

00381

4



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**ANÁLISIS BIOECONÓMICO
DE LA PESQUERÍA DE ATÚN ALETA
AMARILLA (*Thunnus albacares*)
DEL PACÍFICO ORIENTAL TROPICAL**

T E S I S

200808

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**DOCTOR EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA)**

P R E S E N T A

JUAN ANTONIO DE ANDA MONTAÑEZ

**DIRECTOR DE TESIS: DR. ARTURO MUHLIA MELO
CODIRECTOR DE TESIS: DR. JUAN CARLOS SEIJO GUTIÉRREZ**



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Dedicatoria

A mis padres Pedro de Anda Brambila y Aurelia Montañez Rodríguez, por su amor y entrega para con sus hijos.

A mis queridos hermanos Pedro, Rosa María, María del Rosario, Jaime y Miriam, por esos años maravillosos que pasamos juntos.

A Susana mi compañera y amiga, por su paciencia, apoyo y entrega, pero sobre todo por su amor reflejado en dos hijos maravillosos que me ha regalado.

A mis amados hijos Juan Antonio y Susana Atziri, fuentes inagotables de resplandor y energía para lograr mis metas de superación.

A la memoria de mi madre y al vivo recuerdo de mi hijo Pedro Melchor.

Agradecimientos

A los doctores Arturo Muhlia Melo y Juan Carlos Seijo, por la dirección de esta tesis, su apoyo, interés y disposición para compartir sus conocimientos.

A los doctores Francisco Arrequín Sánchez, Virgilio Arenas Fuentes, Jaime González Cano, Manuel Uribe Alcocer y Francisco Xavier Chiappa Carrara por sus valiosas sugerencias y críticas al manuscrito.

Al Dr. Luis Capurro Filograsso por su siempre disposición y útiles observaciones. Al M. en C. Eduardo Francisco Balart Paez, a la Dra. Tania Zenteno Savin, a la M. en C. Irma Olquín Espinoza por su revisión y comentarios, que me permitieron mejorar este trabajo.

A la M. en C. Adriana Muhlia Almazán por el apoyo brindado en el manejo de la base de datos. Al M. en C. Alberto Amador Buenrostro por proporcionar las imágenes satelitales. Al Dr. Salvador Lluch Cota por facilitar la base de datos ambiental. A la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) por facilitar la base de datos de la pesquería de atún del Océano Pacífico oriental tropical.

A mis amigos y compañeros de trabajo que involuntariamente no menciono, pero que de una u otra forma contribuyeron durante el desarrollo de esta disertación.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. por brindarme la oportunidad de cursar y obtener el grado de Doctor en Ciencias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca 92127 y por el Proyecto 4275P-79608.

RESUMEN

Por la importancia que tiene para México la pesquería de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), la presente disertación apunta a conocer el funcionamiento de la pesquería pelágica del atún del Océano Pacífico oriental tropical. El estudio cubre los siguientes problemas referentes a esta pesquería: 1) reclutamiento en relación a las condiciones oceanográficas, 2) economía y manejo de la pesquería, 3) estimación espacial de índices de capturabilidad, 4) comportamiento espacial del recurso en relación a las características oceanográficas, y 5) interacciones potenciales en la pesquería.

Los resultados obtenidos del análisis no paramétrico para determinar si el reclutamiento está relacionado al tamaño del stock reproductor, no demostraron una relación consistente. De los modelos utilizados, los que mejor ajuste estadístico tuvieron fueron el de Ricker y el de Beverton-Holt resueltos con procedimientos no lineales. El modelo de Ricker presentó la menor suma de diferencias cuadráticas y sus parámetros fueron significativos al 99% de nivel de confianza. Los modelos stock-reclutamiento dependientes del ambiente mostraron resultados similares. En el caso del modelo de Ricker con la incorporación de la temperatura superficial del mar (TSM) o el Índice de Oscilación del Sur (IOS), explicaron el 73 y 74%, respectivamente. Las diferencias entre los valores de reclutamiento observado y calculado con el modelo de Ricker fueron significativas ($p < .10$), mientras que con los modelos de Beverton-Holt y Shepherd las diferencias no fueron significativas ($p > .10$). Los incrementos en el reclutamiento fueron asociados con incrementos en la temperatura superficial del mar. La probabilidad de ocurrencia de un reclutamiento alto durante un año frío fue baja ($p = 0.27$), y durante un año cálido fue alta ($p = 0.62$).

Utilizando el método de simulación de sistemas se construyó un modelo bioeconómico, dinámico y no-lineal, integrando factores biológicos, ambientales y económicos. Los mejores resultados fueron obtenidos cuando la función de reclutamiento de Beverton y Holt fue incorporada al modelo de simulación; por lo que probablemente ésta sea la que mejor describe la estructura de la dinámica poblacional. Se realizaron experimentos de simulación con diferentes estrategias de manejo bajo condiciones de riesgo e incertidumbre para observar el impacto dinámico en variables relevantes, tales como, biomasa, rendimiento, retornos netos. El riesgo asociado a cada estrategia, en términos de renta, mostró que el esfuerzo en máximo rendimiento económico (f_{MRE}) y el esfuerzo ejercido en el año de 1997 (f_{1997}) presentaron las probabilidades más bajas de exceder los Puntos de Referencia Límite (PRLs), mientras que las estrategias captura en máximo rendimiento sostenible (C_{MRS}) y cuota de captura sugerida en el año de 1997 (CC_{1997}) exhibieron las probabilidades más altas. Es necesario implementar medidas de manejo adicionales a la ya existente con el propósito de evitar que la pesquería se sobrecapitalice y, consecuentemente, la renta se disipe en el tiempo.

Se realizó un análisis de capturabilidad (q) por área de pesca para la serie temporal de

datos de captura y esfuerzo de la flota de cerco comprendida entre 1970 y 1993. Para las estimaciones de q se aplicó un modelo dinámico de biomasa, aplicando la técnica de remuestreo bootstrap. El patrón general de q fue el de disminuir hacia el ecuador y, aunque menos evidente, a disminuir con la longitud oeste. Las áreas costeras presentaron un alto coeficiente de variación asociado con condiciones oceanográficas menos estables. Se señala que los cambios en abundancia, así como los cambios en la amplitud de la distribución del atún aleta amarilla son factores importantes que afectan la capturabilidad. Se presenta la relación de q como función de la abundancia del recurso, cuya pendiente sugiere que los datos de captura por unidad de esfuerzo no son directamente proporcionales a los cambios de la abundancia de la población.

Se analizó la distribución espacial de la capturabilidad del atún aleta amarilla por áreas de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ para el período 1970-1993. Las variaciones espacio-temporales de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) de los atunes aleta amarilla y barrilete fueron también analizadas bajo condiciones ambientales extremas, considerando los años cálidos de 1982 y 1987, y los años fríos de 1988 y 1989. Asimismo, se llevó a cabo un análisis para identificar una probable interacción pesquera. La capturabilidad mostró un patrón espacial bien definido con una orientación aproximada oeste-noroeste, y asociada al gradiente de temperatura. La distribución espacial de la CPUE del aleta amarilla mostró parches de alta densidad en áreas con anomalías de temperatura, tanto positivas de hasta 4°C como negativas de hasta -5°C . El atún barrilete mostró la misma distribución que el aleta amarilla pero con menor abundancia. Esto sugiere que la temperatura por sí sola no restringe la distribución del atún. Los resultados del análisis de las interacciones sugieren que no hay una aparente influencia de las embarcaciones de la clase 6 sobre las embarcaciones de la clase 1 y de carnada. Asimismo, no se observó evidencia que muestre un efecto negativo de la captura de aleta amarilla sobre la CPUE de barrilete.

ABSTRACT

The present dissertation is a study of the functioning of the pelagic tuna fishery in the eastern tropical Pacific Ocean, due to the importance in Mexico of the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) fishery. The study covers the following problems regarding this fishery: 1) recruitment and its relationship to oceanographic conditions, 2) economy of the fishery and impact of the decision making, 3) spatial estimate of catchability indexes, 4) spatial behavior of the resource and its relationship to oceanographic conditions, and 5) potential interactions in the fishery.

The results of the non-parametric analysis to determine if recruitment is related to the size of the reproductive stock were not consistent. Of the three tests performed, only one showed that a relationship exists. Of the models tested, the ones that gave the best statistical fit to observed data were those of Ricker and Beverton-Holt when solved with non-linear procedures. The Ricker model gives the smallest sum-of-squares and its parameters were significant at the 99% level. The environmentally-dependent stock-recruitment models showed similar results. In the case of Ricker's model, 73% of the variation was explained by incorporating the sea surface temperatures, and 74% by the southern oscillation index. The difference between expected and observed recruitment with the Ricker's model were significant ($p < .10$), while in the models of Beverton-Holt and Shepherd, these differences were not significant ($p > .10$). Increases in recruitment was associated with increases in sea surface temperature. Analysis showed that there is a low recruitment probability ($p = 0.27$) during a cold year, but a high probability ($p = 0.62$) during a warm year.

A system simulation method was used to build a nonlinear, dynamic and bioeconomic model integrating biological, environmental, and economic factors. The best results were obtained when the recruitment function of Beverton and Holt was incorporated to the simulation model; thus probably this is the one that better describes the structure of the population dynamics. Simulation experiments were made with different management strategies to observe the dynamic impact on the performance variables (i. e. resource biomass, fishery yield, net returns). A precautionary approach was taken to make recommendations for the management of the tuna fishery considering risk in decision making. Risk associated to each strategy, in terms of rent, showed that the effort in maximum economic yield (f_{MRE}) and the effort applied in the year of 1997 (f_{1997}) had lower probabilities of exceeding Limit Reference Points (LRPs). In the same way, the strategies, Catch in maximum sustainable yield (C_{MRS}) and Catch Quota suggested in the year of 1997 (CC_{1997}), showed the higher probabilities. It is necessary to implement management measures in addition to those already in existence with the purpose of avoiding overcapitalization of the fishery and the consequent dissipation of the rent over time.

A catchability analysis per fishing area was developed based on catch and effort data of the purse-seine fleet from 1970 to 1993. Catchability was estimated by using a biomass dynamic model using bootstrap. As a general pattern, catchability decreases towards the equator and western longitude, although the latter is less evident. Coastal areas had a higher coefficient of variation

associated with less stable oceanographic conditions. Changes in abundance and spatial distribution of the yellowfin are important factors that affect catchability. The relationship of q , the catchability coefficient, as a function of biomass is shown in the slope suggesting an inverse relation.

The spatial catchability distribution of the yellowfin tuna was analyzed per areas of $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ from 1970 to 1993. The spatial and time variations of the Catch-Per-Unit Effort (CPUE) of the skipjack and yellowfin tunas were also analyzed under extreme environmental conditions, considering the warm years of 1982 and 1987 and the cold ones of 1988 and 1989. Also, an analysis was performed to identify a probable fishery interaction. The catchability showed a very defined spatial pattern with an approximate W-NW orientation, and a close association with the temperature gradient. The spatial distribution of the yellowfin tuna CPUE showed patches of high density in areas with anomalies of temperature as positive as 4°C and as negative as -5°C . The skipjack tuna showed the same distribution as the yellowfin but with smaller abundance. This suggests that temperature by itself does not limit the distribution of tuna. The results of the analysis of the interactions suggest that there is no apparent influence of the class-6 vessels over the class-1 and the baitboat vessels. There was no evidence of the existence of a negative effect of the yellowfin catch over the skipjack CPUE.

Tabla de Contenidos

	Página
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABLAS	xii
GLOSARIO DE SÍMBOLOS	xv
GLOSARIO DE DEFINICIONES	xvii
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
Aspectos generales	1
Definición del problema	2
Hábitat	3
Objetivos de estudio	4
Hipótesis de trabajo	4
Enfoque de la investigación	5
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	7
Biología y ciclo de vida	7
Clasificación	7
Primeros estadios de vida	7
Edad, crecimiento y tasa de crecimiento	8
Maduración, desove y proporción de sexo	9
Estructura de stock y distribución	10
Mortalidad natural	12
Interacción con otras especies	12
Delfín	12
Atunes barrilete y patudo	13
Pesquería y Manejo	13
Pesquería	13
Capturas	14
Manejo	15
Dinámica de poblaciones	16
Interacción de equipos	19
Océano Pacífico Oriental Tropical (POT)	20
Productividad biológica	22
Estructura térmica	26
Surgencias	26
Frentes	27
Domos	28
CAPÍTULO 3. RECLUTAMIENTO Y VARIABILIDAD AMBIENTAL	34
Introducción	34
Materiales y métodos	35
Modelos stock-reclutamiento	35
Variabilidad ambiental en el POT	38
Modelos stock-reclutamiento dependientes del ambiente	38
Análisis de ordenación	39
Resultados	40
Reclutamiento y éxito reproductivo	40
Modelos stock-reclutamiento	41
Variabilidad ambiental en el POT	41

Modelos stock-reclutamiento dependientes del ambiente	42
Análisis de ordenación	43
Discusión	43
CAPÍTULO 4. ANÁLISIS BIOECONÓMICO BAJO CONDICIONES DE RIESGO E INCERTIDUMBRE	64
Introducción	64
Materiales y métodos	65
Fuente de datos	65
Modelo matemático	65
Validación del modelo	69
Simulación de diferentes estrategias de manejo de la pesquería	69
Análisis de sensibilidad	69
Manejo precautorio de la pesquería	69
Análisis de decisión con probabilidades matemáticas	70
Criterio bayesiano	70
Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas	70
Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder los PRLs y PROs.....	71
Resultados	71
Validación del modelo	71
Análisis de sensibilidad	71
Análisis de decisión con probabilidades matemáticas	72
Criterio bayesiano	73
Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas	73
Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder los PRLs y PROs.....	74
Discusión	74
CAPÍTULO 5. ESTIMACIONES DE CAPTURABILIDAD (q) POR ÁREA	91
Introducción	91
Materiales y métodos	92
Resultados	93
Ajuste del modelo	93
Estimación de parámetros	94
Discusión	95
CAPÍTULO 6. ANÁLISIS ESPACIAL Y SU RELACIÓN CON CONDICIONES AMBIENTALES EXTREMAS	106
Introducción	106
Materiales y métodos	107
Capturabilidad	107
Variabilidad intra e interanual de la distribución y abundancia relativa ...	108
Variabilidad ambiental	109
Interacciones	109
Resultados	110
Capturabilidad	110
Variabilidad intra e interanual de la distribución y abundancia relativa ...	110
Variabilidad ambiental	111
Interacciones	113
Discusión	114
Capturabilidad	114
Variabilidad intra e interanual de la distribución y abundancia relativa ...	115

Interacciones	119
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES	142
BIBLIOGRAFÍA	147
ANEXO A	160
ANEXO B	162
ANEXO C	163

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. El Pacífico Oriental Tropical (POT), y el Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) (CIAT, 1999).
- Figura 2. a) Índices de abundancia del atún aleta amarilla en el OPO derivados de datos de captura por día de pesca (CPDP), junto con estimaciones de la biomasa de los peces de mayor tamaño obtenidas de los análisis de cohortes (ajustadas para que el promedio coincida con el de la CPDP). b) Índices de abundancia derivados de datos de tiempo de búsqueda, junto con estimaciones de la biomasa de todos los peces obtenidas de los análisis de cohortes (ajustadas para que el promedio coincida con el del método de tiempo de búsqueda) (CIAT, 1999).
- Figura 3. Diagrama de las principales corrientes superficiales en el Pacífico oriental tropical. Corriente de California (CC), Corriente Nor-Ecuatorial (CNE), Corriente Costera de Costa Rica (CCCR), Corriente de Perú (CP), Corriente Sud-Ecuatorial (CSE), Contra Corriente Ecuatorial (CCE), y Corriente de Cromwell (Pickard, 1968).
- Figura 4. Representación de las áreas Niño en el Pacífico Oriental Tropical (POT). El área Niño 4 se localiza entre 5°N-5°S y 160°E-150°O (Reynolds y Smith, 1994).
- Figura 5. Relación entre el Stock reproductor (S) y el Reclutamiento (R) del atún aleta amarilla del POT, a) cohorte X, b) cohorte Y, y c) cohortes combinadas (X+Y).
- Figura 6. Métodos no paramétricos aplicados a datos stock-reclutamiento. a) El reclutamiento máximo es R_{max} y el correspondiente stock reproductor es S_{Rmax} , los cuales dejan fuera a 21 puntos de 27. De aquí, $r_{max} = (21-1)/(27-1) = 0.77$. Similarmente el reclutamiento mínimo es R_{min} y el correspondiente stock reproductor es S_{Rmin} , los cuales dejan fuera a 23 puntos de 27. De aquí, $r_{min} = (23-1)/(27-1) = 0.85$. b) El reclutamiento medio por abajo de la mediana del stock reproductor es \bar{R}_{abajo} y el reclutamiento medio por arriba de la mediana del stock reproductor es \bar{R}_{arriba} (Myers y Barrowman, 1996).
- Figura 7. Distribución anual del logaritmo del reclutamiento sobre la biomasa reproductora del atún aleta amarilla del POT, a) cohorte X, b) cohorte Y, y c) cohortes combinadas (X+Y).
- Figura 8. Modelos stock-reclutamiento denso-dependientes ajustados a datos de las cohortes combinadas (X+Y) de la población de atún aleta amarilla del POT.

- Figura 9. Ciclo anual promedio de la temperatura superficial del mar para el período de 1967-1994. Las bandas punteadas representan una desviación estándar, y la línea horizontal el promedio general, a) Area Niño 1+2, y b) Area Niño 3.
- Figura 10. Anomalías de la temperatura superficial del mar, a) Area Niño 1+2, b) Area Niño 3, y c) Anomalías del índice de oscilación del sur.
- Figura 11. Reclutamiento observado y calculado con diferentes modelos incorporando la temperatura superficial del mar para la población de atún aleta amarilla del POT.
- Figura 12. Ordenación de los años con base a sus características ambientales por el método de análisis factorial. Círculos blancos representan reclutamientos bajos y círculos negros representan reclutamientos altos.
- Figura 13. Valores observados y simulados de: a) Captura y b) Esfuerzo. En ambos casos, para los años de 1968 a 1997.
- Figura 14. Simulación del Máximo Rendimiento Económico con un nivel de esfuerzo de 24,500 días de pesca.
- Figura 15. Análisis de sensibilidad que muestra el efecto de cada parámetro sobre tres variables relevantes, y por estrategia de manejo, expresados como correlación.
- Figura 16. Áreas usadas para el muestreo de atún en el Pacífico Oriental Tropical (CIAT, 1995).
- Figura 17. Comportamiento de a) biomasa (línea gruesa), captura (línea delgada), y esfuerzo (línea punteada), b) CPUE observado (círculos), y calculado (línea), c) residuales. De acuerdo al ajuste del modelo no equilibrado de Schaefer para el área 7 y embarcaciones de la clase-1 de la pesquería de atún del POT.
- Figura 18. Comportamiento de a) biomasa (línea gruesa), captura (línea delgada), esfuerzo (línea punteada), b) CPUE observado (círculos), y calculado (línea), c) residuales. De acuerdo al ajuste del modelo no equilibrado de Schaefer para el área 7 y embarcación de la clase-6 de la pesquería de atún del POT.
- Figura 19. Comportamiento de a) biomasa (línea gruesa), captura (línea delgada), y esfuerzo (línea punteada), b) CPUE observado (círculos), y calculado (línea), c) residuales. De acuerdo al ajuste del modelo no equilibrado de Schaefer para la región 2 y embarcaciones de la clase-6 de la pesquería de atún del POT.
- Figura 20. Patrón de la capturabilidad como una función de la biomasa a partir de estimaciones por área de pesca para la embarcaciones de la clase-6 del POT, para el período 1970-1993. Los números corresponden a las áreas de pesca.

- Figura 21. Patrón espacial de los índices de capturabilidad para el atún aleta amarilla del POT para el período 1970-1993.
- Figura 22. Patrón de capturabilidad como función de la biomasa a partir de estimaciones por área de pesca (cuadrantes 5°x5°) para embarcaciones de la clase-6 que operaron en el POT en el período 1970-1993.
- Figura 23. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1982.
- Figura 24. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1982.
- Figura 25. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1987.
- Figura 26. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1987.
- Figura 27. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1988.
- Figura 28. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1988.
- Figura 29. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1989.
- Figura 30. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase-6 del POT en 1989.
- Figura 31. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1982, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.
- Figura 32. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1987, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.
- Figura 33. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1988, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.
- Figura 34. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1989, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.
- Figura 35. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1982.
- Figura 36. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1987.

Figura 37. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1988.

Figura 38. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1989.

LISTA DE TABLAS

- Tabla 1. Características biológicas de algunas especies de atún del Pacífico (tomada de Bayliff, 1980).
- Tabla 2. Estadísticos de la población de atún aleta amarilla; n , número de años de datos stock-reclutamiento; S_{max} / S_{min} , tasa de S máximo a S mínimo; r_{max} , rango relativo de la cantidad de reproductores para el R máximo; r_{min} , rango relativo de la cantidad de reproductores para el R mínimo; $\bar{R}_{arriba} / \bar{R}_{abajo}$, tasa del R medio por arriba de la mediana de la cantidad de reproductores al R medio por abajo de la mediana de la cantidad de reproductores, y "Método", método usado para evaluar el stock (APS = análisis de población secuencial).
- Tabla 3. Funciones stock-reclutamiento denso-dependientes de Ricker ajustadas a datos de las cohortes X, Y, y X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.
- Tabla 4. Funciones stock-reclutamiento denso-dependientes de Beverton-Holt ajustadas a datos de las cohortes X, Y, y X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.
- Tabla 5. Funciones stock-reclutamiento de Shepherd ajustadas a datos de las cohortes X, Y, y X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.
- Tabla 6. Funciones stock-reclutamiento dependientes del ambiente de Ricker ajustadas a datos de la cohorte X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.
- Tabla 7. Funciones stock-reclutamiento dependientes del ambiente de Beverton-Holt ajustadas a datos de la cohorte X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.
- Tabla 8. Funciones stock-reclutamiento dependientes del ambiente de Shepherd ajustadas a datos de la cohorte X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.
- Tabla 9. Correlación (factor de carga) de los años sobre cada uno de los componentes principales. Se marca con un asterisco (*) aquellos años que contribuyen de manera más importante a cada componente.
- Tabla 10. Probabilidad de ocurrencia de dos niveles de reclutamiento (bajo y alto) con características oceanográficas de años frío y cálido.
- Tabla 11. Parámetros de entrada al modelo bioeconómico de la pesquería de atún aleta amarilla.

- Tabla 12. Tablas de decisión basadas en el *VPN* (US\$) considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo, con tres posibles estados de la naturaleza, a) Mortalidad natural (*M*), b) Precio (*P*), y sus respectivas probabilidades (*p*). Las cantidades y estrategias marcadas en negritas indican la selección de acuerdo al grado de aversión al riesgo.
- Tabla 13. Tablas de decisión usando el criterio Bayesiano: matriz de pérdida de oportunidades (US\$).
- Tabla 14. Tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximin.
- Tabla 15. Tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Minimax.
- Tabla 16. Tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximax.
- Tabla 17. Valor presente neto de la pesquería con diferentes estrategias y tasas de descuento (δ).
- Tabla 18. Valor presente neto de la pesquería con diferentes estrategias y tasas de descuento (δ).
- Tabla 19. Probabilidad (%) de exceder los puntos de referencia límite (PRL) y objetivo (PRO), considerando la incertidumbre en mortalidad natural (*M*).
- Tabla 20. Probabilidad (%) de exceder los puntos de referencia límite (PRL) y objetivo (PRO), considerando la incertidumbre en Precio (*P*).
- Tabla 21. Índices de capturabilidad para la pesquería de atún aleta amarilla del POT (valor medio proveniente del bootstrap) por área de pesca para las embarcaciones de la clase-1 y 6, y valores máximo (Máx), mínimo (Mín), desviación estándar (DE), y coeficiente de variación (CV).
- Tabla 22. Índices de capturabilidad para la pesquería de atún aleta amarilla del POT (valor medio proveniente del bootstrap) por región para las embarcaciones de la clase-1 y 6, y valores máximo (Máx), mínimo (Mín), desviación estándar (DE), y coeficiente de variación (CV).
- Tabla 23. Intensidad de la tendencia de los residuales por área y región para las embarcaciones de la clase-1 y 6.
- Tabla 24. Correlaciones de la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase-6 sobre la tasa de captura (CPUE) de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase-1.
- Tabla 25. Correlaciones de la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase-6 sobre la tasa de captura (CPUE) de atún aleta amarilla de embarcaciones de carnada.

Tabla 26. Correlaciones de la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase-6 sobre la tasa de captura (CPUE) de atún barrilete de embarcaciones de cerco de la clase-6.

GLOSARIO DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado	Unidad de medida
AIA	Agua Intermedia del Antártico	----
ARCAA	Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla	----
ASE	Agua Superficial Ecuatorial	----
ASS	Agua Superficial Subtropical	----
ASsSt	Agua Subsuperficial Subtropical	----
AST	Agua Superficial Tropical	----
CC	Corriente de California	----
CC_{1997}	Cuota de Captura del año de 1997	ton
CCCR	Corriente Costera de Costa Rica	----
CCE	Contra Corriente Ecuatorial	----
CCr	Corriente de Cromwell	----
CIAT	Comisión Interamericana del Atún Tropical	----
C_{MRS}	Captura en máximo rendimiento sostenible	ton
CNE	Corriente Nor-Ecuatorial	----
CP	Corriente de Perú	----
CPDP	Captura Por Día de Pesca	ton
CPUE	Captura Por Unidad de Esfuerzo	ton
CSE	Corriente Sud-Ecuatorial	----
CV	Coeficiente de Variación	----
DE	Desviación Estándar	----
ENSO	El Niño/Oscilación del Sur	----
f_{MRE}	Esfuerzo en máximo rendimiento económico	días de pesca
f_{1997}	Esfuerzo ejercido en el año de 1997	días de pesca
IOS	Índice de Oscilación del Sur	----
MRE	Máximo Rendimiento Económico	US\$
MRS	Máximo Rendimiento Sostenible	ton
OPCT	Océano Pacífico Central Tropical	----
OPWT	Océano Pacífico Occidental Tropical	----

PNM	Presión a Nivel del Mar	----
POT	Océano Pacífico Oriental Tropical	----
PRL	Punto de Referencia Límite	----
PRO	Punto de Referencia Objetivo	----
RPMS	Rendimiento Promedio Máximo Sostenible	ton
SDC	Suma de Diferencias Cuadráticas	----
TSM	Temperatura Superficial del Mar	----
VPN	Valor Presente Neto	----
ZCIT	Zona de Convergencia Inter-Tropical	----

GLOSARIO DE DEFINICIONES

Adversa al riesgo: Una persona que asigna a prospectos inciertos de futuros costos y beneficios equivalencias de certeza menores a los valores esperados.

Buscador de riesgo: Una persona que asigna a ingresos netos futuros inciertos equivalencias de certeza mayores a los valores esperados.

Costos de oportunidad de capital: Estos se definen en base a la siguiente mejor alternativa de inversión de capital.

Costos de oportunidad de mano de obra: Estos se definen en base a la siguiente mejor alternativa de ocupación de la mano de obra.

Costos fijos: Son aquellos en los que se incurre independientemente de que la flota opere o no (depreciación, intereses, gastos administrativos, etc).

Costos totales: Involucra la suma de los costos fijos y variables.

Costos variables: Son aquellos que se producen cuando el pescador o la flota sale a pescar (combustible, carnada, alimentos, etc).

Enfoque precautorio: Propugna la cautela en todos los aspectos de las actividades pesqueras: en la investigación pesquera aplicada, la ordenación y el aprovechamiento. Se puede traducir fácilmente en una “caja de herramientas” de medidas preventivas entre las cuales pueden escogerse las medidas apropiadas para diferentes situaciones. Tal enfoque sería compatible con los principios convenidos internacionalmente de desarrollo sostenible y de pesca responsable.

Estado de la naturaleza: La descripción de una condición y dinámica del recurso y la pesquería incluyendo parámetros tales como abundancia del stock, estructura de edad, mortalidad por pesca, las condiciones económicas de la industria y las condiciones del ambiente.

