649	-0.05	147	0.348	4.459	-0.058
Lunarejo	144	0.312	27.876	-0.034	144	0.301	2.812	-0.025
Alazán	128	0.275	39.669	-0.026	128	0.023	0.409	-0.002
Cocinero	105	0.162	24.836	0.019	105	0.184	-1.119	0.016
Jurel	94	0.036	39.535	-0.011	94	0.029	-1.954	-0.012
Bacoco	95	0.083	29.662	-0.014	95	0.37*10 ⁻⁴	-0.0002	0.48*10 ⁻⁵
Viejita	49	0.604	22.106	-0.023	52	0.217	-9.860	0.031

n = número de individuos

r = índice de correlación

a = ordenada al origen

b = pendiente de la relación

Del ajuste polinomial, al calcular los parámetros de los componentes armónicos, se obtuvo la periodicidad de cada uno, los cuales se resumen en la tabla 5. Algunas especies tienen en su serie la presencia de dos períodos de igual o similar tamaño, que son resultado de ruido en la serie de los datos y que en realidad son el mismo ciclo. En

todas las especies se observan ciclos intra-anuales, pero también inter-anuales. Hay ciclos de un año, de medio año y todas las especies presentan un ciclo de ocho - nueve meses. Entre los ciclos mayores al año, hay muchas especies que tienen ciclos de 2 ó de 3 años. El alazán presenta uno de 8 años y la viejita presenta uno de 17 años, que en este estudio no puede determinarse correctamente, ya que ese es el tamaño de la serie.

Entre las explicaciones que se pueden encontrar para la presencia de las fluctuaciones calculadas, están el cambio de estación, que en zonas tropicales se limitan a época de secas y época de lluvias, y no precisamente de la misma longitud. Esta estacionalidad tiene una fuerte influencia en algunas especies de peces y marca épocas de reproducción con el consecuente reclutamiento. Otros factores que pueden afectar la presencia de los tamaños determinados de cada especie son variables ambientales inter-anuales, como los fenómenos de El Niño y La Niña. Estos fenómenos provocan una redistribución no sólo de especies, sino también de tallas de una especie.

Tabla 5.- Parámetros de los componentes resultantes del análisis espectral de las series de longitud estándar para las siete especies.

	COMPONENTE	AMPLITUD	FRECUENCIA	FASE	PERÍODO (meses)
Huachinango	1	1.97	0.05	-2.64	21
	2	2.99	0.11	2.99	9
	3	2.69	0.16	-0.01	6
	4	3.46	0.16	-0.21	6
	5	1.57	0.21	1.27	5
Lunarejo	1	13.71	0.11	-1.78	9
	2	13.45	0.11	-4.53	9
	3	1.56	0.22	-1.17	4
	4	3.71	0.05	-2.65	21
	5	3.63	0.02	1.07	41
Alazán	1	19.64	0.03	1.62	32
	2	2.58	0.12	-1.86	8
	3	2.04	0.06	2.07	18
	4	3.52	0.01	-1.93	109
	5	19.79	0.03	-1.30	33
Cocinero	1	2.25	0.13	-2.86	8
	2	2.80	0.06	2.22	18
	3	1.40	0.06	-1.72	16
	4	2.62	0.04	-1.12	22
	5	2.34	0.14	0.71	7
Jurel	1	6.99	0.03	0.68	31
	2	6.49	0.07	1.29	14
	3	4.69	0.05	-1.69	21
	4	4.63	0.12	-2.22	8
	5	3.48	0.10	-2.71	10
Bacoco	1	4.49	0.03	0.25	30
	2	3.34	0.05	2.71	18
	3	2.46	0.08	1.60	12
	4	3.32	0.11	-2.68	9
	5	0.32	0.07	0.63	9
Viejita	1	2.28	0.03	3.42	36
	2	3.05	0.11	-0.41	9
	3	3.85	0.05	4.73	18
	4	3.53	0.00	1.79	204
	5	2.64	0.02	-0.23	47

En resumen, se obtuvieron resultados de la tendencia en la serie longitud de cada una de las siete especies, donde todas muestran una pendiente negativa al cabo del

tiempo, cuando se analizaron los valores originales, con la excepción del cocinero, cuya talla se incrementa 3.5 cm en el periodo de estudio.

En el análisis de los residuos, esta misma especie y la viejita tienen pendiente positiva, las otras cinco especies muestran una reducción en el tamaño promedio de captura en la serie del tiempo.

En los siete casos y en los dos análisis la pendiente no es significativamente diferente de cero, sin embargo es importante considerar las disminuciones calculadas de la talla promedio, como indicador de presión de pesca.

El uso del método de componentes armónicos en la serie de tiempo ayuda a explicar que la estructura de tallas de una especie no es estática, y no solamente tiene una variación intra-anual. Existen otros factores de mayor escala que provocan que la población sea sometida a cambios de reestructuración de tallas, lo que implica cambios de zonas de alimento, crecimiento, etc.; cambios en las presiones de competencia intra- e inter-específicos, y cambios en las presiones por pesca.

8.3.- Análisis de los parámetros de crecimiento.

Con los valores de longitud estándar tomados en campo a cada individuo de las especies en estudio, se generaron bases de datos y se organizaron como distribuciones de frecuencia. Con la ayuda del programa ELEFAN se calculó un juego de parámetros de crecimiento (k y L_{∞}) para cada año. Con los resultados se calculó una recta por medio del método de mínimos cuadrados para evaluar la tendencia. A continuación se muestran los resultados de las relaciones entre ambos parámetros y de cada uno con el tiempo, que indican de manera indirecta el efecto que tiene la presencia de organismos “viejos” en la población que se muestreó (ver figuras 22 a 32).

Huachinango *L. peru*

Los resultados de los parámetros de crecimiento analizados con distintas muestras de la misma especie deben situarse sobre una curva representativa, como se observa para *L. peru* en la figura 22. Sirve también para validar los métodos empleados para el análisis. Se puede observar que no hay un orden en la situación de los valores de cada año, es decir, los primeros años ('83-'85) se encuentran en la parte media del gráfico. Los últimos años hacia los valores bajos de L_{∞} y altos para k ; los años intermedios se encuentran con un valor elevado de L_{∞} y bajo de k .

La figura 23 muestra el ajuste lineal, la variable L_{∞} tiene una tendencia positiva, la variable k , aunque también positiva, su tendencia es cercana a 0. En términos generales, ambas variables tienen muchas fluctuaciones a lo largo de 15 años.

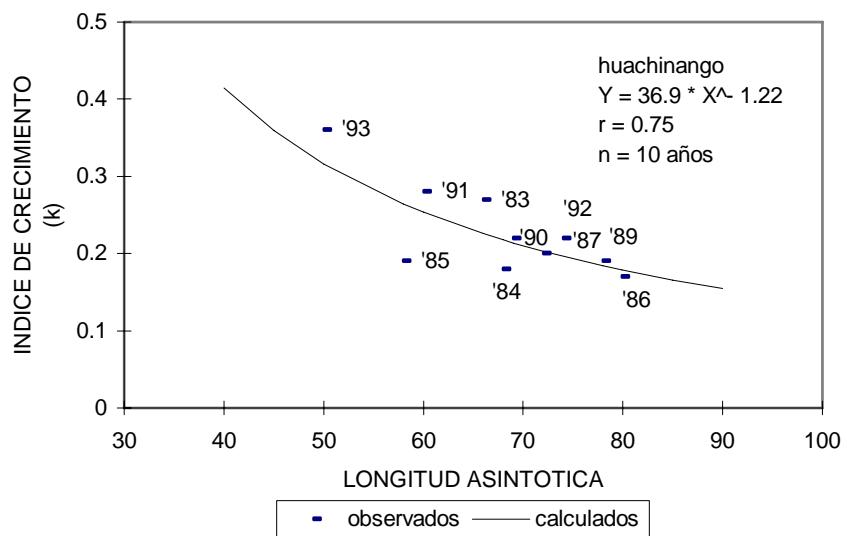


Fig. 22.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_∞ del huachinango *L. peru*, los rótulos de los puntos observados corresponden al año.

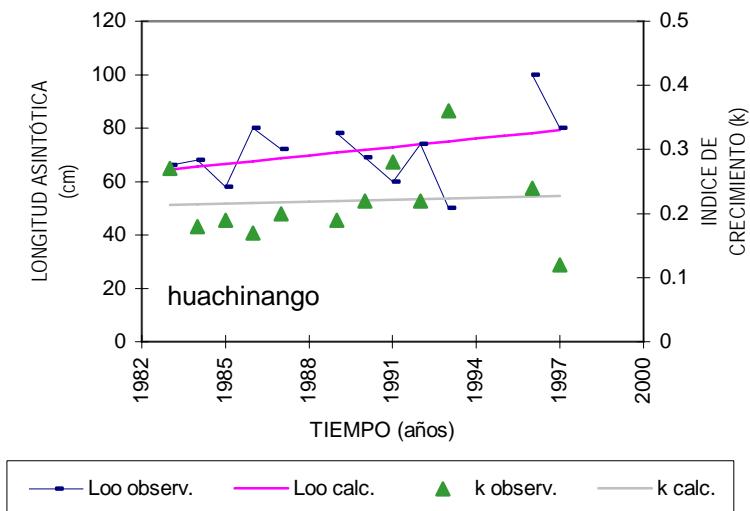


Fig. 23.- Parámetros anuales de crecimiento de huachinango *L. peru*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_∞ : $Y = 2,023.07 + 1.05X$; $r = 0.37$; $n = 12$; $t = 3.59/2.201$. Para k : $Y = -1.76 + 0.0009X$; $r = 0.07$; $n = 12$; $t = 0.0032/2.201$

Tabla 6.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de huachinango *L. peru*.

Año	L_{∞}	k	t_0	$A_{0.95}$	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt a la edad 1
1982								
1983	66.0	0.27	-0.006	11.09	0.99	0.27	0.26	15.70
1984	68.0	0.18	-0.020	16.62	1.78	0.18	0.16	11.41
1985	58.0	0.19	-0.042	15.73	1.17	0.19	0.15	10.42
1986	79.9	0.17	0.043	17.67	0.67	0.17	0.21	12.00
1987	72.0	0.20	0.031	15.01	1.98	0.20	0.23	12.69
1988								
1989	78.0	0.19	0.021	15.79	1.65	0.19	0.21	13.24
1990	69.0	0.22	0.034	13.65	1.60	0.22	0.25	13.21
1991	60.0	0.28	-0.028	10.67	1.37	0.28	0.25	15.01
1992	74.0	0.22	-0.030	13.59	0.65	0.22	0.19	15.01
1993	50.0	0.36	-0.005	8.32	2.16	0.36	0.36	15.18
1994								
1995								
1996	100.0	0.24	-0.012	12.47	3.02	0.24	0.23	21.56
1997	80.0	0.23	0.105	13.13	1.55	0.23	0.34	14.89

La Tabla 6 muestra los valores de estos parámetros. La columna de Lt a la edad 1 se refiere al valor calculado para el primer año de edad del huachinango. Los cambios en esta serie de datos y en la de la longitud asintótica son reflejo de la presencia de organismos extremos en la muestra: a mayores tallas, mayor la edad de 1^a captura y mayor la longitud asintótica.

En la misma tabla se presentan los resultados obtenidos en el análisis de la mortalidad total (Z) y dos cálculos de la mortalidad natural (M). Las variaciones generales de Z son más marcadas y de alguna manera coinciden con las fluctuaciones que presenta L_{∞} , con la diferencia que en el lapso de tiempo, Z tiene una tendencia positiva, es decir, se incrementa en los 15 años. Las dos mortalidades M (calculadas por el método de Taylor y por el de Pauly) son prácticamente paralelas entre sí y no

alcanzan a observarse los cambios a través del tiempo que se observan en la serie de Z. Ello se debe a que ambos se calculan a partir de los parámetros de crecimiento.

El cálculo de la longevidad $A_{0.95}$ mostró variaciones amplias: desde 8 años en 1993 hasta 17.6 en 1986. Estos valores son un reflejo de la muestra que se tiene, con la cual se realizaron los cálculos y son inversamente proporcionales al índice de crecimiento "k".

Lunarejo *L. guttatus*

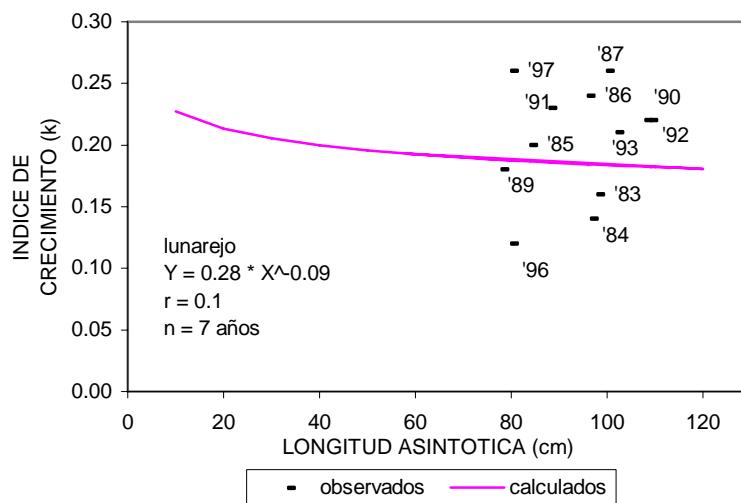


Fig. 24.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_∞ del lunarejo *L. guttatus*, los rótulos de los puntos observados corresponden al año.

La figura 24 muestra la relación calculada entre los parámetros de crecimiento de *L. guttatus*. Las evaluaciones se concentran en un área restringida entre 80 y 110 cm de longitud asintótica y una tasa de crecimiento que va de 0.14 a 0.16.

La figura 25 muestra el ajuste de los parámetros de crecimiento de lunarejo a una recta, resultando una pendiente negativa en la longitud asintótica, aún cuando existen fluctuaciones a lo largo del tiempo. La prueba de hipótesis para este ajuste

determina que no existe diferencia significativa con cero, pero pueden apreciarse distintos pulsos en el tiempo.

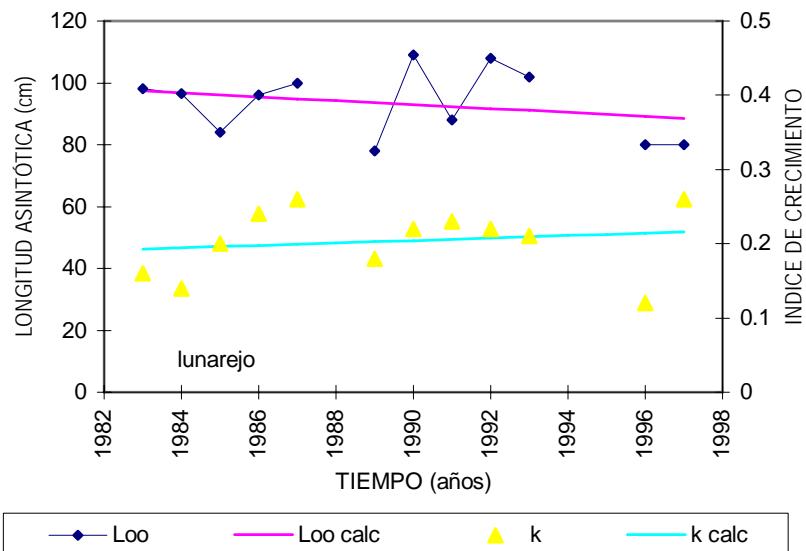


Fig. 25.- Parámetros anuales de crecimiento de lunarejo *L. guttatus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_∞ : $Y = 1,337.72 - 0.626X$; $r = 0.26$; $n = 12$; $t = -2.049/2.201$. Para k : $Y = -3.033 + 0.0017X$; $r = 0.168$; $n = 12$; $t = 0.005/2.201$.

La tabla 7 resume los valores de los parámetros de crecimiento. Esta especie alcanza mayor tamaño que el huachinango, lo que se observa en las longitudes asintóticas y en las tallas de la primera edad.

En la misma tabla se presentan los resultados del análisis de mortalidad Z y dos cálculos para M. Se puede observar nuevamente, como en el caso del huachinango, que las fluctuaciones que presenta la Z coinciden en su tendencia anual con las de la longitud asintótica, es decir, aparentemente cuando aumenta la L_∞ , aumenta la mortalidad total de los organismos. Los dos cálculos de M siguen un comportamiento paralelo muy similar entre sí, con fluctuaciones que van de 0.12 a 0.26 con el modelo

de Taylor y de 0.294 a 0.488 con el de Pauly, éste último bastante más elevado que el anterior.

Los cálculos de longevidad no siguen una relación de tendencia igual a la de la longitud asintótica, su relación es más estrecha con el índice de crecimiento, y éstos son dependientes de la muestra obtenida en cada época. Así, la longevidad calculada va de 11.5 años a casi 25.

Tabla 7.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de lunarejo *L. guttatus*.

Año	L_{∞}	k	t_0	$A_{0.95}$	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt a la edad 1
1982								
1983	98.0	0.16	-0.044	18.68	1.36	0.16	0.34	15.07
1984	96.6	0.14	-0.036	21.36	1.38	0.14	0.31	13.04
1985	84.0	0.20	0.025	15.01	1.30	0.20	0.41	14.88
1986	96.0	0.24	0.047	12.53	3.67	0.24	0.44	19.62
1987	100.0	0.26	-0.003	11.52	2.58	0.26	0.46	22.96
1988								
1989	78.0	0.18	-0.015	16.63	2.20	0.18	0.39	13.03
1990	109.1	0.22	0.065	13.68	1.12	0.22	0.40	20.29
1991	88.0	0.23	0.013	13.04	4.03	0.23	0.44	17.87
1992	108.0	0.22	0.012	13.63	2.99	0.22	0.40	21.09
1993	102.0	0.21	0.045	14.31	3.03	0.21	0.40	18.54
1994								
1995								
1996	80.0	0.12	-0.046	24.92	1.35	0.12	0.29	9.44
1997	80.0	0.26	0.018	11.54	2.27	0.26	0.49	18.02

Alazán *L. argentiventris*

En la figura 28 se observa que todas las evaluaciones realizadas para esta especie se encuentran en una misma zona, sin que se pueda comprobar que responden a una relación de tipo exponencial con pendiente negativa. La ecuación obtenida por la regresión tiene un índice de correlación muy bajo.

En la figura 27 se puede observar el ajuste de los datos de longitud asintótica en el tiempo. Prácticamente no tiene pendiente y su análisis no muestra diferencia significativa con cero. Los datos se resumen en la tabla 8, donde se puede ver que las variaciones en la longitud asintótica van de 70 a 96 cm.

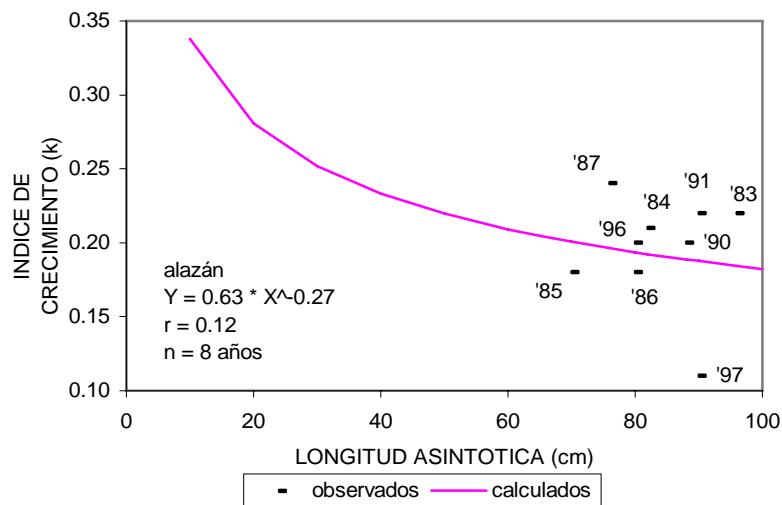


Fig. 26.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_{∞} de *L. argentiventris* (los rótulos de los puntos observados corresponden al año).

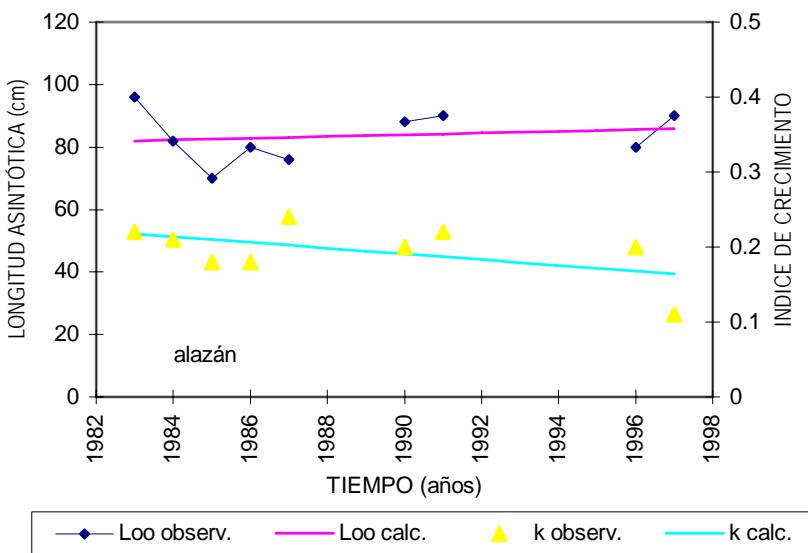


Fig. 27.- Parámetros anuales de crecimiento de alazán *L. argentiventris*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = -461.68 + 0.275X$; $r = 0.173$; $n = 9$; $t = 0.739/2.262$. Para k : $Y = 7.85 - 0.004X$; $r = 0.52$; $n = 9$; $t = -0.012/2.262$.

Tabla 8.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de alazán *L. argentiventris*.

Año	L _∞	k	t _o	A _{0.95}	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt a la edad 1
1982								
1983	96.0	0.22	0.009	13.63	2.08	0.22	0.42	18.80
1984	82.0	0.21	0.056	14.32	2.17	0.21	0.42	14.74
1985	70.0	0.18	-0.012	16.63	1.03	0.18	0.40	11.66
1986	80.0	0.18	0.034	16.68	1.87	0.18	0.38	12.77
1987	76.0	0.24	0.003	12.49	1.61	0.24	.47	16.18
1988								
1989	78.0	0.14	-0.002	21.40	1.76	0.14	0.33	10.21
1990	88.0	0.20	0.025	15.01	2.17	0.20	0.40	15.59
1991	90.0	0.22	0.019	13.64	0.38	0.22	0.42	17.47
1992								
1993								
1994								
1995								
1996	80.0	0.20	0.043	15.02	0.72	0.20	0.41	13.93
1997	90.0	0.11	-0.015	27.22	1.41	0.11	0.27	9.51

En la tabla 8 se pueden también observar los resultados del análisis de mortalidad total Z, que aparentemente tiene variaciones similares a la longitud asintótica L_{∞} y al índice de crecimiento "k". Los dos cálculos de M difieren entre sí, siendo valores mayores los calculados con el modelo de Pauly. En 1991 M de Pauyl es mayor que Z, lo cual es un error, ya que Z es la suma de M y F.

Los valores de la longevidad van de 12.5 años a 27, éstos son cálculos que dependen de la muestra con la que se cuenta y tienen una tendencia inversa a la del índice de crecimiento.

Cocinero *Caranx caballus*

En la figura 28 se puede observar el ajuste por regresión a la relación entre la L_{∞} y k. La regresión es muy baja debido a que todos los resultados se encuentran en una zona pequeña de la curva.

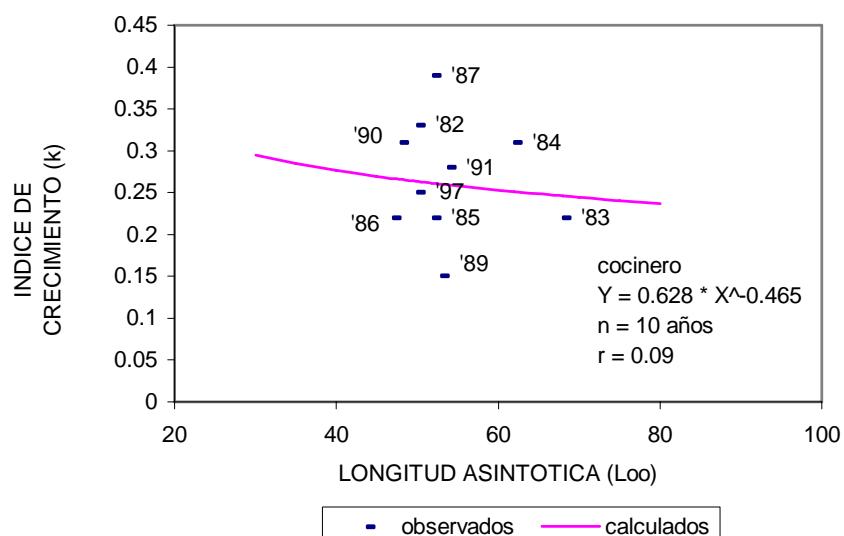


Fig. 28.- Relación entre los parámetros de crecimiento k vs L_{∞} de *C. caballus* (los rótulos de los puntos observados corresponden al año).

La figura 29 muestra los parámetros de crecimiento por año y su ajuste lineal. Los valores observados de longitud asintótica fluctúan entre 47 y 68 cm (Tabla 9). A pesar de que en el gráfico se observa una pendiente negativa en la L_∞ , la prueba de hipótesis para la pendiente describe que no hay diferencia significativa con cero, pero con pulsos que pudieran explicarse con algún factor ambiental.

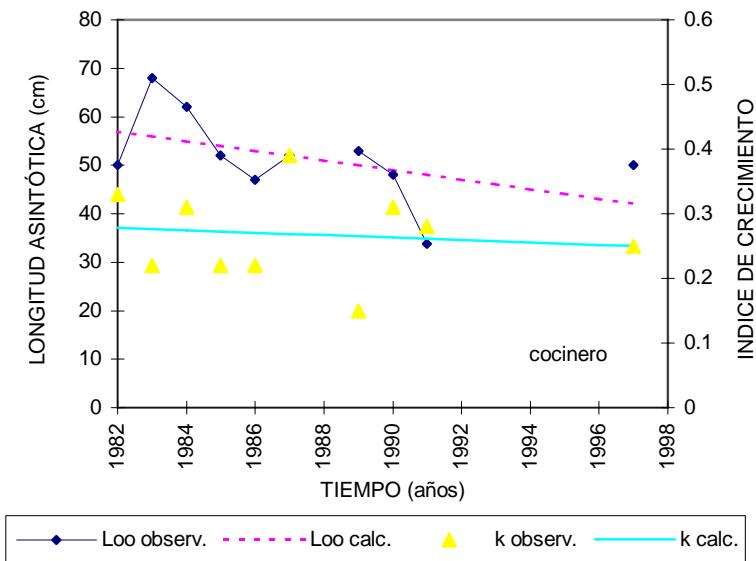


Fig. 29.- Parámetros anuales de crecimiento de cocinero *C. caballus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_∞ : $Y = 2,014.14 -0.987X$; $r = 0.49$; $n = 10$; $t = -3.208 / 2.228$. Para k : $Y = 3.994 -0.0019X$; $r = 0.121$; $n = 10$; $t = -0.0053 / 2.228$.

Tabla 9.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de cocinero *C. caballus*.

Año	L_{∞}	k	to	$A_{0.95}$	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt a la edad 1
1982	50.0	0.33	0.094	9.17	5.03	0.33	0.65	12.92
1983	68.0	0.22	0.009	13.63	2.85	0.22	0.46	13.32
1984	62.0	0.31	0.034	9.70	3.54	0.31	0.59	16.05
1985	52.0	0.22	0.030	13.65	2.01	0.22	0.49	9.99
1986	47.0	0.22	-0.047	13.57	0.86	0.22	0.51	9.67
1987	52.0	0.39	-0.013	7.67	2.77	0.39	0.72	16.97
1988								
1989	53.0	0.15	0.031	20.00	0.60	0.15	0.38	7.17
1990	48.0	0.31	-0.021	9.64	1.88	0.31	0.63	13.02
1991	53.8	0.28	0.013	10.71	1.70	0.28	0.57	12.99
1992								
1993								
1994								
1995								
1996								
1997	50.0	0.25	0.023	12.01	0.79	0.25	0.54	10.84

En la misma tabla 9 se presentan los resultados del análisis de mortalidad total y mortalidad natural. En el caso de Z, los valores comienzan en 5.00 en 1982 y bajan hasta 0.79 en 1997. Las variaciones en el tiempo tienen una tendencia negativa y similitud con el comportamiento de la longitud asintótica. Aparentemente los valores de los dos cálculos de M son paralelos entre sí, aunque los calculados por el modelo de Taylor son más pequeños.

La longevidad calculada va de 7.6 años a 20. Su relación es inversa al índice de crecimiento, aunque no siempre directo con la longitud asintótica.

Jurel *C. caninus*

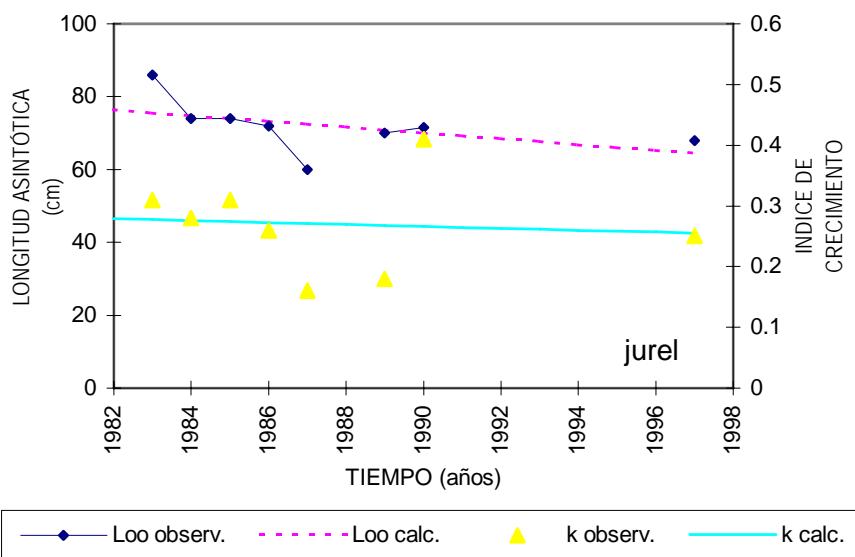


Fig. 30.- Parámetros anuales de crecimiento de jurel *C. caninus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 1,651.91 - 0.795X$; $r = 0.49$; $n = 8$; $t = -2.234 / 2.306$. Para k : $Y = 3.396 - 0.0016X$; $r = 0.089$; $n = 8$; $t = -0.0039 / 2.306$.

Tabla 10.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de jurel *C. caninus*.

Año	L _∞	k	t ₀	A _{0.95}	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt a la edad 1
1982								
1983	86.0	0.31	-0.019	9.65	1.25	0.31	0.54	23.29
1984	74.0	0.28	0.010	10.71	1.43	0.28	0.52	17.91
1985	74.0	0.31	0.023	9.69	2.17	0.31	0.56	19.33
1986	72.0	0.26	0.021	11.54	0.88	0.26	0.50	16.18
1987	60.0	0.16	-0.022	18.70	0.85	0.16	0.39	9.05
1988								
1989	70.0	0.18	-0.004	16.64	0.34	0.18	0.40	11.57
1990	71.5	0.41	0.003	7.31	0.58	0.41	0.68	24.00
1991								
1992								
1993								
1994								
1995								
1996								
1997	68.0	0.25	0.011	11.99	1.94	0.25	0.49	14.89

La relación que guardan los parámetros de crecimiento no cumple con el principio de la relación inversamente proporcional, debido probablemente la falta de datos y la gran variabilidad que se tiene en ellos. Así, mientras que los valores de L_{∞} disminuyen, también lo hacen los del índice de crecimiento "k". La figura 30 muestra estos resultados y los ajustados linealmente, donde la pendiente de la longitud asintótica es negativa, pero estadísticamente igual a cero. Los valores de la longitud asintótica fluctuaron de 60 a 86 cm (Tabla 10), pero con algunos pulsos que pueden ser provocados por algún factor externo.

En la misma tabla se presentan los resultados del análisis de la tasa instantánea de mortalidad total Z y dos cálculos de M. El comportamiento de la serie de Z tiene dos "picos" representando mortalidades repentina y altas, mientras que las series de valores de M permanecen más bajos, aunque los valores calculados con el modelo de Pauly son mayores. En 1989 y 1990 se calcularon valores de M por el método de Pauly que son mayores al valor de Z, lo cual es un error.

Las tendencias de Z son inversas a las de k a lo largo del tiempo del estudio. En esta especie no se encontraron las fluctuaciones similares que en otras especies con la serie de L_{∞} , aparentemente son inversamente proporcionales, debido al comportamiento extraño de L_{∞} y k.

Los valores de la longevidad van de 7.3 a 18.7 años, que varía de manera inversa con k, es decir, cuando aumenta k, disminuye la longevidad, y viceversa.

Bacoco *Anisotremus interruptus*

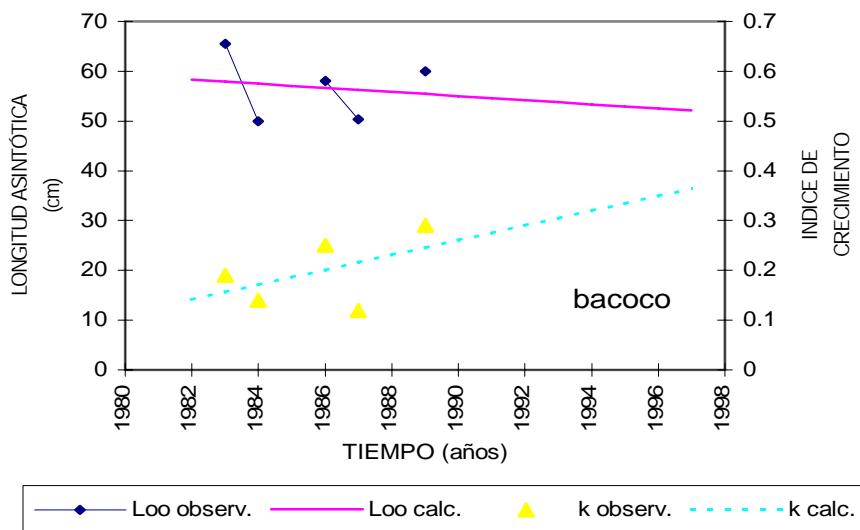


Fig. 31.- Parámetros anuales de crecimiento de bacoco *Anisotremus interruptus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_{∞} : $Y = 878.95 - 0.414X$; $r = 0.149$; $n = 5$; $t = -0.725/2.571$. Para k : $Y = -29.24 + 0.15X$; $r = 0.49$; $n = 5$; $t = 0.029/2.571$.

Tabla 11.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de bacoco *A. interruptus*.

Año	L _∞	k	t ₀	A _{0.95}	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt a la edad 1
1982								
1983	65.5	0.19	-0.043	17.89	2.13	0.17	0.42	11.77
1984	50.0	0.14	-0.074	23.00	1.60	0.13	0.37	6.98
1985								
1986	58.0	0.25	0.027	13.42	1.44	0.22	0.52	12.52
1987	50.3	0.12	-0.047	25.52	0.55	0.12	0.34	5.94
1988								
1989	60.0	0.29	0.021	12.19	1.86	0.25	0.57	14.83
1990								

Para esta especie se obtuvieron únicamente resultados de 5 años, los pocos individuos encontrados no permiten hacer el análisis de crecimiento por frecuencia de talla. En la información graficada no se encontró el comportamiento inversamente proporcional entre los parámetros. La figura 31 muestra el ajuste lineal a los

parámetros de crecimiento anual de longitud asintótica y tasa de crecimiento. La pendiente para la L_{∞} es negativa aunque sin diferencia significativa con cero. Las diferencias entre los datos extremos es de 15 cm, con años cuyo L_{∞} fue de 50 cm y otros 65 cm (Tabla 11), aún así es posible suponer pulsos en el cálculo del periodo de estudio.

En la misma tabla se resumen los resultados de Z y dos cálculos de M. El primero se comporta como L_{∞} y los segundos son bastante paralelos a lo largo de los años. Los resultados de M obtenidos por los dos métodos diferentes tienen las mismas tendencias al aumento y a la disminución, pero su valor es diferente, lo que hace difícil interpretar este parámetro. Aparentemente el método de Pauly sobreestima el valor de M.

La longevidad calculada va de 12 a 25 años, relacionado con el índice de crecimiento de manera inversa.

Viejita *Paranthias colonus*

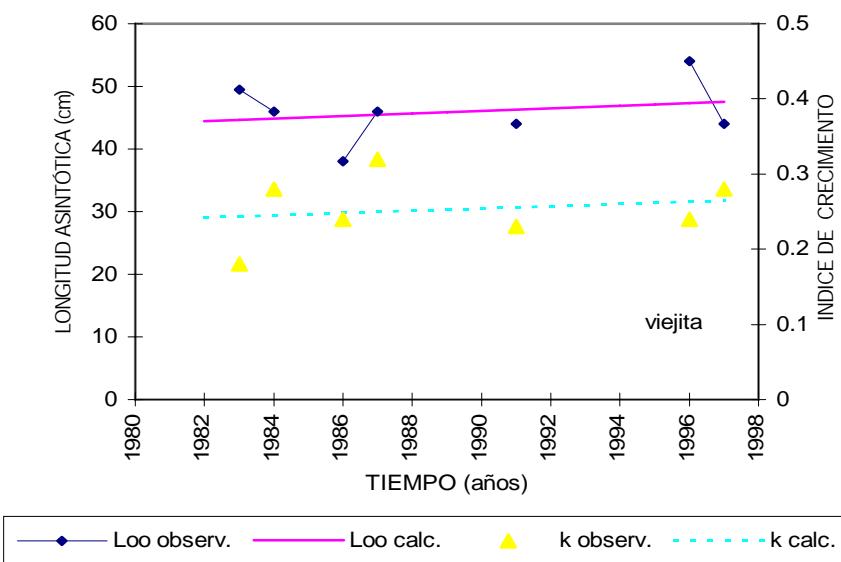


Fig. 32.- Parámetros anuales de crecimiento de viejita *Paranthias colonus*, su ajuste por mínimos cuadrados. Para L_∞ : $Y = -361.28 + 0.205X$; $r = 0.232$; $n = 7$; $t = 0.47 / 2.365$. Para k : $Y = -2.74 + 0.0015X$; $r = 0.189$; $n = 7$; $t = 0.0034 / 2.365$.

La relación entre los parámetros de crecimiento no es la esperada como se muestra en la figura 32, los ajustes lineales a los datos anuales de los parámetros de crecimiento se observan, en ambos casos, como líneas paralelas y tendencia positiva. Estos resultados se deben a que en algunos años no se tiene información suficiente de la especie, la muestra depende de la captura comercial y de la presencia de la especie en las zonas pesqueras. Los valores del parámetro de longitud asintótica fluctúan entre 38 y 54 cm (Tabla 12). Puede pensarse que estas fluctuaciones se deben a algún factor externo.

En la misma tabla se presentan los resultados de los análisis de Z y dos cálculos de M. El primero tiene variaciones marcadas que van de 0.5 a 2.6 y tiene una tendencia que coincide indirectamente con el índice de crecimiento.

Los valores de M de las dos series se mantienen paralelos entre sí, pero los valores resultantes del método de Pauly sobreestiman el parámetro, ya que en 1987 es mayor que el valor de Z.

La longevidad tiene valores que van de 9.3 años a 16.5. Estos cálculos son reflejo de la muestra de individuos de cabrilla obtenidos en los años analizados.

Tabla 12.- Parámetros de crecimiento, longevidad, mortalidad y talla a la 1^a edad de viejita *P. colonus*.

Año	L_{∞}	k	t_0	$A_{0.95}$	Z	M de Taylor	M de Pauly	Lt para la edad 1
1982								
1983	49.5	0.18	-0.068	16.58	1.70	0.18	0.44	8.66
1984	46.0	0.28	-0.007	10.69	2.65	0.28	0.60	11.30
1985								
1986	38.0	0.24	-0.024	12.46	1.57	0.24	0.57	8.28
1987	46.0	0.32	0.033	9.40	0.54	0.32	0.65	12.24
1988								
1989								
1990								
1991	44.0	0.23	0.035	13.06	1.80	0.23	0.53	8.76
1992								
1993								
1994								
1995								
1996	54.0	0.24	-0.013	12.47	2.17	0.24	0.52	11.65
1997	44.0	0.28	-0.004	10.70	1.28	0.28	0.61	10.78

En resumen, el análisis de los parámetros de crecimiento, mostró que en todas las especies la pendiente de los ajustes no tuvo una diferencia significativa de cero. Especies como huachinango y viejita tuvieron pendientes positivas en ambos parámetros (L_{∞} y k) a lo largo de los años. Por el contrario, cocinero y jurel tuvieron pendientes negativas en ambos parámetros. Las demás especies: lunarejo, alazán y bacoco tuvieron un

comportamiento inversamente proporcional, es decir, al aumentar uno de los parámetros el otro disminuyó. En el caso del lunarejo y bacoco, la longitud asintótica disminuyó y el índice de crecimiento aumentó; el alazán, por el contrario muestra aumento en su longitud asintótica y disminución en el índice de crecimiento al cabo del tiempo.

Para algunas especies se muestra la relación en una gráfica para explicar la tendencia mencionada. Dada la variación cíclica de la información y no a la tendencia se observan resumidos en un área alrededor de una parte de la curva, como una mancha, que se refleja en el ajuste de la curva. Los valores netos de los análisis señalan que huachinango, alazán y viejita tienen una tendencia positiva en su L_{∞} .

Con los análisis de mortalidad se pudo comprobar que las series de valores de Z son elevados, con fluctuaciones que asemejan el comportamiento de las series de L_{∞} . En todos los casos se observó que las series de M son paralelas entre si, pero sus valores, con respecto a Z difieren mucho. Algunos años la mortalidad natural es muy elevado, significando que el valor de la mortalidad por pesca es muy bajo, y otros años al revés. Hay unos valores de M calculados por el método de Pauly tan alto que rebasa el de Z, cosa que no es posible.

8.4.- Descripción de la captura y el esfuerzo

En la figura 33 se observa el comportamiento de la captura ribereña total (en miles de toneladas) y el esfuerzo relativo (en miles de viajes) a través de 18 años. Las dos series tienen un comportamiento similar, con oscilaciones que muestran aumentos y decrementos de la producción. El volumen de captura registró una marcada declinación de los años 1981 a 1985, pero a partir del siguiente año, se nota una constante tendencia positiva o repunte y en 1994 hubo una producción de 3,242 t, poco menor al registro de 1980 (3,686 t) (Tabla 13), que es el más elevado de la serie.

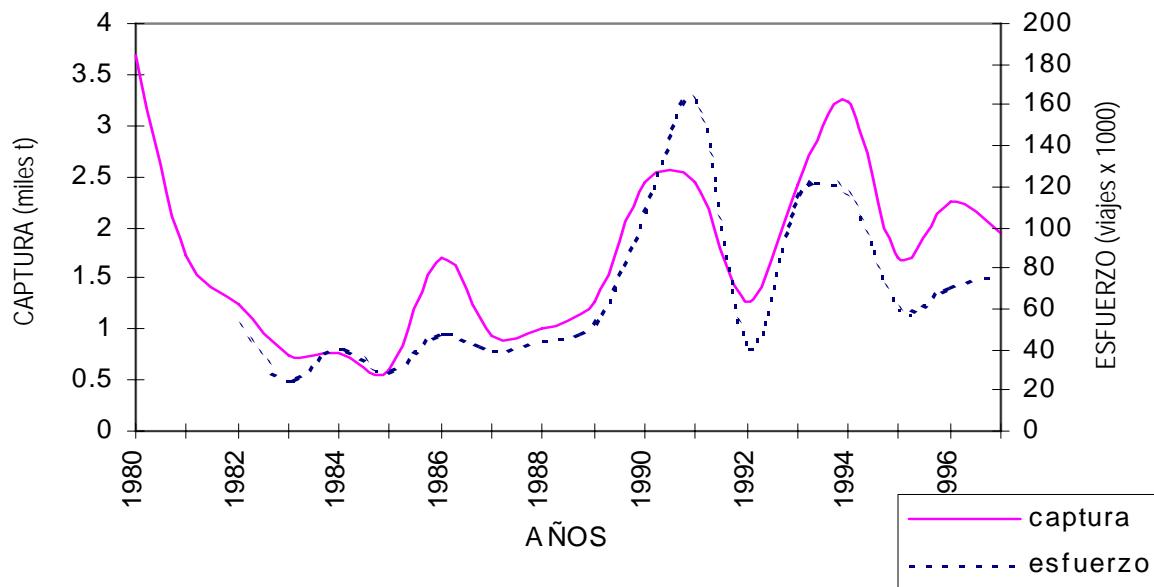


Fig. 33.- Valores de la captura ribereña total (miles de toneladas) y el esfuerzo relativo (miles de viajes) aplicado de 1982 a 1997 en la costa del estado de Colima.