Incertidumbre: El conocimiento incompleto del estado o procesos (pasado, presente y futuro) de la naturaleza.

Neutral al riesgo: Una persona contenta de actuar sobre la base del valor esperado sin tomar en cuenta la varianza.

Precaución: En la ordenación del medio ambiente, el significado que se da por lo general a precaución es el de actuar por anticipado para evitar o minimizar efectos adversos, tomando en consideración las posibles consecuencias de equivocarse.

Punto de referencia: Un valor convencional, derivado del análisis técnico, que representa el estado de la pesquería o de la población y cuyas características se cree que pueden ser útiles para la ordenación de la unidad poblacional. Definir un punto de referencia como un valor convencional refleja lo que en términos prácticos puede ser frecuentemente asumido como valores arbitrarios y a menudo son especificados sin un término de varianza.

Punto de referencia límite: Indica un estado de una pesquería y/o un recurso, que se considera indeseable y que la acción de ordenación debe evitar.

Punto de referencia objetivo: Indica un estado de una pesquería y/o un recurso, que se considera deseable y en el cual debe adoptarse una acción de ordenación, ya sea durante el desarrollo o la recuperación de la población.

Riesgo: La probabilidad de un evento no deseado.

Tasa de descuento (δ): Es la tasa a la cual los ingresos futuros son descontados a valores presentes. Es simplemente un número que es usado en una manipulación aritmética, y en general, es tratada como una constante.

Valor presente: Es un concepto económico importante que permite realizar comparaciones monetarias en diferentes períodos de tiempo. Un igual monto de dinero a ser recibido ahora o en el futuro no significan lo mismo. En este contexto, la tasa de descuento puede ser usada como un mecanismo para comparar el valor del dinero en el tiempo.

Valor presente neto: La diferencia entre las tasas de beneficios y costos en un momento dado es denominada tasa de beneficio neto. Visto en términos de intervalos de tiempo discretos (años), el concepto de valor presente neto (*VPN*) puede expresarse de la forma siguiente:

$$VPN = \sum \frac{BT(t) - CT(t)}{(1 + \delta)^t}$$

donde, $BT(t)$ y $CT(t)$ son los beneficios y costos totales en el tiempo t .

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Aspectos generales

La pesquería de atún es sin duda una de las más importantes del mundo. El atún se distribuye en las áreas tropicales y subtropicales de los océanos Pacífico, Índico y Atlántico. La captura está compuesta por un grupo de especies de las cuales las principales son el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) y atún patudo (*Thunnus obesus*). El Océano Pacífico oriental tropical (POT) representa una de las regiones más productivas para las pesquerías de atún. La pesquería en el POT se inicia en los años 20, y hasta los años 60 la mayoría de las embarcaciones fueron de carnada, en su mayoría con registro de Estados Unidos. Este tipo de embarcaciones operaba exclusivamente en aguas costeras y cerca de las islas de alta mar por sus limitaciones de poca autonomía y necesidad de renovar la carnada cuando ésta se agotaba. La pesquería de palangre de Japón fue la primera que inició la captura de aleta amarilla en aguas distantes de la costa, extendiendo su rango de operación a casi todas las regiones tropicales de los tres océanos (Joseph, 1994; Mullen, 1994).

En 1950 se constituye la Comisión Interamericana del Atún tropical (CIAT) para administrar los stocks de atún, particularmente aleta amarilla en el POT. En 1957 con el desarrollo de nueva tecnología, los primeros barcos de carnada fueron convertidos a equipo de cerco. Como resultado inmediato se incrementó la tasa de captura. Para 1961, el equipo de cerco predominó en la flota, y con la construcción de barcos más grandes se extendió el área de operación de la flota hacia el sur y lejos de la costa. En el período 1966-1997 la CIAT estableció el sistema de cuotas como medida de conservación en el Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) (figura 1). Aun cuando se aprobaron cuotas de captura, éstas no se implementaron. La política de pesca sin delfín establecida en 1992 afectó la operación de las embarcaciones. Como resultado de esta política la flota de los Estados Unidos migró hacia el Pacífico occidental, y en México la captura y el precio del atún bajó (CIAT, 1999). En el año 2000, la CIAT establece veda para el atún aleta amarilla al alcanzarse el Rendimiento Máximo Sostenible de 270,000 toneladas en el POT.

En la actualidad, el equipo de cerco y en menor proporción el equipo de carnada,

representan la principal forma de captura de atún aleta amarilla en el POT, aunque también son capturados con palangre desplegados a diferentes profundidades. La tasa de captura con palangre es mucho menor que aquella obtenida con cerco. El equipo de cerco tiene la modalidad de diferentes tipos de lances, pesca sobre objetos flotantes, pesca sobre delfines y pesca sobre cardúmenes de atún no asociado con ninguno de los anteriores. La mayoría de los objetos son palos de origen natural, cadáveres de ballena y otros animales grandes, pero también hay objetos hechos por el hombre, tales como desechos plásticos, tabloncillos de madera, redes de pesca. Las agregaciones de fauna son diversas e incluyen no sólo delfines sino también muchas especies de atunes y otros peces grandes, tiburones, peces de pico, tortugas marinas, y muchas especies de aves marinas y peces pequeños (CIAT, 1991; Arenas *et al.*, 1999; Hall *et al.*, 1999).

En el presente estudio la captura fue computada como la suma de las capturas de los diferentes lances. En los años 80 y 90 el aleta amarilla representó aproximadamente el 66% de las capturas totales anuales, esto con artes de superficie. Desde 1987 la flota de cerco más numerosa ha sido la mexicana con un 33% de la capacidad total en 1997, le sigue Ecuador, Venezuela, Vanuatu y Estados Unidos con un 19, 17, 9 y 8% del total, respectivamente. Barcos de cerco de la clase 6 (>363 toneladas métricas) representaron el 89% de la capacidad total operada en el POT en 1997 (Nakano y Bayliff, 1992; CIAT, 1999).

Definición del problema

Las primeras evaluaciones de la población de atún aleta amarilla se realizaron con el modelo propuesto por Schaefer (1954, 1957), pero no tuvo mucho éxito al demostrarse que la curva de rendimiento en equilibrio no era simétrica. Pella y Tomlinson (1969) propusieron una generalización del modelo de Schaefer que permitió la asimetría al costo de introducir otro parámetro. En la actualidad, el estado del stock sigue siendo monitoreado por el personal de la CIAT, a través del método de cohortes, método de CPDP y método de tiempo de búsqueda, y usando modelos con estructura de edades y análisis de rendimiento por recluta. También, realizan estudios de oceanografía y su relación con el recurso. Sin embargo, el conocimiento de la relación stock-reclutamiento y su interacción con el ambiente, el estudio de parámetros importantes en dinámica de poblaciones como es el caso de la capturabilidad, el análisis desde un punto de vista bioeconómico usando la aproximación de simulación de sistemas y el enfoque precautorio, el análisis de patrones espaciales y temporales en relación a las condiciones

ambientales prevalecientes en el POT, la evaluación de interacciones potenciales entre las especies de atún aleta amarilla y barrilete, o entre las artes de pesca que operan en la pesquería. Son entre otros, requeridos de una manera integrada para un mejor entendimiento de la dinámica del recurso con propósitos de tener un mayor número de alternativas para el desarrollo de una estrategia de ordenación, que logre mantener la abundancia de la población de peces en niveles deseados para un manejo sostenible de la pesquería.

Uno de los resultados finales de la presente disertación es la formulación de un modelo matemático predictivo, que pueda simular el comportamiento de la pesquería en distintos escenarios que responden a distintos supuestos de los aspectos incluidos en el enfoque multidisciplinario.

Hábitat

Algunas de las características oceanográficas del POT es la circulación de agua que es dominada por cuatro principales corrientes. Con flujo de este a oeste en la superficie están la Corriente Nor-Ecuatorial (CNE) y la Corriente Sud-Ecuatorial (CSE). Con flujo de oeste a este están la Contra Corriente Ecuatorial (CCE) localizada entre las dos corrientes anteriores, y la corriente subsuperficial localizada en el ecuador conocida como Corriente de Cromwell (CCr). A lo largo del continente se localizan las corrientes de margen oriental conocidas como Corriente de California (CC) en el hemisferio norte y la Corriente de Perú (CP) en el hemisferio sur, ambas con flujo hacia el ecuador. La CCE tiene gran influencia en la característica cálida del POT y en las áreas de afloramiento de América Central y México.

Otra característica del POT es la bien desarrollada termoclina disminuyendo en profundidad de oeste a este. La productividad biológica en general es pobre, sin embargo, hay áreas que se distinguen por ser productivas como es el caso de la CC, la zona de afloramiento ecuatorial, la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) localizada entre la CCE y la CNE, asimismo, los afloramientos locales de los Golfos de Tehuantepec, Panamá y Guayaquil, y el Domo de Costa Rica (Thomas, 1977).

El sistema de vientos alisios tiene gran influencia en la circulación de agua del POT. Cuando los vientos del noreste son fuertes y se extienden hacia el ecuador durante la primera mitad del año, la CNE es fuerte y la CCE es débil. Cuando los vientos son débiles y con dirección norte durante la segunda mitad del año, la CCE es fuerte. El efecto de vientos fuertes son especialmente importantes en la zona costera de México y América

Central donde producen eventos de afloramiento (Wyrski, 1965, 1966, 1967, 1974; Tsuchiya, 1982; Fiedler, 1992).

Estos procesos oceanográficos juegan un papel importante en la distribución, abundancia y comportamiento del atún aleta amarilla en el POT. Por lo que es importante tratar de explicar los diferentes aspectos de la dinámica poblacional considerando la variabilidad espacio-temporal del ambiente.

Objetivos de estudio

En vista de lo expresado anteriormente, la presente disertación apunta a conocer el funcionamiento de la pesquería del atún. Se estudian los problemas relacionados con el reclutamiento y su relación con las condiciones oceanográficas, particularmente la temperatura superficial del mar (TSM) y el índice de oscilación del sur (IOS), la economía de la pesquería y el impacto de la toma de decisiones, la estimación de parámetros importantes en dinámica de poblaciones como es el caso de la capturabilidad (q), el comportamiento espacial del recurso y su relación con características oceanográficas particulares, y las interdependencias potenciales en la pesquería.

Para alcanzar el objetivo mencionado arriba, la presente investigación tiene cinco objetivos particulares, 1) evaluar los efectos de la biomasa del stock reproductor de la población y la variabilidad ambiental sobre el reclutamiento, 2) explorar diferentes estrategias de manejo bajo condiciones de riesgo e incertidumbre, considerando simultáneamente factores biológicos, abióticos, y económicos, 3) realizar estimaciones de capturabilidad por área de pesca y describir su patrón de comportamiento, 4) identificar posibles patrones espacio-temporales de los atunes aleta amarilla y barrilete bajo condiciones ambientales extremas, y 5) evaluar posibles interacciones tecnológica y biológica.

Hipótesis de trabajo

Una de las hipótesis del presente estudio asevera que la magnitud del reclutamiento del atún aleta amarilla depende no sólo de la abundancia del stock reproductor, sino también en gran medida de la variabilidad ambiental.

La hipótesis de trabajo abordada en el capítulo 4, establece que el valor presente neto calculado para la pesquería de atún aleta amarilla, dada una estrategia de explotación, será mayor que cero.

En los capítulos 5 y 6 la hipótesis de trabajo propone que la capturabilidad en espacio y tiempo no es constante, y que va a depender no sólo de la abundancia y distribución del stock, sino también de las condiciones ambientales.

Otra hipótesis de trabajo planteada en el capítulo 6 asume que la tasa de captura no está distribuida uniformemente, sino que se concentra en áreas que responden a ciertas características oceanográficas.

Enfoque de la investigación

Para este estudio se ha elegido el atún aleta amarilla que es explotado en el POT por diferentes países, entre ellos México para el que representa un recurso valioso del cual existe bastante información. La estrategia de trabajo será el considerar los aspectos biológicos, ecológicos y los de su explotación en capítulos separados.

El capítulo 2 presenta una revisión bibliográfica acerca de la biología y pesquería del atún aleta amarilla, y oceanografía del POT. Mediante esta revisión, nos damos cuenta que la información existente no es suficiente para responder satisfactoriamente a preguntas sobre, ¿cual es el efecto que tiene la pesquería y el ambiente en el reclutamiento y en la población en general?, ¿como respondería el recurso ante la implementación de diferentes estrategias de manejo?, ¿hay realmente una interacción entre las diferentes artes de pesca?, o entre las especies de atún aleta amarilla y barrilete?.

En el capítulo 3, se estudia el reclutamiento, usando para ello tres aproximaciones diferentes, un método no paramétrico propuesto por Myers y Barrowman (1996), el método paramétrico con los modelos tradicionales stock-reclutamiento, es decir, Ricker (1954), Beverton y Holt (1957) y Shepherd (1982). Posteriormente, a estos modelos les fue incorporada la variabilidad ambiental, de manera que también se obtuvieron modelos stock-reclutamiento dependientes del ambiente. Una tercera aproximación en la que se realiza un análisis de ordenación por el método de componentes principales para determinar la correlación entre diferentes variables ambientales y los años de 1967 a 1993, y con base a esta caracterización se analizó la variabilidad del reclutamiento.

El análisis bioeconómico es presentado en el capítulo 4, donde se construye un modelo dinámico, no-lineal que involucra diferentes aspectos de la biología del recurso, condiciones ambientales del POT y factores económicos de la pesquería. Se evalúan diferentes estrategias de manejo, entre ellas cuota de captura con la cual es administrada la pesquería. Todas las estrategias ejecutadas bajo condiciones de riesgo e

incertidumbre.

El capítulo 5, muestra un intento por evaluar algún patrón espacial de la capturabilidad (q), para lo que se obtienen valores de q por área a partir de un modelo dinámico de biomasa, aplicando la técnica de remuestreo bootstrap. En el capítulo 6, usando el mismo modelo y técnica de remuestreo, se obtienen valores de q a una escala espacial más fina. Se analiza la distribución espacial de la tasa de captura (CPUE) bajo condiciones ambientales extremas, esto es, años con la presencia del fenómeno El Niño y años fríos (La Niña). Finalmente, en este mismo capítulo, se presenta un análisis de potenciales interacciones tecnológica y biológica. En el primer caso, se incluyen los barcos de la clase 6 y 1, y la flota de carnada que operan en el POT. En el segundo caso, se incluyen las especies de atún aleta amarilla y barrilete. Finalmente, en el capítulo 7, se presenta la discusión general de los resultados obtenidos en los diferentes capítulos.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

Biología y ciclo de vida

Clasificación

La siguiente lista identifica la posición del atún aleta amarilla dentro de la familia Scombridae, siguiendo el esquema de Lindberg (1971):

Phylum Chordata

Subphylum Vertebrata

Superclass Gnathostomata

Class Teleostomi

Subclass Actinopterygii

Order Perciformes

Suborder Scombroidei

Family Scombridae

Sub-family Scombrinae

Tribe Thunnini

Genus *Thunnus*

Species *albacares*

La clasificación del atún aleta amarilla es discutida por Collette y Nauen (1983).

Primeros estadios de vida

Los numerosos estudios sobre los primeros estadios de vida de atún aleta amarilla indican que las larvas se distribuyen en todo el Océano Pacífico tropical (Suzuki *et al.*, 1978; Nishikawa *et al.*, 1985), aunque su distribución es limitada latitudinalmente a aguas tropicales y subtropicales. Las larvas están presentes durante todo el año en aguas ecuatoriales y con cambios estacionales en densidad en aguas subtropicales del Pacífico central y occidental. Picos estacionales en densidad de larvas se presentan en el área de la corriente de Kuroshio durante mayo y junio, y en la corriente Australiana oriental durante noviembre y diciembre. En el Pacífico oriental la distribución de larvas se reduce a veces durante el invierno del norte debido a que las aguas frías convergen hacia el

ecuador de norte a sur. Aunque no hay datos disponibles para todo el año, al parecer hay un pico en densidad de larvas de abril a junio en América Central (Suzuki *et al.*, 1978; Wild, 1993).

Klawe (1963) estudió la distribución vertical de larvas de atún aleta amarilla en el Pacífico oriental, y no encontró larvas abajo de la termoclina. Para el Océano Indo-Pacífico Ueyanagi (1969) indicó que las larvas están probablemente restringidas a la capa superior de 50 o 60 metros del Océano. Higgins (1967) reportó que la captura de juveniles de atún aleta amarilla en el Pacífico oriental ha sido registrada desde aproximadamente 24°N, fuera de Baja California, hasta aproximadamente 2°S, fuera de la costa de Ecuador.

Edad, crecimiento y tasa de crecimiento

Experimentos de marcado y recaptura usando inyecciones de tetraciclina, demostraron que el atún aleta amarilla del Pacífico oriental al norte del ecuador, presenta la formación de anillos con incrementos de crecimiento diario en sus otolitos para organismos con un intervalo de 40 a 110 centímetros de longitud furcal (Wild y Foreman, 1980). Basados en estos resultados, la ecuación de crecimiento de Richards (1959) fue desarrollada para los sexos combinados en un rango de longitud de 30 a 168 centímetros (Wild, 1986):

$$l_t = 188.2 \left(1 + 0.434 \exp^{-0.724\{t-1.825\}} \right)^{-2.30}$$

Esta ecuación de Richards tuvo el mejor ajuste estadístico a los datos de la siguiente selección de modelos:

$$l_t = L_\infty (1 - \exp[-K \{t - t_0\}]) \quad \text{von Bertalanffy (1938)}$$

$$l_t = L_\infty \exp(\exp[-K \{t - t_*\}]) \quad \text{Gompertz (Ricker, 1979)}$$

$$l_t = L_\infty (1 - (1 - m) \exp[-K \{t - t_*\}])^{1/(1-m)} \quad \text{Richards (1959; } m \neq 0 \text{ ó } 1)$$

donde l_t es la longitud furcal en el tiempo t ; L_∞ es el tamaño asintótico; K es el parámetro de crecimiento; t_0 es la ordenada al origen; t_* es el punto de inflexión de la curva; y m es el parámetro que le da forma a la curva relacionado a la tasa de l_t / L_∞ en t_* .

En el mismo estudio (Wild, 1986), reporta para el atún aleta amarilla del Pacífico

oriental la ecuación de Gompertz (Ricker, 1979) que describe el crecimiento en peso (Kg) para sexos combinados en un rango de 0.45-4.76 años:

$$W = 178.4 \exp^{(-\exp[-0.555 \{t-3.638\}])}$$

y la relación entre longitud (cm) y peso (Kg) para sexos combinados en el rango de 30-168 cm es:

$$\ln(W) = -11.1830 + 3.086 \ln(L)$$

Aunque esta última ecuación es aplicable a un rango de longitud amplio, se basa sólo en 196 peces.

La tasa de crecimiento de atún aleta amarilla en el Pacífico oriental ha sido estimada también a partir de experimentos de marcado y recaptura realizados en el período de 1955 a 1981. Bayliff (1988) reporta que para tallas mayores o iguales a 50 cm, en individuos marcados al norte del ecuador, la tasa de crecimiento promedio basada en el cambio de longitud furcal fue de 0.85 mm/día.

Maduración, desove y proporción de sexo

La longitud en madurez sexual del atún aleta amarilla en dos regiones del Pacífico oriental ha sido evaluada usando criterios histológicos (CIAT, 1990). En las áreas delimitadas por las coordenadas 20°-30°N, 110°-120°W, y 0°-10°N, 80°-90°W, las hembras más pequeñas encontradas con ovarios maduros midieron 84 cm, y la longitud estimada al 50% de madurez fue 95 cm. Joseph (1963) realizó estudios de fecundidad para este organismo en el Pacífico central y oriental. Para el Pacífico oriental, la relación entre la longitud y el número de ovarios maduros es expresada por:

$$Y = (8.955 * 10^{-9}) X^{2.791}$$

donde, Y son millones de huevos, y X es la longitud furcal (mm).

Ueyanagi (1969, 1978) puntualizó que 26°C es probablemente el límite térmico inferior para que desove el atún aleta amarilla. Los desoves en las regiones oeste y centro del Océano Pacífico toman lugar en latitudes norte durante la primavera y verano del

hemisferio norte, y ocurren durante todo el año. En aguas al sur del ecuador, sin embargo, el atún aleta amarilla desova principalmente durante la primera mitad del año, con desoves mínimos durante la segunda mitad debido a la invasión de aguas más frías que 26°C en el área. Fuera de las costas de México y América Central el aleta amarilla desova durante todo el año, pero los picos de desove ocurren en diferente tiempo y espacio. Los desoves parecen ser más esporádicos y cortos en duración en áreas de desove cerca de la costa en el Pacífico oriental que en aguas ecuatoriales y al norte del ecuador (Wild, 1993).

La proporción de sexos de los atunes que han alcanzado una talla de 120 a 140 cm, es de aproximadamente 1:1 (Cole, 1980). Como resultado del análisis de datos colectados en el Pacífico oriental de la pesquería de palangre durante 1958-62, y de la pesquería de superficie en 1953-62 y 1970-73, las variaciones en la proporción de sexos fueron el resultado de efectos de año, área, equipo y clase de longitud (Wild, 1993). Una característica en los datos fue la rápida disminución en el porcentaje de hembras de alrededor de 140 cm. Wild (1986) atribuyó esta disminución a una mortalidad natural diferencial. La tabla 1 describe algunas características biológicas para varias especies de atún del Pacífico.

Estructura de stock y distribución

Después de numerosos estudios realizados a través de comparaciones morfológicas, análisis de frecuencias de longitud, captura y esfuerzo, experimentos de marcado, estudios de desove, y otros estudios del ciclo de vida, así como, estudios genéticos para discriminar subpoblaciones de aleta amarilla, se han producido inferencias contradictorias, de manera que, la determinación de la existencia o no existencia de subpoblaciones de atún aleta amarilla en el Pacífico tiene aún que ser definida (Schaefer, 1991). Suzuki *et al.*, (1978) menciona las siguientes conclusiones con respecto a la estructura de la población:

- 1) La extensión de los movimientos de atún aleta amarilla a través del Pacífico parecen ser insuficientes para que se dé mucha mezcla entre los del Pacífico oriental y central, y probablemente entre los del Pacífico occidental y central.
- 2) Hay tres stocks, los cuales son más o menos independientes: uno en el Pacífico occidental, el cual habita el área aproximada entre 120°E y 170°W; otro stock en el Pacífico oriental, en el área correspondiente al ARCAA, y un

stock en el Pacífico central, el cual habita el área entre los stocks de occidente y oriente.

- 3) Los tres stocks pueden estar compuestos de subpoblaciones las cuales tendrán que ser discriminadas por métodos más directos. La existencia de subpoblaciones debe ser establecida, sin embargo, es posible que aún estudios genéticos directos no demarquen los límites espacio-temporal.

Entendiéndose por stock al grupo de organismos explotables pertenecientes a una misma población en un área particular existente y que tiene los mismos parámetros poblacionales. Estos parámetros son indicadores de mortalidad y características fisiológicas, por ejemplo, crecimiento del cuerpo.

Scoles y Graves (1993) con base en un análisis de fragmentos de restricción de ADN mitocondrial, reportaron poca variabilidad entre muestras de diferentes zonas del Pacífico. Ward *et al.*, (1994) con base en las frecuencias génicas de la glucosa fosfato isomerasa, confirman la presencia de un stock en la zona occidental-central y otro en la zona oriental del Océano Pacífico.

Díaz-Jaimes y Uribe-Alcocer (2001) compararon genéticamente las poblaciones del atún aleta amarilla, ubicadas al norte y sur de los 15°–20°N del Pacífico oriental, mediante un análisis de la variación aloenzimática y de fragmentos polimórficos de ADN amplificados aleatoriamente por PCR (RAPD's). Los resultados fueron consistentes con la hipótesis de que el atún aleta amarilla del área correspondiente al ARCAA comprende un sólo stock genético, aunque el flujo génico parece ser más fuerte entre las muestras costeras que entre las muestras costeras y las alejadas de la costa.

El atún aleta amarilla se distribuye en las aguas tropicales y subtropicales de los Océanos de la India, Pacífico y Atlántico, y en todos los mares cálidos del mundo excepto el Mar Mediterráneo. Blackburn (1965) sugirió que los límites latitudinales son aproximadamente los 35°N y 33°S en el Pacífico oriental, y 40°N y 35°S en el Pacífico occidental. Registros de captura de las pesquerías de palangre y cerco indican una distribución relativamente continua dentro de su rango geográfico, el cual se extiende a través del Pacífico y es rigurosamente demarcado por las latitudes 40°N y 40°S (Miyabe y Bayliff, 1987; CIAT, 1989).

Mortalidad natural (M)

Hennemuth (1961) analizó datos de frecuencia de longitud y obtuvo el valor de 1.72 para Z, usando un valor de q estimado por Schaefer (1967) y un estimado del esfuerzo de pesca, calculó el valor de F en 0.95 y el de M en 0.77 con intervalos de 0.64 a 0.90 al 95% de nivel de confianza. Hennemuth consideró el valor de 0.8 como el más probable y 0.60 a 1.0 como los probables valores extremos de M. Schaefer (1967) consideró que los probables valores más bajo y alto eran 0.55 y 1.05, respectivamente. Murphy y Sakagawa (1977) evaluaron las estimaciones de M publicadas, y concluyeron que los valores alrededor de 0.8 fueron los mejores estimados. Francis (1977) basado en un modelo de simulación encontró que el valor de 0.6 fue el mejor estimado en validar el modelo. A la fecha, el valor de 0.8 ha sido usado en modelos estructurados por edad debido a que la interpretación de los datos de la pesquería fue más compatible con este valor (CIAT, 1989). La tabla 1 muestra valores de M para varias especies de atún del Océano Pacífico.

Interacción con otras especies

Delfín

La asociación atún-delfín ha sido observada en otros océanos, pero la frecuencia de esta relación es mayor en el Pacífico oriental. El atún aleta amarilla es encontrado principalmente (>80%) junto con el delfín manchado (*Stenella attenuata*), en menor grado con los delfines tornillo (*S. longirostris*) y común (*Delphinus delphis*), y de manera esporádica con el delfín rayado (*S. coeruleoalba*) y otras especies (Hammond, 1981; CIAT, 1989). Se ha descrito que la base de esta asociación es parcialmente debida a una fuente de alimento compartida o preferida. Perrin *et al.*, (1973) encontró que en los contenidos estomacales de aleta amarilla y delfín manchado capturados en la misma red hubo un traslape considerable, siendo el calamar su alimento más común. Por otro lado, la dieta del delfín tornillo y aleta amarilla parecen ser totalmente diferentes. Con el delfín común la asociación tuvo un componente estacional, espacial y anual. Al parecer la asociación también puede estar basada en una protección reforzada de depredadores mutuos tales como tiburones y pequeñas ballenas. Sin embargo, no existe una explicación definitiva para tal asociación. Consideraciones de la bioenergética del atún y delfín sugieren que la asociación puede estar basada por el efecto combinado de una termoclina poco profunda, superposición de rangos de talla, dietas semejantes, rapidez natatoria de cardúmenes de delfín, y el comportamiento social de delfines. Además, la

construcción de modelos bioenergéticos comparativos para el atún y delfín sugieren que es más probable que los atunes sigan a los delfines que los delfines a los atunes, y que la fuerza de la asociación en un área dada puede estar relacionada a condiciones oceanográficas que afectan la distribución y abundancia de la presa (Edwards, 1992).

Atunes barrilete (*Katsuwonus pelamis*) y patudo (*Thunnus obesus*)

Broadhead y Orange (1960) al estudiar la composición de tallas de cardúmenes de atún en el Pacífico oriental, notaron que aleta amarilla y barrilete ocurrían en cardúmenes mezclados, y que las talla en promedio eran similares, pero que las tallas de aleta amarilla en cardúmenes puros eran más grandes y más variables. Las tallas de barrilete tendieron a ser más parecidas tanto en cardúmenes puros como mezclados. Yuen (1963) concluyó que aleta amarilla y barrilete prefieren constituir cardúmenes por separado, y que su co-ocurrencia es probablemente la congregación de cardúmenes separados respondiendo a una atracción común de un estímulo externo, tal como el alimento.