Tabla 13.- Valores de captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la captura ribereña en el estado de Colima, fuente: Avisos de Arribo de la Delegación de Pesca en el Estado y muestreos de campo.

AÑOS	ESFUERZO (no. de viajes)	CAPTURA TOTAL (t)	CPUE total (kg/viaje)
1980		3,685.870	
1981		1,730.491	
1982	51,865	1,252.437	24.15
1983	25,619	740.359	28.90
1984	40,963	777.187	18.97
1985	28,489	595.204	20.89
1986	48,049	1,692.243	35.22
1987	40,082	933.107	23.28
1988	44,560	996.254	22.36
1989	52,558	1,270.563	24.17
1990	107,436	2,449.406	22.80
1991	161,488	2,437.546	15.09
1992	41,156	1,274.250	30.96
1993	116,199	2,421.061	20.84
1994	115,869	3,241.769	27.98
1995	59,710	1,693.946	28.37
1996	70,130	2,253.773	32.14
1997	76,644	1,946.026	25.39

El ajuste polinomial y la tendencia de las series de CPUE analizadas por regresión lineal aportaron gráficas para las siete especies (figuras 34 a 40). Los resultados de las ecuaciones se resumen en la tabla 14.

El ajuste polinomial a la serie de CPUE de huachinango explica el 59% de la información (Fig. 34 a). Los residuos obtenidos mediante la diferencia de los valores observados y los calculados no tuvieron relación con el tiempo, aun cuando en el gráfico puede observarse una tendencia positiva $b = 0.02$, es decir, que la captura de huachinango por viaje aumenta casi dos kilogramos en 15 años (Fig. 34 b). Aún así, el ajuste fue significativo, ya que aunque el índice de correlación fue $r = 0.30$, $F_{(1,149)} = 15.199$ y $p = 0.00015$.

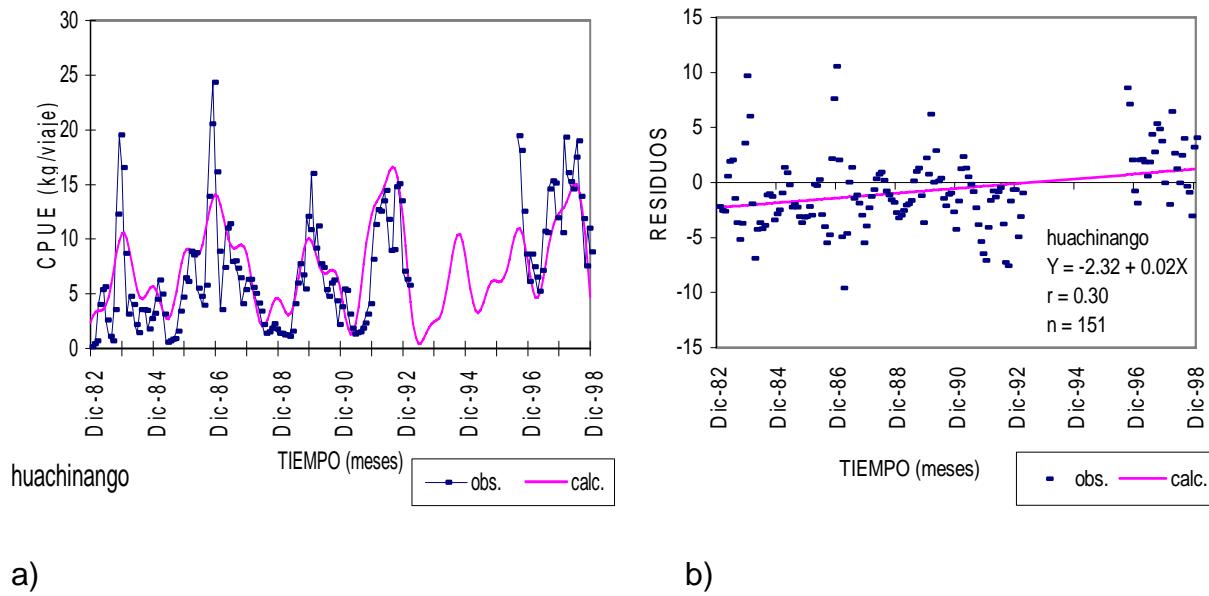


Fig. 34.- Datos de captura por viaje de huachinango *L. peru* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

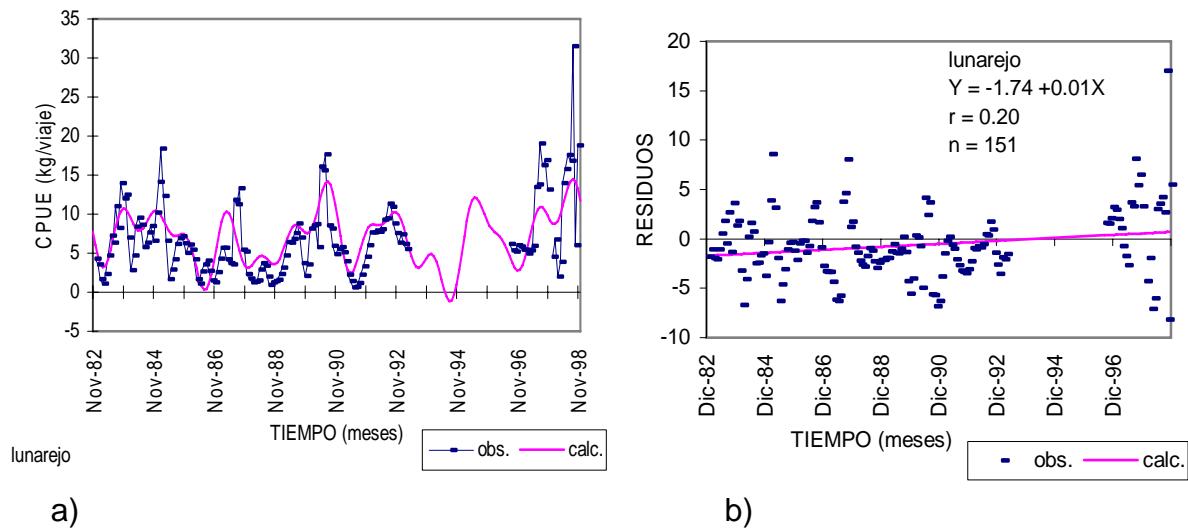


Fig. 35.- Datos de captura por viaje de lunarejo *L. guttatus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

En el caso de la serie de CPUE de lunarejo, el modelo ajustado explica 56% de los datos observados (Fig. 35 a). En cuanto a los residuos, se observa en la gráfica de la figura 35 b), que fluctúan alrededor de cero. El ajuste lineal ($r = 0.20$; $F_{(1,149)} = 6.278$,

$p = 0.013$, que es estadísticamente significativa) indica una pendiente positiva $b = 0.01$, que no tiene diferencia significativa de cero, pero que aumenta en 15 años alrededor de 400 g.

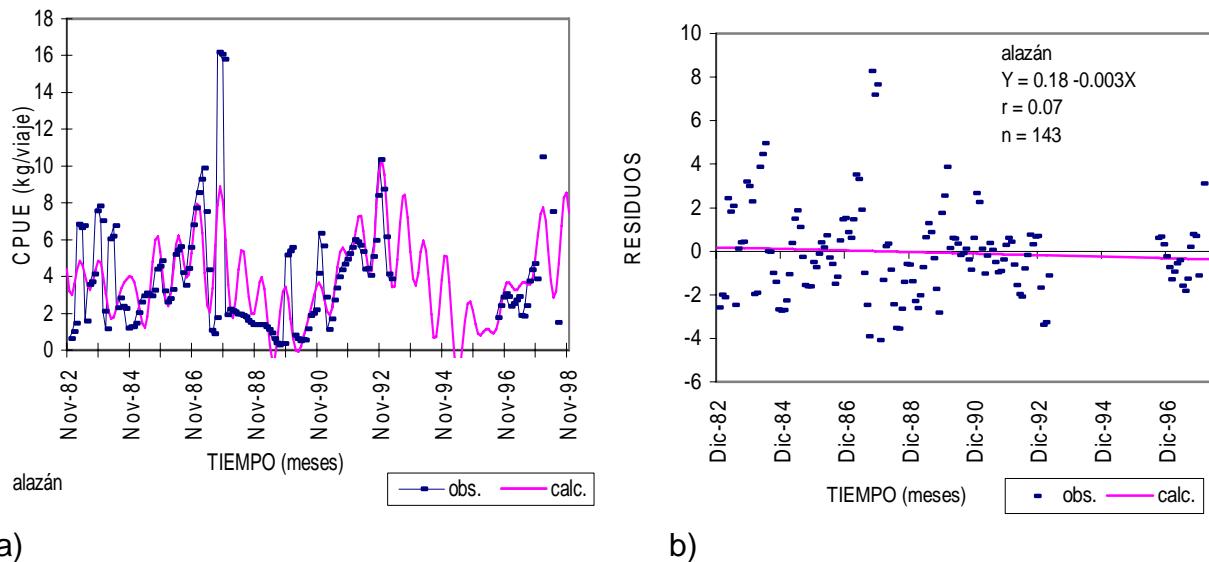


Fig. 36.- Datos de captura por viaje de alazán *L. argentiventris* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

El pargo alazán es una especie que se presenta por periodos en la captura. En la figura 36 a) puede observarse que de 1988 a 1990 hay un espacio calculado por el ponderado de Neville. El modelo explica el 49% de la información observada. Los residuos graficados en la figura 36 b) se encuentran alrededor de la línea de origen y no se ajustan estadísticamente a una recta, ya que $r = 0.07$, $F_{(1,141)} = 0.744$ y $p = 0.390$, que es significativo estadísticamente. La pendiente es negativa $b = -0.003$, e indica la pérdida de casi 0.5 kg en el periodo de estudio.

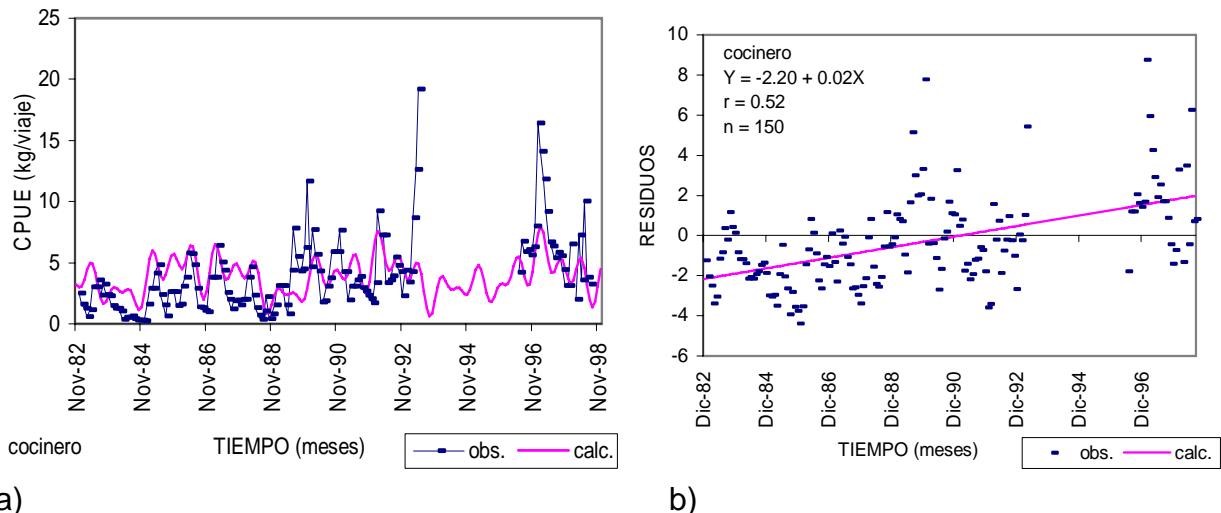


Fig. 37.- Datos de captura por viaje de cocinero *C. caballus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

El cocinero muestra en la figura 37 a) que los primeros años de estudio la captura por viaje no alcanzaba 10 kg. En marzo de 1993 se capturaron hasta 20 kg, y nuevamente en febrero de 1997. El modelo calculado explica solamente el 21% de la información, ya que las fluctuaciones parecen no guardar una periodicidad como en el caso de las otras especies.

El análisis de los residuos (Fig. 37 b) ajustado a una relación lineal indica una $r = 0.52$, $F_{(1,148)} = 55.333$, $p = 7.643^{-12}$, que es altamente significativo. La pendiente del ajuste fue positivo $b = 0.02$, pero no hay diferencia significativa con 0. En la figura se puede observar una tendencia positiva que sugiere un aumento en la CPUE de cerca de 2.5 kg en quince años.

La figura 38 a) muestra la serie de CPUE de jurel, que fluctúa entre 0.5 a 20 kg, con unos valores extraordinarios por arriba de 30 kg y un mes con captura de 57.5 kg. El ajuste del modelo polimodal explica el 22 % de la información.

El análisis de los residuos de la diferencia en la información observada y la calculada de la figura 38 a), muestra una pendiente negativa del ajuste lineal de $b = -0.004$, que no es significativamente diferente de cero. La relación obtuvo un índice de correlación muy bajo de $r = 0.09$, pero una $F_{(1,138)} = 1.067$ y $p = 0.303$, que son valores estadísticamente significativos. Sin embargo, hay una disminución de 600 gramos en el periodo estudiado (Fig. 38 b).

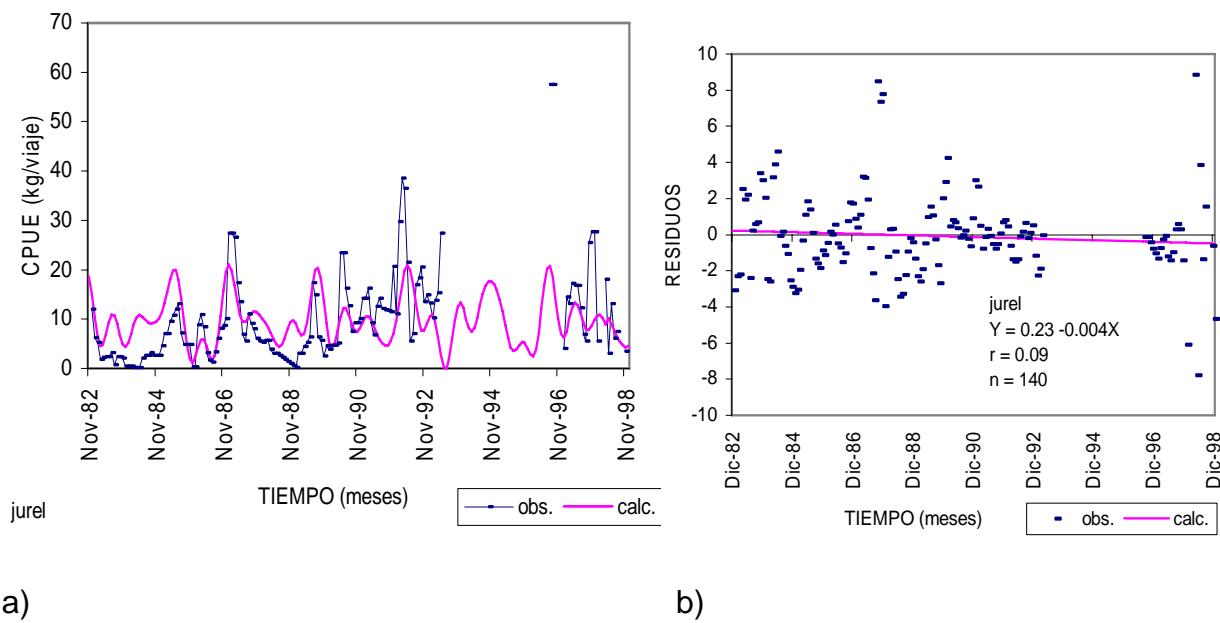


Fig. 38.- Datos de captura por viaje de jurel *C. caninus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

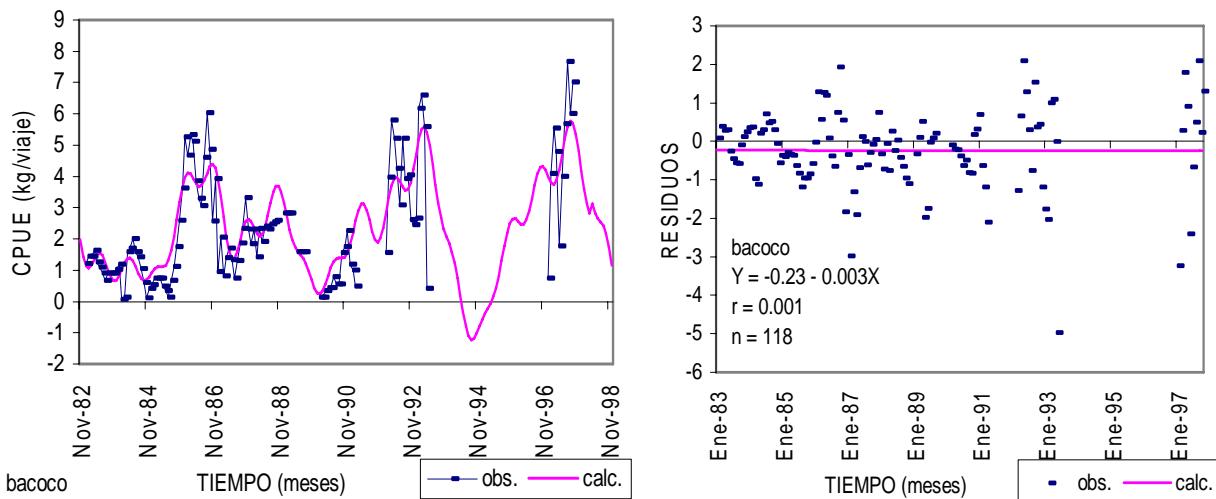


Fig. 39.- Datos de captura por viaje de bacoco *A. interruptus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

La serie de datos del bacoco es muy discontinua, es decir, para calcular los componentes se utilizó información de la primera parte de la serie (nov'82 a feb'89), que equivale a 70 meses. El resto del ajuste fue calculado y aproximado por cálculo iterativo. El modelo explica 67% de la información (Fig. 39 a). El análisis de los residuos no indica tendencia, la pendiente $b = -0.003$ y la regresión lineal lo confirma (Fig. 39 b).

El modelo polinomial ajustado a los valores de CPUE de viejita explica 53% de los datos (Fig. 40 a), y la ecuación de regresión con los residuos (Fig. 40 b), señala una pendiente positiva de $b = 0.0006$ en el tiempo, pero que no es significativamente diferente de cero.

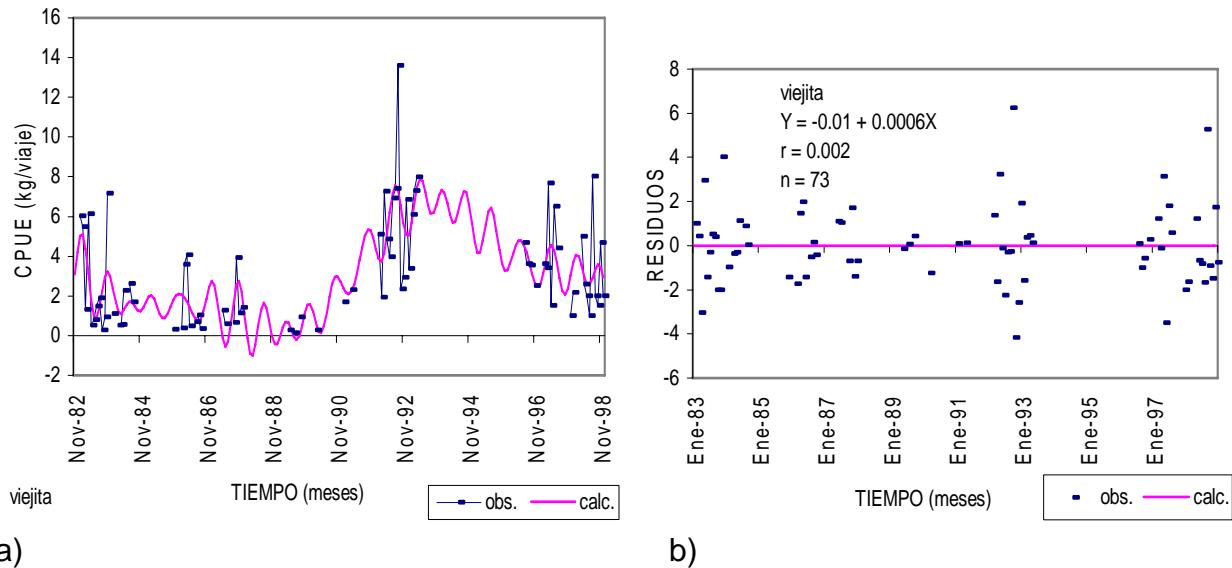


Fig. 40.- Datos de captura por viaje de viejita *Paranthias colonus* de nov'82 a dic'98; a) ajuste polinomial y b) ajuste lineal a los residuos.

Tabla 14.- Resumen de resultados de las regresiones realizadas con la serie de CPUE mensual original y los residuos del análisis espectral.

Especie	Serie original (nov'82-dic'97)				serie interpolada nov'82-dic'98 (residuos)			
	n	r	a	b	n	r	a	b
Huachinango	96	0.355	4.358	0.042	139	0.166	-1.430	0.011
Lunarejo	100	0.194	5.330	0.023	140	0.038	-0.731	0.002
Alazán	92	0.038	4.387	-0.004	140	0.088	0.232	-0.0004
Cocinero	83	0.489	1.497	0.033	145	0.457	-2.185	-2.185
Jurel	71	0.499	2.162	0.119	140	0.088	0.232	-0.004
Bacoco	63	0.341	2.088	0.020	118	0.002	-0.235	-0.00003
Viejita	63	0.382	1.659	0.018	63	0.015	-0.029	0.00029

En este análisis las series en general presentan una tendencia positiva, pero con la prueba de hipótesis se estableció que no eran significativamente diferentes de 0. En el único caso del jurel, sí existe significancia en la pendiente.

La Tabla 15 resume los períodos de los componentes más importantes detectados en el análisis espectral de las series de datos de la captura por unidad de esfuerzo o captura por viaje (CPUE).

Tabla 15.- Resumen de los componentes resultantes del análisis espectral de las series de captura por viaje para siete especies.

Especie	Componente	Amplitud	Frecuencia	Fase	Período (meses)
Huachinango	1	3.728	0.031	-3.532	33
	2	3.255	0.040	-3.641	25
	3	2.069	0.044	-1.636	23
	4	2.845	0.016	1.452	63
	5	1.659	0.085	-1.590	12
Lunarejo	1	3.491	0.031	1.310	33
	2	2.004	0.050	1.684	20
	3	2.225	0.012	-1.214	82
	4	1.471	0.029	-7.882	35
	5	1.940	0.072	0.913	14
Alazán	1	1.969	0.016	0.656	64
	2	1.308	0.128	-4.131	8
	3	1.347	0.114	0.846	9
	4	1.087	0.082	0.100	12
	5	1.136	0.011	-2.102	90
Cocinero	1	1.249	-0.016	4.445	64
	2	0.987	0.084	-2.942	12
	3	0.713	0.036	-1.581	28
	4	-0.449	0.118	2.016	8
	5	0.971	0.133	-5.522	8
Jurel	1	-2.329	0.045	0.792	22
	2	-1.953	0.121	-3.415	8
	3	4.078	0.034	0.537	29
	4	3.532	0.097	0.128	10
	5	-2.876	0.061	3.241	16
Bacoco	1	1.690	0.016	0.694	61
	2	0.465	0.093	1.968	11
	3	0.911	0.036	2.448	28
	4	-0.293	0.077	-1.791	13
	5	1.113	0.022	1.647	46
viejita	1	1.158	0.013	2.259	76
	2	0.534	0.122	-2.809	8
	3	0.756	0.106	3.872	9
	4	0.701	0.087	-2.313	11
	5	2.903	0.006	1.064	170

En el análisis de las series de CPUE se encontró que a través del tiempo estudiado, los cambios encontrados son, algunos son cílicos intra- e interanuales. En la interpretación de los ciclos interanuales debe tenerse cuidado de no confundir con alguna tendencia a largo plazo. El modelo sugiere un ciclo con la totalidad de los datos.

El análisis de la tendencia de las series de datos de la captura por viaje, con los valores originales y con los residuos del ajuste polinomial, mostraron resultados de una pendiente tan pequeña que no alcanza a tener diferencia estadísticamente significativa con cero. Aún así, entre los cambios de tendencia, se encontró que con los valores originales, todas tuvieron una pendiente positiva, excepto el alazán. Analizando los residuos, alazán, cocinero, jurel y bacoco tuvieron tendencia negativa y los demás positiva.

Lo anterior puede interpretarse como que en la captura por viaje no hay diferencia a través de los años. La abundancia de los organismos en las zonas de estudio no cambia con una tendencia definida, las variaciones se dan a nivel de ciclos.

En las series de tiempo de la variable longitud estándar promedio de las siete especies estudiadas, se encontró que un ciclo repetitivo era de alrededor de los dos años. En el caso de la variable CPUE, el periodo que se repite comúnmente en las siete especies es de un año. Algunas especies tienen ciclos menores de un año, pero son más comunes los periodos de tres a ocho años.

8.5.- Variables Ambientales.

Debido a que la serie de temperatura superficial del mar (TSM) es incompleta se obtuvo la relación que guarda esta serie con la de temperatura ambiente (TA) (Fig. 41 a). El ajuste por regresión lineal entre estas series es directo con un índice de

correlación significativo ($r = 0.89$). El modelo explica el 79% de la información. La figura 41 b) muestra el comportamiento similar que existe entre ambas series y una tercera serie de TSM calculada por la ecuación.

La diferencia que existe entre estas dos variables es insignificante, por lo que, en el presente documento, se sustituyó la serie incompleta de TSM por la más completa de TA.

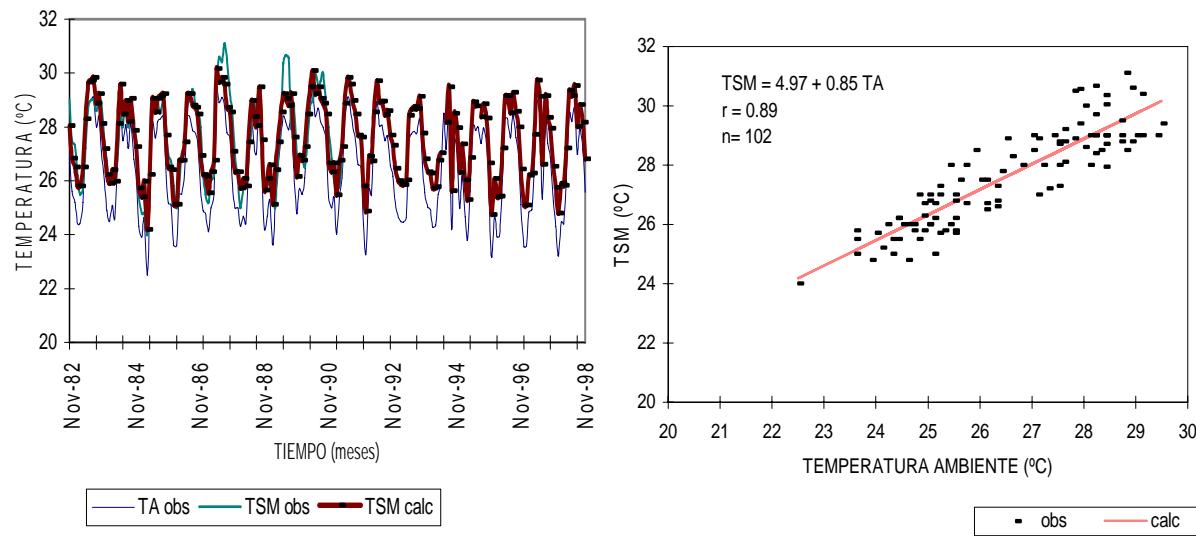


Fig. 41.- Relación que guardan la temperatura ambiente (TA) y temperatura superficial de mar (TSM): a) ajuste lineal; b) serie calculada en el tiempo.

Con objeto de conocer la diferencia entre las series, se calcularon los valores anuales de la TA y el MEI y los resultados se observan en la figura 42 en donde se observa semejanza en el comportamiento de ambas series durante algunos años.

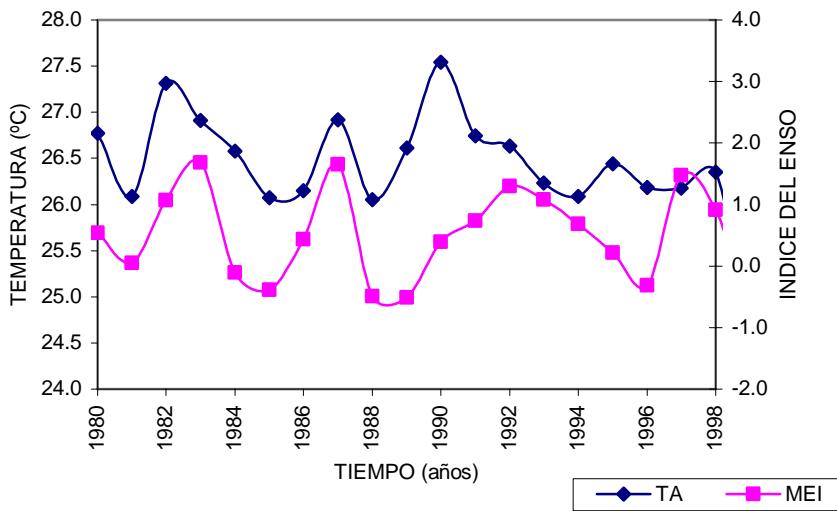


Fig. 42.- Series de valores anuales de temperatura ambiente TA y del índice multivariado del ENSO (MEI).

La regresión múltiple realizada con cada serie de datos de la comunidad analizados (riqueza específica y diversidad) vs los factores ambientales dio como resultado que la variable significativa que explica la mayor parte del comportamiento de los datos es MEI (Tabla 16).

Tabla 16.- Resultados de la regresión múltiple entre la riqueza específica e índice de diversidad vs variables ambientales.

	R	P ($\alpha = 0.05$)	VARIABLE EXPLICATIVA
RIQUEZA ESPECÍFICA	0.401	0.0003	MEI
ÍNDICE DE DIVERSIDAD	0.285	0.0131	MEI

En el caso del análisis de la talla promedio por especie, se encontró que la variable MEI es significativa para tres de ellas y la TA para una (Tabla 17). Hay tres especies que tienen un valor de R muy bajo y ninguna de las variables independientes es significativa.

Tabla 17.- Resultados de la regresión múltiple entre la talla promedio por especie vs variables ambientales.

ESPECIE	r	P ($\alpha = 0.05$)	variable explicativa
Huachinango	0.156		ninguna
Lunarejo	0.290	0.001	MEI
Alazán	0.250	0.048	TA
Cocinero	0.151		ninguna
Jurel	0.142		ninguna
Bacoco	0.203	0.026	MEI
Viejita	0.263	0.003	MEI

Los resultados de la regresión múltiple con la CPUE como variable dependiente se muestran en la Tabla 18. Los coeficientes de las correlaciones múltiples indican que el ajuste de la regresión se ajusta poco a los valores observados, lo cual indica que no dan un buen ajuste. Aún así, la variable más significativa en general fue MEI, seguido por la humedad relativa para algunas especies y el viento por otras.

Tabla 18.- Resultados de la regresión múltiple entre la CPUE promedio por especie vs variables ambientales.

ESPECIE	R	p	Variable explicativa
Huachinango	0.333	0.007	MEI
Lunarejo	0.283	0.002	VIEN
Alazán	0.380	0.007, 0.0001	HUM y MEI
Cocinero	0.480	8.1×10^{-8} , 0.013, 0.0002	TA, VIEN, MEI
Jurel	0.200	0.04	MEI
Bacoco	0.257	0.008	HUM
Viejita	0.411	6.8×10^{-5} , 0.0004	HUM, MEI

La serie de datos llamados MEI fue la variable independiente que se relacionó mejor con las series de variables dependientes de CPUE por especie.

A través de la correlación cruzada se afinó la relación, encontrando un desfasamiento en tiempo que determina que la variable dependiente reacciona después del efecto del clima (a través del índice MEI). El análisis se realizó para las series de diversidad, talla y CPUE de las siete especies.

Además la serie de datos MEI considera, dos temperaturas (TA y TSM), otras cuatro variables ambientales, y engloba información de todo el Pacífico. En esta serie se observan las anomalías descritas por Wolter (1987), Madrid (1990), Laevastu (1995) y Wolter y Tomlin (1998).

Los resultados de la correlación cruzada con las series de riqueza y diversidad muestran un desplazamiento de dos meses para el primero y dos años para el segundo (Tabla 19). Lo anterior puede significar que el cambio ambiental afecta con mayor prontitud el número de especies que se encuentran en la zona, mientras que las poblaciones de las especies se ven afectadas con mayor fuerza dos años después.

Tabla 19.- Resultados del análisis de correlación cruzada con las series de tiempo de diversidad y riqueza, con la serie MEI como variable independiente.

	RETRASO (meses)	INDICE DE CORRELACION	ERROR ESTÁNDAR
RIQUEZA	2	0.308	0.072
DIVERSIDAD	28	0.322	0.078

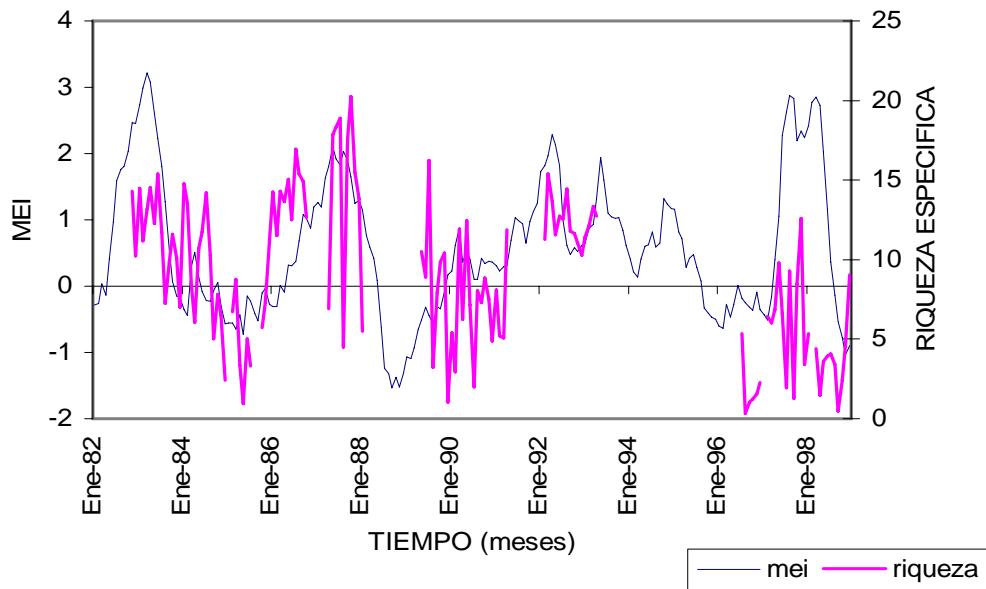


Fig. 43.- Relación que guardan las series originales de riqueza específica y MEI.

La figura 43 muestra las dos series originales de riqueza específica y MEI, donde los valores altos de éste, que indican presencia de fenómeno de El Niño, coinciden con una mayor variedad de especies. Por el contrario, en las situaciones de anomalías frías, gran número de especies desaparece de la zona.

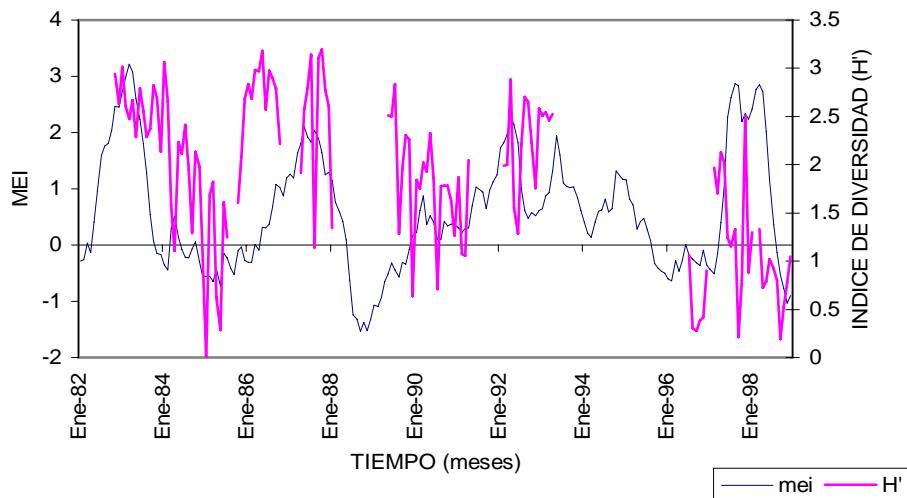


Fig. 44.- Series de datos MEI y del índice de diversidad mensual.

En el caso de la serie de índice de diversidad se observa un comportamiento semejante (Fig. 44). En presencia de clima normal a Niño, se incrementa el número de especies y de organismos por especie. En este caso el mejor ajuste es con un desplazamiento de poco más de 2 años.

El conjunto de factores ambientales integradas en un índice puede describir su efecto en el grupo de individuos de cada especie que se encuentran en un lugar en determinado momento. Por ejemplo: en algunas especies el intervalo de alguna variable ambiental puede ser más amplio que para otra especie, lo mismo para las edades, los organismos jóvenes son más estrictos y exigentes en el hábitat en que viven o al contrario, son los viejos los que progresan en condiciones específicas.

Tabla 20.- Resultados del análisis de correlación cruzada de las series de tiempo de la longitud promedio mensual de las especies, con la serie ambiental significativa en la regresión múltiple, como variable independiente.

ESPECIE	VARIABLE INDEPENDIENTE	RETRASO (meses)	INDICE DE CORRELACION (H')	ERROR ESTÁNDAR
Lunarejo	MEI	27	0.278	0.077
Alazán	TA	24	0.315	0.077
Bacoco	MEI	14	0.320	0.075
Viejita	MEI	3	0.322	0.072

La tabla 20 resume los índices de correlación obtenidos en el análisis de correlación cruzada. Se presentan únicamente los significativos y la variable que mejor explicación tiene. Nuevamente la serie MEI es la que se ajusta mejor a los datos y los cambios en las tallas del alazán parecen tener mejor explicación con los cambios de la TA. Los retrasos son bianuales en lunarejo y alazán, anual para el bacoco y trimestral

en la viejita. En todos los casos, la relación es directa, es decir, cuando aumenta el valor de la serie independiente, aumenta la talla.

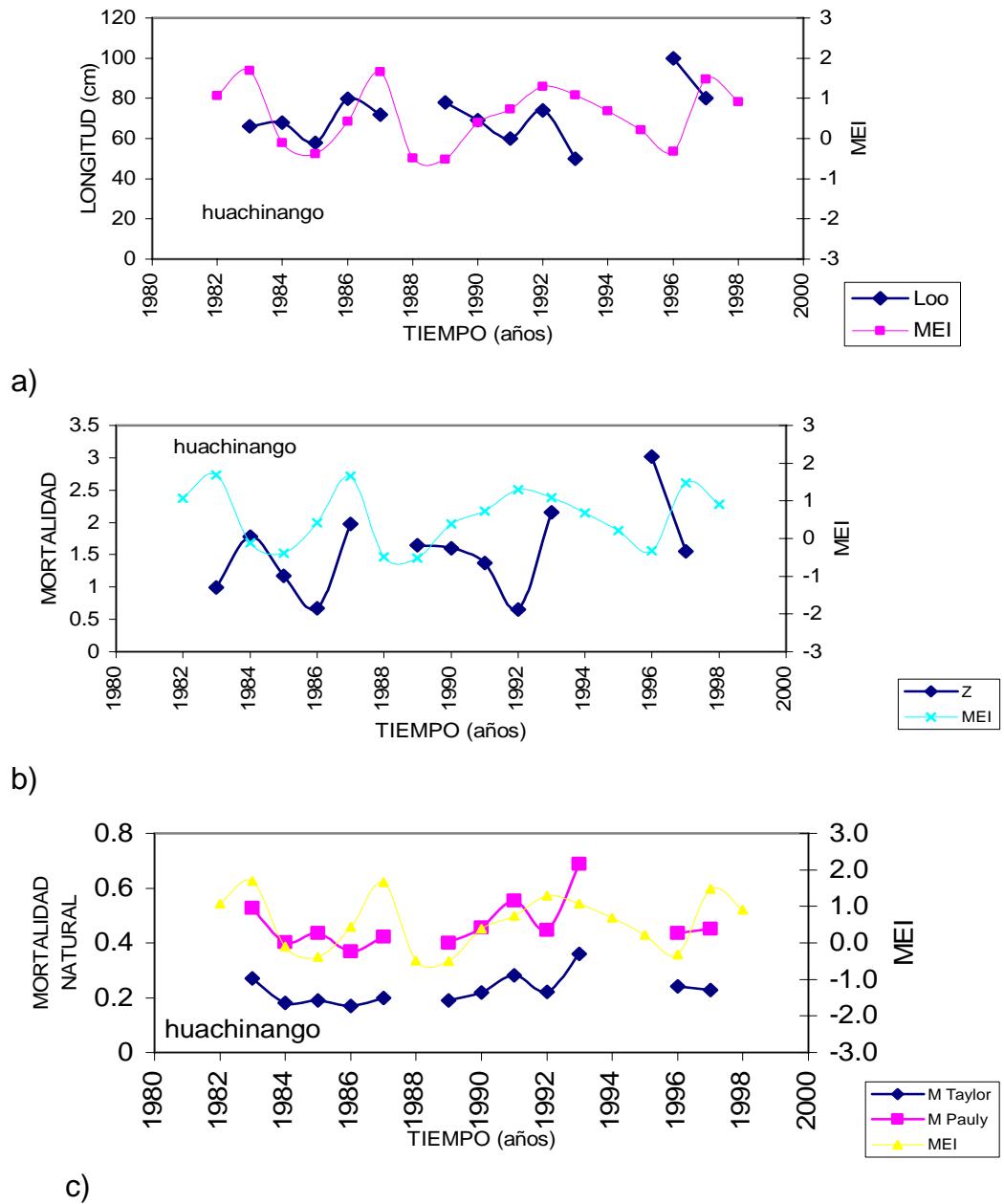


Fig. 45.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el huachinango *L. peru*.

En el caso de los parámetros de crecimiento y de mortalidad, se calcularon para cada año en el cual se tuviera información suficiente y representativa. Para el huachinango se calcularon 12 años. En la figura 45 a) se observa que la serie de L_{∞} sigue un patrón similar al de la serie de MEI, pero con retraso, es decir, el ambiente influye de alguna manera en la presencia de organismos viejos. Pensando en términos biológicos, la especie encuentra mejores condiciones para crecer si el ambiente se encuentra en condiciones normales. En cuanto los valores de MEI indican Niño o Niña, la L_{∞} disminuye.

En el caso de la figura 45 b), donde se compara la mortalidad Z con la serie del MEI, se alcanza a observar en algunos años una relación inversa. Por ello se puede asegurar que el ambiente tiene un efecto tanto en el crecimiento como en la mortalidad de esta especie.

La figura 45 c) muestra las dos series de cálculos de mortalidad natural. Entre ellas, las dos series son paralelas excepto el último año en que tienen tendencias opuestas. En general las variaciones de este parámetro se debe a cambios en los factores ambientales.

En el caso del lunarejo, la figura 46 a) muestra que entre el MEI y L_{∞} la relación que existe es menos notoria que en la especie anterior. Quizá el ambiente no sea tan determinante para el lunarejo o su espectro de adaptación es más amplio. En cambio con mortalidad Z parece haber mayor relación, inversa y con desfasamiento (Fig. 46 b).

En la figura 46 c), se puede observar que las dos series de mortalidad natural son paralelas, con valores calculados con el método de Pauly sobreestimando el

parámetro. Aparentemente hay relación entre la M y el índice ambiental, lo que significa que aumenta la M poblacional cuando se dan valores ambientales extremos de El Niño.