Respecto al atún patudo, en el período de 1961 a 1980, su captura anual con palangre varió por un factor de dos, de alrededor de 36,300 a 72,600 tm (toneladas métricas) (CIAT, 1991). Para un período ligeramente más grande, de 1961 a 1988, la captura modal de esta especie por parte de la flota cerquera fue menor a 907 tm, con un rango de 68 a 15,400 tm. Diferencias de esta magnitud entre los dos equipos de pesca sugieren que la preferencia del habitat de las dos especies evitan cualquier grado grande de interacción (CIAT, 1991; Wild, 1993).

Pesquería y manejo

Pesquería

Antes de finales de los 1950s la pesquería de superficie de atún aleta amarilla en el POT fue dominada por embarcaciones de carnada que operaban en la zona costera y en las proximidades de las islas de alta mar. A finales de los años 50 y principios de los 60, la mayoría de las embarcaciones grandes de carnada fueron convertidas a arte de cerco, y para 1961 este arte de pesca predominó en la flota de superficie del POT, acelerando la expansión de la pesquería. Entre 1961 y 1991 el número de barcos de carnada se redujo de unos 95 a 20, nivel que se ha mantenido, y su capacidad total de acarreo disminuyó de unas 9,500 a unas 1,500 toneladas. En el mismo período el número de barcos de cerco se incrementó de 125 a 152, y su capacidad pasó de 27,000 a 106,000 toneladas, y con un máximo a finales de los años 70 y principios de los 80,

cuando llegó a haber 282 embarcaciones, y la capacidad de acarreo alcanzó 168,000 toneladas (CIAT, 1998). Fue en 1968 que la flota de cerco empezó a pescar fuera del ARCAA, y para 1974 la pesca se extendió hasta 150°W (Peterson y Bayliff, 1985). En el período 1978-81, las tasas de captura fueron bajas debido a la concentración del esfuerzo de pesca sobre peces pequeños, y a una menor vulnerabilidad de los peces ocasionada por el Niño. En 1984 la capacidad de acarreo de 107 mil toneladas fue la más baja registrada desde 1971. Para 1987 hubo un aumento en la capacidad a unas 132 mil toneladas. Esta tendencia continuó en 1988 a 137 mil toneladas, la mayor desde 1982.

Para 1992 la capacidad disminuyó a 101,000 toneladas, como consecuencia de la política "sin delfines" establecida en 1990. Posteriormente, la capacidad aumentó progresivamente, y en 1996 fue de unas 116,000 toneladas en las que predominaron embarcaciones de bandera mexicana y venezolana. Desde 1987 la flota más numerosa ha sido la mexicana, con un 35% de la capacidad total en 1996, y un 33% en 1997. La mayoría de la capacidad total de la flota atunera del POT consiste de embarcaciones de cerco de más de 363 toneladas de capacidad de acarreo, y correspondió al 87% de la capacidad total que operó en el POT en 1996, y el 89% en 1997 (Wild, 1993;CIAT, 1998,1999).

Capturas

La tendencia histórica de la captura, esfuerzo, la CPDP, capacidad de la flota y reclutamiento contiene diferentes períodos de especial interés. Siguiendo la introducción de la regulación de pesca en 1966 y las primeras aventuras de los barcos cerqueros fuera del ARCAA en 1968, la CPDP registró el nivel más alto (15.5 tm/día) en 1969. Esto, fue debido en parte a la concentración de la pesquería sobre peces grandes, que permitió a los peces de reclutamiento promedio de 1966 y 1967 crecer y contribuir a aquella parte de la población (CIAT, 1981). Sin embargo, la interacción de tres factores: 1) reclutamiento por abajo del promedio en el período de 1969 a 1972 y en los años de 1976 y 1977, 2) construcción acelerada de barcos a principios de los años 70, y 3) explotación fuerte de peces grandes y pequeños, redujo la abundancia a sus niveles más bajos en 1981-82.

El reclutamiento extremadamente grande de 1973 temporalmente incrementó la abundancia de peces pequeños y por tanto contribuyó a la biomasa de peces grandes de 1975 a 1977. La captura total en 1976 de 251,400 tm, fue la más grande registrada en ese tiempo, pero el pulso de este fuerte reclutamiento no fue suficiente para detener la tendencia a la baja en abundancia. Esta condición, acoplada con El Niño de 1982-83,

redujo las capturas, y un éxodo de embarcaciones se dió hacia el Pacífico occidental. Durante el período de 1984-86, diferentes factores contribuyeron a la recuperación de la pesquería, incluyendo: a) reclutamiento por arriba del promedio seguido del evento El Niño; b) reducción del esfuerzo de 1982-86, aunque algunos barcos empezaron a regresar del Pacífico occidental en 1984; c) reducción del esfuerzo sobre peces pequeños debido a una baja en el precio; y d) incremento en el esfuerzo dirigido hacia peces más grandes que el promedio (CIAT, 1989). Las elevadas TSM resultado del Niño de 1982-83 y El Niño débil de 1987 pudieron haber contribuido al excepcional reclutamiento de 1987. Además, en 1989 la pesquería empezó a concentrarse otra vez sobre peces grandes. Estas condiciones favorables sin duda contribuyeron al incremento en la captura con un máximo de 301,700 tm en 1988 y 296,000 tm en 1989 (CIAT, 1989).

En general, en el ARCAA la captura anual media de aleta amarilla durante 1981-1995 fue de 195 mil toneladas (rango: 82 a 267 mil), y la estimación preliminar de la captura en dicha área en 1996 fue de 220 mil toneladas. Las cifras correspondientes para el área entre el límite del ARCAA y 150°W son 25 mil toneladas (rango: 12 a 47 mil) y 29 mil toneladas. Entonces, la captura estimada de la especie en el POT en 1996 fue de 249 mil toneladas (CIAT, 1998).

Manejo

La IATTC ha establecido un régimen de administración para el atún aleta amarilla a base de cuotas de captura anuales para una región específica del POT. En 1962, se recomendó la primera cuota anual, pero fue hasta 1966 que los gobiernos participantes se pusieron de acuerdo en una cuota. Se fijó una cuota cada año entre 1966 y 1997, con la excepción de 1987; no se recomendó una cuota para ese año porque la abundancia de aleta amarilla parecía estar al nivel más alto de años recientes, debido principalmente al reclutamiento excepcionalmente elevado de 1984 y 1985 (CIAT, 1999). En el período 1980-1994 la pesca del atún aleta amarilla en el POT operó sin restricción alguna, aunque la reglamentación de aquellos cerqueros que dirigen su esfuerzo hacia atunes asociados con delfines afectó probablemente el modo de operación de esos barcos, especialmente a fines de los años 80 y principios de los 90 (CIAT, 1998). En la actualidad, la Norma Oficial Mexicana de Emergencia, que regula la pesca del atún en el POT, emitió el establecimiento de veda para el atún aleta amarilla al alcanzarse el rendimiento máximo sostenible (270,000 tm) en las áreas reguladas por la CIAT que incluye las aguas de

jurisdicción federal y Zona Económica Exclusiva de México (Diario Oficial, 12/08/2000).

Dinámica de poblaciones

El análisis de datos de la pesquería ha mostrado que desde principios de los años 70, la talla promedio de los peces en las capturas y la CPDP dentro y fuera del ARCAA han manifestado tendencias similares, por lo que, los análisis llevados a cabo de 1990 a la fecha consideran que el atún aleta amarilla que se localiza al este de 150°W pertenece a un sólo stock (CIAT, 1989, 1991). El personal de la CIAT usa tres tipos de modelos para evaluar la condición del stock de aleta amarilla: 1) modelos con estructura de edades, 2) reproductor-recluta, y 3) de producción excedente.

El primero o método de cohortes, precisa que los peces capturados sean asignados a cohortes. Una cohorte consiste de todos los peces reclutados a la pesquería al mismo tiempo: por ejemplo, los peces de la cohorte X73 alcanzaron unos 30 cm de largo en noviembre de 1973, y los de la cohorte Y73, alcanzaron los 30 cm en mayo de 1973. El personal de la CIAT estima las capturas mensuales de peces de las cohortes X y Y, en número de peces, durante toda su vida (hasta un máximo de siete años). Cuando estas estimaciones mensuales son arregladas cronológicamente en orden ascendente, los datos son usados para la aplicación del análisis de cohortes, o para el stock total de peces reclutados a la pesquería. Para este propósito, se usa una tasa de mortalidad natural instantánea (M) de 0.8 en el caso de machos de todas las edades, y para hembras M es ajustado a 0.8 para los primeros 30 meses en la pesquería y un incremento lineal a 4.8 en 80 meses (CIAT, 1999). Para los valores de mortalidad por pesca instantánea anual (F) se usan los que han convergido hacia la estabilidad, y si estas estimaciones son correctas o casi correctas, las evaluaciones obtenidas de estos análisis serán cercanas a las biomazas reales del stock (CIAT, 1999).

Existen distintos tipos de esfuerzo, concretamente, los que ejercen las embarcaciones cerqueras, palangreras, y de carnada, más las variaciones correspondientes a distintas capacidades de acarreo. En la mayoría de los casos, no es posible obtener el valor del esfuerzo total por medio de la simple combinación de los distintos tipos de datos sobre el esfuerzo. Hay dos métodos para calcularlo, en el primero se consideran exclusivamente los datos correspondientes a un solo tipo de arte de pesca, generalmente la predominante, denominada clase estándar. La captura total de todos los tipos de arte, dividida por la CPUE de la clase estándar, proporciona una estimación del esfuerzo total en unidades de la clase estándar. En el segundo se estima la eficiencia de

cada clase de arte con relación a la de la clase estándar, y entonces se calcula el esfuerzo estandarizado de cada clase por medio del ajuste de los datos del esfuerzo no reducidos por los factores apropiados. El esfuerzo total estandarizado se deriva de la suma de los datos no reducidos del esfuerzo del arte estándar y los datos estandarizados del esfuerzo de las demás artes. Los investigadores de la CIAT han utilizado el primer método y varias combinaciones de ambos métodos. Se ha medido el esfuerzo no estandarizado y estandarizado en días de pesca y en días estandarizados de pesca, respectivamente, y las CPUE correspondientes han sido denominadas captura por día de pesca (CPDP) y captura por día estandarizado de pesca (CPDEP). Sólo se utiliza el esfuerzo estimado a partir de la división de la captura total de aleta amarilla por la CPDP de aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase 6 (CIAT, 1994, 1995).

La comparación de los índices de abundancia derivados de los métodos de CPDP, y el de tiempo de búsqueda que se basa en el período de tiempo que un barco pasa buscando pescado, es decir, los días de pesca menos las horas dedicadas a los lances pesqueros (CIAT, 1984). Este método ha sido refinado todavía más con ajustes del tiempo de búsqueda para compensar aquellos factores, tales como la velocidad del barco, que se ha descubierto afectan la eficacia de la búsqueda, y el índice de la biomasa total calculado con el método de cohortes, para el período de 1967-1997, muestran que las tendencias son similares, aunque el índice de cohortes para peces grandes es más parecido al índice de CPDP, y el índice de cohortes para todos los peces es más parecido al índice de tiempo de búsqueda (figura 2). Todos los índices señalan que la abundancia de aleta amarilla disminuyó desde finales de los años 60 hasta principios de los 80, se recuperó rápidamente hasta mediados o fines de esa década, y posteriormente disminuyó ligeramente (CIAT, 1999).

Respecto al reclutamiento, éste ha sido variable, pero el promedio en el período 1977-1997 (86.7 millones) es mayor que aquel de 1967-1977 (64.6 millones). Al parecer el reclutamiento se ha incrementado en los últimos 20 años con un reclutamiento inicial medio de unos 66, 76, y 91 millones de peces durante los períodos de 1967-1975, 1976-1984, y 1985-1997, respectivamente. La relación entre stock y reclutamiento para el aleta amarilla en el POT entre 1967 y 1997 es reportada por la CIAT (1999). Ellos reportan que, al parecer no hay una relación perceptible entre la biomasa de peces grandes en cualquier año dado y el número de reclutas a la pesquería un año más tarde (Wild, 1993; CIAT, 1999).

Referente a los modelos de producción, los cuales describen las condiciones promedio en el tiempo de los datos disponibles, han sido y siguen siendo usados para la pesquería de atún en el POT. Éstos han mostrado ser insensibles a cambios rápidos en el corto plazo en el reclutamiento, y a la mortalidad por grupo de edad (CIAT, 1991), además, los efectos de cambios en composición de edad en el rendimiento no son incorporados en el modelo. Como resultado de estas limitantes, las capturas increíblemente grandes de mediados de los años 80, generados por un incremento en el reclutamiento y por la captura de peces grandes después de 1982, empezó a exceder el RPMS considerablemente. La disminución en el tamaño de stock predicha por el modelo no se materializó y contrastó con la tendencia opuesta indicada por la CPUE, análisis de cohortes y rendimiento-por-recluta. Para ajustar esta discrepancia, el tamaño del stock en 1985, un año en el cual los tres índices fueron relativamente grandes, fue re-estimado dividiendo la CPDP (clase 6) por el coeficiente de capturabilidad (q). Aunque la estimación de parámetros del modelo no fue particularmente afectada por el proceso, la biomasa estimada a partir de 1984 se incrementó sustancialmente, y la pesquería fue efectivamente dividida en dos períodos de tiempo. El primer período corresponde al intervalo 1968-1983 con $q = 0.000027$, y el segundo período al intervalo 1984-1997 con $q = 0.000039$. Los modelos de producción general (Pella y Tomlinson, 1969) ajustaron a los datos de captura y esfuerzo para estos dos períodos distintos. Los resultados son los siguientes:

Período	m	RMS (en miles de toneladas)	Suma de Cuadrados ($\times 10^{-9}$)
1968-1983	2.0	192	2.0586
1968-1983	0.8	181	3.1510
1984-1997	2.0	292	1.2357
1984-1997	0.8	270	1.6039

m; parámetro que controla la forma de la curva.

El modelo simétrico ($m = 2.0$) parece producir un mejor ajuste, a juzgar por su suma de cuadrados, que el asimétrico ($m = 0.8$). Sin embargo, los estudios de rendimiento por recluta indican que la curva de producción debería ser asimétrica (CIAT, 1999).

Interacción de equipos

El atún aleta amarilla en el POT es capturado principalmente por embarcaciones con arte de cerco, y por un número limitado de embarcaciones de carnada y palangre. Las capturas totales de aleta amarilla en el POT desde mediados de los años 80 ha sido entre 226,000 y 302,000 tm anuales. Las capturas con palangre durante el mismo período fueron pequeñas, limitadas a pocos miles de toneladas. Las capturas con carnada también fueron pequeñas y de distribución costera.

Las embarcaciones de cerco realizan sus lances sobre cardúmenes de atún aleta amarilla asociados con delfines o con objetos flotantes o cardúmenes libres, capturando peces con tallas de 30 a 150 cm. La talla de aleta amarilla capturado con palangre fluctúa entre 90 y 150 cm (CIAT, 1987; Suzuki, 1988; Wild, 1993).

A principios de los años 70, la captura con palangre en el POT cae por debajo de la captura obtenida con arte de cerco (Miyabe y Bayliff, 1987), y desde entonces la captura con palangre ha disminuido progresivamente a una pequeña fracción de aquella obtenida con cerco (Wild, 1993).

Lenarz y Zweifel (1979) realizando simulaciones determinaron el efecto de: 1) pescar un stock homogéneo por parte de ambos artes de pesca, cerco y palangre, 2) permitir que cada arte de pesca pescara un stock separado, y 3) permitir el acceso de embarcaciones con arte de cerco al 50% del stock que es capturado con palangre. Las inferencias fueron: a) la fracción de la captura con palangre que viene del stock explotado por la pesquería de superficie no tiene un efecto significativo sobre los valores relativos del rendimiento por recluta (Y/R), b) el efecto de un arte de pesca sobre el rendimiento del otro fue menos pronunciado cuando se usó una proporción de sexos real que cuando se usó la usual de 1:1, c) si los peces están igualmente disponibles a ambos artes de pesca, el arte de superficie hace que disminuya el rendimiento del equipo con palangre, y que el rendimiento total fue mayor cuando ambas flotas coexistieron que cuando operó sólo una flota.

Hilborn (1989), en el contexto de un modelo poblacional estructurado espacialmente en el cual los stocks separados fueron conectados sólo por movimientos de peces individuales, y con reclutamiento constante, realizó un análisis que concordó con aquel de Lenarz y Zweifel (1979), en el sentido de que el máximo rendimiento fue obtenido cuando ambas pesquerías estuvieron operando conjuntamente.

Más recientemente, Suzuki (1993) demostró que la disminución en la tasa de captura con palangre tendió a ocurrir en áreas donde las dos pesquerías operaron,

apoyando la hipótesis de que el equipo de cerco ha tenido un efecto negativo sobre el equipo de palangre.

El esfuerzo con palangre en el ARCAA, se incrementó de 70 millones de anzuelos durante 1963-75 a 160 millones en 1983 (Suzuki, 1988). Sin embargo, la captura de esta pesquería ha permanecido relativamente estable desde 1970. Si las pesquerías de cerco y palangre operan sobre el mismo stock, esta estabilidad es difícil de explicar considerando que en el mismo periodo la tendencia en la captura de la flota de cerco alcanzó los extremos más alto (288,200 tm) y más bajo (94,100 tm). La estabilidad puede ser debido al uso de palangres a mayor profundidad, y otras prácticas selectivas para capturar atún patudo, así el atún aleta amarilla llega a ser una captura incidental. La estabilidad también puede ser el resultado de un balance dinámico alcanzado a través del incremento del esfuerzo con palangre y el efecto a largo plazo de la intercepción de la pesquería de cerco sobre una fracción de los reclutas a palangre. De hecho, en las capturas con palangre ha habido una reducción en el peso promedio de los individuos de aproximadamente 59 Kg durante 1958-62 a 43 Kg en 1967-80 (Miyabe y Bayliff, 1987).

Otra potencial interacción existe entre los equipos de cerco y de carnada; la flota de carnada es pequeña y estable en número y capturas, y opera cerca de la costa y la flota de cerco también opera cerca de la costa y sobre peces de talla similar.

En el POT, la magnitud de las interacciones pesqueras entre los atunes aleta amarilla y barrilete es considerada pequeña, debido al corto tiempo de residencia del barrilete en el POT. El reclutamiento en el POT es de peces que provienen del OPCT, el cual en turno, puede recibir reclutas que provienen del OPWT (FAO, 1993).

Océano Pacífico Oriental Tropical (POT)

En el POT se identifican tres principales masas de agua superficiales (Emery y Dewar, 1982). El área aproximada entre 5°N y 15°N, se caracteriza por una masa de agua superficial cálida (>25°C) y de baja salinidad (33‰) debido a que la precipitación excede a la evaporación, identificada como Agua Superficial Tropical (AST). Las bajas salinidades se incrementan rápidamente bajo la superficie hasta un máximo subsuperficial a 14°C. A profundidades intermedias se observa un mínimo del Agua Intermedia del Antártico (AIA). Entre el AST y subtropical se identifica al Agua Superficial Ecuatorial (ASE), y se caracteriza por formar una lengüeta de agua fría y salina (35‰), que se origina en la costa peruana y se extiende hacia el oeste a lo largo del ecuador. Bajo ésta se encuentra AIA con un mínimo de salinidad de 34.5‰ a 5°C. Por último, el Agua Superficial Subtropical

(ASS), la cual se caracteriza por tener salinidad alta (>35‰) debido a que la evaporación excede a la precipitación, y temperatura cálida aunque variable (15-28°C) (Sverdrup *et al.*, 1942; Wyrcki, 1966, 1967; Fiedler, 1992).

En el área del Pacífico mexicano, aunque hay varios tipos de masas de agua superficiales, existe un máximo subsuperficial de salinidad a lo largo de todo el Pacífico tropical mexicano. Emery y Dewar (1982) la clasifican como una transición del ASE, y otros autores la llaman ASsSt, haciendo referencia a su posible origen en la superficie del giro subtropical del Pacífico sur (Trasviña *et al.*, 1999).

El principal patrón de circulación de gran escala del POT está bajo la influencia de siete corrientes (figura 3), cinco de ellas convergen hacia el oeste y dos hacia el este. En el hemisferio norte, se localizan la CC, la CNE y la CCCR. En el hemisferio sur, la CP y la CSE. Las dos corrientes que convergen hacia el este son: la CCE y la corriente subsuperficial llamada CCr (Wyrcki, 1965, 1966, 1967; Pickard, 1968; Fiedler, 1992).

Hay un giro ciclónico en el Pacífico norte y uno anticiclónico en el Pacífico sur; tanto la CNE con flujo oeste desde aproximadamente 8° a 20°N, y la CSE con flujo hacia el oeste entre 8°-10°S y 3°N forman parte de los dos giros, y entre ellas la estrecha CCE con un flujo hacia el este. El sistema puede ser localizado desde el Golfo de Panamá, en el este, hasta las Filipinas en el oeste, una distancia aproximada de 12,000 Km. El sistema es conducido por los vientos alisios y es asimétrico en el ecuador, debido a que el sistema de vientos alisios es asimétrico. La corriente subsuperficial conocida como CCr, es localizada en la termoclina durante un período normal (no-El Niño), y se extiende aproximadamente 10,000 km al oeste de las Islas Galápagos a profundidades de entre 50 y 300 m.

Wyrcki (1965, 1966, 1967) describe tres regímenes típicos de circulación a lo largo del año:

- 1) De agosto a diciembre tanto la CSE como la CCE son intensas. La CCE fluye hacia la costa, se une a la CCCR en su flujo hacia el norte, juntándose con la CNE entre 10° y 20°N. En el norte la CC se separa de la costa de Baja California a los 25°N y alimenta la CNE. Este patrón de circulación se presenta cuando la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) se localiza al norte de los 10°N y es más estable. En enero, la ZCIT se mueve hacia el ecuador, y la CCE se debilita cortándose en segmentos.
- 2) De febrero a abril la CC se intensifica y penetra hacia el sur hasta 20°N. La CCE está ausente y es reemplazada por un flujo variable hacia el oeste y noroeste. La

CSE es débil y muestra movimiento ocasional hacia el este cerca del ecuador. La CCCR también está ausente y en su lugar se encuentra un flujo ciclónico alrededor del Domo de Costa Rica. En los Golfos de Tehuantepec y Panamá existen flujos hacia fuera de la costa de forma consistente con el efecto local de vientos. En este período la ZCIT está en su posición más al sur (3°N).

- 3) De mayo a julio la CCE se forma de nuevo y la mayor parte de sus aguas fluyen hacia el norte, cerca de la costa para alimentar la CCCR. Este es el período más persistente de la CCCR. La CNE es alimentada principalmente por la CC. La ZCIT se localiza en 10°N. De julio a agosto cuando la CC se debilita, la CNE es alimentada principalmente por la CCE.

Por otra parte, la mayor fuente de variabilidad interanual en el Océano Pacífico Tropical se debe al ciclo denominado "ENSO" (El Niño/Oscilación del Sur). Todas las corrientes tropicales, y las corrientes de California y Perú (Humboldt), sufren cambios en su posición y fuerza (CIAT, 1984). Por razones aún no claras, hay un debilitamiento de los vientos alisios del sudeste en la parte oriental del Pacífico ecuatorial. Algunos de los principales cambios que se dan en el Pacífico oriental incluyen, un incremento en el nivel medio del mar debido a que el estrés del viento sobre el agua disminuye y no puede mantener la elevación del nivel del mar en la región de Indonesia, esto es, la CSE se debilita, generando un flujo de agua muy cálida hacia el Pacífico oriental. La intensa evaporación se mueve hacia el Pacífico central, lo cual afecta la circulación atmosférica y repercute en todo el planeta. Por otro lado, hay un incremento en la temperatura superficial del mar con movimiento de agua cálida de la CCE sobre regiones donde normalmente ocurren afloramientos fuera de Ecuador y Perú. La profundidad de la termoclina aumenta, y la CCR también se debilita (Joseph y Miller, 1988).

Productividad biológica

La productividad total en el POT tiende a ser relativamente baja con respecto a todos los otros océanos, pero relativamente alta con respecto a otros océanos tropicales. Las corrientes oceánicas y vientos generan un ambiente pelágico típico en el cual las áreas de alta productividad son distribuidas en patrones complejos, dinámicos y no azarosos (Fiedler *et al.*, 1990; Fiedler, 1992).

La composición, distribución y productividad de las comunidades de la zona ecuatorial son determinadas por los afloramientos en la zona eufótica de agua rica en

nutrientes. La estrecha zona de afloramiento a lo largo del ecuador, alternando con zonas de hundimiento, forma un patrón de distribución de biomasa de plancton. Estos movimientos hacia arriba son más intensos en el Pacífico ecuatorial, y en la divergencia en el límite norte de la Contracorriente ecuatorial que está aproximadamente en 10°N. A lo largo de esta zona se extiende un bien definido máximo de biomasa de plancton (Mann y Lazier, 1991).

Sitios de afloramiento y máximo plancton están espacialmente separados; la agregación de macroplancton y la zona de alimentación de peces grandes, como regla serán desplazados a lo largo del flujo zonal de la zona de divergencia; asimismo, ocurren cambios cuantitativos en la comunidad ecuatorial. Por ejemplo, el fitoplancton disminuye bruscamente de este a oeste como consecuencia de que se incrementa la profundidad de la capa de mezcla. El microzooplancton representa una parte mínima del total de plancton y se incrementa hacia el oeste. En la zona de máximo afloramiento el microzooplancton consume alrededor del 10% de la producción diaria de bacterias y fitoplancton. El mesozoplancton presenta la biomasa más grande de todos los grupos del plancton, disminuyendo hacia el oeste (Longhurst, 1981).

La sucesión en una comunidad de plancton indica que en las primeras etapas de su desarrollo, prevalecen los herbívoros, y en etapas tardías los depredadores ganan en importancia; además, se presentan cambios en la abundancia de ciertas especies, algunas son más numerosas en la parte este altamente eutrófica, pero desaparecen o casi desaparecen en aguas oligotróficas del oeste, y viceversa.

Los cambios estacionales son determinados por el régimen del viento y circulación del agua en esta región, que a su vez repercute en la intensidad de los afloramientos y de los sitios de zonas de divergencia, las cuales en turno dependen del fortalecimiento estacional o debilitamiento de la fuerza del viento. Se observa un pico de producción de febrero a mayo, y un segundo pico de menor intensidad en agosto-septiembre, separados por un mínimo en junio-julio y octubre-noviembre.

Un patrón muy distinto de distribución vertical se encuentra en columnas de aguas estables con una capa de mezcla poco profunda, tales como aquellas encontradas en bajas latitudes en la parte este del Océano, o hacia latitudes medias al final del verano. La abundancia de zooplancton es mayor en la capa de mezcla que por abajo de ésta, y dentro de la capa de mezcla la abundancia más grande se encuentra justo arriba de la termoclina. Cerca del fondo de la termoclina hay típicamente una disminución en la abundancia de zooplancton, en una región en la cual los especialistas se refieren como la

planctoclina (Mann y Lazier, 1991).

Es razonable pensar que la abundancia del zooplancton esta relacionada a la abundancia o productividad del fitoplancton. Longhurst (1976) mostró para el POT, que la máxima densidad de zooplancton coincide con la profundidad a la cual la productividad del fitoplancton fue máxima, más que con la profundidad a la cual la biomasa del fitoplancton fue máxima (máximo de clorofila subsuperficial). En un proceso vertical sobre una escala de metros, Mann y Lazier (1991) mencionan que la distribución vertical de nitratos, clorofila y producción primaria en aguas tropicales es aproximadamente constante durante el año. Esto sugiere que el proceso mantiene niveles de nitrato bajos en la capa de mezcla, y los máximos de clorofila y producción primaria cerca de la picnoclina deben estar en balance. La concentración de nutrientes es muy baja arriba de la picnoclina pero relativamente alta por abajo de ella. Al parecer los nutrientes son lentamente transportados a la picnoclina, y éstos son rápidamente tomados por células de fitoplancton en el máximo de clorofila. La intensidad de la luz es relativamente baja en el máximo de clorofila y se incrementa exponencialmente conforme se mueve hacia la superficie. Como resultado, la tasa más grande de producción primaria es usualmente encontrada a pocos metros arriba del máximo de clorofila.