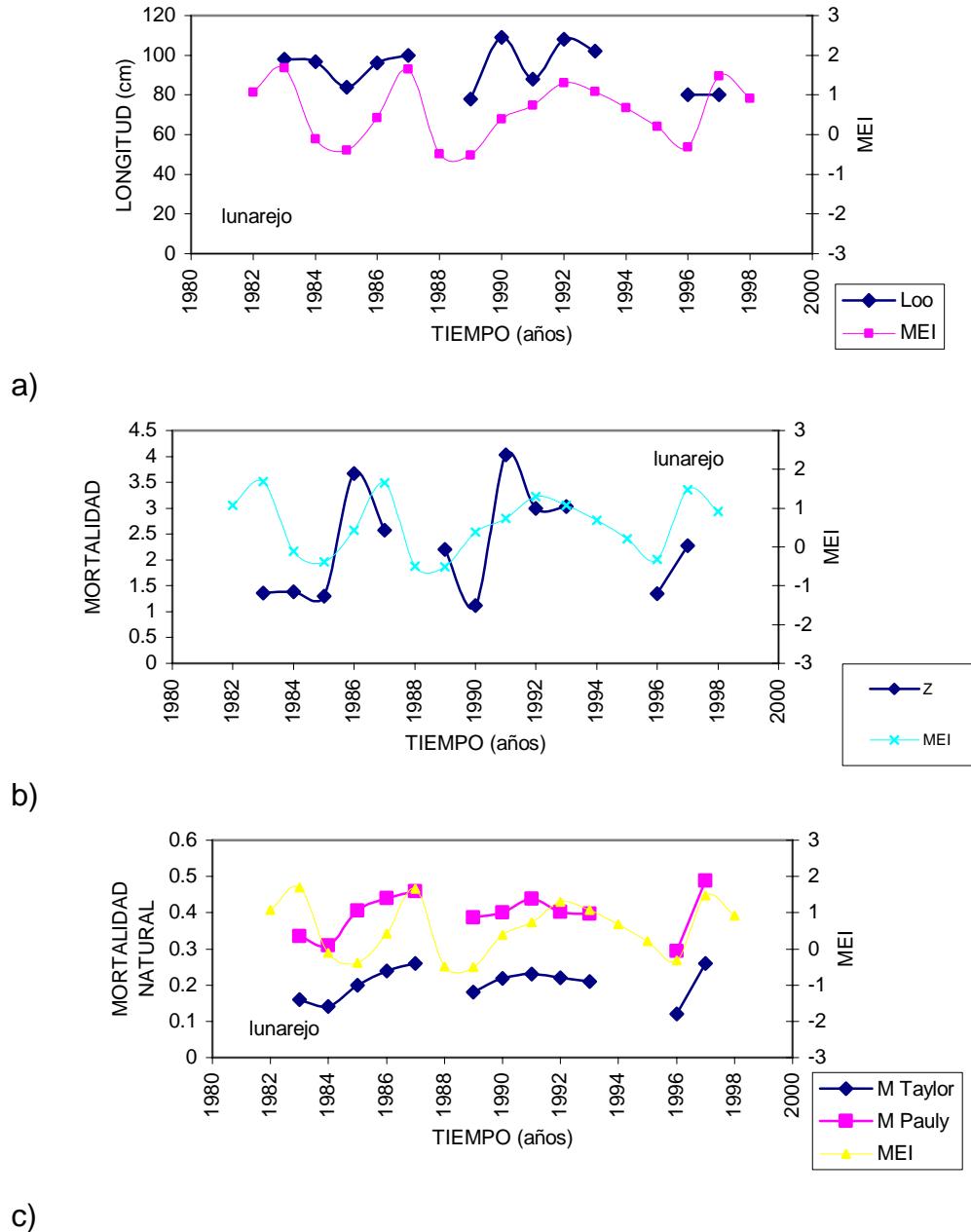


Fig. 46.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el lunarejo *L. guttatus*.

La figura 47 a) muestra la relación que existe entre la serie de MEI y el parámetro de longitud asintótica del alazán. Aparentemente esta especie es más

sensible a los cambios ambientales y su desarrollo se inhibe con presencia de condiciones de Niña.

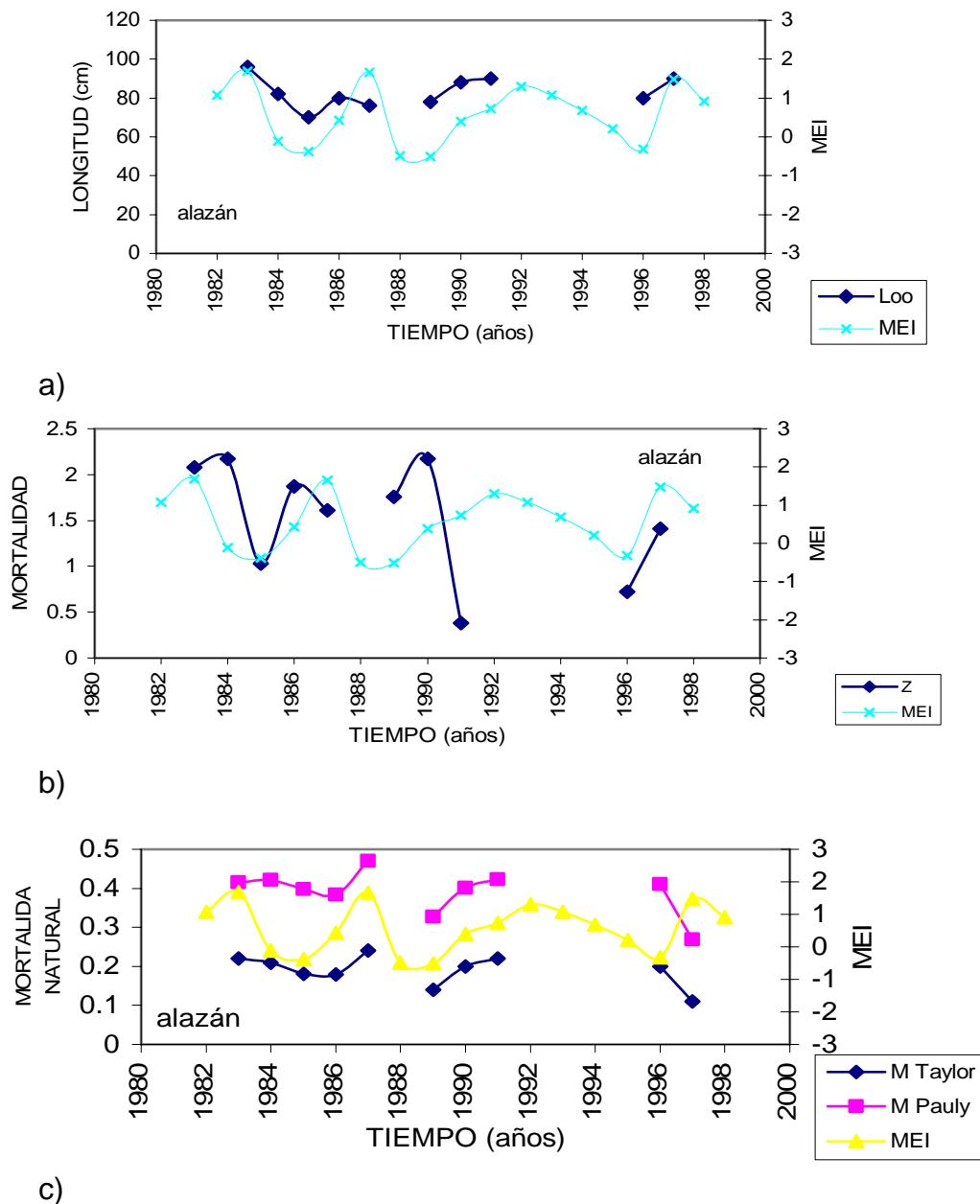


Fig. 47.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el alazán *L. argentiventris*.

La serie de valores de mortalidad Z sigue también una relación estrecha con la serie MEI, a excepción de 1991, en donde la mortalidad fue muy baja aparentemente

un dato extremo (Fig. 47 b). Probablemente, la presencia de valores positivos MEI provocan una presencia favorable para la pesca y esto produce un aumento en la mortalidad total.

Las dos series de mortalidad natural tienen comportamiento similar (Fig. 47 c), separados por el tipo de cálculo cuyo resultado siempre es mayor con el uso del modelo de Pauly y menor con el de Taylor. Con respecto a la serie del índice ambiental, algunos años parecen tener la misma tendencia, exceptuando el año 1997, en que al aumentar el MEI, M disminuye.

La figura 48 presenta las relaciones de crecimiento y mortalidad total y natural del cocinero con el índice multivariado del ENSO. En la figura 48 a) se observa que la relación entre la L_{∞} y MEI no tiene mucha congruencia. En los primeros años tiene la misma tendencia pero después de 1987 se tiene muy poca información que no permite seguir las tendencias.

En la figura 48 b), la serie de Z sigue una tendencia hacia la disminución, sin relación con el índice ambiental. La explicación de este comportamiento es que la especie ya no aparece en la captura de manera regular, no es sujeto de pesca con la misma intensidad que en los primeros años de los 80's, aunque en la figura 37 a) se muestra que la CPUE se ha mantenido sin tendencia, con poco aumento en los últimos dos años. Aunque aparentemente es contradictorio, el primero se calcula directamente de los valores individuales de la especie, mientras que el segundo es un valor de abundancia.

Lo que se observa en la figura 48 c) es que no hay relación continua entre la serie de mortalidad natural y la del ambiente. A lo largo de los años puede observarse

una variación que puede deberse más a efectos de la mortalidad total o del crecimiento.

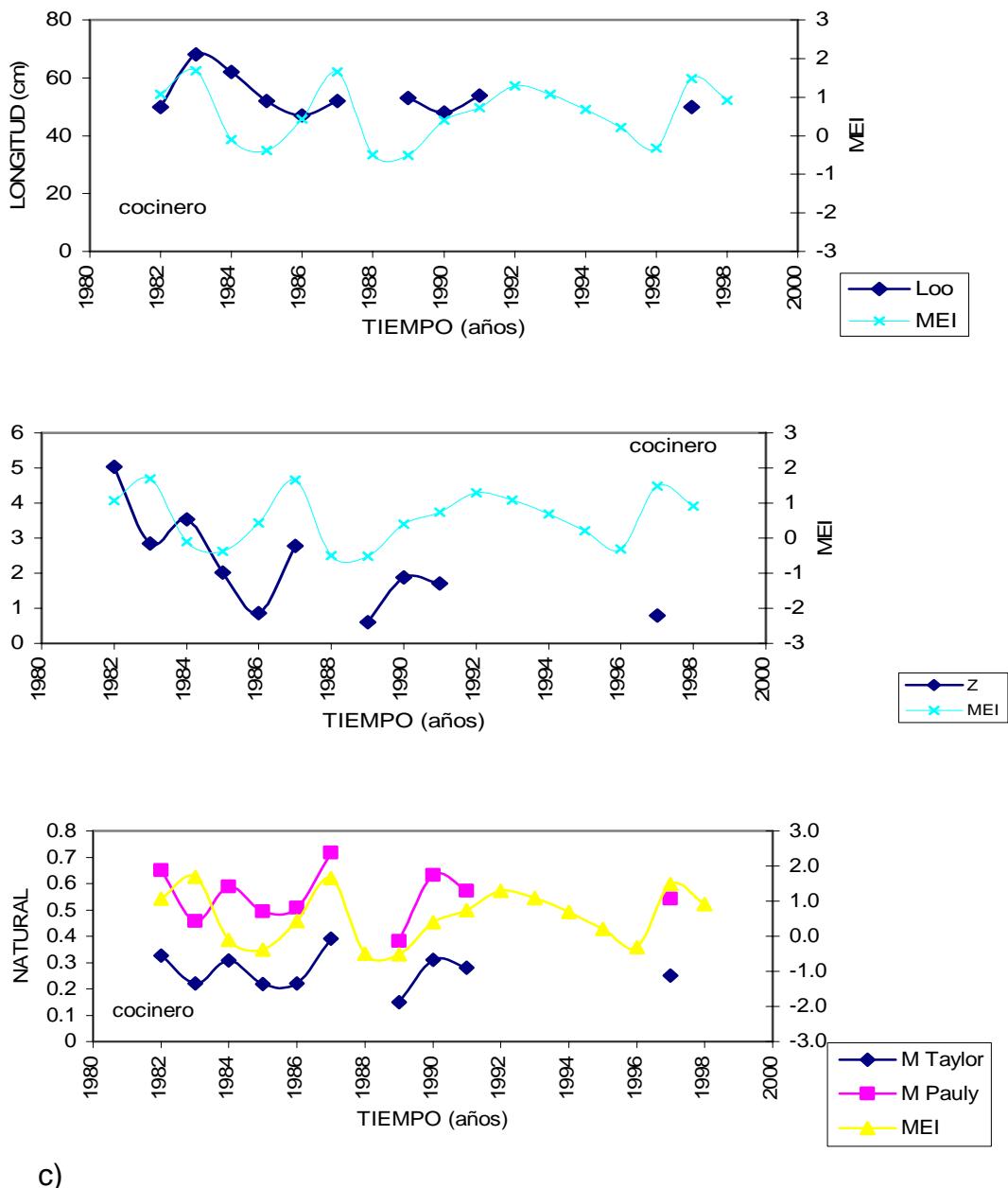


Fig. 48.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el cocinero *C. caballus*.

La serie de datos de L_∞ del jurel no parece tener relación con la serie del MEI (Fig. 49 a), aparentemente hay otro factor que determina el parámetro de longitud asintótica con mayor determinación.

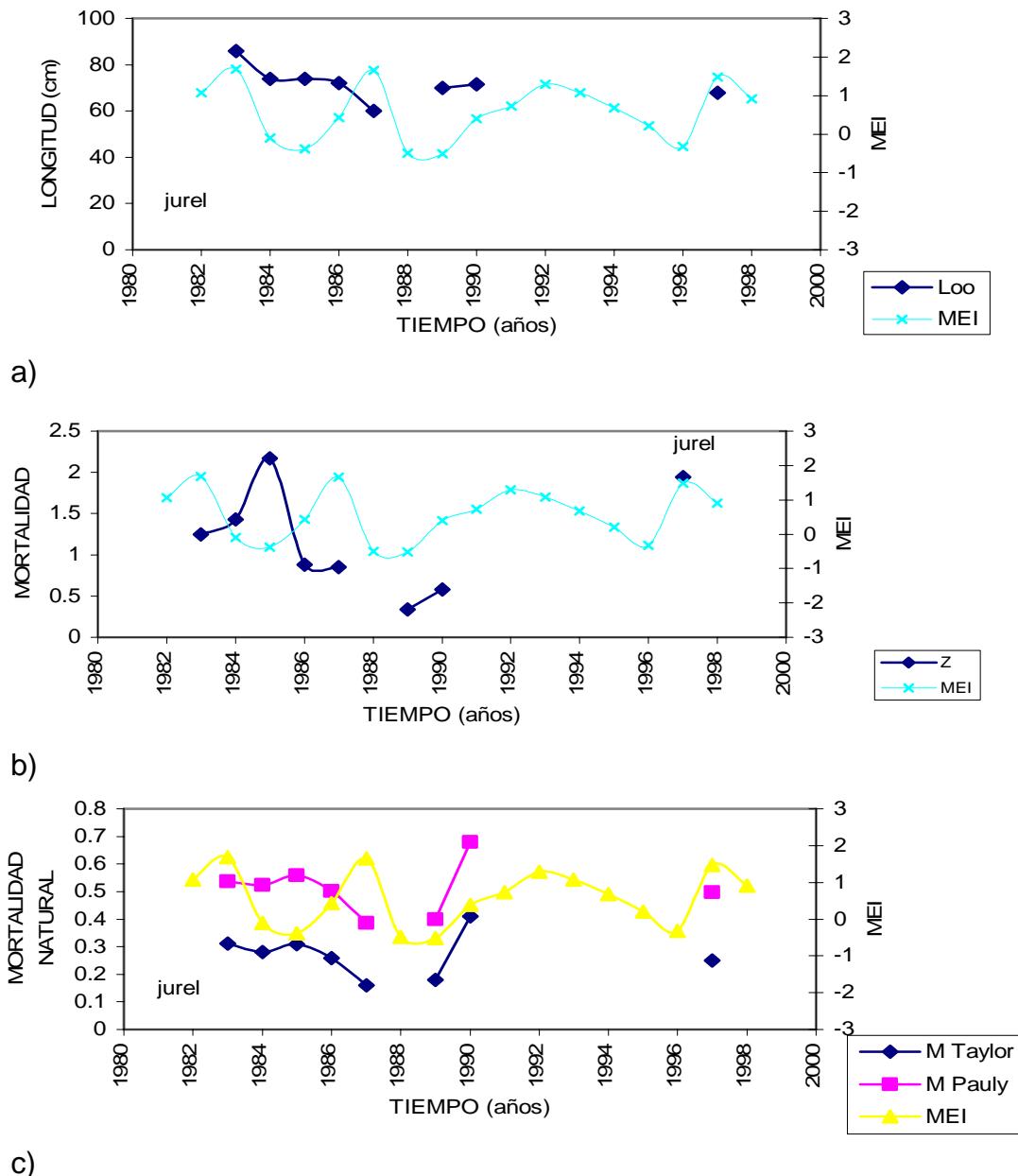


Fig. 49.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el jurel *C. caninus*.

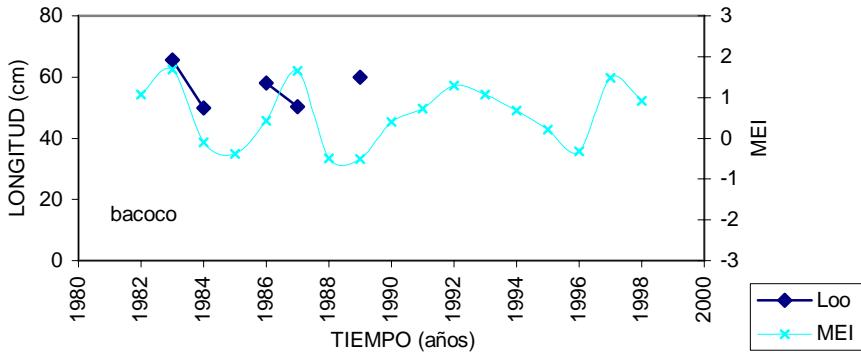
Comparativamente, la figura 49 b) muestra los primeros años un aumento mientras el MEI disminuía y visceversa al darse El Niño de 1987. Durante La Niña de 1989, la mortalidad total tiene una disminución tal, que desaparece la moratlidad por pesca, diferencia entre Z y M (ver Tabla 10). Por la falta de información, no se puede asegurar que el MEI determine el comportamiento de Z, ya que en 1997, durante Niño, la mortalidad total aumenta considerablemente.

La figura 49 c) se observa los valores calculados de la mortalidad natural para jurel. Igualmente, como para los otros dos parámetros, hay algunos años que se observa un efecto del MEI en los resultados de la M, pero no se puede asegurar. Aparentemente esta especie tiene un comportamiento que no se explica con los cambios de los factores ambientales.

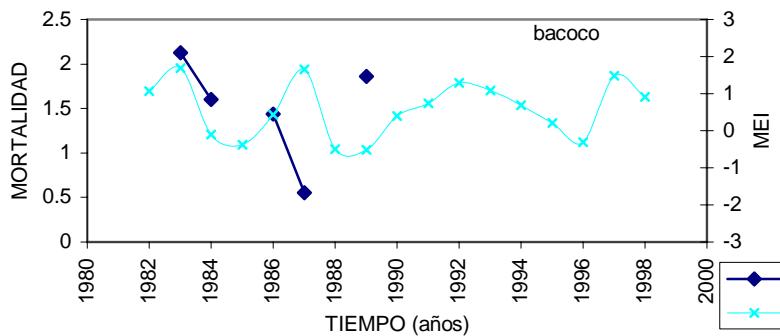
Los valores de L_{∞} de bacoco, aunque son solamente 5 años de información, tienen una tendencia similar a la serie de MEI, que indica que la especie está asociada a temperaturas más altas o los factores ambientales tienden hacia El Niño (Fig. 50 a), es decir, la presencia se asocia épocas con efecto de El Niño.

Los valores de Z del bacoco se comportan como los del jurel, es decir, tienden a disminuir sin aparente relación con los factores ambientales hasta que en 1987 prácticamente son solamente mortalidad natural (Fig. 50 b).

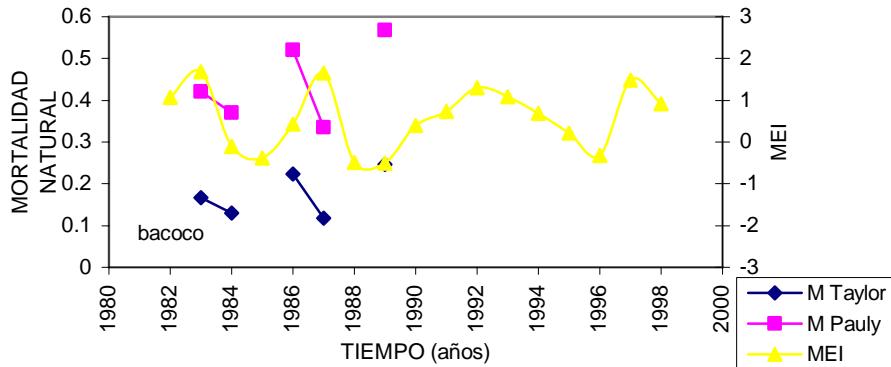
La figura 50 c) muestra los resultados de M, que muestran la misma tendencia que L_{∞} y que Z. Estos resultados aparentemente están influenciados por algún factor no determinado.



a)



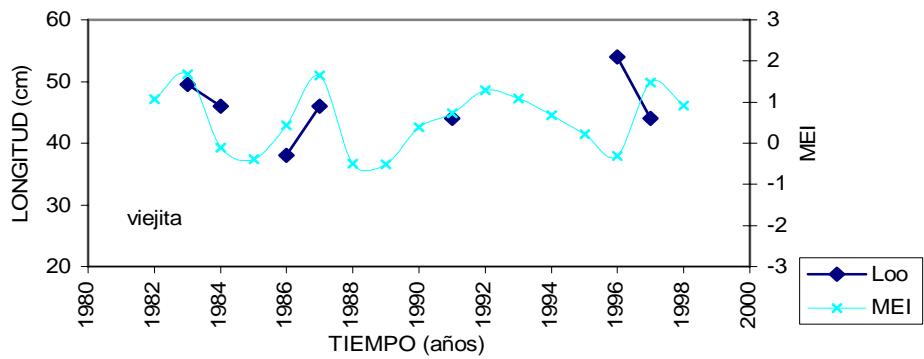
b)



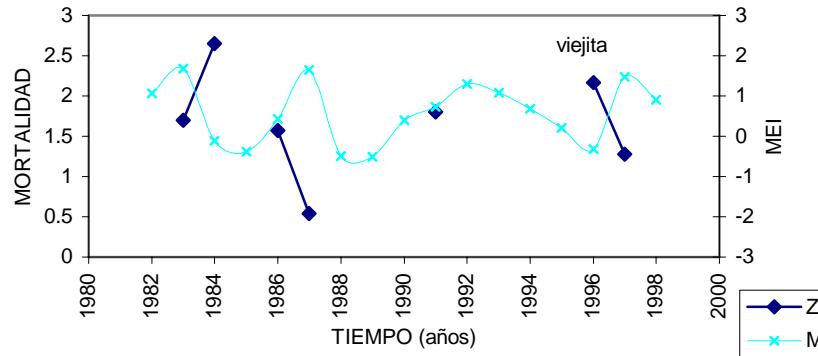
c)

Fig. 50.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el bacoco *A. interruptus*.

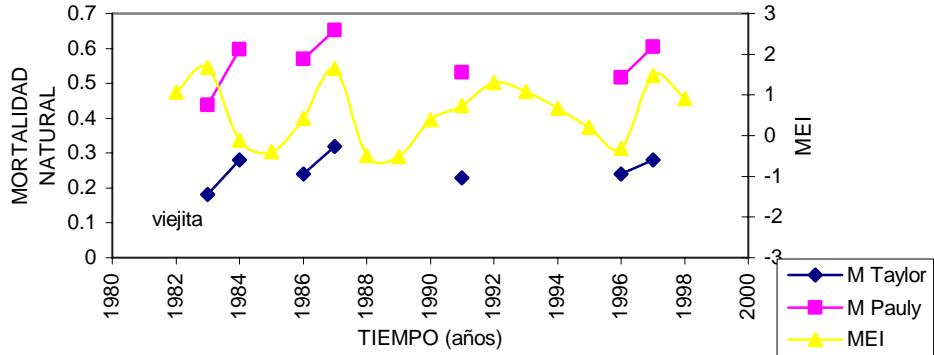
La viejita tiene un crecimiento que progresivamente cuando el clima tiende hacia El Niño, por el contrario la L_{∞} disminuye cuando el clima se enfriá hacia La Niña (Fig. 51 a).



a)



b)



c)

Fig. 51.- Relación entre la serie anual de MEI y: a) longitud asintótica, b) mortalidad total y c) mortalidad natural, en el viejita *P. colonus*.

La mortalidad total tiene una relación inversa con la serie de MEI, pero nuevamente, en 1987 casi desaparece la mortalidad por pesca (Fig 51 b), siendo F moralidad por pesca la diferencia entre Z y M (ver Tabla 12). Cabe hacer la

observación que los cálculos realizados con el método de Pauly dan como resultado valores más altos que los calculados con el método de Taylor.

En la figura 51 c) se observan los resultados de la mortalidad natural por los métodos mencionados. Entre ellos son paralelos, pero no tienen relación aparente con la tendencia del MEI.

Los resultados del análisis de la correlación cruzada que se realizó entre las series de CPUE de las siete especies y los factores ambientales que se tienen de la zona además del índice multivariado del ENSO, se resumen en la tabla 21. La variable independiente significativa en dicha regresión múltiple para la mayoría de las especies es el MEI, ya que resume varias de las variables que se relacionaron de manera independiente.

Los retrasos que se encontraron en el análisis van de un mes a un año y medio. Solamente el lunarejo resultó significativo, con un retraso de un mes con el cambio de viento. Lo anterior puede encontrar explicación en el efecto que tiene el viento en las corrientes, y éstas en los cambios de temperatura por los cambios de masas de agua y por lo tanto los cambios en las poblaciones de peces.

Tabla 21.- Resultados del análisis de correlación cruzada de las series de tiempo de CPUE de las especies, con la serie de la variable independiente significativa en la regresión múltiple.

ESPECIE	VARIABLE INDEPENDIENTE	RETRASO (meses)	INDICE DE CORRELACION (H')	ERROR ESTÁNDAR
Huachinango	MEI	19	0.339	0.076
Lunarejo	VIEN	1	0.215	0.072
Alazán	MEI	6	0.434	0.073
Cocinero	MEI	16	0.412	0.075
Jurel	MEI	11	0.231	0.074
Viejita	MEI	3	0.291	0.072

A continuación se muestran figuras de cinco especies relacionadas con MEI. En todos los casos la relación es positiva, si aumenta el valor MEI, aumenta la abundancia de estas especies.

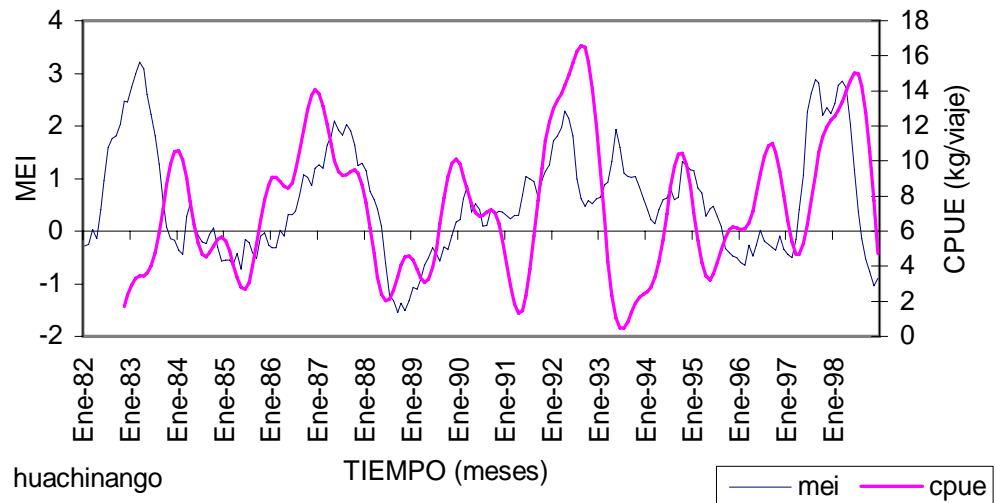


Fig. 52.- Series de tiempo mensuales del MEI y de la CPUE de huachinango *L. peru*, en la costa de Colima (1982-1998).

En la figura 52 se observa la serie MEI y la serie CPUE de huachinango. Con desplazamiento de 19 meses se obtuvo un mejor ajuste de correlación, lo cual significa que el efecto de los cambios ambientales se observa en el aumento en volumen de captura de la especie año y medio después.

En el caso del alazán, su abundancia es prácticamente nula cuando la serie de MEI se hace negativo (Fig. 53).

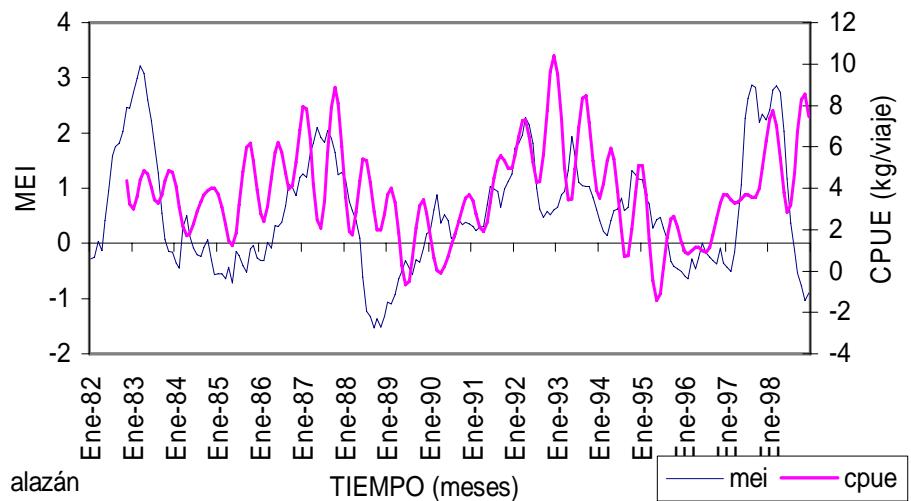


Fig. 53.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio del alazán *L. argentiventris*.

El cocinero y el jurel son más resistentes a los cambios de la serie MEI. Su desfasamiento es de alrededor de un año. Aumenta su abundancia con presencia de Niño, disminuye cuando Niña, pero no desaparece. Su comportamiento es anual (Figs. 54 y 55).

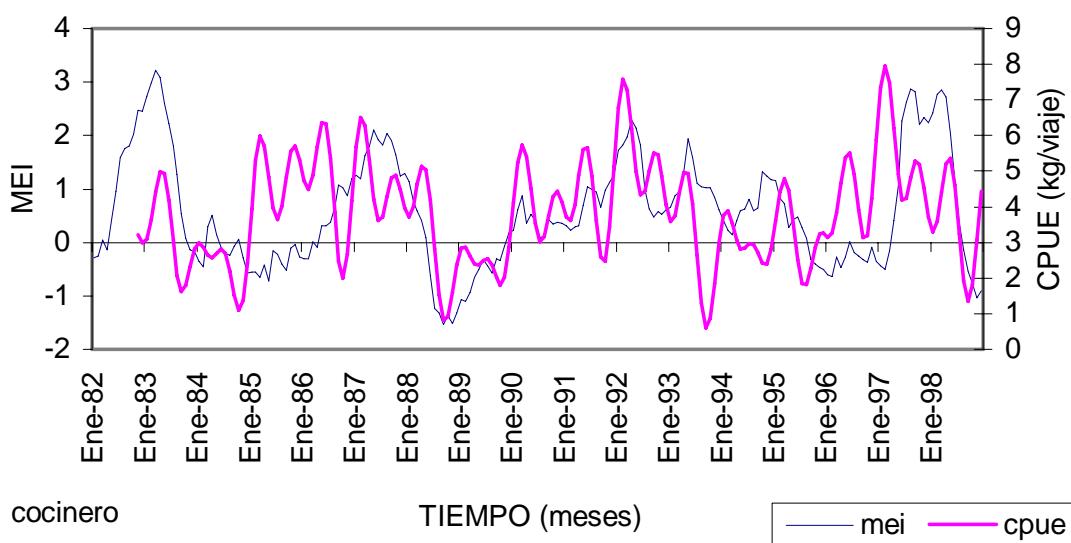


Fig. 54.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio del cocinero *C. caballus*.

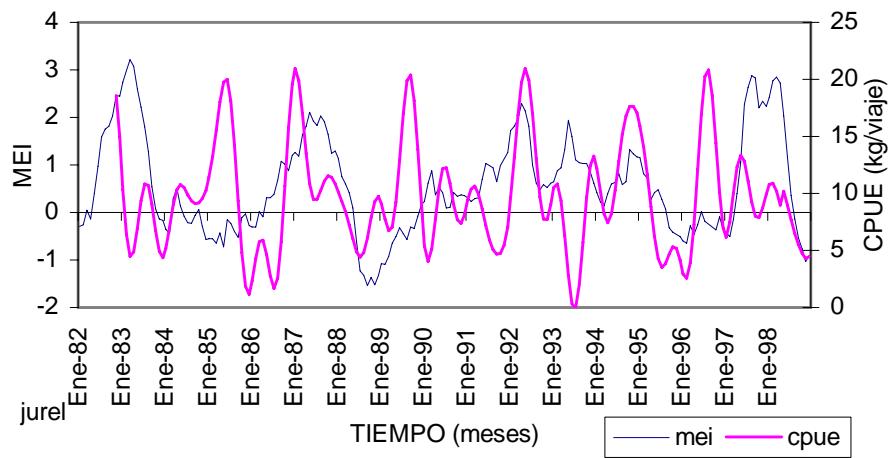


Fig. 55.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio del jurel *C. caninus*.

La serie de abundancia de la viejita presentó un desfasamiento de un trimestre al efecto de la serie MEI. La especie se ausenta de la zona cuando la serie MEI baja de 0, hacia efecto de La Niña (Fig. 56).

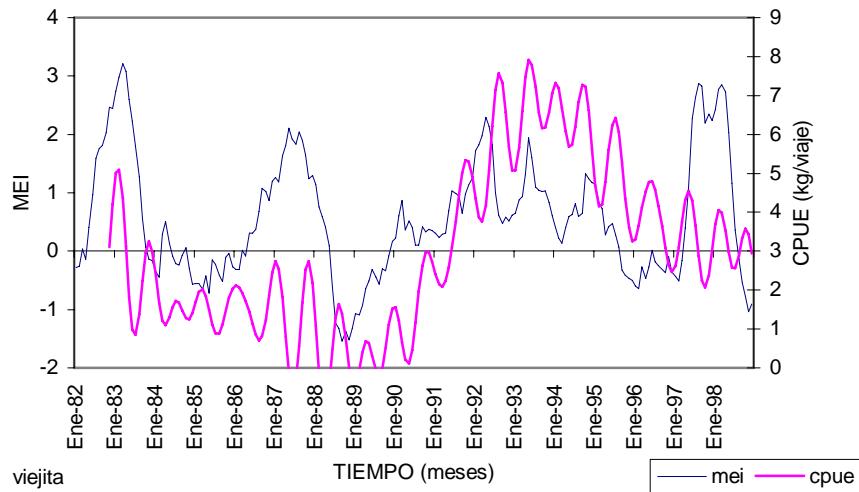


Fig. 56.- Serie de datos de MEI y de la captura por viaje promedio de la viejita *Paranthias colonus*.

A través de los análisis de esta sección, donde se consideraron algunos factores ambientales, se ha podido observar que el papel que tiene el ambiente en las especies es muy fuerte.

Se utilizaron las series ambientales que pudieron completarse mensualmente de 1980 a 1998 y que de alguna manera fueran variables que tuvieran explicación. Así, se utilizó la TA en lugar de TSM, ya que se encontró una relación muy cercana. Se utilizó viento, presión y humedad, porque son componentes del clima y pueden tener un efecto, aunque no directo, en las condiciones marinas. La última serie que se utilizó es el MEI, que es una combinación de seis variables ambientales, como se explicó anteriormente.

La variable más fácil de explicar fue el MEI. Se mantiene normalmente alrededor de 0 y si se acerca a 1, significa que hay influencia de El Niño. Por el contrario, al acercarse al –1 significa fenómeno de La Niña.

Las dos series analizadas de la comunidad: riqueza y diversidad respondieron a la influencia del MEI de manera directa. Esto significa que la riqueza específica y el índice de diversidad aumentan con incrementos del MEI.

De forma similar, se encuentran organismos de mayor talla cuando aumenta el valor de MEI y se encuentra mayor abundancia de estas especies.

Los lapsos de tiempo de retraso al efecto del ambiente fueron muy variables. Hay mejores resultados en algunas especies con un retraso de hasta dos años, mientras que un trimestre fue suficiente para otras.

Se pudo observar una relación directa entre el aumento del índice del MEI y la longitud asintótica de la ecuación de von Bertalanffy y una relación indirecta con la

mortalidad total. Para algunas especies no se observó relación con alguna de las variables analizadas.

En términos generales, muchas variaciones encontradas en las variables de las poblaciones a través del tiempo pueden explicarse con la ayuda de la descripción del clima, factor que debe considerarse como variable en la construcción de modelos de rendimiento o de descripción de la situación de una población de peces sometida a captura comercial.

9.- DISCUSIÓN

La pesca, al igual que otras actividades económicas basadas únicamente en la extracción de recursos renovables, provoca alteraciones sobre su objeto de operación, en este caso, los recursos pesqueros. Las modificaciones que ocasiona pueden ser diversas en función de la intensidad de la actividad y de la vulnerabilidad del recurso.

Uno de los efectos más notorios ha sido sin duda la reducción en la abundancia de diversas especies, llegando inclusive a niveles de extinción, particularmente de recursos con escasa movilidad, crecimiento lento y reducidas tasas de reproducción, entre otros factores.

Bajo esa perspectiva, a partir del final de la 1^a. Guerra Mundial, se produce un acelerado desarrollo de métodos de evaluación de recursos, la mayoría diseñados para sistemas de pesca monoespecíficos, que no consideraban la relación entre especies y entre éstas y su ambiente. Esta tendencia tiene su auge a partir de los 60's y su motivación central fue la de optimizar el manejo de los recursos a fin de mantenerlos en una situación que permitiera su explotación a largo plazo (Beverton, 1994).

Las interrelaciones entre especies y ambiente se han venido incorporando a los esquemas de manejo, sin embargo los recursos pesqueros continúan aún sometidos a fuertes presiones que mantienen a un importante número de stocks en niveles de sobreexplotación y que generan otro tipo de efectos escasamente documentados. Entre otros, se ha mencionado una reducción en la talla media, a través de la eliminación, por efecto de la pesca, de los individuos mayores (Ricker, 1963; Ibáñez-Aguirre y Gallardo-Cabello, 1995; Ibáñez-Aguirre y Alvarez-Hernández, 1998; Ault et

al., 1998). Lo anterior implica también una reducción del potencial reproductivo, que afecta a la población en general.

Por otra parte los efectos ecológicos también han sido señalados, en términos de los cambios en la composición de especies, pérdida de biodiversidad, e inclusive alteraciones del hábitat producidos por la pesca, que finalmente repercuten en la abundancia y composición de la captura. Esto es particularmente importante en la pesca ribereña, caracterizada por la multiespecificidad de la captura y por la diversidad de técnicas empleadas. Son escasos los trabajos que hacen referencia a este tipo de problemas de la pesca y que sin embargo son indicadores reales del estado en el que se encuentran los recursos (Russ y Alcalá, 1989, Claro, 1991, Ault *et al.*, 1998).

Por lo anterior, más que estimar la abundancia de los recursos, el enfoque del presente trabajo, cuyo objeto de estudio es la pesca ribereña de Colima, se ha centrado en establecer cuáles pueden ser las características o parámetros observados en la captura, cuya información puede auxiliar a determinar la situación o estado en el que se encuentran las poblaciones sometidas a explotación, considerando además que existen interacciones, biológicas o tecnológicas, entre ellas.

En la búsqueda de criterios, cuyo monitoreo sea simple y efectivo para dar seguimiento del estado de salud de las poblaciones importantes o representativas para la pesca multiespecífica, se han analizado diversos indicadores biológicos y ecológicos, que pueden dar información del estado de las poblaciones a lo largo del tiempo y de esta manera evidenciar los probables efectos de la actividad pesquera. De esta manera, se exploraron series de tiempo del índice de diversidad (H') para la composición de la captura, así como de la longitud promedio individual y de captura por

viaje de las siete especies consideradas como representativas de la pesca ribereña en Colima.

Al describir sus fluctuaciones y tendencias y relacionarlas con factores ambientales, se adquiere un mejor entendimiento de la comunidad, aún partiendo del estudio parcial de la misma a través de lo obtenido en las capturas. Walters (1997) agrega que se requiere el conocimiento físico y químico del entorno además de los parámetros biológicos para tener un claro conocimiento de lo que en el ecosistema sucede.

Con el presente trabajo se intenta encontrar la relación de una o más características obtenidas directamente en campo, que en combinación sirvan como criterio que traducido a un análisis, aporte información del nivel de “salud” de la comunidad, recurso, población o especie.

Como estrategia de manejo, Caddy y Mahon (1995) sugieren el cálculo de “puntos de referencia biológicos”, que se obtienen a través de estadísticas pesqueras de captura y esfuerzo, parámetros biológicos y cálculos sofisticados con simulaciones, para establecer límites en los niveles de la captura. Para la pesca ribereña de Nayarit y de Colima se ha intentado aplicar esta metodología (Cruz-Romero *et al.*, 1998; del Monte *et al.*, 1999), pero el primer tropiezo es que todas las evaluaciones se han realizado para una pesquería monoespecífica y solamente se trabaja con aspectos intrínsecos de la especie, de tal modo que no existe punto de comparación con la pesquería multiespecífica.

Para el presente trabajo se analiza información obtenida directamente de las embarcaciones. Los cambios que se observan en dicha captura a lo largo del año y de varios años se consideran como indicadores del estado de las poblaciones de peces

que comúnmente se encuentran en las áreas de pesca. Cabe hacer notar que la utilización de la información proveniente de las embarcaciones es una alternativa para el estudio de la pesquería multiespecífica y de la biología de las especies, siempre y cuando se tome en cuenta el sesgo que incorpora el arte de pesca con el que se obtiene la muestra (CIP, 1980; Sparre y Venema, 1995).

Así, la información obtenida en los campos pesqueros, es representativa de un grupo de peces que cohabitan en zonas comunes e indicador de cambios en el tiempo, pero es también una importante fuente de información para interpretar a la comunidad en su conjunto. La estructura de la comunidad responde a procesos y patrones muy complejos que necesitan analizarse en un marco jerárquico conocido y en diferentes medidas de tiempo.

Como parte de los resultados, inferidos a través del análisis de la captura, se desprende que no es posible considerar al conjunto de peces marinos costeros de Colima como grupo estático, sino con una dinámica que confunde la estabilidad con el equilibrio. Se observan importantes cambios a lo largo del tiempo en cuanto a proporción de diferentes especies y su biomasa. Según Idyll (1949), Bellwood (1980), Mckenna y Saila (1991), Batongbacal (1991) y Pauly *et al.* (1993) entre otros, los cambios en la comunidad de peces pueden ser provocados por modificaciones en la presión por pesca y se han concentrado en estadísticas de captura y esfuerzo.

Otros autores (Blackburn, 1956; Lluch-Belda *et al.*, 1991; Schwartz *et al.*, 1990; Laevastu, 1993; Macías *et al.*, 1993 y Santana-Hernández *et al.*, 1996) opinan que los factores ambientales son más categóricos y la investigación se dirige a encontrar el factor ambiental que mejor explica los cambios en la población pesquera. Bechtel y

Copland (1970) encontraron que el monitoreo de indicadores contaminantes ayudó a explicar en la costa de Texas los cambios en la diversidad de la comunidad de peces.