Existen muchos lugares con niveles elevados de actividad biológica con diferentes tipos de interfaces creados por los procesos oceánicos físicos y restricciones (Legendre y Demers, 1985). Tales interfaces representan puntos de colección, donde la energía del sistema físico favorece al sistema biológico. Por ejemplo, el piso marino representa una interface en la cual partículas negativamente flotantes pueden depositarse fuera de la columna de agua y ser acumuladas. En este caso, es la fuerza física de la gravedad la que hace el trabajo, y es la restricción física del fondo sólido que hace la colecta. En el mismo sentido, la fuerza de gravedad y la restricción física de la superficie marina actúan conjuntamente para colectar partículas positivamente flotantes en la interface aire-mar; asimismo, las partículas negativamente flotantes pueden ser atrapadas en la superficie y hundirse por tensión superficial. Por lo tanto, la superficie marina representa un sitio muy importante para los procesos biológicos.

Otra interface donde la gravedad puede actuar para concentrar material es la termoclina. La mayoría de las partículas orgánicas en el océano tienen una gravedad muy parecida al agua de mar. Las partículas que tienen una flotabilidad ligeramente negativa en la capa de mezcla, se hundirán más lentamente o cesa el hundimiento completamente con el incremento de la densidad del agua marina de la termoclina. En tal situación, donde

la tasa de hundimiento es desacelerada con la profundidad, la distribución de partículas llega a ser empaquetada, esto es, se incrementa la concentración por unidad de volumen. Por consiguiente, la termoclina es una zona de actividad trófica elevada. En océanos tropicales, la cadena trófica dentro de la termoclina proporciona sustento a atunes grandes, peces de pico y otros peces depredadores. Estos peces tienden a ser explotados con métodos de arte como el palangre que pueden alcanzar profundidades dentro de la termoclina (Mann y Lazier, 1991).

Otra área de interface son las desembocaduras de los ríos en el océano, en donde las condiciones son a menudo altamente favorables para el desarrollo extensivo de estructuras de frentes convergentes, produciendo una lengüeta de menor salinidad y por lo tanto menos densa. La interface entre las aguas superficiales de contrastante densidad son áreas de convergencia donde el agua oceánica más pesada se desliza lentamente por debajo del agua menos densa en respuesta a la gravedad. Aquí, los organismos débilmente natatorios son capaces de resistir el hundimiento y tienden a ser concentrados. Excepto directamente enfrente de la boca del río, la pluma es empujada hacia la costa durante períodos de actividad de afloramiento costero. Un ejemplo es proporcionado por la pesquería de palos para el atún que existe en diferentes áreas del océano tropical (Caddy y Majkowski, 1992). Estas pesquerías están localizadas fuera de las desembocaduras de los principales ríos, los cuales arrastran gran cantidad de palos y escombros de madera desde el interior de la jungla hasta el océano. Estas zonas de convergencia proporcionan particularmente áreas de alimentación para los atunes.

El afloramiento del océano abierto es producido por la rotación ciclónica de la tensión del viento. Similarmente, rotación anticiclónica de la tensión del viento produce convergencia en el campo del transporte de Ekman superficial. Otro tipo de interface se da en el punto donde la rotación de la tensión del viento cambia de ciclónico a anticiclónico (rotación cero) (Parrish *et al.*, 1981), y el flujo superficial Ekman de gran escala cambia de divergente a convergente. Esta es una zona donde los organismos que están a la deriva y otros productos de la zona de afloramiento costero extremadamente productivo, tienden a ser concentrados, resultando una zona importante de alimentación para los atunes y otros peces depredadores oceánicos (Mann y Lazier, 1991; Bakun, 1996).

Estructura térmica

El POT se caracteriza por una capa de mezcla excepcionalmente poco profunda a lo largo de todo el año, y así particularmente ocurre en el domo de Costa Rica y Golfo de Tehuantepec. Contrasta con otras áreas donde la termoclina está generalmente entre 150 y 200 m de profundidad (Kessler, 1990), la profundidad de la termoclina en el POT se extiende en general sólo entre 50 y 100 m debajo de la superficie. Las temperaturas del agua en esta capa de mezcla son totalmente cálidas (25-30°C), y las concentraciones de oxígeno son altas (Wyrki, 1966, 1967; Fiedler, 1992). Por debajo de esta capa, las temperaturas del agua caen relativamente rápido (de ≈ 27 a $\approx 15^\circ\text{C}$) a través de la termoclina (usualmente 5-25 m de extensión vertical), estabilizándose otra vez por debajo de la termoclina. Las concentraciones de oxígeno también disminuyen relativamente rápido a través de la termoclina, incrementándose otra vez en aguas frías a mayores profundidades (Fiedler *et al.*, 1990).

En muchos de los océanos del mundo en latitudes tropical o subtropical existe un perfil tropical típico de la columna de agua que muestra una capa cálida, estable, de mezcla separada de agua fría por una piconclina definida.

La excepción principal a la estructura tropical típica del océano tropical abierto es encontrada en las zonas de afloramiento ecuatorial, donde las principales corrientes oceánicas causan afloramiento y divergencia de grandes volúmenes de agua rica en nutrientes de debajo de la termoclina. Asociado con este patrón de circulación están los principales giros ciclónicos, los cuales causan una estructura en la isopícnica y un incremento de la tasa de transporte vertical de nutrientes (Mann y Lazier, 1991).

Surgencias

Hay muchas partes del océano tropical donde los conceptos de una capa de mezcla estable y un coeficiente bajo de difusión vertical en la termoclina no se aplica. El primero de éstos está en el ecuador, donde ocurren afloramientos extensivos. En el ecuador el viento sopla hacia el oeste dando un incremento al flujo de agua hacia el oeste a lo largo del ecuador en la capa de mezcla (Leetman *et al.*, 1981; Gill, 1982). En el Pacífico, esta corriente hacia el oeste es la corriente surecuatorial encontrada aproximadamente entre 5°S y 5°N. A una distancia corta del camino del ecuador la fuerza de Coriolis causa la corriente norte del ecuador para ser desviada al norte (esto es, a la derecha en el hemisferio norte), mientras la corriente sur del ecuador es doblada al sur (esto es, a la izquierda en el hemisferio sur). Una divergencia o diseminación de agua es

entonces establecida en la capa superficial en el ecuador. El agua perdida es reemplazada por agua que emergió desde abajo del ecuador. Esto significa que el agua aflorada a lo largo del ecuador viene de las aguas ricas en nutrientes abajo de la piconclina en el este; pero más al oeste, donde la capa de mezcla es más profunda, el agua aflorada viene del agua parcialmente reducida en nutrientes en la capa de mezcla. Esto conduce a una gran productividad biológica (Sorokin *et al.*, 1975).

Este afloramiento ecuatorial conduce a una comunidad biológica madura, esto es, conforme pasa el tiempo una comunidad totalmente desarrollada es desplazada 250-450 km del ecuador y 1800-2500 km al oeste. Los peces depredadores como los atunes se congregan cerca de la convergencia de las dos corrientes para alimentarse de los productos del sistema de afloramiento ecuatorial (Vinogradov, 1981).

En surgencias costeras el proceso físico podría resumirse de la siguiente manera: al arrastrar el viento la superficie marina, el agua superficial empieza a moverse en la dirección del mismo; el efecto de Coriolis modifica la dirección del flujo, causando que la corriente derive hacia la derecha (hemisferio norte); cuando se mantiene la fuerza del viento durante algún tiempo, el movimiento neto del agua es en ángulo recto a la dirección del viento, y esto se conoce como transporte de Ekman; cuando la dirección del transporte de Ekman es hacia afuera de la costa, las aguas superficiales se mueven en el mismo sentido y su lugar es tomado por aguas profundas, que normalmente son ricas en nutrientes. Este proceso juega un papel importante en los ciclos de producción orgánica en el mar (Mann y Lazier, 1991; Bakun, 1996). Una de las diferencias entre las áreas de afloramiento de California y Perú, es la persistencia del viento. El área de California, presenta vientos que tienden a ser intermitentes, mientras que en Perú los vientos son persistentes.

Frentes

Los frentes en la superficie marina, delinean los límites entre diferentes tipos de agua superficial; representan otro tipo de interface en la cual la energía mecánica del sistema oceánico físico está accesible y puede contribuir al balance de la energía trófica de la comunidad biológica. Por ejemplo, cuando dos masas de agua con diferente densidad ocurren en una zona de intersección, se presenta la convergencia. La gravedad causa que el tipo de agua más densa se hunda por debajo del tipo de agua menos densa. El proceso de mezcla de la interface produce agua de densidad intermedia, la cual tiende a fluir por debajo del agua superficial menos densa. Ambos tipos de agua superficial

contribuyen a la formación de una masa de agua mezclada que lentamente se hunde en la interface entre ellas, resultando una zona de convergencia.

Los organismos pequeños son transportados pasivamente a lo largo del flujo oceánico, pero pueden ser capaces de controlar su nivel de profundidad en el menor campo energético de movimiento vertical en el océano. Estos organismos se acumulan en la zona frontal convergente, y la distribución de partículas de alimento tenderá a ser altamente concentrado. Este proceso deriva hacia niveles tróficos más altos, en los que se pueden producir florecimientos en crecimiento individual, éxitos reproductivos, y eventualmente en un crecimiento poblacional en cada nivel trófico, y en consecuencia la atracción de depredadores nectónicos a la pirámide trófica localmente enriquecida (Fiedler y Bernard, 1987; Podestá *et al.*, 1993).

Domos

En secciones previas, se ha discutido el efecto de rotación en el patrón del viento atmosférico causando afloramientos oceánicos. En adición, cada vez que una fuerte curvatura o corte de velocidad horizontal existe en el patrón de flujo oceánico, un movimiento vertical tiende a ser asociado con éste. Entonces, los vórtices oceánicos dependiendo de su dirección de rotación, constituyen zonas de afloramiento o de hundimiento. Por ejemplo, considérese la formación de un remolino ciclónico en un campo de flujo geostrófico. El desarrollo de aumento de curvatura en el patrón de flujo añade un componente adicional de fuerza centrífuga en la misma dirección que la fuerza de Coriolis. Hay un sobrebalance de fuerza de presión, y consecuentemente, el agua superficial fluye radialmente hacia afuera del centro del remolino, siendo reemplazada en el interior del vórtice por afloramiento de agua subsuperficial. Esta pérdida de agua superficial continuará hasta que la depresión de agua superficial resultante, y la acumulación de agua más densa, en el interior del vórtice restablezca un gradiente de presión suficiente para balancear la combinación de la fuerza de Coriolis y la fuerza centrífuga debido a la curvatura del flujo aerodinámico. Esta es una zona donde los organismos que están a la deriva y otros productos de la zona de afloramiento costero extremadamente productivo, tienden a ser concentrados, resultando una zona importante de alimentación para los atunes y otros peces depredadores oceánicos (Mann y Lazier, 1991; Bakun, 1996). Un ejemplo de domo en la región es el de Costa Rica, que se destaca por su importancia en pesquerías comerciales como el atún. Por otra parte, el efecto de eventos de calentamiento (o enfriamiento) interanuales, podría incrementar la

profundidad de la termoclina. En consecuencia la productividad en sitios como el Domo de Costa Rica, Golfo de Tehuantepec, frentes, surgencias ecuatoriales y costeras pueden reducirse de manera importante. Esto afecta la vulnerabilidad de atún a los artes de cerco y palangre cuando la termoclina se profundiza.

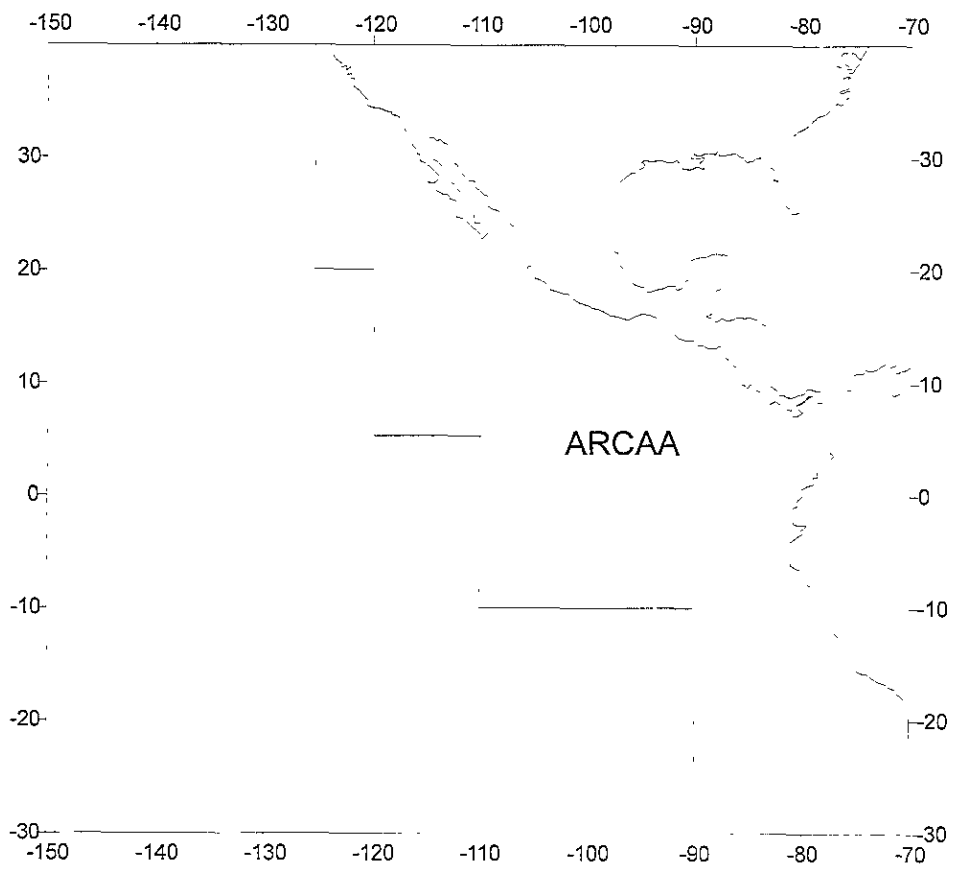


Figura 1. El Océano Pacífico Oriental Tropical (POT), y el Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) (CIAT, 1999).

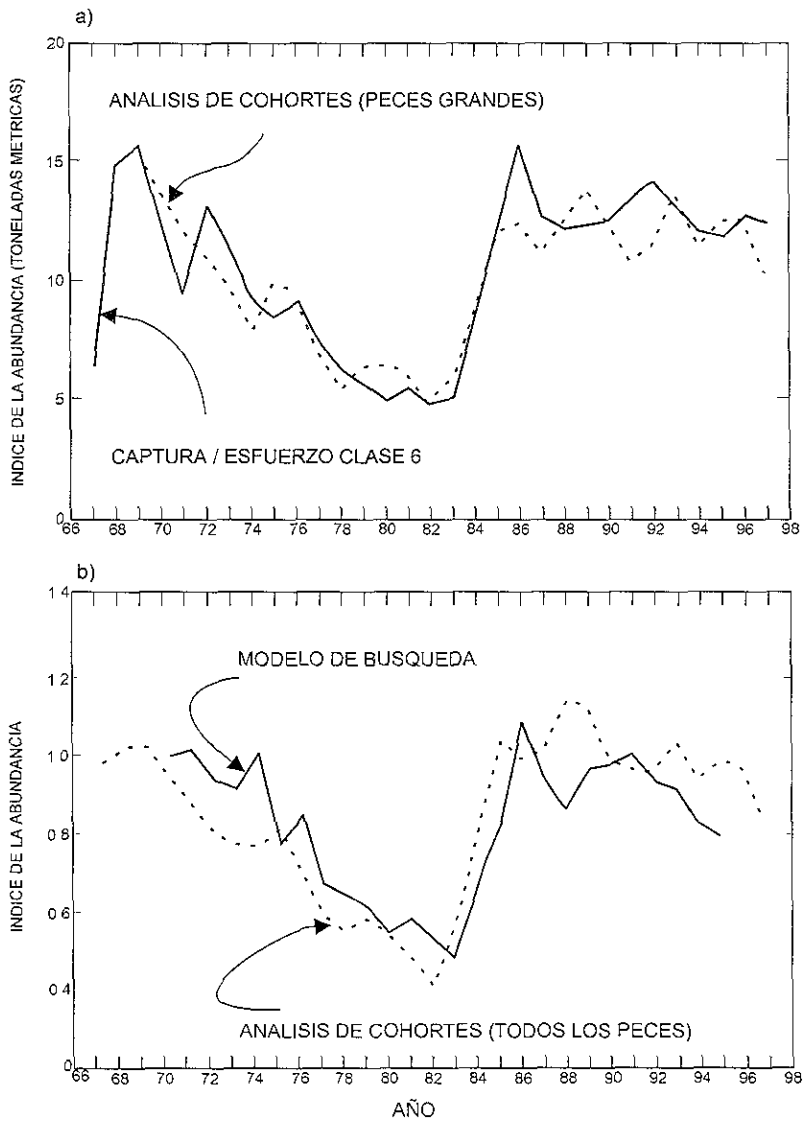


Figura 2. a) Índices de abundancia del atún aleta amarilla en el POT derivados de datos de captura por día de pesca (CPDP), junto con estimaciones de la biomasa de los peces de mayor tamaño obtenidas de los análisis de cohortes (ajustadas para que el promedio coincida con el de la CPDP). b) Índices de abundancia derivados de datos de tiempo de búsqueda, junto con estimaciones de la biomasa de todos los peces obtenidas de los análisis de cohortes (ajustadas para que el promedio coincida con el del método de tiempo de búsqueda) (CIAT, 1999).

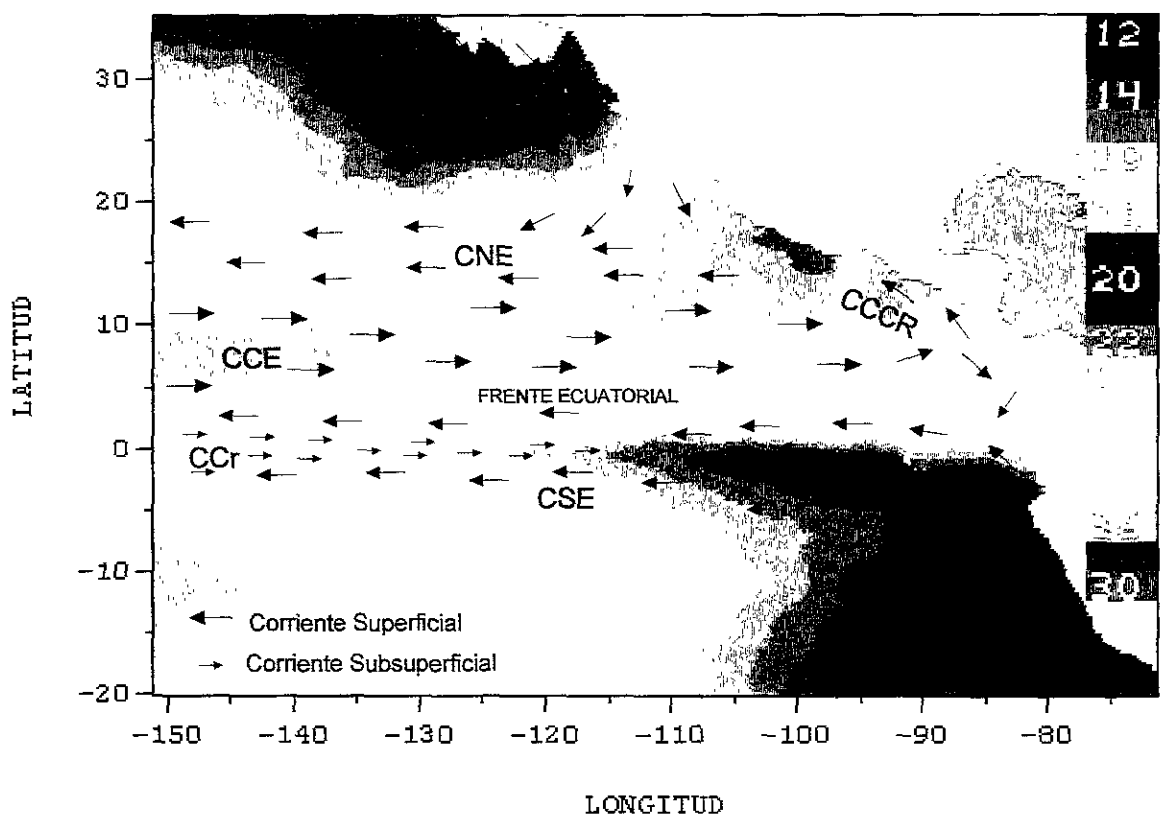


Figura 3. Diagrama de las principales corrientes superficiales en el Pacífico oriental tropical. Corriente de California (CC), Corriente Nor-Ecuatorial (CNE), Corriente Costera de Costa Rica (CCCR), Corriente de Perú (CP), Corriente Sud-Ecuatorial (CSE), Contra Corriente Ecuatorial (CCE), y Corriente de Cromwell (Pickard, 1968).

Tabla 1. Características biológicas de algunas especies de atún del Pacífico (tomada de Bayliff, 1980).

Especies de Atún	Edad de Madurez (años)	Longevidad Aproximada (años)	Longitud Máxima (cm)	Mortalidad Natural año⁻¹	Area de Desove	Evidencia de Stocks Discontinuos
Barnlete (<i>Katsuwonus pelamis</i>)	1	3 - 6	90	0.3 - 3.8	Más grande	Baja
Aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>)	2 - 3	10	200	0.6 - 1.6	Grande	Moderada
Patudo (<i>T. obesus</i>)	3	10	215	0.4	Moderada?	Moderada?
Albacora (<i>T. alalunga</i>)	4 - 5	10	145	0.2	Moderada	Moderada-Alta
Aleta azul del norte (<i>T. thynnus</i>)	3 - 4	10	250	0.2 - 0.3	Pequeña	Alta
Aleta azul del sur (<i>T. maccoyii</i>)	5 - 6	20	220	0.2 - 0.3	Pequeña	Alta

CAPÍTULO 3

RECLUTAMIENTO Y VARIABILIDAD AMBIENTAL

Introducción

La variabilidad natural en la abundancia de las poblaciones en tiempo y espacio, y los procesos que la causan, es un problema central en biología pesquera. El principal factor de variabilidad de las poblaciones sujetas o no a explotación son las fluctuaciones del reclutamiento (R). Las causas de estas fluctuaciones se dan durante las diferentes etapas del ciclo de vida, desove, huevos, eclosión, crecimiento larval, metamorfosis, crecimiento, supervivencia, y migración. En estas etapas intervienen los procesos ecológicos fundamentales, como son competencia, depredación, sucesión y parasitismo, y la influencia de los factores abióticos, principalmente temperatura, salinidad, oxígeno, corrientes, viento y contaminantes. Aun cuando existe una gran cantidad de trabajos realizados, las fluctuaciones de R son todavía un proceso poco entendido. La explicación más simple de estas fluctuaciones es la alta fecundidad de los peces y la alta mortalidad de huevos, larvas y juveniles. En tiempos evolutivos, en ausencia de esfuerzo pesquero cada especie ha ajustado su fecundidad y la manera de responder a incrementos en la densidad sin agotar sus recursos de alimento y espacio. En la actualidad, la pesca juega un papel importante al hacer más vulnerable al recurso al riesgo de reclutamientos bajos (Pitcher y Hart, 1982; Larrañeta, 1996).

La búsqueda de las posibles causas en las variaciones de R y la necesidad de predicción de la abundancia de los recursos, ha derivado en la construcción de un gran número de modelos matemáticos relacionados con la dinámica del stock reproductor (S). La teoría de este tipo de modelos predice que para valores de S relativamente bajos, R se incrementará casi proporcionalmente al incremento en S , esto refleja una respuesta poblacional denso-independiente. El modelo de Ricker (1954) establece que para valores de S relativamente altos, R disminuirá. El modelo de Beverton y Holt (1957) sugiere que para valores de S relativamente altos, R se aproximará a un valor asintótico, ambos modelos reflejan denso-dependencia. Suele decirse que la mortalidad denso-independiente es provocada por factores ambientales, y que la denso-dependiente es inherente a la abundancia de la población, pero que también es afectada por la variabilidad ambiental, lo que hace más difícil evaluar el problema de R (Larrañeta, 1996).

Uno de los problemas en el uso de la relación stock-reclutamiento es el de prevenir

una drástica disminución en R antes de que suceda. Paradójicamente para evitar esto es necesario contar con suficientes datos que puedan describir la pendiente al origen. Para la población de atún aleta amarilla no se cuenta con este tipo de observaciones, pero si estas existieran significaría que la pesquería está en niveles bajos de stock y reclutamiento, lo que conlleva a un colapso por sobrepesca de R , y esto sucedería antes de que la relación stock-reclutamiento sea conocida.

Este tipo de relaciones han sido utilizadas para el manejo de pesquerías. El fundamento de esto es que S puede ser controlado a través de manejo, y que R es una medida directa de las consecuencias de este control. Esto implica que debemos esperar una fuerte relación entre S y R (Hilborn y Walters, 1992; Iles, 1994; Jacobson y MacCall, 1995; Myers *et al.*, 1995;). Sin embargo, evidencias empíricas de muchas de las pesquerías del mundo sugieren que la relación es vaga y que la varianza alrededor de la relación teórica es muy grande. Esto ha conducido a plantear que no existe relación alguna, esto es, que R es un evento aleatorio e independiente (Koslow *et al.*, 1987; Wooster y Bailey, 1989; Gilbert, 1997).

En la actualidad los esfuerzos están dirigidos a diseñar estrategias de manejo para evitar explotaciones insostenibles y prevenir la disminución crítica de la abundancia de las poblaciones explotadas. En principio, una clara comprensión de las causas de variación en la abundancia de las poblaciones mejoraría la calidad de su evaluación y por consiguiente los procesos en la toma de decisiones de manejo. En este sentido, R juega un papel importante, y por eso, el propósito del presente estudio es evaluar los efectos de la abundancia de S de la población de atún aleta amarilla y la variabilidad ambiental del POT, representada por la TSM y el IOS, sobre R . Para ello, se usaron métodos no paramétricos (Myers y Barrowman, 1996), paramétricos (Ricker, 1954; Beverton y Holt, 1957; Shepherd, 1982), y numéricos (análisis factorial).

Materiales y métodos

Modelos stock-reclutamiento

La información utilizada para el análisis stock-reclutamiento fueron las estimaciones del número promedio de organismos de las cohortes X y Y correspondientes a las temporadas de 1967 a 1994, realizadas por la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT, 1995). Las estimaciones del reclutamiento corresponden al número medio de peces vivos durante el primer mes del primer año en el cual alcanzaron una talla de 30 cm (noviembre para el grupo X y mayo para el grupo Y). Para calcular la biomasa media anual,

el número de peces fue convertido a peso, usando el valor del peso promedio de cada trimestre, a partir del trimestre en el cual fueron reclutados a la pesquería.

Para evaluar la relación entre S y R , se aplicó el método no paramétrico de Myers y Barrowman (1996). El método usa un índice de rango medido para datos de S , y se obtiene la tasa S_{\max} / S_{\min} , donde S_{\max} es la abundancia máxima observada de S y S_{\min} es la abundancia mínima observada de S . Cuando esta relación es cercana a 1, el nivel de S es aproximadamente constante.