En el análisis del índice de diversidad, riqueza y abundancia, se encontró que la comunidad no es estable, pero hay especies persistentes, abundantes a lo largo de toda la serie. El motivo de las variaciones que se observaron se asocia más con factores ambientales que con efectos humanos. Los resultados de la riqueza específica, la diversidad y la equitatividad no se contraponen (Bulla, 1994) y los métodos utilizados para calcularlos sirvieron para explicar y dar validez a las interpretaciones. Se encontraron las especies persistentes, que según estudios de Law y Blackford (1992) se pueden encontrar en toda comunidad.

La dinámica de la comunidad tiene sus cambios en tiempo y espacio y en este caso solamente se analizó en el primero, pero se asume que los cambios observados están mas relacionados con redistribuciones o migraciones de las especies que con cambios en abundancias (Ricklefs, 1987; Nichols *et al.*, 1998).

Los cambios en la comunidad tienen aparentemente una relación más fuerte con los factores ambientales y ello se comprobó con un índice de los efectos de Niño-Niña. Esto coincide con Madrid y Sánchez (1997), quienes mencionan que hay influencia de factores ambientales como el fenómeno de El Niño en los cambios de diversidad de los peces en la plataforma continental de Michoacán. Madrid (1999) hace una comparación entre la zona de Colima y otros estados de la costa del Pacífico, y encontró que hay diferencias entre la composición ictiofaunística de los lugares en cuanto a número de individuos, especies y a través del tiempo, por su situación geográfica.

Murawski y Finn (1988) encontraron que las variaciones en número de especies y sus abundancias se estratificaban según los cambios en la temperatura del agua y

por preferencia de presión, por ende de profundidad. De esta manera, los peces depredadores demersales, en la búsqueda de su alimento, tienden a migrar hacia diferentes profundidades, pero también latitudinalmente, por efecto de la temperatura en las diferentes corrientes. Estos autores (Murawski y Finn, *op. cit.*) explican muy bien el porqué de la distribución de las especies y sus cambios estacionales, pero dan el crédito a las diferencias en abundancia a los efectos que tiene el ambiente en los reclutas. Aparentemente el reclutamiento de las larvas de peces es momento crítico para el éxito de una cohorte y en esto coinciden Salas-de-León *et al.* (1998), quienes describen las corrientes del Golfo de México y el papel que juegan en el zooplancton en general.

Lo anterior ha sido la hipótesis de trabajo de Richards (com.pers.), quien durante años ha tratado de puntualizar un factor que sea responsable del éxito del reclutamiento en las larvas de peces. Hasta ahora, a la conclusión a la que ha llegado es que no hay una razón determinante y única, el problema es factorial y distinto de un año al siguiente. Lo que sí se puede medir es el papel del ambiente en las poblaciones de peces ya reclutadas.

El estudio de la talla promedio en una especie y sus cambios en el tiempo han sido utilizados por otros autores como indicador de presión de pesca (Palko *et al.*, 1981; Macías, 1992). Estos autores se refirieron en sus trabajos a tendencias unidireccionales de disminución cuando la presión por pesca fue muy alta, y de aumento de talla promedio de captura, cuando se recuperaba la población. En el presente caso se encontraron, en las siete especies, fluctuaciones que aparentemente son comunes en las poblaciones estudiadas, pues son cíclicas, pero no presentan una tendencia significativa, estadísticamente.

Hay cambios en el tiempo, que muestran que los lutjánidos, tienen fluctuaciones periódicas, pero además se encontró una reducción de hasta 5 cm de longitud estándar promedio en 15 años (de 1982 a 1998). El análisis de los carángidos muestra una tendencia positiva en el cocinero de 3 cm y negativa de 2 cm en el jurel. En el bacoco la tendencia es negativa de 5 cm y en la viejita de 4 cm. Todas ellas muestran fluctuaciones cíclicas que van de pocos meses hasta ocho años, debidas a factores que no son imputables a la presión por pesca.

En estos términos, la segunda hipótesis del trabajo se cumple en el sentido de que la pesca no afecta a las poblaciones de peces, pero sí interviene, como factor humano, en una responsabilidad compartida con el ambiente. Los cambios en el clima provocan que ciertas especies aumenten o desaparezcan del área, aunque sea por un lapso de tiempo determinado. Esto se pudo comprobar cuando se relacionaron las series de talla y CPUE con los factores ambientales, y los valores anuales de crecimiento y mortalidad con la serie de promedios anuales del índice de los fenómenos de La Niña y el Niño.

En un estudio de parámetros poblacionales de edad y crecimiento, Schuck (1949) encontró que los cambios en la edad promedio del stock capturado, eran provocados por las fluctuaciones en la captura y la intensidad de pesca.

Un indicador de la presión que la pesca ejerce en un recurso puede observarse en el tiempo con la estructura de sus tallas, edades, pesos, etc.. Es decir, si una población tiene una gran proporción de organismos de edades avanzadas, es un recurso poco aprovechado; su índice de crecimiento es bajo y la longitud asintótica es alta, lo contrario a un recurso sobreexplotado.

El estudio de los parámetros biológicos normalmente se ha hecho de una manera puntual en la zona de estudio (Cruz *et al.*, 1987; Cruz *et al.*, 1989c; Cruz *et al.*, 1991a; Cruz *et al.*, 1991b; Espino-Barr, 1996; Cabral, 1999), y se han utilizado para comparar el estado del recurso en diferentes épocas y con lugares distantes. En el presente trabajo, estos parámetros se emplean como variables para explicar cambios en series de tiempo. Hasta aquí, los valores analizados muestran que las fluctuaciones periódicas de valores de tallas promedio, de las constantes de crecimiento, de la longevidad, de la mortalidad total y natural y las capturas por viaje son temporales y las variaciones son debidas mayormente a los factores ambientales. No se puede descartar completamente, que a lo largo de 15 años haya una reducción en el tamaño promedio, que si bien no es estadísticamente significativo, es indicador de una actividad pesquera constante que reduce la talla progresivamente y que debe tomarse en cuenta y corregir. Ault *et al.* (1998) también observan reducciones y recuperación en la talla media, y establecen que la razón es la sobreexplotación del recurso.

El resultado más importante, obtenido a través del análisis de las series de datos, gira en torno al posible equilibrio del recurso, ya que la tendencia de la CPUE se mantiene sin cambios a través de los años de estudio.

Como confirmación a la segunda hipótesis, el análisis de series de tiempo con la CPUE mostró que desde 1983 a la fecha la captura se ha mantenido estable, sin tendencia negativa. Considerando la CPUE como un índice de abundancia del recurso, se puede suponer que la presión de pesca no es la variable que determina el éxito de la captura.

Tanto en las series de tallas como en las de captura por viaje, existen períodos anuales que pudieran tener la misma causa. Otros períodos coinciden en tamaño,

como los de ocho o nueve meses y de dos años. El periodo menor está relacionado a las estaciones del año, que en la zona de estudio puede dividirse en dos: la época de secas que abarca de 7 a 9 meses y la de lluvias que es más corta. Los periodos más largos se explican con procesos biológicos de competencia, depredador-presa y procesos ambientales.

Blackburn (1956) asegura para la especie que estudió, que los cambios en la abundancia de una especie pelágica, se debe más a los cambios ambientales que a la presión por pesca.

Existen varias explicaciones del porqué la CPUE aparentemente aumenta a través del tiempo. Se puede suponer que la pesca se está especializando, es decir, existe cierta selectividad tanto del arte como del pescador (Ruiz-Luna, 1991). Solamente se puede especular sobre esta razón, ya que el arte de pesca principalmente utilizado es la cuerda (línea de mano y anzuelo). En cuanto a la especialización del pescador, la decisión de donde pescar, involucra la experiencia y conocimiento del bajo pesquero donde sabe que se encuentran las especies de mayor valor comercial. En las series de tallas, no sólo hay disminución de las tallas grandes, sino también de las pequeñas, las cuales han dejado de presentarse en las capturas, ya que éstas le reditúan poca ganancia al pescador, comparadas con tallas “platilleras” (25 a 30 cm de longitud total). Esto confirma que el pescador no solamente elige el bajo pesquero para trabajar esa noche, porque allí saldrá producto, sino que cambia de sitio si lo que pesca en las primeras horas de su jornada no es lo que él quiere.

Una variación paulatina, que se ha venido observando, es el cambio de motores fuera de borda de 48HP a 75HP, que pudiera representar mayor eficiencia de desplazamiento a lugares lejanos (Garcia *et al.*, 1996). Pero hasta donde se ha

constatado, los pescadores a cuerda, pescan en los mismos bajos. Se concuerda con González (1997), quien encontró un reparto diferencial del recurso con variaciones temporales. Lo anterior repercute en la estratificación del esfuerzo de pesca, pero esto se reduce a los bajos que se encuentran dentro de las Bahías.

El efecto que tiene el conjunto de variables ambientales es el de promover una redistribución de las especies de peces, quienes siguen las condiciones idóneas para su desarrollo, por lo que emigran latitudinalmente o a diferentes profundidades (Laevastu, 1993).

Otro efecto no menos importante de los factores ambientales que ocasionan cambios en la población pesquera, es el de provocar condiciones inestables o “mal tiempo” a los pescadores impidiéndoles salir al mar, lo que permite una cierta recuperación a las poblaciones reclutadas a la pesca, que puede ubicarse entre julio y octubre.

Se observaron cambios en la CPUE muy marcados con temporadas de capturas elevadas de 30 kg o más para algunos lutjánidos y carángidos, hasta de temporadas de muy poca captura o ninguna de ciertas especies. En esas temporadas también se observó una notable disminución en el esfuerzo, debido a que la población de pescadores busca alternativas de trabajo cuando las condiciones en la pesca no le reditúan.

Una propuesta para la costa de Colima para conservar las poblaciones de los recursos marinos por encima de un posible problema de sobre pesca, es la de controlar la talla mínima de captura. Esta talla mínima debe corresponder al menos con la edad mínima de primera reproducción, que deberá estudiarse con detenimiento, ya que no se sabe si a lo largo del tiempo sufre modificaciones como estrategia de sobrevivencia.

Con el monitoreo de unas pocas especies se puede estudiar los cambios en las variables estudiadas para conocer el estado de la comunidad. Por ellos se sugiere considerar el análisis de una especie de los lutjánidos, que son demersales y un carángido que es pelágico, que además son representativas de la zona que se capturan cotidianamente.

Los resultados hacen suponer que el pescador tiene acceso restringido a la población y aún incrementando el esfuerzo, sólo incidirá sobre la porción accesible dentro de la plataforma continental. Lo anterior sin embargo entra en una aparente contradicción, considerando que los valores de mortalidad debida a pesca fueron mucho mayores que la mortalidad natural. Lo anterior en condiciones “normales”, ya que en condiciones con efecto de fenómeno de La Niña, el acceso que tiene el pescador a las especies estudiadas es menor aún, lo que significa una mala temporada para la actividad pesquera, por el contrario, con efecto de El Niño, las poblaciones que se analizaron en este trabajo, parecen acercarse más a las costas, se hacen más accesibles al pescador y son más vulnerables.

Debido a lo anterior, es de suponerse que debido a la redistribución de especies provocada por los factores ambientales, durante La Niña se deben de encontrar especies diferentes o especies que en otras condiciones son muy escasas, y que no se alcanzaron a detectar como importantes y representativas en los análisis del presente trabajo, pero que deberá considerarse en el futuro.

Los métodos utilizados en los análisis de este trabajo aportan información confiable acerca del estado en que se encuentran las poblaciones de peces del área. Con el monitoreo de las características analizadas: como la diversidad de especies capturadas, tallas promedio por mes de ciertas especies de peces, sus parámetros

biológicos por año y su relación con el esfuerzo que es la captura por unidad de esfuerzo, todos ellos en un marco de relación con los factores ambientales, se pudo establecer que los cambios son consecuencia natural, con un pequeño efecto del hombre. Debe continuarse con el monitoreo para dar seguimiento al papel que juega la pesca en el bienestar de las poblaciones de peces.

10.- CONCLUSIONES

El grupo de peces que provienen de la zona de estudio, como parte de una comunidad marina costera, no es estable; sin embargo, algunas especies son persistentes, ya que se encuentran en mayor o menor cantidad a lo largo del estudio. Otras especies son resilientes y responden a cambios en el ambiente. No hay un solo factor determinante, la explicación se encuentra en el conjunto de factores que compone el medio y cambia anualmente, permitiendo describir el efecto en las poblaciones de peces ya reclutadas.

Existe una pérdida de riqueza específica en la captura de peces, aunque no significativa, debida posiblemente a la especialización de la actividad pesquera. Debido a ello, no se detecta estabilidad en la comunidad, sin embargo, durante el periodo de estudio, las principales especies se capturaron en proporciones similares a lo largo del tiempo.

Las series de tiempo de las variables de diversidad y riqueza específica son indicadores de los cambios en las poblaciones de peces que comúnmente se encuentran en la zona de estudio

Asimismo, la información que proviene de un grupo representativo de peces que cohabitan en zonas comunes, es indicadora de cambios en la estructura de la comunidad.

El análisis de las variaciones en la longitud promedio de las especies de peces estudiadas sirvió para conocer y describir el efecto que tiene el ambiente en las

poblaciones de peces. Además, ayuda a detectar aumento en el efecto de la presión por pesca, aunque en el presente estudio no fue estadísticamente aceptable.

Los parámetros biológicos de crecimiento, longevidad y mortalidad son indicadores del estado de la población de peces que se capturan, por lo que es un método de análisis muy aceptable. Sus restricciones se refieren a que se requiere de gran número de datos y siempre se depende del tamaño y calidad de la muestra, además el resultado es un valor anual.

La captura por viaje que se registró durante el tiempo de estudio mostró que se ha mantenido estable, sin tendencia negativa. Si se considera a la CPUE como un índice de abundancia del recurso, se puede suponer que la presión de pesca no es la variable que determina el éxito de la captura y por lo tanto la pesca no es el factor determinante en los cambios de las poblaciones de peces.

Las variaciones detectadas en las series de longitud de los peces, CPUE, los valores anuales de crecimiento y mortalidad, se explicaron al relacionarlos con series de factores ambientales

Las siete especies estudiadas tienen cambios cílicos a manera de pulsos en sus poblaciones que se pueden registrar a través de sus tallas, sus parámetros de crecimiento, mortalidad y abundancia, que se deben a factores ambientales, que pueden estudiarse a través de un indicador del fenómeno de El Niño- La Niña.

Entre las condiciones ambientales “comunes” y el extremo de El Niño, las especies estudiadas incrementan su talla y su abundancia. Por el contrario, cuando se da el fenómeno de La Niña, su presencia disminuye y algunas especies desaparecen de la zona.

El efecto que tienen los factores ambientales en la abundancia de las poblaciones de peces permite suponer que lo que sucede es una redistribución espacial, en busca de condiciones favorables para su desarrollo.

Cuando se presenta el efecto del fenómeno de La Niña, el acceso que tiene el pescador a las especies estudiadas es menor aún, lo que significa una mala temporada para la actividad pesquera, por el contrario, con efecto de El Niño, las poblaciones parecen acercarse más a las costas, se hacen más accesibles al pescador y son más vulnerables.

De acuerdo a los resultados, los cambios en la comunidad de peces que se capturan comercialmente en la costa de Colima, se deben más a modificaciones ambientales naturales, que a la presión por pesca. Conforme aumenten las series de tiempo se podrá explicar el papel de la pesca y de los factores ambientales con mayor confiabilidad.

11.- RECOMENDACIONES

En el presente trabajo se pudo comprobar que la fuente de la información, su calidad y la permanencia del sistema de monitoreo son fundamentales para el entendimiento de la dinámica de las poblaciones de peces, en función de los factores pesqueros y ambientales. La recolección de la información debe continuar, mejorarse y hacerse extensivo a la costa de Jalisco y de Michoacán, para tratar de comprobar los planteamientos que aquí se hicieron.

En la medida que se continúe el monitoreo de la captura por viaje, la talla de las 7 especies y otras, y seguir comparando la información con la serie del índice de El Niño, se podrá conocer la situación de la pesquería y de la comunidad de peces de la zona. Para ello es necesario estar consciente de las artes de pesca que se utilizan y registrar los cambios tecnológicos que se hagan.

Las especies estudiadas parecen autovedarse cuando el clima se torna de normal a frío, pero cuando entra efecto de El Niño, son más vulnerables a la pesca, ya que se acercan a la costa. Es importante ahondar en este aspecto cuando se hable de administración y manejo, ya que puede dar la falsa impresión de que existe amplio recurso para incrementar el esfuerzo.

Es en la época de Niño en que deberá considerarse la vigilancia estricta del esfuerzo pesquero para no provocar un efecto negativo en las poblaciones, a diferencia de la época con Niña, en que disminuye la abundancia del recurso y las poblaciones presentes son organismos posiblemente juveniles.

Una medida de protección que puede implementarse inmediatamente es el control de la talla mínima de captura, es decir, la prohibición de la captura de las tallas juveniles y con ello asegurar la sustentabilidad de la pesca ribereña.

Aparentemente los parámetros estudiados son suficientes para lo que se propuso en el presente trabajo, solamente se sugiere agregar el parámetro del esfuerzo pesquero, variable muy difícil de monitorear y muy importante para el análisis de los valores de biomasa de las poblaciones pesqueras.

Es importante retomar el análisis de la riqueza específica y detectar aquellas especies que se presentan durante el tiempo con fenómeno de La Niña y alcanzan a ser importantes para la pesca.

En el trabajo se utilizó el índice multivariado del ENSO, calculado con base en información de todo el Pacífico, posiblemente éste sea un dato demasiado suavizado. Debe considerarse en el futuro afinar los análisis con información proveniente de la zona, no solamente del Observatorio Meteorológico de Manzanillo, que son parámetros ambientales, sino tomados directamente en el mar.

11.- REFERENCIAS

- Acosta-Godínez, A., 1988. El niño: sus efectos sobre el norte de México. Ingeniería Hidráulica en México. Enero-abril: 13-29 p.
- Aguilar-Palomino, B.; J. Mariscal-Romero; G. González-Sansón y L. E. Rodríguez-Ibarra, 1996. Ictiofauna demersal de fondos blandos de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México, en la primavera de 1995. Ciencias Marinas 22(4): 469-481.
- Ault, J.S., J.A. Bohnsack and G.A. Meester, 1998. A retrospective (1979-1996) multispecies assessment of coral reef stocks in the Florida Keys. Fishery Bulletin 96(3):395-414.
- Batongbacal, J.L., 1991. The coastal environment and the small - scale fisherfolk: advocacy for community - based coastal zone management. Philippine Law Journal, 66:149-245.
- Beamish, R.J. and G.A. McFarlane, 1983. The forgotten requirement for age validation in Fisheries Biology. Trans. of Am. Fish. Soc. 112:735-743
- Beamish, R.J. and D.A. Fournier, 1981. A method for comparing the precision of a set of age determinations. Can. J. Fish. Aquat. Sci.38:982-983
- Bechtel, T.J. and B.J.Copeland, 1970. Fish species diversity indices as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas. Contributions in Marine Science, 15: 103-132.
- Bellwood, P.S., 1980. The peopling of the Pacific. Scientific American 243(5):138-147.
- Berlanga R., C.A.; A. Ruiz-Luna; M.R. Nepita V. y J. Madrid V., 1997. Estabilidad y diversidad de la composición de peces del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. Rev. de Biol. Tropical 42(3):6p.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. Ciba Found. Symp. on the Lifespan of Animals, London, 142-177.
- Blackburn, M., 1956. Real and apparent changes in size of marine animal populations during the australian fisheries investigations. J. Du Conseil Intern. pour l'Exploration de la Mer 21(3): 284-295.
- Bloomfield, P., 1976. Fourier analysis of time series: An introduction. John Wiley and Sons, New York. 257p.
- Boulton, A.J.; C.G. Peterson; N.B. Grimm & S.G. Fisher, 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hidrologic disturbance regime. Ecology 73 (6): 2192 – 2207.
- Brower, J.E. and J.H. Zar, 1979. Field and Laboratory methods for general Ecology. W.M.C. Brown Company Publishers, 200p.
- Bulla, L., 1994. An index of evenness and its associated diversity measure. Oikos 70(1): 167-171.
- Burden, R.L. y J.D. Faires, 1985. Análisis Numérico. Ed. Grupo Editorial Iberoamérica, México, 620p.
- Caddy, J.F. and R. Mahon, 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fish. Tech. Paper. No. 347. Rome, 83p.
- Castro-Aguirre, J.L., 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México, con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Depto. Pesca. INP. Serie Científica No. 19., 298p.
- Cassie, M., 1957. Condition factor of Snapper, *Chrysphrys auratus* Foster, in Hauraki Gulf. New Zealand Journal of Sc. And Tech. 38(4):375- 388.
- Chen, Y., D.A. Jackson and H.H. Harvey, 1992. A comparison for von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49:1228 - 1235.
- Chirichigno, N., W. Fischer, C.W. Nawen (comps.), 1982. INFOPESCA. Catálogo de especies marinas de interés económico actual o potencial para América Latina. Parte 2. Pacífico Centro y Suroriental. Roma FAO/PNUD, SIC/82/2: 588p.
- Claro, R., 1991. Changes in fish assemblages structure by the effect of intense fisheries activity. Trop. Ecol. 32(1):36-46.
- Cousteau, 1995. Sobreexplotación de los Recursos Marinos. Notimar de Canaima, sep-oct'95: 6-7.
- Cruz R., M., E. Espino B. y A. García B., 1987. Edad y crecimiento en cabrilla *Epinephelus labriformis* (Jenyns, 1843), en el estado de Colima. Acta Científica Potosina. Vol. IX (2):165-176.
- Cruz R., M.; E. Espino B. y A. García B., 1989a. Lista de Peces del litoral colimense. Serie: Documentos de Trabajo, SEPESCA/INP, México, Año 1:9, 21p.