Para responder a la pregunta: 1) ¿el reclutamiento más alto (R_{\max}) ocurre cuando S es alto?, se calculó un “rango relativo” $r_{\max} = (\text{rango}(S_{R_{\max}}) - 1) / (n - 1)$ (Myers y Barrowman, 1996), donde n ($n=27$) es el número de años de la serie stock-reclutamiento. Este rango relativo cae entre 0 y 1, cuando $r_{\max} = 0$, implica que R más alto ocurre en la abundancia más baja de S , y cuando $r_{\max} = 1$, el R más alto ocurre en la abundancia más alta de S . Si la abundancia de S y R más alto fueran independientes, r_{\max} tendría la misma probabilidad, es decir, el valor esperado sería 0.5. Entonces, el planteamiento de la hipótesis nula es de que el índice relativo es menor o igual a 0.5, contra la hipótesis alternativa de que es más grande que 0.5.

Para responder a la pregunta: 2) ¿el reclutamiento más bajo (R_{\min}), ocurre cuando S es bajo?, se analizó $r_{\min} = (\text{rango}(S_{R_{\min}}) - 1) / (n - 1)$ (Myers y Barrowman, 1996). Esta vez, si $r_{\min} = 0$, implica que R más bajo ocurre en la abundancia más baja de S , y cuando $r_{\min} = 1$, significa que R más bajo ocurre en la abundancia más alta de S .

Finalmente, para responder a la pregunta: 3) ¿es mayor el R si la abundancia de S está por arriba de la mediana?, se dividió la serie stock-reclutamiento en dos secciones, una por abajo de la mediana de la abundancia de S , y otra, por arriba. Se calculó R medio de cada sección, denominados \bar{R}_{abajo} y \bar{R}_{arriba} . Cuando R medio es idéntico en ambos lados de la mediana, la proporción $\bar{R}_{\text{arriba}} / \bar{R}_{\text{abajo}}$ es igual a 1.

Por otra parte, se aplicaron los modelos paramétricos definidos por las siguientes ecuaciones:

Ricker (1954),

$$R_{t+1} = a S_t e^{-b S_t} e^w \quad (1)$$

$$R_{t+1} = \frac{a S_t}{b + S_t} e^{\sum h_i (E_i - \bar{E})} \quad (5)$$

A la de Shepherd (1982), de la misma forma:

$$R_{t+1} = \frac{a S_t}{(1 + [S_t/k]^d)} e^{\sum h_i (E_i - \bar{E})} \quad (6)$$

donde E = variable ambiental.

h = coeficiente que expresa la magnitud de su efecto.

La función de Ricker dependiente del ambiente fue ajustada por regresión lineal múltiple con variables transformadas logarítmicamente. Como criterio de decisión, se aplicó la prueba "t" a los parámetros de cada uno de los modelos, y la prueba "F" a los modelos obtenidos. Las funciones de Beverton y Holt, y Shepherd fueron ajustadas con procedimientos de estimación no lineal, usando la técnica de mínimos cuadrados, y el algoritmo de minimización cuasi-Newton para la mejor estimación de parámetros. Estas estimaciones se realizaron para las cohortes X, Y, y combinadas (X+Y), para el período 1967-1994 (CIAT, 1995).

Análisis de Ordenación

Se aplicó un análisis de ordenación por el método de componentes principales (Ludwing y Reynolds, 1988) para determinar la correlación entre la TSM de las áreas Niño 1+2 (valores promedio de las áreas Niño 1 y Niño 2) y Niño 3+4 (valores promedio de las áreas Niño 3 y Niño 4), IOS, presión del nivel del mar (PNM) de las áreas Darwin, Isla Tahiti, Isla Easter, Isla Rapa, Easter-Rapa y Rapa-Tahiti del Océano Pacífico para los años de 1967 a 1993 (<http://www.cpc.ncep.noaa.gov>). Con el propósito de identificar patrones más claros de correlación entre los años y las variables ambientales, se usó el método de rotación "varimax normalizado", el cual permite maximizar la varianza de los factores de carga (correlaciones) normalizados a través de las variables de cada factor. Este análisis factorial se realizó con el paquete Statistica™ de StatSoft®. Con base a esta caracterización se examinó la variabilidad del R .

Resultados

Reclutamiento y éxito reproductivo

La figura 5, muestra la relación entre la biomasa de S y R para las cohortes X , Y , y combinadas ($X+Y$), durante el período de 1967 a 1994. Las clases anuales para la cohorte X de los años de 1973, 1986, 1987 y 1988 fueron las más fuertes con niveles de biomasa entre 156,000 y 192,000 toneladas (figura 5a). Las clases anuales para la cohorte Y de los años de 1973, 1977 y 1987 fueron las más fuertes con niveles de biomasa entre 97,000 y 141,000 toneladas (figura 5b). La figura 5c, muestra las clases anuales de las cohortes combinadas, en donde los años de 1973, 1977 y 1987 fueron las más abundantes con niveles de biomasa entre 258,000 y 313,000 toneladas. Los datos están dispersos y en general no se observa una tendencia clara, sin embargo, es posible caracterizar niveles bajos de R con niveles bajos de biomasa del S ; además, niveles intermedios de biomasa producen gran variabilidad del R , y con niveles altos de biomasa del S se vuelven a observar bajos niveles de R .

La figura 6a muestra R máximo (R_{max}) y su respectiva abundancia de S ($S_{R_{max}}$), así como, R mínimo (R_{min}) y su respectiva abundancia de S ($S_{R_{min}}$). La figura 6b, muestra R medio por abajo (\bar{R}_{abajo}) y por arriba (\bar{R}_{arriba}) de la mediana de la abundancia de S .

De acuerdo con el valor obtenido de $r_{max} = 0.77$ (tabla 2), los reclutamientos más altos tienden a producirse cuando los niveles de S son altos. El valor obtenido de $r_{min} = 0.85$ (tabla 2), indicó que los reclutamientos más bajos tienden a suceder cuando los niveles de S son altos también, incluso el efecto parece ser más fuerte con respecto al caso anterior.

La tasa obtenida de R medio por arriba y por abajo de la mediana de la abundancia de S ($\bar{R}_{arriba} / \bar{R}_{abajo}$), fue igual a 1.01 (tabla 2), por lo que, R puede ser considerado como idéntico en ambos lados de la mediana.

La serie de datos históricos de stock-reclutamiento para la primera pregunta, mostró que puede haber una relación entre S y R , pero con la segunda y tercera pregunta que no la hay. Sin embargo, del examen de la dispersión de puntos entre S y R (figura 5), se puede sugerir la presencia de efectos compensatorios, es decir, reducción de R en niveles altos de S .

La figura 7 muestra la distribución anual del logaritmo natural de los reclutas sobre la biomasa reproductora ($\ln(R/S)$), conocido como éxito reproductivo, o bien, índice de R , el

cual muestra pobres y vigorosos reclutamientos. En el período 1968-76, la cohorte X se caracterizó por presentar bajos índices de R (figura 7a), mientras que la cohorte Y en el mismo período presentó gran variabilidad (figura 7b). En general, para las cohortes combinadas, el período 1977-88 fue el que presentó los índices más altos, y el período 1989-94 los índices bajos (figura 7c).

Modelos stock-reclutamiento

La tabla 3 muestra las funciones stock-reclutamiento de Ricker para las cohortes X, Y, y combinadas (X+Y), obtenidas por procedimientos lineales bajo transformación logarítmica y con procedimientos no lineales. En el caso del procedimiento lineal, la función explicó mayor porcentaje de varianza cuando se combinaron las cohortes, y en los tres casos el parámetro denso-dependiente (pendiente) fue significativo y el denso-independiente (ordenada) no; las tres funciones fueron significativas al 99%. Con la estimación no lineal, los dos parámetros fueron significativos, y la suma de diferencias cuadráticas (SDC) fueron menores que en los casos resueltos con procedimientos lineales.

Las funciones del tipo Beverton-Holt resueltas con procedimientos no lineales, mostraron el parámetro denso-dependiente significativo al 99%, y el denso-independiente no (tabla 4). Las funciones de Shepherd no presentaron parámetros significativos (tabla 5). Aparentemente, el modelo de Ricker resuelto con procedimientos no lineales es estadísticamente el más fuerte, al obtener la menor SDC y todos sus parámetros significativos al nivel del 99%. Las curvas ajustadas a los tres modelos para las cohortes combinadas, se presentan en la figura 8. Los análisis posteriores sólo consideran las cohortes combinadas (X+Y).

Variabilidad ambiental en el POT

El patrón anual de la TSM de las áreas Niño 1+2 (valor promedio de las áreas Niño 1 y Niño 2) y Niño 3 para el período de estudio, se muestra en las figuras 9a y b. El área Niño 1+2 tuvo una temperatura promedio de 23°C, con el máximo durante el mes de marzo y el mínimo durante septiembre, y con un intervalo de variación de 6 °C. El área Niño 3 mostró un promedio de 25.8 °C, con el máximo en abril y el mínimo en agosto, y con un intervalo de variación de 2.6 °C, siendo una región más cálida y menos variable que la anterior.

Las series de tiempo de las anomalías de la TSM de las regiones mencionadas,

así como las anomalías del IOS, se muestran en las figuras 10a, b y c. Los eventos El Niño en el período de estudio considerados como fuertes son los correspondientes a los años de 1972-73 y 1982-83, alcanzando anomalías positivas cercanas a los 3 °C y 5 °C, respectivamente. Otros eventos considerados como moderados son los que se presentaron en los años de 1976-77 y 1987, con anomalías próximas a los +2 °C. El evento de 1992, aunque presentó una anomalía positiva próxima a los 2.3 °C tuvo poca duración. De las mismas figuras 10a y b, se desprende que los años fríos son los correspondientes a 1967-68, 1970-71, 1974-75, 1984-85 y 1988-89, todos ellos no superando una anomalía negativa de 2 °C.

La figura 10c muestra que períodos de eventos El Niño corresponden con períodos de IOS bajos. No obstante, en series históricas más largas, se ha mostrado que 4 de 20 eventos El Niño estuvieron asociados con anomalías positivas altas o cero en el IOS (Quinn y Neal, 1992; Whetton y Rutherford, 1994). Contrariamente, durante el año de 1977 y principios de 1978 se presentaron anomalías negativas fuertes en el IOS y no hubo evento El Niño.

Modelos stock-reclutamiento dependientes del ambiente

Las funciones stock-reclutamiento ambiente-dependientes de Ricker ajustadas a datos de la cohorte X+Y, se muestran en la tabla 6. Las funciones que incorporan de manera independiente la TSM de las áreas Niño 1+2 (N1+2) y Niño 3 (N3), y el IOS, fueron significativas al 99%, con el parámetro denso-independiente no significativo, y explican el 73 y 74% de la variabilidad en los datos (R^2). Según criterios de la prueba Durbin-Watson (Montgomery y Peck, 1982) (anexo A), los resultados de la prueba estadística (tabla 6) muestran que las dos primeras funciones quedan indefinidas, y en la tercera función no se rechaza la hipótesis nula de que no hay correlación serial en los datos del S y el R.

En las tablas 7 y 8, se presentan las funciones correspondientes a Beverton-Holt y Shepherd resueltos con procedimientos no lineales. Las funciones de Beverton-Holt mostraron el parámetro denso-independiente no significativo, y la SDC fue muy parecida entre ellas. En las funciones de Shepherd, al parecer el mejor ajuste se da cuando se incorpora la TSM de la región Niño 3, presentando el parámetro que expresa compensación de la denso-dependencia no significativo, pero con la menor SDC.

La figura 11, muestra el comportamiento del R observado y calculado con los diferentes modelos incorporando la TSM de la región Niño 3. Para decidir si hay

diferencias significativas entre los valores observados y calculados, se les aplicó la prueba estadística no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov. Los resultados mostraron que las diferencias con el modelo de Ricker fueron significativas ($p < .10$), mientras que con los modelos de Beverton-Holt y Shepherd las diferencias no fueron significativas ($p > .10$). Estadísticamente, los modelos de Beverton-Holt y Shepherd mostraron un mejor comportamiento con respecto a los valores observados. Todas las funciones indican que el R depende principalmente de la biomasa del S y en menor grado de factores ambientales relacionados a TSM e IOS.

Análisis de Ordenación

Los resultados del análisis de 27 años ordenados con base en sus características oceanográficas se muestran en la tabla 9. Los tres primeros componentes explicaron 66, 18 y 11%, respectivamente, de la variación total en los datos.

El primer componente principal representa a la correlación positiva existente entre la TSM del área Niño 3+4 y PNM del área de Darwin, y la correlación negativa con el IOS. Hacia el extremo izquierdo del componente (figura 12) se sitúan los años más fríos, de menor PNM del área de Darwin y de mayor IOS. En el extremo derecho, se ordenan los años más cálidos, de mayor PNM del área de Darwin y menor IOS. El segundo componente principal representa la correlación negativa entre PNM de las áreas de Tahití e Isla Easter. En el extremo negativo de este componente (figura 12) se ubican los años de menor PNM del área de Isla Easter, y hacia el extremo positivo las de mayor PNM del área de Tahití.

Con base a esta ordenación, se examinó la variabilidad del R representada en la figura 12 con una escala de reclutamiento bajo ($< 75,000,000$) y alto ($> 75,000,000$), identificados con círculos blancos y negros, respectivamente. Los diferentes niveles de R pueden presentarse tanto en años fríos como en años cálidos. No obstante, existe una probabilidad alta (0.73) de que se presente un R bajo en condiciones de años fríos. En años cálidos existe una probabilidad relativamente alta (0.62) de que se presente un R alto (tabla 10).

Discusión

Los resultados del análisis de la relación S y R aplicando el método no paramétrico, no fueron concluyentes. Al considerar las tres aproximaciones, los resultados no fueron consistentes con la hipótesis general de que R guarda una relación con S . Con la primera

pregunta, al obtener un valor de $r_{\max} = 0.77$ mostró evidencia para una relación entre S y R . Con el otro planteamiento, al obtener un valor de $r_{\min} = 0.85$ mostró evidencia de que, un mínimo de R existe con un máximo de S . Con la última aproximación, y obtener el valor de $\bar{R}_{\text{arriba}} / \bar{R}_{\text{abajo}} = 1$, nos dice que, el R medio es el mismo cuando la abundancia de S está por arriba o por abajo de la mediana, esto es, no hay una relación entre S y R . Estos resultados difieren de aquellos reportados por Myers y Barrowman (1996) para la misma especie y área de estudio. Ellos encontraron evidencia para decir que R más bajo se presenta cuando la abundancia de S fue baja, y que R más alto se presenta en abundancias de S por arriba de la mediana. En este estudio, el R más bajo se observó cuando la abundancia de S fue alta, y el R medio fue el mismo cuando S estuvo por abajo y por arriba de la mediana. Las diferencias posiblemente son el resultado del uso de datos recientes que proporcionan información adicional sobre reclutamientos bajos en niveles altos de S .

De acuerdo a los resultados, el R del atún aleta amarilla presenta una gran variabilidad, lo cual acarrea problemas para la administración de pesquerías. Si una población es administrada de forma tal que el S sea reducido a bajos niveles, no es sorprendente registrar el R más bajo (Myers y Barrowman, 1996). Sin embargo, con el atún aleta amarilla el registro de R más bajo puede darse aún con el S más alto, lo que consecuentemente involucra incertidumbre en el proceso de manejo, particularmente cuando sólo toma en cuenta la relación stock-reclutamiento. Este resultado apoyaría la idea ampliamente sostenida de que el reclutamiento observado es usualmente independiente del stock reproductor, sin embargo, es posible que los mecanismos denso-dependientes sean enmascarados por la falta de estudios de las primeras etapas del ciclo de vida. Es en estas etapas de pre-reclutamiento que se presentan los múltiples problemas de la ecología (Larrañeta, 1996).

Por otro lado, los modelos stock-reclutamiento de Ricker y Shepherd indican que en la población de atún aleta amarilla estarían operando fuertes mecanismos denso-dependientes. Estos pueden incluir agregación positiva de depredadores en etapas tempranas del ciclo de vida, competencia por un recurso limitado como el alimento, oxígeno, espacio. Se considera que este tipo de curvas alomadas (Eberhardt, 1977; Larrañeta, 1996) describen el reclutamiento de especies que tienden más a la estrategia "r", con tasa alta de crecimiento, donde los cambios en el tamaño de la población son una ventaja en un ambiente fluctuante. Mientras que con el modelo de Beverton-Holt no

estarían operando fuertes mecanismos denso-dependientes, el techo de abundancia de reclutas podría ser impuesto por la disponibilidad de alimento. El modelo describe poblaciones que tienden más a la estrategia “k”, con crecimiento lento, y en habitats estables donde el techo de abundancia de reclutas podría ser impuesto por la disponibilidad de alimento.

En este amplio espectro de características biológicas (estrategia “r” a estrategia “k”) se clasificaron las especies de atún (tabla 1) (Bayliff, 1980). Así, el atún aleta azul (*Thunnus maccoyii*) es una especie estrategia “k”, típicamente de crecimiento lento, madura en edades avanzadas, vive mucho tiempo y presenta un número relativamente grande de grupos de edad en la población, el área geográfica de desove es pequeña y ocurre en un período relativamente corto, y son más probables de tener un stock bien definido. El otro extremo representado por el atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) es una especie con estrategia “r”, crecimiento rápido, madura a edad temprana, vive poco tiempo, el área geográfica de desove es la más extensa, y poca evidencia para identificar poblaciones discontinuas. El atún aleta amarilla se mueve en este espectro, y aunque presenta características de ambas estrategias, es considerada una especie que tiende más hacia la estrategia “r”. En este sentido ecológico Larrañeta (1996), menciona que los peces son paradójicos pues aunque evolutivamente sigan una tendencia hacia una mayor longevidad y un mayor tamaño final de crecimiento, características de la estrategia “k”, el que presenten fecundidades altas, es una característica de la estrategia “r”. Aún con estas consideraciones y con la distribución de los puntos de stock-reclutamiento es difícil identificar cual de los modelos describe mejor las características biológicas de la población de atún aleta amarilla.

Los diferentes modelos planteados que incorporan la TSM o el IOS mostraron un comportamiento similar. Posiblemente, los mejores modelos en términos estadísticos sean los modelos de Beverton-Holt y Shepherd. Este último modelo implica una fuerte compensación (Shepherd, 1982), esto es, que la tasa neta de R se incrementa cuando el tamaño de la población es bajo, y disminuye cuando el tamaño de la población es alto. Esto sería poco creíble para una población como la del atún aleta amarilla en la que no se han observado mecanismos denso-dependientes, por lo que este tipo de relación pudiera representar una correlación falsa. El modelo de Beverton-Holt refleja que R tiende a ser independiente del tamaño de S a menos que la abundancia sea muy baja. Esto pudiera ser más creíble, representando un tipo de modelo más confiable para la población de atún. La CIAT (1998) menciona que R no parece tener una relación con la abundancia de

S dentro del rango de datos de pesca observados. Sin embargo, este análisis se lleva a cabo pensando en que existe algún tipo de mecanismo denso-dependiente que debe estar operando tras la aparente independencia entre S y R .

En general, si consideramos que la correlación es debida al tamaño de S y al ambiente, entonces sólo el 8 ó 9% de la varianza en R es debida al ambiente (TSM o IOS), y que la mayoría de la varianza de R es debida a la variabilidad de S y al error presente en los datos (tablas 3 y 6). No obstante, las tres clases anuales más altas pudieron haber sido el resultado de cambios fuertes de factores denso-independientes. En esos años se presentó el fenómeno de El Niño, caracterizado por la presencia de agua superficial anormalmente cálida. Es posible que otras variables que han sido importantes para explicar la distribución del atún, como serían la profundidad de la termoclina, la extensión y distribución de los frentes oceánicos, áreas de convergencia y divergencia, concentración de oxígeno (Cole, 1980; Sund *et al.*, 1981; Ortiz y Guzmán, 1982), puedan explicar un mayor porcentaje de varianza en R .

Jacobson y MacCall (1995) señalan que correlaciones falsas ocurren debido a que la variable independiente (stock reproductor) también está presente en la variable dependiente como el denominador de una razón. El ajuste del modelo de Ricker por estimación no-lineal redujo la suma de diferencias cuadráticas (SDC) e incluso fue menor que la de los otros modelos, presentando parámetros significativos al 99%, por lo que probablemente el error fue minimizado.

Aun cuando la mayor variabilidad de R es explicada por el tamaño de S , las variables ambientales también juegan un papel importante. Las variaciones de R para un mismo tamaño de stock son altas, lo que sugiere una influencia fuerte del ambiente. La correlación positiva entre R y TSM y la correlación negativa entre R e IOS, nos muestra que años cálidos favorecen un mejor R . Por ejemplo, durante los años cálidos de 1982 y 1983 el R fue moderadamente alto, y durante los años fríos de 1974 y 1975 el R fue bajo. Los picos de R observados en 1973 y 1977 fueron posteriores a años cálidos, y el pico de 1987 se presentó durante un año cálido. Estos resultados no revelan una relación simple entre R y anomalías de la temperatura, ya que reclutamientos bajos también pueden presentarse en años cálidos. El efecto de la temperatura sobre R puede ser un efecto indirecto más bien que directo, ya que los reclutamientos altos pudieron haber sido influenciados por las condiciones ambientales que interfirieron en el patrón de distribución de la población del atún, de manera que los peces fueron menos vulnerables a la pesca, lo que a su vez provoca una baja en la captura por día de pesca (CPDP), que en el

período de 1978-83 fue la más baja (CIAT, 1998). A consecuencia de esta disminución en la CPDP la capacidad total se redujo en el período de 1982-84 debido al retiro de barcos o traslado a otras zonas de pesca, lo que posiblemente habilitó un S alto y en consecuencia un mayor número de reclutas potenciales.

Una aproximación alternativa en el análisis de ambiente y R es presentar estos datos en un diagrama de ordenación. Esta aproximación muestra en general, que la probabilidad de ocurrencia de un R alto en un año cálido es relativamente alta (0.62), mientras que la probabilidad de ocurrencia de un R alto en un año frío es baja (0.27); sin embargo, el efecto ambiental no es suficiente para describir el R altamente variable del atún aleta amarilla del POT.

Mucho se ha escrito acerca de las relaciones stock-reclutamiento falsas o sesgadas en las pesquerías del mundo, como consecuencia de los supuestos biológicos y estadísticos que no fueron considerados en el estudio (Hilborn y Walters, 1992; Caputi, 1994). Uno de los principales y posiblemente más frecuentes errores es el de medida, el cual según Walters y Ludwig (1981) hacen difícil obtener un modelo confiable de la relación stock-reclutamiento. La mayoría de las evaluaciones provienen del uso de datos de bitácora que desde luego no están exentas de error, dado que las pesquerías del mundo no están diseñadas para optimizar la información, sino para maximizar las ganancias.

El recurso atún representa una pesquería sumamente compleja con cambios importantes en el esfuerzo y poder de pesca, lo que pudieran ocasionar sesgo en los datos de stock-reclutamiento. El cambio que ocurrió a principios de los años 60, cuando la mayor parte de la flota atunera cambió de la pesca con carnada a la pesca con red de cerco, y la expansión de la flota hacia alta mar a mediados y finales de los años 60, son factores que influyeron en el incremento de la talla y de las capturas. En el período 1978-1982 el esfuerzo de pesca fue máximo para peces pequeños y grandes, y mínimo para peces medianos. En el período 1985-1987 las capturas estuvieron representadas principalmente por peces grandes. En 1988 se capturaron más peces pequeños debido a R excesivamente alto de 1987; luego, durante 1989-1995, la pesca se orientó en mayor medida hacia peces grandes, y en 1996-1997 se capturaron más peces pequeños (CIAT, 1999).

El modo en que opera la flota de cerco también puede influir en la variabilidad de R , al usar tres diferentes tipos de lances para la captura de atún, 1) pesca sobre objetos flotantes, 2) pesca sobre delfines, y 3) pesca sobre cardumenes. Particularmente, los

lances sobre objetos flotantes, se caracterizan por capturar organismos relativamente pequeños, con una distribución de tallas menor a 80 cm y con una clase modal aproximada a los 45 cm. Es evidente que la captura de atún con tallas pequeñas tiene un efecto negativo en la supervivencia de organismos juveniles, además, de obtener bajos rendimientos por recluta. Se ha sugerido que la asociación de juveniles de atún aleta amarilla con los escombros flotantes son importantes en determinar el éxito en el reclutamiento (Hall *et al.*, 1999; Arenas *et al.*, 1999). No obstante, esta asociación entre el atún y los palos es un proceso poco entendido por la comunidad científica abocada al estudio de esta pesquería. El área más importante para la captura con palos se localiza en la costa de América Central, la cual es rica en nutrientes y materia orgánica, y en menor proporción hacia regiones alejadas de la costa a lo largo de los 10°N. Se ha mencionado que esta área próxima a la costa puede ser la más favorable para la supervivencia de juveniles (MacCall, 1990), y donde puede haber muchas respuestas en lo que se refiere al problema de la variabilidad de R del atún aleta amarilla en el POT.

En general, la gran variabilidad en el esfuerzo, las mejoras tecnológicas provocando cambios en eficiencia, incluso la política de pesca sin delfín que probablemente afectó el modo de operación de las flotas de cerco que dirigen su esfuerzo hacia atunes asociados con delfines, todas ellas pudieran representar diferentes fuentes de sesgo en la relación stock-reclutamiento.

Otra fuente de error que ha sido documentado (García, 1983) es el referido a correlación serial en R como resultado de un factor ambiental de efecto prolongado, y esto a su vez provocando una falta de estacionalidad en la serie de tiempo. Al respecto, nosotros usamos el estadístico de Durbin-Watson (anexo A) para detectar la presencia de autocorrelación, en dos casos quedó inconclusa, y en la tercera se concluyó que los errores no están autocorrelacionados. Además, se corrió una función de autocorrelación (Box y Jenkins, 1976) a la serie de datos de R y tampoco se encontró evidencia de dependencia serial significativa (anexo B).

Se ha mencionado un sesgo en la estimación de los parámetros de la relación stock-reclutamiento como consecuencia de las fluctuaciones aleatorias por arriba o por abajo del R promedio, siendo correlacionados con el siguiente nivel por arriba o por abajo del S promedio (Walters, 1985). Este sesgo no es evidente en la pesquería de atún, ya que reclutamientos bajos pueden darse con niveles altos de S , presentando gran contraste en los niveles de R . Además, al incorporar la TSM o el IOS en la relación stock-reclutamiento redujo la varianza no explicada, por lo que el sesgo pudo haber sido

reducido. Al respecto Caputi (1988) usando simulación Monte Carlo mostró la reducción de este tipo de sesgo al incorporar un factor ambiental en este tipo de relación.

Otro tipo de error que ha sido documentado es el referente a la falta de contraste en la abundancia de S y R (Ludwing y Hilborn, 1983; Hilborn y Walters, 1992). Con relación a este error, pensamos que las series de datos de S , R , TSM e IOS proporcionaron información valiosa sobre grandes variaciones de R en niveles tanto bajos como altos de S para obtener estimaciones confiables.

Con base a los resultados y a lo expuesto se considera que las relaciones stock-reclutamiento no representan correlaciones falsas; sin embargo, identificar el modelo que mejor se ajusta a las características biológicas del atún no es fácil, por lo que estos resultados deben ser considerados con precaución. Es necesario realizar más estudios que ayuden a entender mejor este tipo de relaciones que pueden ser enmascaradas por la presencia de otros factores relacionados con la actividad humana, como: cambios tecnológicos, oferta y demanda en el mercado. Es necesario más información acerca de la biología y ecología de los primeros estadios de vida, como son las tasas de crecimiento y alimentación de las larvas, sobre su tasa de mortalidad como función del alimento y depredación de huevos y larvas. El estudio de estas etapas tempranas son sin duda los más difíciles de llevar a cabo por que requieren de mucho trabajo en el mar durante largos periodos. Sin embargo, en la medida en que se realicen estudios más detallados de la biología del atún y de los procesos ecológicos en la asociación del atún con los objetos flotantes, serán de más utilidad para el entendimiento del problema de la variabilidad de R en la población del atún aleta amarilla del POT. En consecuencia poder adicionar al manejo actual (cuotas de captura) mejores planteamientos para la administración de la pesquería.