- Cruz R., M.; E. Espino B. y A. García B., 1989b. Análisis estadístico de la captura y esfuerzo. Pesquería ribereña del Estado de Colima. 1980-1987. SEPESCA/INP, CRIP-Manzanillo, Col., México, Boletín Informativo, 9:17-29.
- Cruz R., M.; E. Espino B. y A. García B., 1989c. Carángidos. Aspectos biológico-pesqueros en el litoral colimense. Resúmenes del X Cong. Nal. De Zool. México, D.F.
- Cruz R., M., E. Espino B., J. Mimbela L., A. García B., L.F. Obregón A. y E. Girón B., 1991a. Biología Reproductiva en tres especies del género *Lutjanus* en la costa de Colima, México. Informe Final. Clave CONACyT: P220CCOR892739., México, 118p.
- Cruz R., M.; E. Espino B. y A. García B., 1991b. Aspectos poblacionales de 5 especies de la familia Haemulidae (Pisces) en la costa de Colima, México. XI Cong. Nal. de Zool., Mérida, Yuc.
- Cruz R., M.; E. Espino B. y A. García B., 1995. Pesquerías ribereñas del Pacífico Mexicano. 28p. En: Atlas Pesquero de México y Pesquerías Relevantes. SEPESCA/INP, CD.-ROM
- Cruz R., M.; E. Espino B. y A. García B., 1996. Estudio de aproximación del rendimiento máximo sostenible de la pesca ribereña en el estado de Colima. Trabajo de Investigación. SEMARNAP/INP, CRIP-Manzanillo, Col., 11p.
- Cruz-Romero, M.; E. Espino Barr y A. García Boa, 1998. Estado de salud del Huachinango *Lutjanus peru*, en la costa de Colima. SEMARNAP/INP/CRIP-Manzanillo. Informe de Investigación. 43p.
- Cunningham, S. and D. Whitmarsh, 1981. When is overfishing underfishing? CEMARE Res. Pap. No. 8, 19p.
- Cushing, D.H., 1968. Fisheries biology: a study in population dynamics. Madison, University of Wisconsin Press, 200pp.
- Daniel, W.W., 1991. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Ed. Noriega-Limus, México, 667p.
- Dementeva, T.F., 1959. Methods of studying the effect of environmental factors on the fluctuations in the abundance of the Azov Anchovy. Fisheries Research Board of Canada. Translation Series No. 239, 45p.
- De Fontaubert, A.C.; D. R. Downes and R. S. Agardy, 1996. Biodiversity in the Seas. Implementing the Convention on Biological Diversity in Marine and Coastal Habitats. IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 32. A marine conservation and development report. 84p.
- Defeo, O. y C. Leonce-Valencia, 1994. Estimación de la variabilidad en los parámetros de crecimiento del huachinango *Lutjanus campechanus* de la sonda de Campeche. Jaina, 5(3):15.
- Del Monte L., P.; A. Ayala Cortés J.J. González Ruiz y S. Sánchez González, en prensa. Huachinango *Lutjanus Peru* En La Bahía De Banderas.
- Dillon, W.R. and M. Goldstein, 1984. Multivariate Analysis. Methods and applications. John Wiley & Sons, N.Y., 587p.
- Dolciani, M.P.; S.L. Berman y W. Wooton, 1967. Algebra moderna y trigonometría. Estructura y método. Libro II. Publicaciones Cultural, S.A., México. 637p.
- Ehrhardt, N.M., 1981. Curso sobre métodos en dinámica de poblaciones. 1a Parte: Estimación de Parámetros Poblacionales. SIC/INP, México, 132pp.
- Ehrhardt, N.M. and C.M. Legault, (in press). The role of uncertainty in the fish stock assessment and management: A case study of the Spanish mackerel, *Scomberomorus maculatus*, in the US Gulf of Mexico. Fisheries Resarch 528, Elsevier Science.
- Espino-Barr, E., 1996. Edad y crecimiento del huachinango *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922), en las costas de Colima, México. Tesis de Maestría, UNAM, Fac. Ccias, México, D.F., 73p.
- Espino-Barr, E.; M. Cruz R. y A. García B., 1997a. Recurso Escama Ribereña. Informe de Investigación. Documento Interno. SEMARNAP/INP, CRIP-Manzanillo, Col., 31p.
- Espino-Barr, E.; R. Macías-Zamora; M. Cruz R. y A. García B., 1997b. Catch per unit effort trends in the coastal fishery of Manzanillo, Colima, Mexico. Fisheries Management and Ecology (4):255-261
- Espino-Barr, E.; N. Granados y A. García B., 1999. Evaluación de un arte de pesca: la almadraba ubicada en Miramar, Colima. Informe de Investigación. SEMARNAP/ INP/ CRIP-Manzanillo, 57p.
- FAO, 1980. The collection of catch and effort statistics. FAO Fish. Circ., (730):63p.

- Fager, E.W. and A.R. Longhurst, 1968. Recurrent Group Analysis of Species Assemblages of Demersal Fish in the Gulf of Guinea. *J. Fish. Res. Board Can.*, 25(7):1405-1421.
- Federizon, R.R., 1992. Description of the subareas of Ragay Gulf, Philippines, and their fish assemblages by exploratory data analysis. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 43, 379-391p.
- Fischer, W; F. Krupp; W. Schneider; C. Sommer; K.E. Carpenter y V.H. Niem, 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II y III. Vertebrados - Parte 1, Roma, FAO, Vol II:647-1200; Vol III: 1200- 1800.
- Fogarty, M.J., 1989. Forecasting yield and abundance of exploited invertebrates. p. 701-724. In: Caddy, J.F. (ed.) *Marine Invertebrate Fisheries: Their assessment and management*. John Wiley and Sons. USA, 752p.
- Gallucci, V.F., S.B. Saila, D.J. Gustafson and B.J. Rothshield, 1996. Stock Assessment. Quantitative methods and applications for small-scale fisheries. CRS Lewis Publ., USA, 527p.
- García B., A.; M. Cruz R. y E. Espino-Barr, 1996. Catálogo de artes de pesca ribereñas del Estado de Colima. Informe de Investigación, SEMARNAP/INP, CRIP-Manzanillo, Col., 29p.
- Garduño-Argueta, H. Y J.A. Calderón-Pérez, 1995. Seasonal depth distribution of the crystal shrimp, *Penaeus brevirostris* (Crustacea: Decapoda, Penaeidae), and its possible relation to temperatura and oxygen concentration off southern Sinaloa, Mexico. *Fishery Bulletin* 93(2): 397-402.
- Gayaniilo, F.C., P.Sparre and D. Pauly, 1993. The FISAT User's Guide. FAO Computarized Information Series Fisheries No. 99. Draft. ICLARM, Philippines, 70p
- Garrod, D.J., 1969. Empirical assessment of catch / effort relationships in North Atlantic cod stocks. *ICNAF Res. Bull.* 6:26-34
- González B., A., 1997. Caracterización del sistema de pesca de la pesquería artesanal ribereña en Manzanillo, Col., México. Bases para su manejo. Tesis de M. en C. UNAM, México, 204p.
- González B., A., E. Espino B, M. Cruz R. y A. Ruiz L., en prensa. Determinación de la unidad de esfuerzo de pesca en una pesquería artesanal ribereña en Manzanillo, Colima, México. *Revista Ciencias Marinas*. U.A.B.C., 12p.
- González-Sanzón, G., 1994. Apuntes para un curso de métodos multivariados aplicados en ecología y sistemática. CEC, U. de G., San Patricio Melaque, Jal., 98p.
- Grainger, R.J.R. and S.M. Garcia, 1996. Chronicles of marine fishery landings (1950-1994): Trend analysis and fisheries potential. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 359. Rome, FAO. 51p.
- Grossman, G.D., 1982. Dynamics and organization of a rocky intertidal fish assemblage: the persistence and resilience of taxocene structure. *American Naturalist* (19): 611-637.
- Hair, J.F., R.E. Anderson, R.L.Tatham, W.C. Black. 1995. Multivariate Data Analysis, with readings. 4th edition. Prentice Hall, EnglewoodCliffs, New Jersey, USA, 760p.
- Hettler, W.F., 1992. Correlation of winter temperature and landings of pink shrimp *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Fishery Bulletin*, U.S. 90(2):405-406.
- Hilborn, R. and C. J. Walters. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman & Hall, New York, London, 570p.
- Huato, S.L., 1988. Fluctuaciones espacio temporales en la estructura de tallas de *Sardinops sagax* en el Golfo de California. Tesis de grado. Instituto Politécnico Nacional. México 64p
- Ibáñez-Aguirre, A.L., 1995.-Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado UNAM, Fac. Ccias., 216p.
- Ibáñez-Aguirre, A.L. and M. Gallardo-Cabello, 1995. Total and natural mortality of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pisces: Mugilidae), in Tamiahua Lagoon, Veracruz. I. Selectivity. *Hidrobiológica* 6 (1-2):9-16.
- Ibáñez-Aguirre, A.L y S. A. Alvarez-Hernández, 1998. De empequeñecerse para crecer. *Contactos* 27, 5-8.
- Idyll, C., 1949. How can Statistics Increase the Catch? *Board of Conserv. Educational Series* 3: 5-18.
- Kleiber, P. and C. Perrin, 1991. Catch-per-effort and stock status in the U.S. North Pacific albacore fishery: Reappraisal of both. *Fish. Bull.* 89:379-386.
- Klingenberg, C.P. and R. Froese, 1991. A multivariate comparison of allometric growth patterns. *Syst. Zool.* 40(4): 410-419.

- Klingenberg, C.P., 1996. Multivariate allometry. 23-43p. In. L.F. Marcus *et al.* (eds). Advances in Morphometrics, Plenum Press, New York.
- Laevastu, T., 1995. Marine climate, weather and fisheries. John –Wiley & Sons, Inc., New York, 204p.
- Laroche, J. and N. Ramananarivo, 1995. A preliminary survey of the artisanal fishery on coral reefs of the Tuléar Region (southwest Madagascar). Coral Reefs 14:193-200
- Leigh, E.G., 1990. Community diversity and environmental stability: A re-examination. Tree 5(10): 340-344.
- Lluch-Belda, D.; D.B. Lluch-Cota; S. Hernández-Vázquez; C.A. Salinas-Zavala and R. A. Schwartzlose, 1991. Sardine and anchovy spawning as related to temperature and upwelling in the California Current System. CalCOFI Rep., 32:7p.
- Longhurst, A.R. and D. Pauly, 1987. Ecology of tropical oceans. Academic Press, Inc., San Diego, Ca., U.S.A., 407p.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds, 1988. Statistical Ecology. A primer on methods and computing. Jphn Wiley & Sons. N.Y., 339p.
- Macías Z., R., 1992. Relaciones entre la pesca deportiva y comercial del pez vela (*Istiophorus platypterus*), en el Pacífico mexicano. Tesis de M. en C., CICIMAR, La Paz, B.C.S., 71p.
- Macías Z., R., 1994. Programa de análisis armónico ANARMO1.EXE, en Basic. Programa computacional interno. SEMARNAP/INP/CRIP-Manzanillo.
- Macías Z., R.; H. Santana H. y J.J. Valdez F., 1985. Informe final del Proyecto Prospección Hidroacústica en el litoral del estado de Colima. SEPESCA/INP, CRIP-Manzanillo, Col., 46p.
- Macías Z., R.; N.A. Venegas y A.L. Vidaurre S., 1993. La pesca deportiva del pez vela (*Istiophorus platypterus*) y su relación con la pesca comercial. Inv. Mar. CICIMAR 8(2): 87-93
- Madrid V., J., 1990. Ecología de algunas especies de peces de importancia comercial. Tesis de M. en C., Fac. Ccias. UNAM, México, D.F. 179p.
- Madrid V., J., 1995. Estructura, dinámica y producción de las comunidades de peces de ambientes coralinos y artificiales introducidos en la Bahía de Manzanillo, Colima, México. Informe de Investigación. SEPESCA/INP, Manzanillo, Col., 13p.
- Madrid V., J.; T.L. Pérez-Vivar; M. Cruz R. y E. Espino-Barr, 1995. Los peces marinos de la plataforma continental de Michoacán y Colima, México y sus relaciones con las regiones biogeográficas del Pacífico. Informe de Investigación. SEPESCA/INP, Manzanillo, Col., 9p.
- Madrid V.,J. & P. Sánchez, 1997. Patterns in marine fish communities as shown by artisanal fisheries data on the shelf off Nexpa River, Michoacan, Mexico. Fisheries Research 33: 149-158.
- Madrid V.,J.; P. Sánchez and A.A. Ruiz, 1997. Diversity and abundance of a tropical fishery on the Pacific shelf of Michoacán, México. Estuarine, Coastal and Shelf Science 45: 485-495.
- Madrid V., J.M., 1999. Aspectos de ecología, las pesquerías y la biografía de los peces costeros de Michoacán y Colima, México. Tesis doctoral, Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona, 247p.
- Mann, K.H. and J.R.N. Lazier, 1996. Dynamics of Marine Ecosystems. Biological-Physical Interactions in the Oceans. 2nd Ed. Blackwell Science. U.K., 394 p.
- Margalef, R., 1977. Ecología. Ediciones Omega, S.A., España, 951p.
- Margalef, R., 1980. Ecología. Editorial Planeta, España, 252p.
- Mckenna, J.E, and S.B. Saila, 1991. Application of an objective method for detecting changes in fish communities: Samar Sea, Philippines. Asian fisheries Science 4: 201-210.
- Mendenhall, W., 1987. Introducción a la probabilidad y la estadística. Ed. Grupo Editorial Iberoamérica, México, 628p.
- Murawski, S.A. and J.T.Finn, 1988. Biological basis for mixed-species fisheries: species co-distribution in relation to Environmental and Biotic Variables. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45:1720-1735.
- Nichols, J.D.; T. Boulinier; J.E. Hines; K.H. Pollock and J.R. Sauer, 1998. Inference Methods for spatial variation in species richness and community composition when not all species are detected. Conservation Biology 12(6):1390-1398.

- NOAA (National Oceanographic and Atmosferic Administration), 1983-1993. Oceanographic monthly summary. U.S. Dep. Of Commerce. National Weather Service/ National Earth Satellite Service. Vol. '83-'87, No. 1-12.
- NOAA, 1991. Our living oceans. The first annual report on the status of U.S. living marine resources. Dept. Of Commerce. 123p.
- Odum, E.P., 1982. Ecología. Ed. Interamericana 3^a ed. México, 639p.
- Palko, R.J.; G.L. Beardsley and W.J.Richards, 1981. Synopsis of the Swordfish, *Xiphias gladius*. FAO Fisheries Synopsos No. 127, NOAA Technical Report NMFS Circular 441. 21p.
- Pauly, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. Int. Explor. Mer. 39(2):175-192.
- Pauly, D., 1986. Concepts that work: some advances in tropical fisheries resarch, p. 15-18. In J.L. Dizon and L.V. Hosillos (eds.) The first asian fisheries Forum. Asian Fisheries Society, Manila, Philippines.
- Pauly, D., 1991. Growth performance in fishes: Rigorous description of patterns as a basis for understanding causal mechanisms. ICLARM, Philippines, No.793, Fishbyte 4(3):3-6.
- Pauly, D. and N. David, 1980. A Basic Program for the objective extraction of growth parameters from length frequency data. Draft. ICLARM, Philippines, 20p.
- Pauly, D.; M.L. Soriano-Bartz and M.L.D. Palomares, 1993. Improved construction, parametrization and iterpretation of steady-state Ecosystem models., 1-13. In V. Christensen and D. Pauly (eds.) Trophic models of Aquatic Ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390p.
- Penchaszadeh, P.E. y J.J.Salaya, 1985. Estructura y ecología trófica de las comunidades demersales en el Golfo Triste, Venezuela. Cap-12: 571 a 598. In: Yáñez-Arancibia, A. (ed.). Recursos Pesqueros Potenciales de México: La pesca acompañante del camarón. Progr. Inv. De Alimentos, ICMYI, INP, UNAM, México, D.F., 748p.
- Pérez, J.F. and J.J. Mendoza, 1998. Marine Fisheries, Genetic Effects and Biodiversity. Naga, Tje ICLARM Quaterly, Oct-Dec.: 7-14p
- Pérez-España, H.; F. Galván-Magaña y L.A. Abitia-Cárdenas, 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecife rocoso del suroeste del Golfo de California, México. Ciencias Marinas 22 (3): 273-294.
- Pitcher, T.J. and P.J.B. Hart, 1982. Fisheries ecology. Croom Helm and Am. Ed., 414p.
- Rahel, F.J., 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. The American Naturalist 136(3): 328-344.
- Ramírez G., R., 1977. Estudio de factibilidad de una terminal pesquera en Manzanillo, Colima. DEPES. Tomo 2, México, D.F., 269-368p.
- Ramírez, H.E. y A. González P. (eds.), 1976. Catálogo de peces marinos mexicanos. SIC/INP. México, 462p.
- Ricker, W.E., 1948. Methods of estimating vital statistics of fish population. Science Ser. 15, Ind. Un. Publ., USA, 101p.
- Ricker, W.E., 1963. Big effects from small causes: two examples from fish population dynamics. J. Fish. Res. Board Can. 20:257-264.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can., (191): 382p.
- Rothschild, B.J., S. G. Smith and H. Li, 1996. The application of time series analysis to fisheries population assessment and modeling. Chap.7: 354-402. In: Gallucci, V.F., S.B. Saila, D.J.Gustafson and B.J. Rothschild (ed.) Stock Assessment. Quantitative Methods and applications for Small-Scale Fisheries. Lewis Publishers, USA, 527p.
- Ruiz-Luna, A., 1989. Descripción de la pesca y análisis de la variabilidad temporal de las capturas en la Bahía Els Alfacs (Delta del Ebro), agosto de 1982 a julio de 1984. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, España, 336p.
- Ruiz-Luna, A., 1991. Fuentes de variación de la captura obtenida por la folota de artes menores en la Bahía Els Alfacs, España. An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM, México, 18(1):89-98.
- Ruiz-Luna, A. y Madrid V., J., 1998. Análisis comparativo de tres sistemas de pesca artesanal. UNAM, Mazatlán, Sin., 10p.

- Russ, G.R. and A.C. Alcala, 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 56:13-27.
- Safran, P., 1992. Theoretical analysis of the weight-length relationship in fish juveniles. *Mar. Biol.* 112, 545-551
- Saila, S.B.; J.E. McKenna, S. Formacion; G.T. Silvestre and J.W. McManus, 1996. Empirical Methods and Models for Multispecies Stock Assessment. Chap. 8: 403-472. In: Gallucci, V.F., S.B. Saila, D.J. Gustafson and B.J. Rothschild (ed.) Stock Assessment. Quantitative Methods and applications for Small-Scale Fisheries. Lewis Publishers, USA, 527p.
- Salas-de-León, D.A., M.A. Monreal-Gómez, L. Sanvicente-Añorve y C. Flores-Coto, 1998. Influence de la circulation à long terme sur la répartition des organismes zooplanctoniques dans la Baie de Campeche, Mexique. *Oceanologica Acta* 21(1):87-93.
- Santana-Hernández, H.; R. Macías Z. Y A.L. Vidaurri S., 1996. Relación entre la abundancia de peces de pico y la temperatura del agua en el Pacífico mexicano. *Ciencia Pesquera* 13: 62-65.
- Schirripa, M.J., 1992. Analysis of the age and growth of vermilion snapper with an assessment of the fishery in the Gulf of Mexico. Miami Laboratory Contribution No. MIA-91/92-74. 47p.
- Schuck, H.A., 1949. Relationship of catch to changes in population size of New England Haddock. *Biometrics* 5 (39: 213-231.
- Schwartz, F.J.; G. Safrit and J. Purifoy, 1990. Long-term ecological stability of fish faunas in natural and man-made coastal ponds subjected to shifting marine and freshwater conditions. *J. Aquat.* 3(1):1-6.
- SEMARNAP, 1997. Anuario Estadístico de Pesca 1996. México, D.F.,
- Sousa, W.P., 1985. Disturbance ant Patch dynamics on Rocky Intertidal Shores. Chap 7. In: The Ecology of natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press Inc., 101-123.
- Sparre, P. y S. C. Venema, 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1 - Manual. FAO Doc. Tec. de Pesca 306/1, Roma, 420p.
- Steel, R. G. D. y J. H. Torrie, 1985. Bioestadística: principios y procedimientos. 1^a ed. español. McGraw Hill, México. 622p.
- Thomson, D.A., L.T. Findley y A. N. Kerstitch, 1979. Reef fishes of the Sea of Cortez. The rocky-shore fishes of the Gulf of California. John Wiley & Sons. 302p.
- Tyler, A.V., 1971. Periodic and Resident Components in Communities of Atlantic Fishes. *J. Fish. Res. Board Can.* (28):935-946
- Walters, C., 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conservation Ecology* [online] 1(2):1. Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss2/art1>
- Wolter, K., 1987. The southern oscillation in surface circulation and climate over the tropical Atlantic, Eastern Pacific, Indian Oceans as captured by cluster analysis. *Journal of Climate and Meteorology* 26: 540-558.
- Wolter, K., 1999. MEI Update. <http://www.cdc.noaa.gov/~kew/MEI/>, 7-jun-99.
- Wolter, K. And M.S. Timlin, 1998. Measuring the strength of ENSO events. How does 1997/98 rank? *Weather* 53(9): 315-323
- Zar, J.H., 1996. Biostatistical analysis. 3rd ed. Prentice Hall. USA., 662p.

ANEXO

Formato de muestreo biológico.



INSTITUTO NACIONAL DE LA PESCA
CENTRO REGIONAL DE INVESTIGACIÓN PESQUERA



PROGRAMA PESQUERÍAS RIBEREÑAS

Forma de Muestreo Biológico

Nombre del Barco _____

Profundidad _____

Fecha de partida: _____

Arte de pesca _____

Lugar de captura _____

Captura total _____

Hora de lance _____

Días de pesca _____

Tiempo de Pesca _____

Fecha _____

Muestrearon: _____ y _____

Formato de muestreo pesquero.



INSTITUTO NACIONAL DE LA PESCA
CENTRO REGIONAL DE INVESTIGACIÓN PESQUERA



PROGRAMA PESQUERÍAS RIBEREÑAS

Forma de Muestreo Intensivo

Fecha: _____

Nombre de la cooperativa: _____

Nombre de la embarcación: _____

Distancia de la Costa: _____ Bajo: _____

Profundidad: _____

Fecha de partida : _____ Hora de lance: _____

Horas de pesca: _____ Arte de pesca: _____

Tamaño de red: _____ Tamaño de la malla: _____

Palangre (número de anzuelos): _____

Anzuelo No.: _____

Tipo de anzuelo: _____

Número de pescadores: _____

Carnada: _____

Captura total: _____

Especies de peces (kg): _____

Número de tronchos: _____

tiburón _____ vela _____ marlin _____ espada _____

Especies de moluscos (nombre y peso kg): _____

Estado del mar: _____

Factores ambientales: _____

Muestrearon: _____ y _____