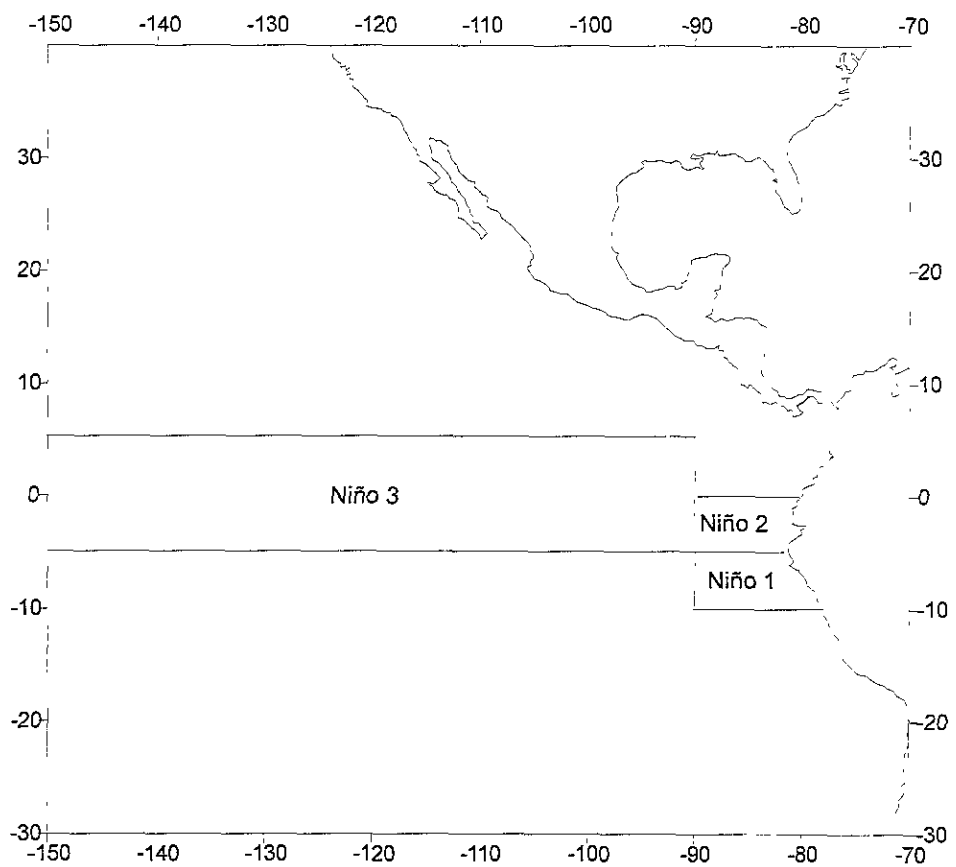


Figura 4. Representación de las áreas Niño en el POT (Reynolds y Smith, 1994). El área Niño 4 se localiza entre 5°N-5°S y 160°E-150°O (no se muestra en figura).

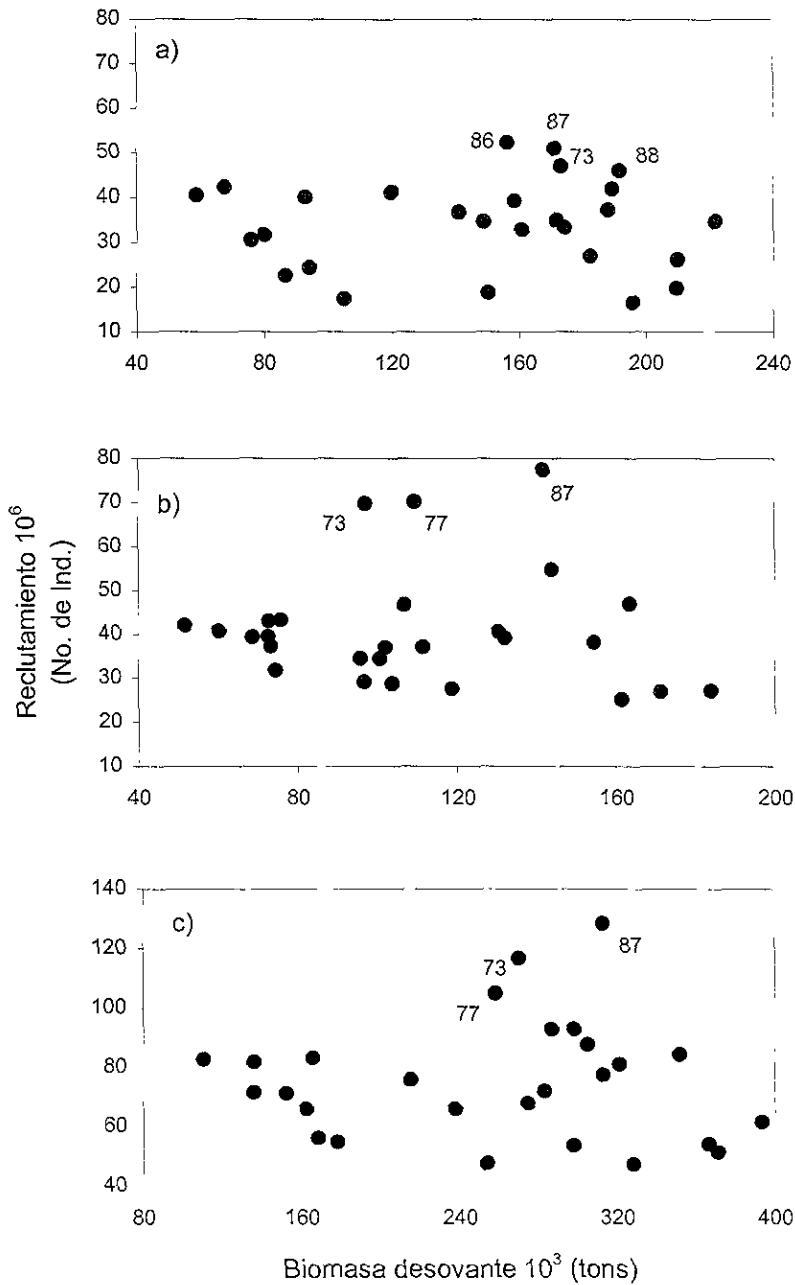


Figura 5. Relación entre el Stock reproductor (S) y el Reclutamiento (R) del atún aleta amarilla del POT, a) cohorte X, b) cohorte Y, y c) cohortes combinadas (X+Y).

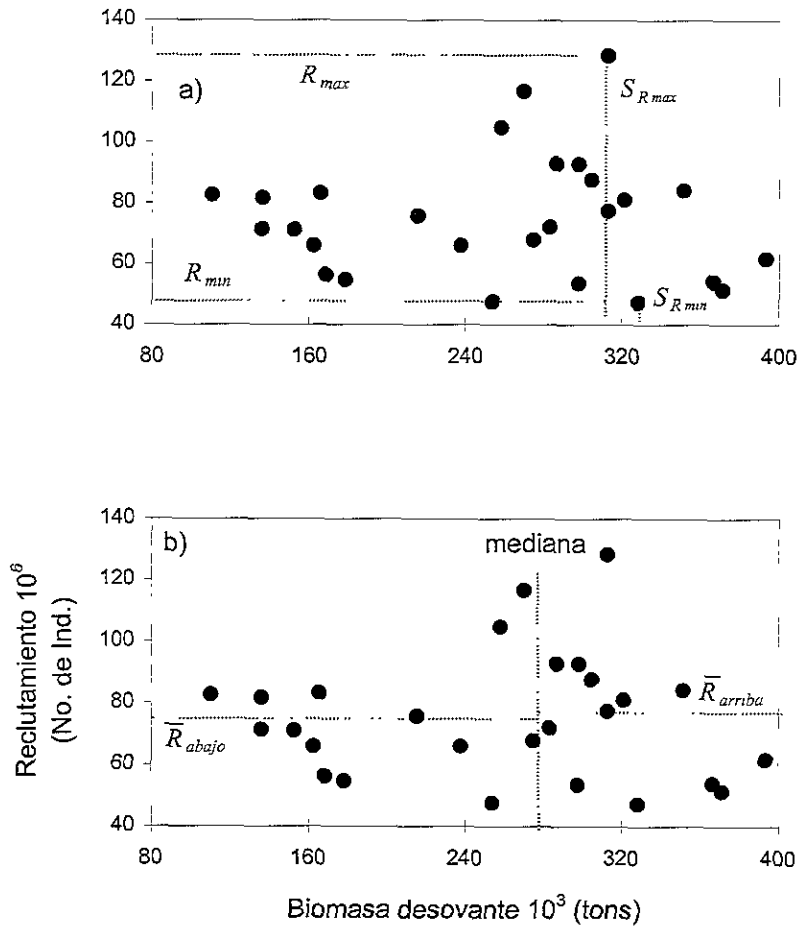


Figura 6. Métodos no paramétricos aplicados a datos stock-reclutamiento. a) El reclutamiento máximo es R_{max} y el correspondiente stock reproductor es $S_{R_{max}}$, los cuales dejan fuera 21 de 27 puntos. De aquí, $r_{max} = (21-1)/(27-1) \approx 0.77$. Similarmente el reclutamiento mínimo es R_{min} y el correspondiente stock reproductor es $S_{R_{min}}$, los cuales dejan fuera 23 de 27 puntos. De aquí, $r_{min} = (23-1)/(27-1) \approx 0.85$. b) El reclutamiento medio por abajo de la mediana del stock reproductor es \bar{R}_{abajo} , y el reclutamiento medio por arriba de la mediana del stock reproductor es \bar{R}_{arriba} (Myers y Barrowman, 1996).

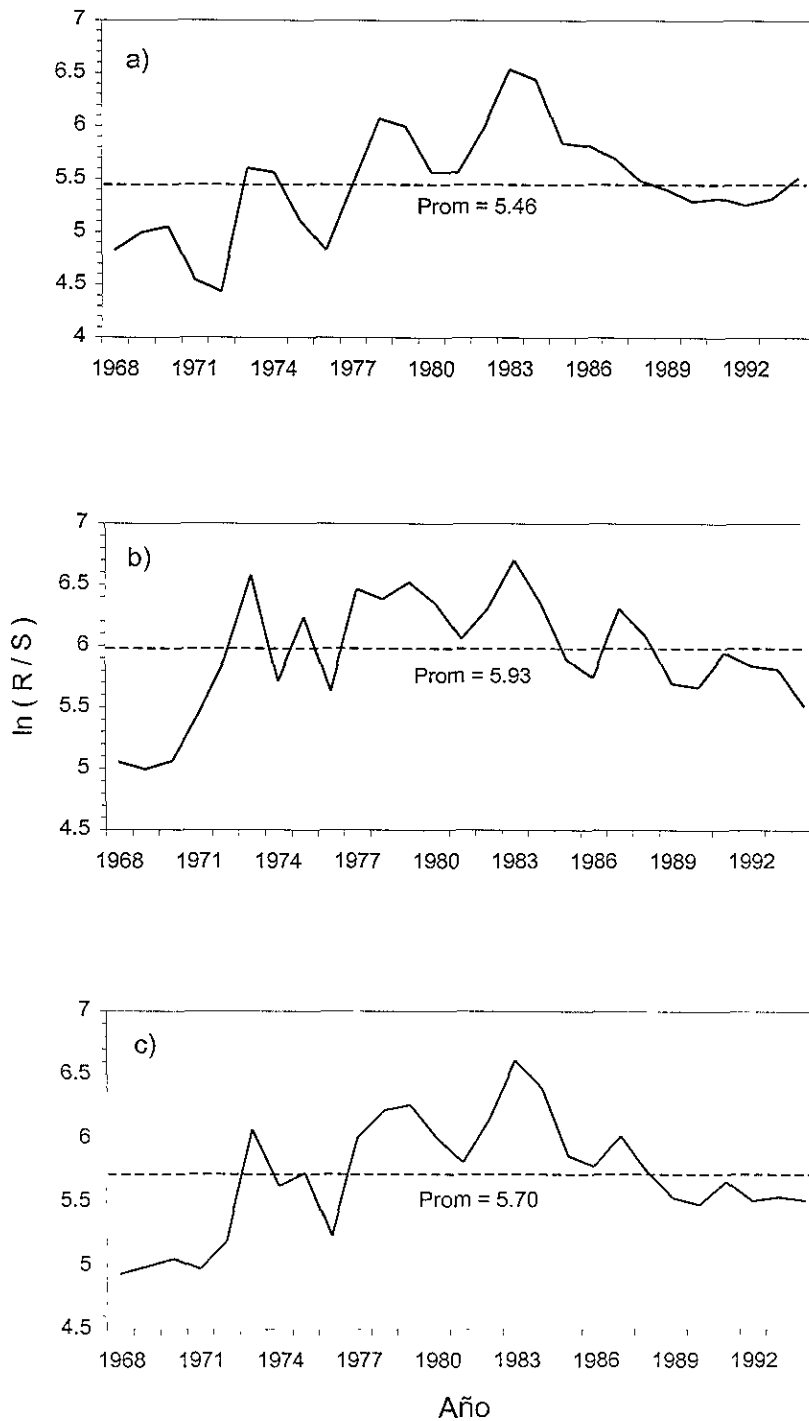


Figura 7. Distribución anual del logaritmo del reclutamiento sobre la biomasa reproductora del atún aleta amarilla del POT, a) cohorte X, b) cohorte Y, y c) cohortes combinadas (X+Y).

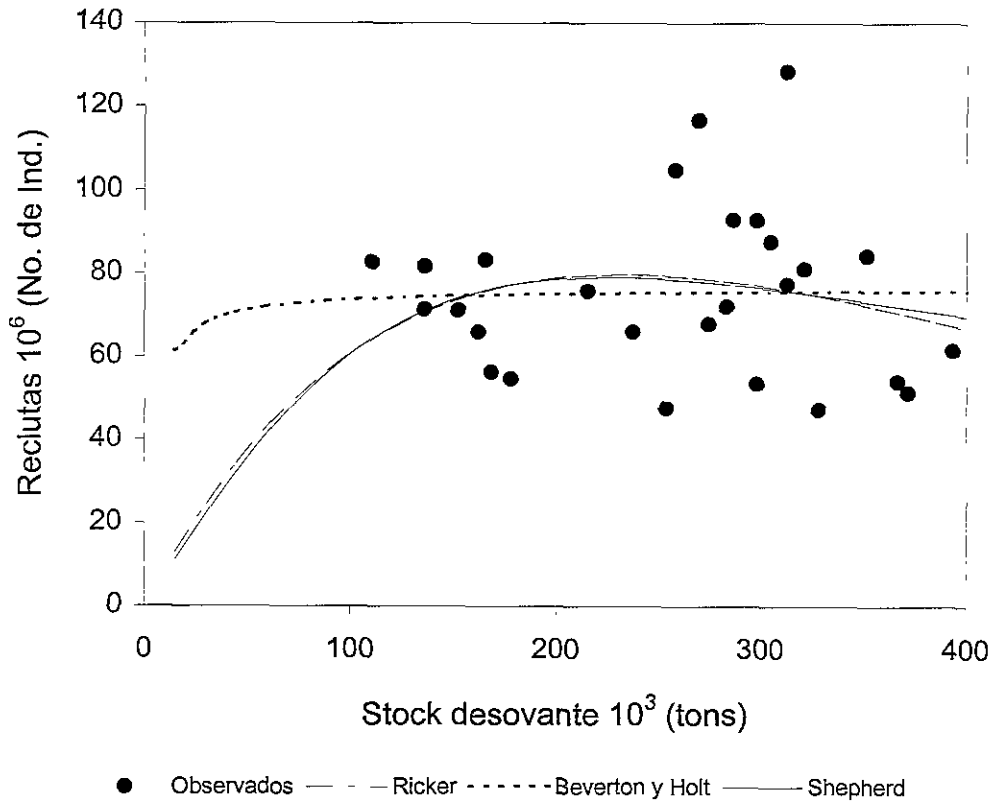


Figura 8. Modelos stock-reclutamiento denso-dependientes ajustados a datos de las cohortes combinadas (X+Y) de la población de atún aleta amarilla del POT.

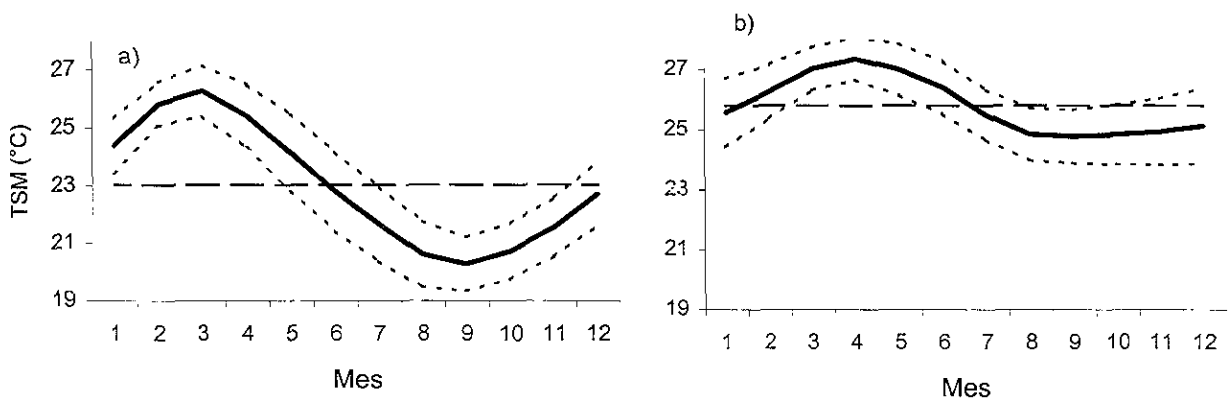


Figura 9. Ciclo anual promedio de la temperatura superficial del mar para el período de 1967-1994. Las bandas punteadas representan una desviación estándar, y la línea horizontal el promedio general, a) Área Niño 1+2, y b) Área Niño 3.

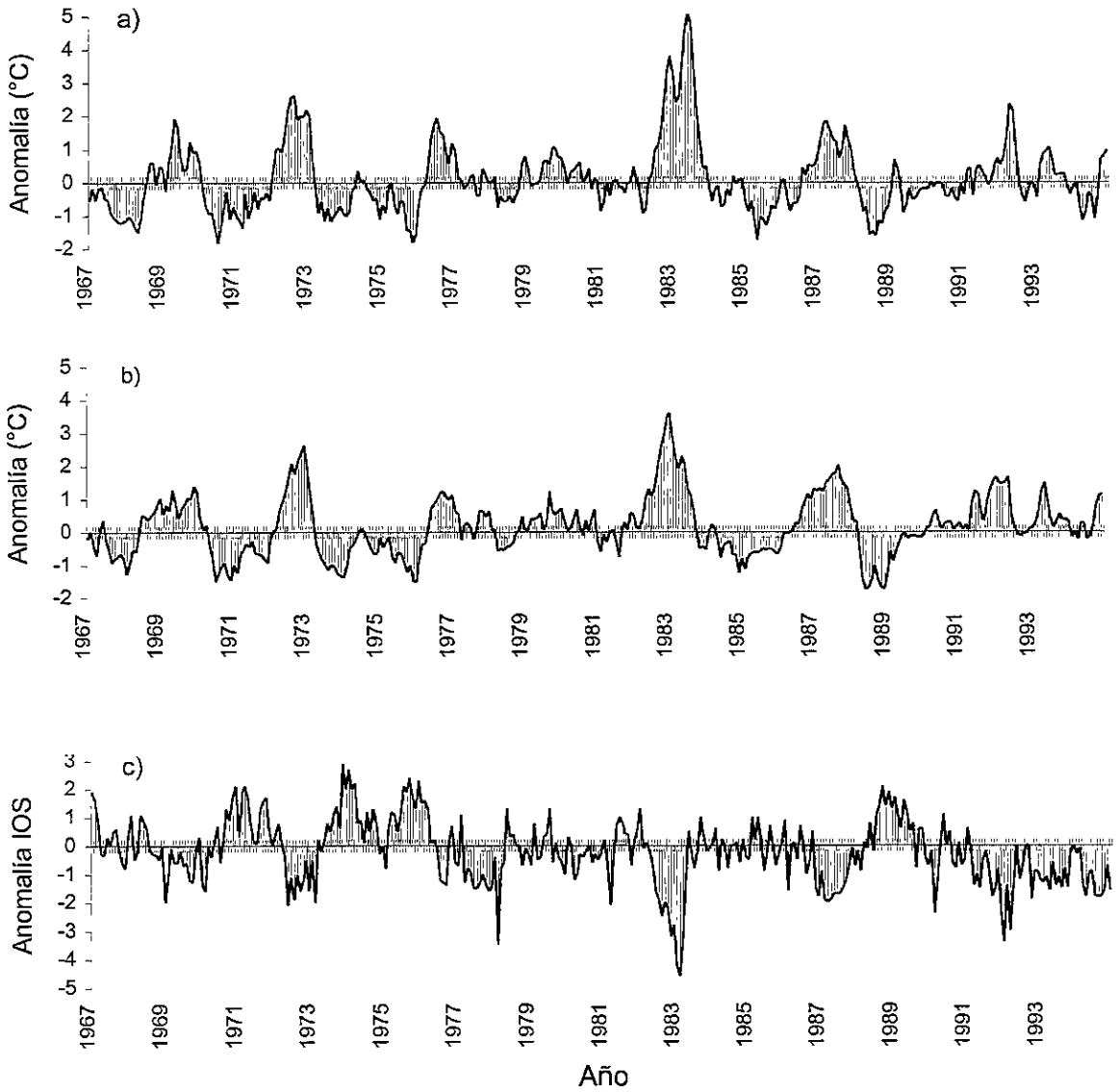


Figura 10. Anomalías de la temperatura superficial del mar, a) Área Niño 1+2, b) Área Niño 3, y c) Anomalías del índice de oscilación del sur.

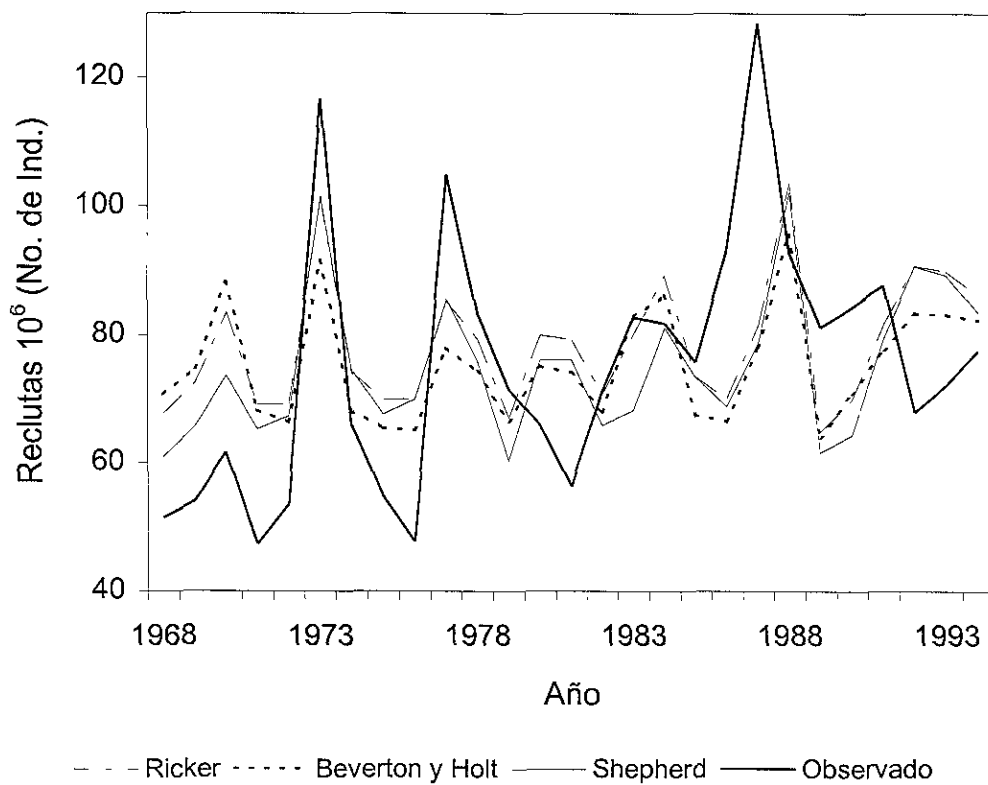


Figura 11. Reclutamiento observado y calculado con diferentes modelos incorporando la temperatura superficial del mar para la población de atún aleta amarilla del POT.

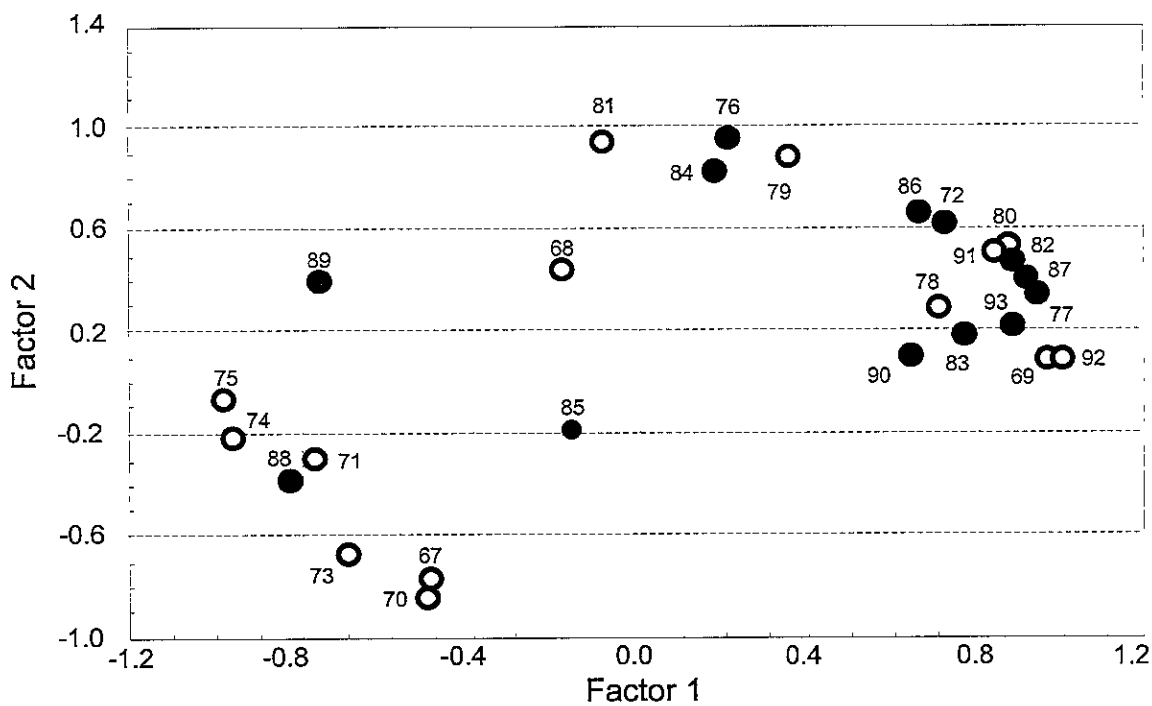


Figura 12. Ordenación de los años con base a sus características ambientales por el método de análisis factorial. Círculos blancos representan reclutamientos bajos y círculos negros representan reclutamientos altos.

Tabla 2. Estadísticos de la población de atún aleta amarilla; n , número de años de datos stock-reclutamiento; S_{\max} / S_{\min} tasa de S máximo a S mínimo; r_{\max} , rango relativo de la cantidad de reproductores para R máximo; r_{\min} , rango relativo de la cantidad de reproductores para R mínimo; $\bar{R}_{\text{arriba}} / \bar{R}_{\text{abajo}}$, tasa de R medio por arriba de la mediana de la cantidad de reproductores a R medio por debajo de la mediana de la cantidad de reproductores, y "Método", método usado para evaluar el stock (APS = análisis de población secuencial).

<i>Población</i>	<i>n</i>	S_{\max} / S_{\min}	r_{\max}	r_{\min}	$\bar{R}_{\text{arriba}} / \bar{R}_{\text{abajo}}$	<i>Método</i>
Atún aleta amarilla	27	3.56	0.77	0.85	1.01	APS

Tabla 3. Funciones stock-reclutamiento denso-dependientes de Ricker ajustadas a datos de las cohortes X, Y, y X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.

ESTIMACIÓN LINEAL	R^2 Ajustado	F	t	g.l.	SDC
Cohorte X $R = 0.7666 * S * \exp(-0.000008 * S) * \exp(0.0543)$	0.56	34.72 **	-1.26 -5.89 **	1, 25	2.74 E9
Cohorte Y $R = 1.1688 * S * \exp(-0.00001 * S) * \exp(0.0400)$	0.62	43.98 **	0.87 -6.63 **	1, 25	4.45 E9
Cohorte X + Y $R = 0.9620 * S * \exp(-0.000005 * S) * \exp(0.0337)$	0.65	50.30 **	-0.22 -7.09 **	1, 25	1.26 E10
ESTIMACIÓN NO LINEAL					
Cohorte X $R = 0.7595 * S * \exp(-0.0000077 * S)$			4.19 ** 4.85 **	25	2.67 E9
Cohorte Y $R = 1.1230 * S * \exp(-0.0000095 * S)$			4.72 ** 5.13 **	25	4.43 E9
Cohorte X + Y $R = 0.9329 * S * \exp(-0.0000043 * S)$			5.29 ** 6.09 **	25	1.04 E10

*nivel de significancia al 95%; ** nivel de significancia al 99%; SDC suma de diferencias cuadráticas

Tabla 4. Funciones stock-reclutamiento denso-dependientes de Beverton-Holt ajustadas a datos de las cohortes X, Y, y X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.

ESTIMACIÓN NO LINEAL	t	g.l.	SDC
Cohorte X $R = 33990.69 * S / - 552.08 + S$	6.32 ** - 0.03	25	2.62 E9
Cohorte Y $R = 41319.3 * S / 493.51 + S$	5.07 ** 0.03	25	4.61 E9
Cohorte X + Y $R = 76459.17 * S / 3670.57 + S$	5.48 ** 0.09	25	1.07 E10

* nivel de significancia al 95%

** nivel de significancia al 99%

SDC suma de diferencias cuadráticas

Tabla 5. Funciones stock-reclutamiento de Shepherd ajustadas a datos de las cohortes X, Y, y X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.

ESTIMACIÓN NO LINEAL	t	g.l.	SDC
Cohorte X $R = 10844.64 * S / (1 + (S / 3.0126)^{0.9959})$		25	2.62 E9
Cohorte Y $R = 0.7450 * S / (1 + (S / 116905.76)^{2.2939})$		25	4.48 E9
Cohorte X + Y $R = 0.7661 * S / (1 + (S / 205839.8)^{1.8414})$		25	1.06 E10

SDC suma de diferencias cuadráticas

Tabla 6. Funciones stock-reclutamiento dependientes del ambiente de Ricker ajustadas a datos de la cohorte X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.

ESTIMACIÓN LINEAL Cohorte X+Y	R ² Ajustado	F	t	g. l.	D-W	C.S.	Decisión
$R = 0.8467 * S * \exp(-0.000004 * S)$ $\exp(0.1847 * N3) * \exp(0.0253)$	0.73	36.04 **	-1.04 -7.16** -2.81**	2, 24	1.22	0.38	Inconclusa ⁺
$R = 0.8256 * S * \exp(-0.000004 * S)$ $\exp(0.1545 * N1+2) * \exp(0.0253)$	0.73	36.03 **	-1.18 -6.74** 2.81**	2, 24	1.21	0.38	Inconclusa ⁺
$R = 0.8468 * S * \exp(-0.000004 * S)$ $\exp(-0.1137 * IOS) * \exp(0.0242)$	0.74	38.39 **	-1.07 -7.41** 3.08**	2, 24	1.35	0.31	No se ⁺ Rechaza Ho

* nivel de significancia al 95%

** nivel de significancia al 99%

D-W prueba Durbin-Watson

CS prueba de correlación serial

+ según criterios de la prueba D-W con un nivel de significancia del 99% (Montgomery y Peck, 1982).

Tabla 7. Funciones stock-reclutamiento dependientes del ambiente de Beverton-Holt ajustadas a datos de la cohorte X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.

ESTIMACIÓN NO LINEAL	t	g.l.	SDC
Cohorte X + Y			
$R = (81007.07 * S / 26435.69 + S) * \exp(0.1678 * N3)$	5.70 ** 0.60 2.42 *	24	8.69 E15
$R = (79738.92 * S / 22812 + S) * \exp(-0.0965 * IOS)$	6.29 ** 0.58 -2.35 *	24	8.70 E15

* nivel de significancia al 95%

** nivel de significancia al 99%

SDC suma de diferencias cuadráticas

Tabla 8. Funciones stock-reclutamiento dependientes del ambiente de Shepherd ajustadas a datos de la cohorte X+Y de la población de atún aleta amarilla del POT.

23

ESTIMACIÓN NO LINEAL	T	g.l.	SDC
Cohorte X + Y			
$R = 0.4916 * S / (1 + (S / 307698.7)^{3.0464}) * \exp(0.1910 * N3)$	3.85 **	23	7.96 E15
	5.30 **		
	1.91		
	2.87 **		
$R = 0.5136 * S / (1 + (S / 297232.7)^{2.8276}) * \exp(-0.1043 * IOS)$	0.30	23	8.14 E15
	0.40		
	0.19		
	-1.28		

* nivel de significancia al 95%

** nivel de significancia al 99%

SDC suma de diferencias cuadráticas

Tabla 9. Correlación (factor de carga) de los años sobre cada uno de los componentes principales. Se marca con un asterisco (*) aquellos años que contribuyen de manera más importante a cada componente.

Año	Componentes Principales		
	1	2	3
1967	-.50762	-.76425 *	.29939
1968	-.19430	.44660	.82534 *
1969	.95404 *	.10159	.00966
1970	-.51431	-.83986 *	-.02180
1971	-.77693 *	-.29102	.53897
1972	.71212 *	.63485	-.27109
1973	-.70001 *	-.67085	-.21616
1974	-.96610 *	-.21148	.08150
1975	-.98890 *	-.05950	-.00432
1976	.20143	.95904 *	-.02878
1977	.92895 *	.34997	.02779
1978	.69909 *	.30025	-.45850
1979	.34621	.89314 *	-.26015
1980	.84921 *	.51462	-.05829
1981	-.09670	.95105 *	-.00041
1982	.87321 *	.48321	.00754
1983	.75802 *	.19520	-.51321
1984	.17049	.83050 *	.31295
1985	-.17193	-.17984	.95121 *
1986	.65629	.67807 *	.30904
1987	.90353 *	.41933	-.03478
1988	-.83331 *	-.37804	.25532
1989	-.76704 *	.40092	.41967
1990	.63502	.11163	.71599 *
1991	.83383 *	.52437	.10242
1992	.98995 *	.09854	-.06666
1993	.87350 *	.22716	-.29166
Varianza Explicada	66 %	18 %	11 %

Tabla 10. Probabilidad de ocurrencia de dos niveles de reclutamiento (bajo y alto) con características oceanográficas de años frío y cálido.

Reclutamiento (No. de Ind.)	Probabilidad	
	Año frío	Año cálido
Bajo (< 75E6)	0.73	0.38
Alto (> 75E6)	0.27	0.62

CAPÍTULO 4

ANÁLISIS BIOECONÓMICO BAJO CONDICIONES DE RIESGO E INCERTIDUMBRE

Introducción

Los modelos que consideran aspectos biológicos, ambientales, económicos, y que además permiten analizar el impacto bioeconómico de diversas estrategias de manejo, son actualmente cada vez más utilizados como herramienta para la toma de decisiones en el manejo de los recursos pesqueros (Seijo, 1986; De Anda-Montañez y Seijo, 1999). La simulación permite analizar diferentes escenarios en los que se estudia cómo podrían responder los stocks a diferentes estrategias de manejo. Para el recurso atún, este tipo de análisis debe ser enmarcado con un enfoque precautorio debido a la incertidumbre asociada a la dinámica del recurso y de las flotas que inciden sobre él, así como al consiguiente riesgo, el cual tiene que ver con la toma de decisiones con respecto a un nivel de referencia. En este contexto surge la necesidad de una mayor cautela en todos los niveles del proceso de ordenación para evitar situaciones no deseables y reducir el riesgo de error, además, prestando una mayor atención a las consecuencias económicas y sociales (García, 1994).

En años recientes, se han identificado diferentes tipos de incertidumbre que son importantes como fuente de riesgo en pesquerías marinas, por ejemplo, aquellos asociados con el reclutamiento, la colecta de datos, la estructura y los valores de los parámetros utilizados para analizar una pesquería, y las condiciones ambientales futuras (García, 1994; FAO, 1995; Hilborn y Peterman, 1996; Francis y Shotton, 1997; Seijo *et al.*, 1997a; Seijo, 2000).

El uso de puntos de referencia (e.g. Punto de Referencia Límite (PRL) y Punto de Referencia Objetivo (PRO))(Caddy y Mahon, 1996; Seijo y Caddy, 2000) como objetivos para la administración del recurso representa otro aspecto importante que debe considerarse en esta pesquería. Considerar sólo aspectos biológicos y ambientales no es suficiente en la administración de una pesquería tan compleja como la del atún en la que concurren aspectos sociales, políticos, económicos e institucionales, sobre todo si dentro de los objetivos de la misma está ser una fuente de empleo e ingresos para el país.

Pocos son los estudios de atún aleta amarilla que se han realizado considerando aspectos económicos (Dreyfus-León y Manzo-Monroy, 1990; 1993). Por esto, el objetivo del

presente trabajo es explorar diferentes estrategias de manejo para el atún aleta amarilla del POT bajo condiciones de riesgo e incertidumbre, considerando simultáneamente factores biológicos, abióticos y económicos, utilizando como herramienta un modelo heurístico de simulación.

Materiales y métodos

Fuente de datos

Los datos utilizados fueron la captura en toneladas métricas (tm) y el esfuerzo en días de pesca de las embarcaciones de la clase-6 (correspondiente a barcos de más de 363 tm) que operaron en el POT durante el período de 1968 a 1997, proporcionados por la Comisión Interamericana de Atún Tropical (CIAT). La información sobre costos y beneficios fue obtenida por entrevista directa con los usuarios del recurso de la flota pesquera de México. Para el precio del producto por tonelada en muelle (US\$) fueron considerados los de México y Estados Unidos. Los parámetros usados en el modelo bioeconómico de la pesquería de atún aleta amarilla del POT son mostrados en la tabla 11.

Modelo matemático

La dinámica de la estructura poblacional del atún aleta amarilla fue modelada aplicando los conceptos básicos de las tablas de vida (Seijo, 1986). Así, la estructura de la población es estimada por la expresión,

$$\frac{dN_j}{dt} = S_{j-1}(t) * N_{j-1}(t) - N_j(t) \quad (1)$$

donde $N_j(t)$ = número de individuos de la edad j en el tiempo t , y

$$S_{j-1}(t) = 1 - \{1 - \exp^{-(M + F_t)}\} \quad (2)$$

donde $S_j(t)$ = sobrevivencia de individuos de la edad j en el tiempo t ;

M = tasa instantánea de mortalidad natural (CIAT, 1995);

F_t = tasa instantánea de mortalidad por pesca en el tiempo t .

y, $F_j(t)$, es definida como

$$F_j(t) = \frac{Y_j(t)}{B_j(t)} \quad (3)$$

donde $Y_j(t)$ = suma de las capturas por edad j en el tiempo t ;

$B_j(t)$ = biomasa por edad j en el tiempo t .

La retroalimentación de la expresión (1) está dada por el reclutamiento $R(t)$

$$N_0(t) = R(t) \quad (4)$$

donde $R(t)$ es estimado a partir de la función stock-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) incorporando la variabilidad ambiental (Hilborn y Walters, 1992):

$$R_{t+1} = \frac{a * S_t}{b + S_t} * \exp^{(-c * VA(t))} \quad (5)$$

La función fue calculada previamente en el capítulo 3.

donde a = número máximo de posibles reclutas (coeficiente denso-dependiente);

b = nivel de stock en el cual el reclutamiento es $a/2$ (coeficiente denso-independiente);

c = parámetro que expresa los efectos de cambios ambientales;

VA = variable ambiental en el tiempo.

La variable ambiental utilizada es la anomalía de la temperatura superficial del mar del área Niño 3 (figura 4), como característica de hábitat.

Para obtener la biomasa por grupo de edad j ,

$$B_j(t) = N_j(t) * \overline{W}_j \quad (6)$$

donde N_j = número de individuos de la edad j ;

\overline{W}_j = peso promedio de individuos de la edad j .

El peso promedio de los organismos de la edad j es estimado por la expresión $W_j = uL_j^v$ (u y v son parámetros). L_j es calculada por la función de crecimiento individual de von Bertalanffy (Wild, 1993),

$$L_j = L_\infty \left\{ 1 - \exp^{-K(t-t_0)} \right\} \quad (7)$$

donde L_j = longitud a la edad j ;

L_∞ = longitud máxima asintótica;

K = parámetro de curvatura de la ecuación de crecimiento individual;

t = edad en años;

t_0 = edad hipotética cuando $L_j = 0$.

Para estimar la biomasa total en el tiempo

$$BT(t) = \sum_{j=1}^{MAGE} B_j(t) \quad (8)$$

donde $MAGE$ = edad máxima de la especie, 10 años (CIAT, 1995).

El número de individuos de la población adulta en el tiempo es obtenido de la expresión

$$NA(t) = \sum_{j=s}^{MAGE} N_j(t) \quad (9)$$

donde s = edad de primera madurez, 2 años (CIAT, 1995).

La dinámica de la flota pesquera es modelada empleando la función descrita por

Smith (1969), la cual supone que el esfuerzo crece o disminuye en proporción a los ingresos netos, es decir,

$$\frac{d\text{days}}{dt} = k * \pi(t) \quad (10)$$

donde days = tasa de incremento o disminución de días de pesca;

k = constante;

$\pi(t)$ = ingresos netos en el tiempo t .

La captura generada en el tiempo t , es calculada por (Hilborn y Walters, 1992):

$$Y_j(t) = B_j(t) * \{1 - \exp[-q * f(t)]\} \quad (11)$$

donde $f(t)$ = esfuerzo en número de días de pesca de los barcos de clase-6;

q = coeficiente de capturabilidad.

Los ingresos netos en el tiempo t son obtenidos por

$$\pi(t) = IT(t) - CT(t) \quad (12)$$

donde $IT(t)$ = ingresos totales en el tiempo t ;

$CT(t)$ = costos totales en el tiempo t .

Los ingresos totales son estimados del precio y la captura de las especies objetivo e incidental (atún aleta amarilla y barrilete, respectivamente). Los costos totales son estimados a partir de costos fijos, costos variables, y costos de oportunidad de mano de obra y capital.

El valor presente neto (VPN) es definido como

$$VPN = \int_{t=0}^T \pi(t) * \exp^{-\delta t} \quad (13)$$

donde: T es la longitud total de la corrida de simulación (12 años), δ es la tasa social de descuento para representar el precio en el tiempo (5% en este estudio). El efecto de la tasa de descuento en las diferentes estrategias de manejo fue simulado con diferentes tasas de descuento (0, 10, 15%).

Validación del modelo

Para probar si los valores de las variables de captura y esfuerzo observados presentan la misma distribución con respecto a los valores generados por el modelo para el período de 1968-1997, se aplicó la prueba estadística no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov, bajo la hipótesis nula de que las variables simuladas son iguales a las variables observadas.

Simulación de diferentes estrategias de manejo de la pesquería

Para observar el impacto bioeconómico en la pesquería, se realizaron experimentos de simulación con distintas estrategias de manejo:

- 0) Acceso abierto (corrida base).
- 1) Esfuerzo en máximo rendimiento económico (f_{MRE}).
- 2) Esfuerzo en máximo rendimiento sostenible (f_{MRS}).
- 3) Captura en máximo rendimiento sostenible (C_{MRS}).
- 4) Esfuerzo actual, el correspondiente al año de 1997 (f_{1997}).
- 5) Cuota de captura, la correspondiente al año de 1997 (CC_{1997}) establecida por la CIAT.

Cada una de ellas fue implementada a partir de la temporada 1998 y continuando por un período de 12 años.

Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad fue aplicado a los parámetros, dinámica de la flota (k), días de pesca (promedio/barco/año), crecimiento (K), mortalidad natural (M), capturabilidad (q), y precio (P), para cada una de las estrategias implementadas.

Manejo precautorio de la pesquería

Para medir el riesgo en la toma de decisiones de las pesquerías, se ha sugerido el

uso de teoría de decisiones (Bayesiano y no-Bayesiano) y la incorporación de PRL y PRO (Caddy y Mahon, 1996). Los valores de estos puntos de referencia fueron asignados de manera arbitraria en las variables de biomasa, captura y renta. En general, el análisis de decisión se realizó de acuerdo a lo descrito por Seijo *et al.* (1997a, 1997b).

Análisis de decisión con probabilidades matemáticas

Cuando se tiene la probabilidad de ocurrencia (p_i) de posibles desempeños de la pesquería, asociadas a posibles condiciones de la naturaleza (*Condición_i*), que en el presente estudio se refieren a los posibles valores de mortalidad natural y precio, es posible estimar el valor esperado (VE) del VPN de la pesquería resultante de utilizar diferentes estrategias de manejo. El VE se estimó como

$$VE = \sum_i p_i * VPN_i \quad (14)$$

y la varianza (VAR) correspondiente se estimó de

$$VAR = \sum_i p_i * (VPN_i - VE)^2 \quad (15)$$

Se evaluó entre el VE y la VAR correspondiente de las diferentes estrategias de manejo.

Criterio bayesiano

El criterio bayesiano le indica al administrador que seleccione aquella estrategia que minimiza el VE de la matriz de pérdida de oportunidades.

Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas

En ausencia de probabilidades matemáticas se aplican tres criterios de decisión que reflejan diferente grado precautorio sobre la selección de la estrategia de manejo (Schmid, 1989; Seijo *et al.*, 1997a, 1997b). 1) El criterio Maximin es aplicado por un administrador responsable altamente cauto con aversión al riesgo, es decir, seleccionará aquella estrategia que involucra el máximo de los mínimos del VPN . 2) El criterio Minimax es aplicado cuando el

administrador es cauto pero no tanto como en el caso anterior, esto es, seleccionará aquella estrategia que minimiza las pérdidas máximas. 3) El criterio Maximax es aplicado cuando el administrador es ampliamente optimista, es decir, seleccionará aquella estrategia que maximiza el VPN de las diferentes estrategias de manejo y condiciones de la naturaleza.

Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder PRL y PRO

Las pesquerías del mundo involucran diferentes fuentes de incertidumbre que son demasiado complejas para ser resueltas por métodos analíticos. La simulación Monte Carlo es una técnica eficiente para analizar este tipo de problemas (anexo C). El análisis se realizó utilizando el programa Crystal Ball PRO. La incertidumbre fue incorporada a dos parámetros en el modelo de manera independiente. En el primer caso, al parámetro de mortalidad natural (M), el cual se asume tiene una función de densidad probabilística normal, con un valor de $M = 0.8/\text{año}$ (CIAT, 1995), un límite inferior de $M = 0.64/\text{año}$ y un límite superior de $M = 0.96/\text{año}$. El otro parámetro fue el precio (P), el cual se asume presenta una función de densidad probabilística uniforme, con un límite inferior de $P = 720$ (US\$/ton) y un límite superior de $P = 1080$ (US\$/ton). En ambos casos el número de corridas fue de 2000, y los valores de los límites representan disminuciones e incrementos del 20% a las condiciones iniciales.

Resultados

Validación del modelo

Las salidas del modelo tanto en la captura como en el esfuerzo presentaron patrones congruentes con desviaciones relativamente bajas con respecto a los valores observados (Figuras 13a, 13b). En ambos casos, la prueba estadística no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov mostró que las diferencias no son significativas ($p < 0.01$), por lo que no hay evidencia estadística para rechazar la hipótesis nula. Entonces, podemos decir que las distribuciones de las variables observadas y simuladas no son diferentes.

La figura 14 muestra la simulación del MRE con un nivel esfuerzo de 24,500 días de pesca. Este valor fue usado en la estrategia de f_{MRE} .

Análisis de sensibilidad

La figura 15 muestra la sensibilidad de cada parámetro expresada como rango de

correlación sobre la biomasa, la captura y la renta, para cada una de las estrategias de manejo implementadas. Así, independientemente de la estrategia de manejo los parámetros más sensibles en el modelo fueron: precio (P), capturabilidad (q), mortalidad natural (M) y crecimiento (K). El precio mostró una correlación positiva con la captura, y negativa con la biomasa y renta. La capturabilidad siempre presentó una correlación positiva con la captura y negativa con la biomasa, mientras que con la renta la correlación fue variable dependiendo de la estrategia de manejo. La mortalidad natural, en general, mostró una correlación negativa con las tres variables a excepción de la renta en acceso abierto y en captura en MRS que fue positiva.

Los resultados de este análisis ayudaron a identificar a los parámetros de precio y mortalidad natural como dos de los más importantes, y a los cuales se les incorporó la incertidumbre. Así, las condiciones de la naturaleza quedaron definidos como:

Condición 1: $M = 0.8$, y su respectiva proporción de ocurrencia ($p_1 = 0.5$).

Condición 2: $M = 0.64$, y su respectiva proporción de ocurrencia ($p_2 = 0.2$).

Condición 3: $M = 0.96$, y su respectiva proporción de ocurrencia ($p_3 = 0.3$).

Condición 1: $P = \text{US\$ } 900$, y su respectiva proporción de ocurrencia ($p_1 = 0.5$).

Condición 2: $P = \text{US\$ } 720$, y su respectiva proporción de ocurrencia ($p_2 = 0.2$).

Condición 3: $P = \text{US\$ } 1080$, y su respectiva proporción de ocurrencia ($p_3 = 0.3$).

Análisis de decisión con probabilidades matemáticas

Los resultados de este análisis se muestran en las tablas 12a y 12b correspondientes a las condiciones de la naturaleza de M y P , respectivamente, y las diferentes estrategias de manejo. Considerando los resultados de la tabla 12a, un administrador neutral al riesgo, es decir, aquel que decide sobre la base del valor esperado sin tomar en cuenta la varianza, seleccionará la estrategia de f_{MRE} (24,500 días de pesca), o bien, la estrategia de f_{1997} (24,602 días de pesca), en ambos casos los resultados son similares. Por otra parte, si el administrador es adverso al riesgo, esto es, que decide sobre la base de menor varianza, seleccionará la estrategia de CC_{1997} (220,000 tm). Si el administrador es buscador de riesgo, es decir, aquel que decide sobre el máximo VPN, entonces seleccionará la estrategia de f_{MRS} (32,750 días de pesca).

Ahora bien, si consideramos los resultados de la tabla 12b, un administrador neutral al riesgo seleccionará la estrategia de f_{MRS} . Si el administrador es adverso al riesgo seleccionará la estrategia de CC_{1997} . Si el administrador es buscador de riesgo seleccionará la estrategia de f_{MRS} . En este caso, coincide la misma estrategia con un administrador neutral y buscador de riesgo.

Criterio bayesiano

Con este criterio el administrador seleccionará la estrategia de f_{MRE} , la cual minimiza el valor esperado de la pérdida de oportunidades (tabla 13a). Los resultados de la tabla 13b considerando la incertidumbre en el precio el administrador seleccionará la estrategia de f_{MRS} .

Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas

Las tablas 14a y 14b muestran los resultados de aplicar el criterio Maximin, el cual es altamente cauto. En la tabla 14a la estrategia de f_{MRE} es la que proporciona el valor máximo de los valores mínimos del VPN y es la que un administrador altamente cauto con aversión al riesgo seleccionaría. En la tabla 14b, el criterio Maximin queda indefinido.

Los resultados aplicando el criterio Minimax se muestran en las tablas 15a y 15b. Este criterio es seleccionado cuando el administrador es poco cauto. Entonces, la estrategia a escoger de la tabla 15a es la de f_{1997} , que es la que proporciona el valor mínimo de los valores correspondientes a la máxima pérdida de oportunidades. Considerando los resultados de la tabla 15b, el administrador seleccionará la estrategia de f_{MRS} .

Las tablas 16a y 16b muestran los resultados aplicando el criterio Maximax. Este criterio es seleccionado cuando el administrador del recurso es altamente optimista y buscador de riesgo. De la tabla 16a la estrategia a escoger es la que proporciona el máximo-máximo del VPN de la pesquería que corresponde al f_{MRS} en este estudio. Con los resultados de la tabla 16b, el administrador utilizará la misma estrategia que en la tabla 16a, el f_{MRS} .

Los valores de las tablas 17 y 18 son los resultados en términos del VPN de las diferentes estrategias de manejo y condiciones de la naturaleza con diferentes tasas de descuento (0, 10, y 15%). Las estrategias que generan los máximos valores presentes netos son las estrategias de f_{MRE} y f_{1997} . Mientras que la estrategia con los valores presentes netos más bajos fue la de CC_{1997} .

Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder PRL y PRO

Los resultados de las probabilidades de exceder los PRLs y PROs se muestran en las tablas 19 y 20. Estos PRLs y PROs fueron evaluados en términos de la biomasa, captura y renta para los pronósticos de los años 2000, 2005 y 2010.

En esta tabla 19 se observan varios aspectos que pudieran ser interesantes para el proceso de manejo de la pesquería. Se observa una relación inversa entre alcanzar los PROs y el evitar exceder los PRLs. En términos de niveles de biomasa, todas las estrategias presentan prácticamente la misma probabilidad de exceder los PRLs y PROs, no así las probabilidades de captura y renta. Las estrategias de acceso abierto (corrida base) y C_{MRS} muestran las probabilidades más altas de obtener niveles deseados de captura. Sin embargo, la renta muestra una clara tendencia a disminuir con el tiempo, al mostrar en ambas estrategias probabilidades altas de exceder los PRLs, es decir, ocurrirían eventos no deseados. Por otro lado, las estrategias de f_{MRE} y f_{1997} , aun cuando las probabilidades no exceden los PROs en captura, son las que presentan las probabilidades más altas para obtener niveles deseados de renta. En el pronóstico del año 2005 para todas las estrategias de manejo, se observa a un recurso con probabilidades altas de exceder los PRLs, es decir, valores de biomasa, captura y renta no deseados. Cabe destacar que las estrategias C_{MRS} y CC_{1997} exhiben las probabilidades más altas para obtener niveles no deseados de renta y las más bajas para obtener niveles deseados de renta. En la tabla 20 se observa el comportamiento antes mencionado.

Discusión

Con excepción de los años de 1982 y 1983, donde el modelo no fue capaz de simular un comportamiento anómalo del recurso debido a las consecuencias del fenómeno “El Niño”, el modelo representó al sistema pesquero con desviaciones bajas tanto en la captura como en esfuerzo. Al no encontrar diferencias significativas ($p < 0.01$) entre los valores observados y los simulados se valida la estructura y representación dinámica del modelo y, en consecuencia, los resultados pueden representar estimaciones robustas de la pesquería.

Un aspecto relevante en la técnica de simulación de sistemas es el análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo. En la medida que los parámetros de entrada se conozcan con mayor certeza, las evaluaciones del recurso serán más precisas. Los parámetros más importantes desde el punto de vista del análisis de sensibilidad en este estudio fue el precio (P), la capturabilidad (q) y la mortalidad natural (M). Los valores de q y M son

influenciados por un gran número de factores, cada uno de los cuales puede ser independiente y tener un efecto multiplicativo. Un error en estos parámetros afectará el comportamiento de todas las variables de desempeño. Es deseable que se intensifique la investigación científica hacia aspectos relacionados con q y M , y sus implicaciones en la toma de decisiones. Es necesario estimar las probabilidades de ocurrencia de las condiciones alternativas de la naturaleza (Seijo *et al.*, 1997b).

A pesar de que la información sobre costos y beneficios fueron obtenidos sólo de la flota mexicana, representando parcialmente a la flota que opera en el POT, y el precio sólo considera a los obtenidos en México y USA, emergen algunas consideraciones importantes para el proceso de manejo. El enfoque bioeconómico precautorio aplicado ayuda a apreciar mejor cómo el recurso atún aleta amarilla responde a la implementación de diferentes estrategias de manejo para su sustentabilidad. El conocimiento sobre la pesquería es un factor importante para determinar la estrategia de manejo que mejor satisfaga los criterios biológicos y económicos. Por lo tanto, métodos como los aquí utilizados proporcionan una variedad de alternativas de evaluación (Hilborn *et al.*, 1993) y no soluciones explícitas de biomasa, captura, esfuerzo o renta.

A pesar de no contar con probabilidades precisas de las condiciones de la naturaleza representadas por los valores de M y P , los resultados del análisis de decisión con y sin probabilidades matemáticas son consistentes entre ellos. Las estrategias de f_{MRE} y f_{1997} son las que ofrecen mejores expectativas para un administrador que sea neutral al riesgo. Los resultados exhiben un recurso en buen estado, al estar operando próximo al RME con un nivel de esfuerzo de 24,602 días de pesca aplicado en 1997.

Cuando se trata de un administrador extremadamente cauto, que considera las probabilidades, sus decisiones se harán sobre la base de una menor varianza, que en este estudio corresponde a CC_{1997} . En el caso de que no considere las probabilidades, entonces adoptará el criterio Maximin cuya regla de decisión indica la selección de la estrategia de f_{MRE} . Finalmente, el administrador pesquero optimista y buscador de riesgo, con y sin probabilidades de ocurrencia de las condiciones alternativas de la naturaleza, adoptará la estrategia de f_{MRS} , correspondiente al criterio Maximax. Este criterio no presenta estimaciones deseables con la aplicación de un esfuerzo demasiado alto (32,700 días de pesca) reflejando un régimen de acceso abierto, que no coincide con el principio de manejo precautorio de pesquerías, por lo que se recomienda que el criterio Maximax y en consecuencia la estrategia de f_{MRS} no sea

usada en la toma de decisiones.

Si fuera posible implementar en particular la estrategia de CC_{1997} , esto mantendría sólo la biomasa a un nivel deseado y obligaría a eliminar la renta con la correspondiente sobrecapitalización de la pesquería. Esto porque las cuotas no requieren predicciones del esfuerzo de pesca para controlar la captura que se acumula en una temporada o año. Las cuotas tienen el inconveniente que pueden estimular al pescador a incrementar su esfuerzo pesquero para obtener una “porción justa” antes de que la cuota sea alcanzada y la pesquería cerrada. La cuota de captura para ser bioeconómicamente eficiente, requiere de otros instrumentos de manejo que controlen el nivel de esfuerzo ejercido sobre la población de peces, como sería limitar el número o tamaño de las unidades de pesca utilizadas y/o establecer temporadas de veda (Ross, 1997; De Anda-Montañez y Seijo, 1999). Esto mejoraría las condiciones del recurso y protegería los ingresos de los participantes en la pesquería. Otra estrategia sería el sistema de cuotas individuales transferibles, con el inconveniente de que este sistema establece propiedad privada sobre un recurso que es público (Ross, 1997). Se ha dicho que la regulación del esfuerzo pesquero es mejor que la de la captura, pues una ordenación basada en capturas totales permisibles es poco confiable debido a la ineficiente capacidad de regulación pesquera (Sissenwine y Kirkley, 1982; Beddington y Retting, 1983; García, 1994). En general, las agencias que regulan la captura han tenido más éxito en pesquerías recreativas que en pesquerías comerciales (Ross, 1997). Para la pesquería de atún es recomendable que se establezca un esquema de administración que incluya simultáneamente diferentes tipos de restricciones pesqueras.

Un aspecto importante del enfoque precautorio es el de contrarrestar los efectos de las elevadas tasas de descuento. Clark (1976) y Anderson (1977) mostraron que si la tasa de descuento de un stock de peces era alta, esto representaría un fuerte incentivo para la sobrepesca al maximizar los beneficios netos y preferir el consumo presente al consumo futuro. En este estudio queda de manifiesto la importancia de la tasa de descuento en las estrategias de manejo alternativas para la administración pesquera.

En el marco de Teoría de Decisiones con menos riesgo que las evaluaciones tradicionales, la pesquería de atún en el POT debe ser administrada tal que el riesgo de exceder el PRL sea muy bajo, o bien, limitar la probabilidad de que ocurra. Las probabilidades de exceder los PRLs y PROs a corto y mediano plazo reflejan tendencias que pueden ser interesantes para el proceso de manejo. Las estrategias con mayor probabilidad de exceder los

PROs, o bien, presentar probabilidades altas de eventos deseados, al mismo tiempo de tener las probabilidades más bajas para exceder los PRLs o probabilidades bajas de eventos no deseados en términos de renta, son el f_{MRE} y el f_{1997} . Por el contrario, las estrategias con probabilidades altas de presentar eventos no deseados son, en términos de renta, el acceso abierto (corrida base), C_{MRS} y CC_{1997} . En términos de captura estas probabilidades se invierten, es decir, f_{MRE} y f_{1997} , particularmente para el pronóstico del año 2005, mostraron probabilidades altas de exceder los PRLs. Las otras estrategias presentaron probabilidades bajas de exceder los PRLs. En términos de biomasa las probabilidades son homogéneas.

Se ha documentado que en especies como el atún, el mejor punto de referencia global es uno que asegure una supervivencia de biomasa para reemplazar la población. En contraste, un punto de referencia económico en este tipo de especies sería poco eficiente, debido a que cada flota nacional puede tener costos, ingresos y precios diferentes en el mercado nacional (Caddy y Mahon, 1996).

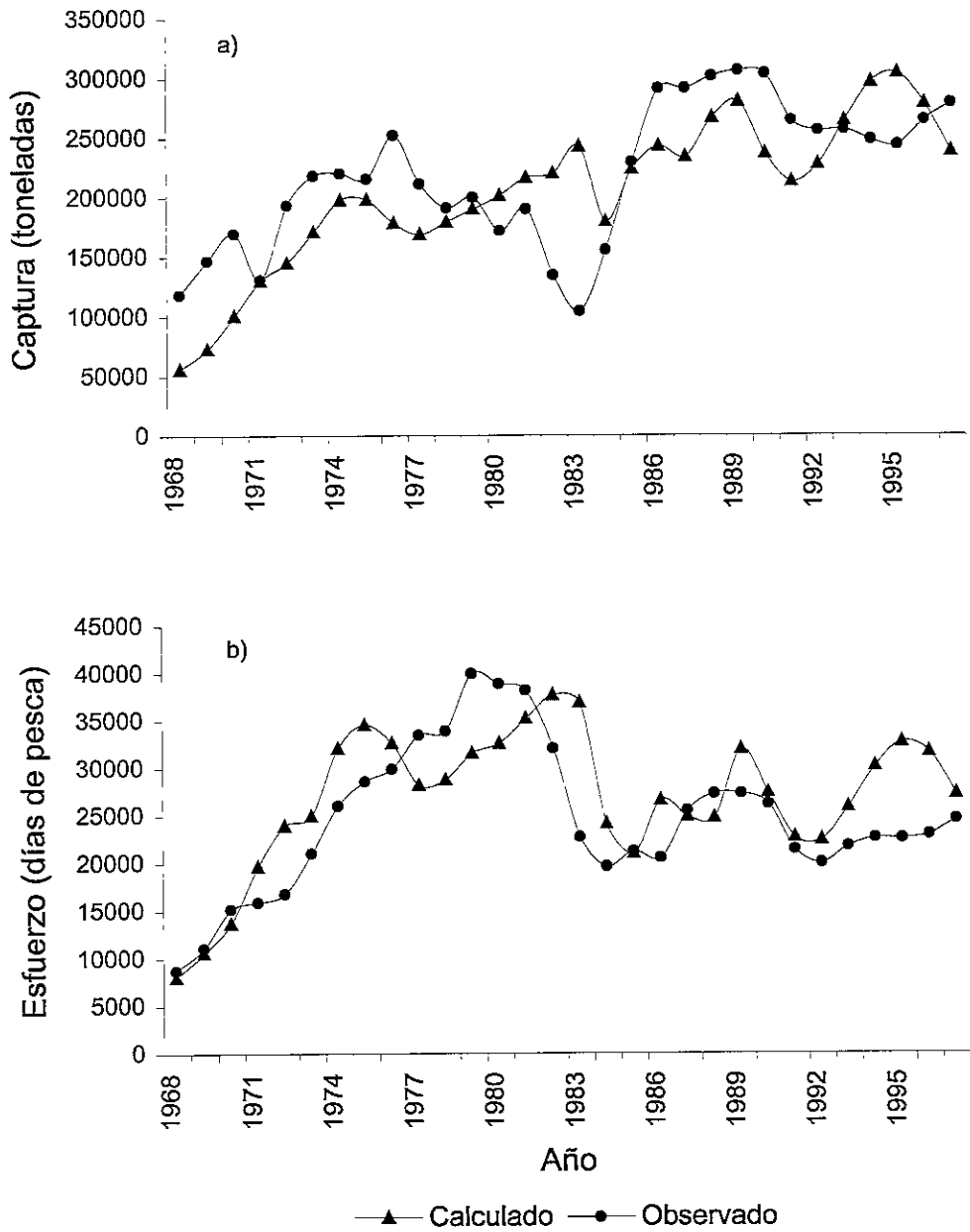


Figura 13. Valores observados y simulados de: a) Captura y b) Esfuerzo. En ambos casos, para los años de 1968 a 1997.

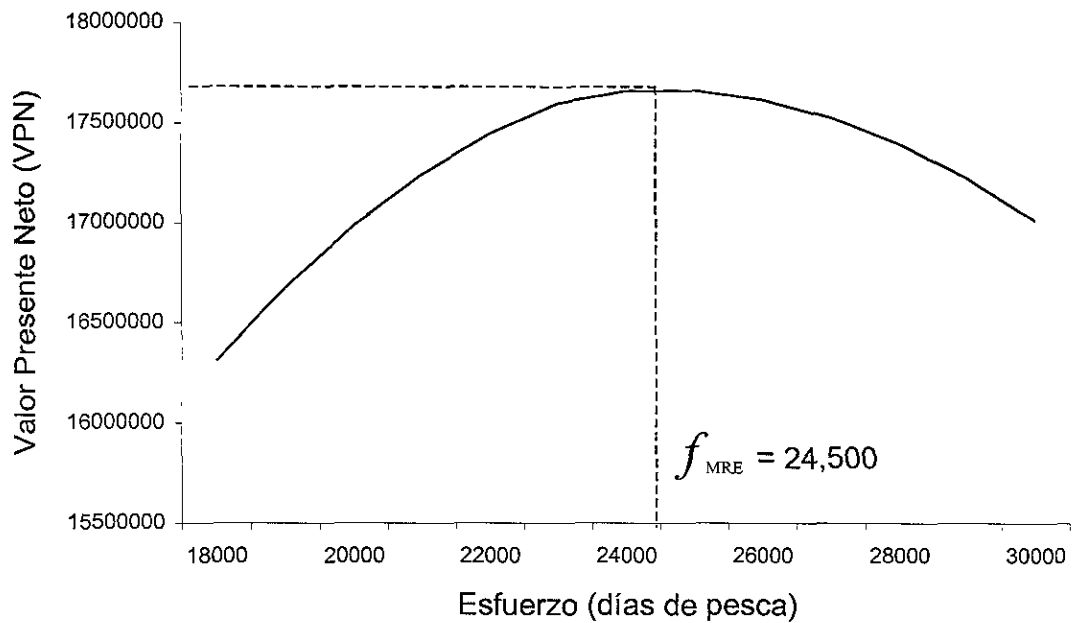
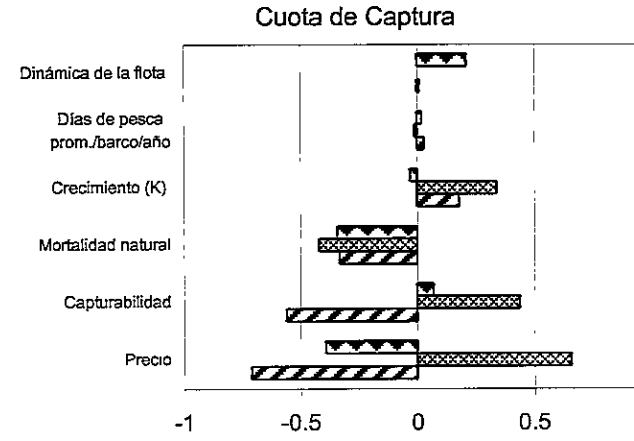
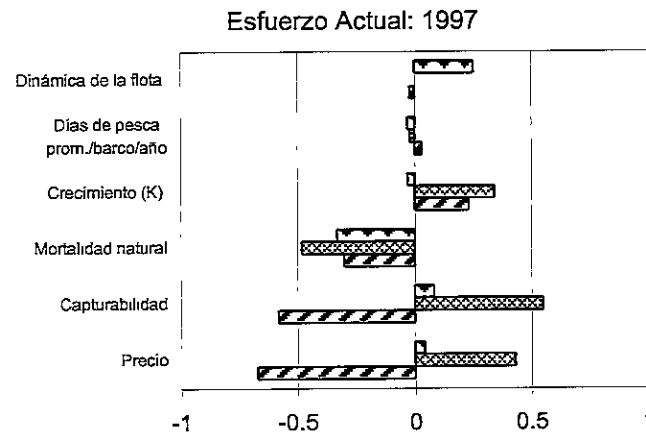
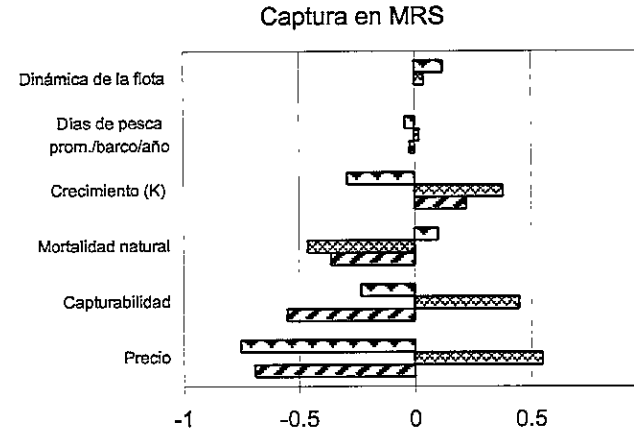
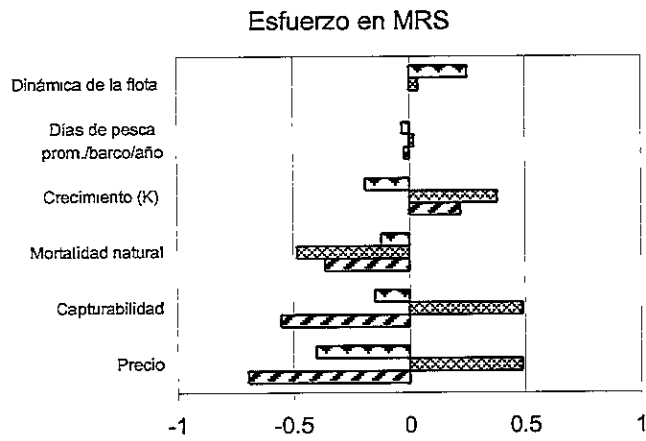
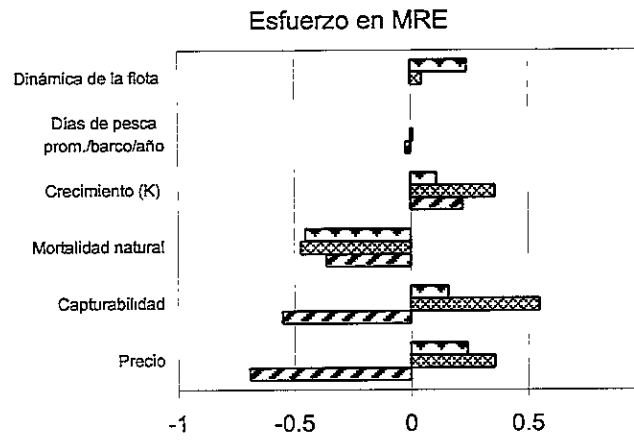
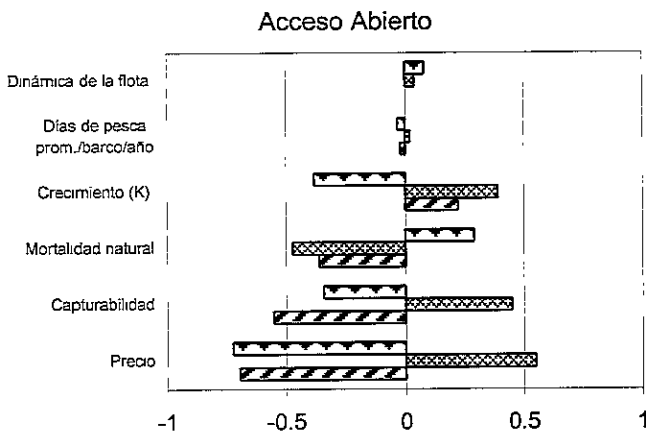


Figura 14. Simulación del máximo rendimiento económico (MRE) con un nivel de esfuerzo de 24,500 días de pesca.



Correlación

Biomasa
 Captura
 Renta

Correlación

Biomasa
 Captura
 Renta

Figura 15. Análisis de sensibilidad que muestra el efecto de cada parámetro sobre tres variables relevantes, y por estrategia de manejo, expresados como correlación.

Tabla 11. Parámetros de entrada al modelo bioeconómico de la pesquería de atún aleta amarilla en el POT.

Parámetros	Descripción	Unidad de medida
$R_{inicial} = 76,000,000$	Reclutamiento inicial	organismos
$a = 81,007,000$	Parámetro alfa*	----
$b = 26,436$	Parámetro beta*	----
$c = 0.1678$	Parámetro ambiental*	----
$W_{\infty} = 15,420$	Peso máximo	gr
$K = 0.724$	Tasa de crecimiento	año ⁻¹
$MAGE = 10$	Edad máxima	años
$s = 2$	Edad primera madurez	años
$q_1 = 0.0000053$	Coef. Capturab. temprano ^a	día ⁻¹
$q_2 = 0.0000089$	Coef. Capturabilidad tardío ^a	día ⁻¹
$k = 0.00029$	Parám. dinámica de la flota	año ⁻¹
$M = 0.8$	Tasa de mortalidad natural	año ⁻¹
$dp = 110$	Días de pesca	promedio/barco/año
$P_1 = 1050$	Precio de la especie	US\$/ton
$P_2 = 750$	Precio de la especie	US\$/ton
$Cu = 9200$	Costo unitario	US\$/día de pesca
$\delta = 0.05$	Tasa de descuento	año ⁻¹

*ecuación de Beverton y Holt (stock-reclutamiento).

^aTemprano y tardío representan los períodos de 1968-1984 y 1985-1997, respectivamente en los que se aplicó los valores de q .

Tabla 12. Resultados de las tablas de decisión con probabilidades matemáticas basadas en el *VPN* (US\$), considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo, con tres posibles condiciones de la naturaleza, definidas por, a) Valores de mortalidad natural (*M*), b) Valores de precio (*P*), y sus respectivas probabilidades (*p*). Las cantidades y estrategias marcadas en negritas indican la selección de acuerdo al grado de aversión al riesgo.

a)

Estrategias	Condición 1	Condición 2	Condición 3	<i>VE</i>	<i>VAR</i>
	<i>M</i> = 0.8 <i>p</i> = 0.5	<i>M</i> = 0.64 <i>p</i> = 0.2	<i>M</i> = 0.96 <i>p</i> = 0.3		
Acceso abierto	7421296	12623831	2783611	7070497	1.174E+13
<i>f</i> _{MRE} (24,500)	17665133	29653943	7352619	16969141	6.017E+13
<i>f</i> _{MRS} (32,750)	16240284	31296737	4763180	15808443	8.467E+13
<i>C</i> _{MRS} (303,421)	5453789	5223297	2783611	4606637	1.432E+12
<i>f</i> ₁₉₉₇ (24,602)	17664785	29694191	7325017	16968736	6.053E+13
<i>CC</i> ₁₉₉₇ (220,000)	1725891	1898855	1727894	1761084	4.746E+09

b)

Estrategias	Condición 1	Condición 2	Condición 3	<i>VE</i>	<i>VAR</i>
	<i>P</i> = 900 <i>p</i> = 0.5	<i>P</i> = 720 <i>p</i> = 0.2	<i>P</i> = 1080 <i>p</i> = 0.3		
Acceso abierto	7421296	-5862764	26942583	10620870	1.394E+14
<i>f</i> _{MRE} (24,500)	17665133	-5862764	59763048	25588928	5.796E+14
<i>f</i> _{MRS} (32,750)	16240284	-5862764	69755402	27874210	8.215E+14
<i>C</i> _{MRS} (303,421)	5453789	-5862764	9008623	4256929	2.797E+13
<i>f</i> ₁₉₉₇ (24,602)	17664785	-5862764	59908831	25632489	5.826E+14
<i>CC</i> ₁₉₉₇ (220,000)	1725891	-5862764	4817721	1135709	1.404E+13

Tabla 13. Tablas de decisión usando el criterio Bayesiano: matriz de pérdida de oportunidades (US\$). Las cantidades y estrategias marcadas en negritas indican la selección de acuerdo al grado de aversión al riesgo.

a)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$ $p = 0.5$	Condición 2 $M = 0.64$ $p = 0.2$	Condición 3 $M = 0.96$ $p = 0.3$	Valor Esperado de la Pérdida de Oportunidades
Acceso abierto	10243837	17070360	4569008	9906693
f_{MRE} (24,500)	0	40249	0	8050
f_{MRS} (32,750)	1424849	-1602546	2589439	1168747
C_{MRS} (303,421)	12211343	24470894	4569008	12370553
f_{1997} (24,602)	348	0	27602	8454
CC_{1997} (220,000)	15939242	27795336	5624726	15216106

b)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$ $p = 0.5$	Condición 2 $P = 720$ $p = 0.2$	Condición 3 $P = 1080$ $p = 0.3$	Valor Esperado de la Pérdida de Oportunidades
Acceso abierto	10243837	0	42812820	17965764
f_{MRE} (24,500)	0	0	9992355	2997706
f_{MRS} (32,750)	1424849	0	0	712424
C_{MRS} (303,421)	12211343	0	60746780	24329706
f_{1997} (24,602)	348	0	9846571	2954145
CC_{1997} (220,000)	15939242	0	64937681	27450925

Tabla 14. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximin, y considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo con tres posibles condiciones de la naturaleza definidas por, a) Valores de mortalidad natural (M), b) Valores de precio (P). Las cantidades y estrategias marcadas en negritas indican la selección de acuerdo al grado de aversión al riesgo.

a)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$	Condición 2 $M = 0.64$	Condición 3 $M = 0.96$	Mínimo VPN
Acceso abierto	7421296	12623831	2783611	2783611
f_{MRE} (24,500)	17665133	29653943	7352619	7352619
f_{MRS} (32,750)	16240284	31296737	4763180	4763180
C_{MRS} (303,421)	5453789	5223297	2783611	2783611
f_{1997} (24,602)	17664785	29694191	7325017	7325017
CC_{1997} (220,000)	1725891	1898855	1727894	1725891

b)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$	Condición 2 $P = 720$	Condición 3 $P = 1080$	Mínimo VPN
Acceso abierto	7421296	-5862764	26942583	-5862764
f_{MRE} (24,500)	17665133	-5862764	59763048	-5862764
f_{MRS} (32,750)	16240284	-5862764	69755402	-5862764
C_{MRS} (303,421)	5453789	-5862764	9008623	-5862764
f_{1997} (24,602)	17664785	-5862764	59908831	-5862764
CC_{1997} (220,000)	1725891	-5862764	4817721	-5862764

Tabla 15. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Minimax, y considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo con tres posibles condiciones de la naturaleza definidas por, a) Valores de mortalidad natural (M), b) Valores de precio (P). Las cantidades y estrategias marcadas en negritas indican la selección de acuerdo al grado de aversión al riesgo.

a)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$	Condición 2 $M = 0.64$	Condición 3 $M = 0.96$	Máxima Pérdida de Oportunidades
Acceso abierto	10243837	17070360	4569008	17070360
f_{MRE} (24,500)	0	40249	0	40249
f_{MRS} (32,750)	1424849	-1602546	2589439	2589439
C_{MRS} (303,421)	12211343	24470894	4569008	24470894
f_{1997} (24,602)	348	0	27602	27602
CC_{1997} (220,000)	15939242	27795336	5624726	27795336

b)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$	Condición 2 $P = 720$	Condición 3 $P = 1080$	Máxima Pérdida de Oportunidades
Acceso abierto	10243837	0	42812820	42812820
f_{MRE} (24,500)	0	0	9992355	9992355
f_{MRS} (32,750)	1424849	0	0	1424849
C_{MRS} (303,421)	12211343	0	60746780	60746780
f_{1997} (24,602)	348	0	9846571	9846571
CC_{1997} (220,000)	15939242	0	64937681	64937681

Tabla 16. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximax, y considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo con tres posibles condiciones de la naturaleza definidas por, a) Valores de mortalidad natural (M), b) Valores de precio (P). Las cantidades y estrategias marcadas en negritas indican la selección de acuerdo al grado de aversión al riesgo.

a)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$	Condición 2 $M = 0.64$	Condición 3 $M = 0.96$	Máximo
Acceso abierto	7421296	12623831	2783611	12623831
f_{MRE} (24,500)	17665133	29653943	7352619	29653943
f_{MRS} (32,750)	16240284	31296737	4763180	31296737
C_{MRS} (303,421)	5453789	5223297	2783611	5453789
f_{1997} (24,602)	17664785	29694191	7325017	29694191
CC_{1997} (220,000)	1725891	1898855	1727894	1898855

b)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$	Condición 2 $P = 720$	Condición 3 $P = 1080$	Máximo
Acceso abierto	7421296	-5862764	26942583	26942583
f_{MRE} (24,500)	17665133	-5862764	59763048	59763048
f_{MRS} (32,750)	16240284	-5862764	69755402	69755402
C_{MRS} (303,421)	5453789	-5862764	9008623	9008623
f_{1997} (24,602)	17664785	-5862764	59908831	59908831
CC_{1997} (220,000)	1725891	-5862764	4817721	4817721

Tabla 17. Valor presente neto (VPN) de la pesquería considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo con tres posibles condiciones de la naturaleza definidas por valores de mortalidad natural (M), y con diferentes tasas de descuento (δ) definidas por, a) $\delta = 0\%$, b) $\delta = 10\%$, y c) $\delta = 15\%$.

a)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$	Condición 2 $M = 0.64$	Condición 3 $M = 0.96$
Acceso abierto	95286527	160963301	34230548
f_{MRE} (24,500)	257358295	437212275	102906814
f_{MRS} (32,750)	233622608	460735319	62577366
C_{MRS} (303,421)	70613907	59098231	34230548
f_{1997} (24,602)	257331443	437811753	102464586
CC_{1997} (220,000)	18058458	20560048	23197567

b)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$	Condición 2 $M = 0.64$	Condición 3 $M = 0.96$
Acceso abierto	673324	1143403	266385
f_{MRE} (24,500)	1421848	2356883	616393
f_{MRS} (32,750)	1324320	2491550	424213
C_{MRS} (303,421)	494681	512300	266385
f_{1997} (24,602)	1421948	2360050	614402
CC_{1997} (220,000)	177303	192533	155366

c)

Estrategias	Condición 1 $M = 0.8$	Condición 2 $M = 0.64$	Condición 3 $M = 0.96$
Acceso abierto	69325	117041	28858
f_{MRE} (24,500)	131620	215502	59281
f_{MRS} (32,750)	124124	228171	43035
C_{MRS} (303,421)	51176	55471	28858
f_{1997} (24,602)	131641	215788	59117
CC_{1997} (220,000)	19829	21451	16230

Tabla 18. Valor presente neto (VPN) de la pesquería considerando la corrida base (acceso abierto) y cinco posibles estrategias de manejo con tres posibles condiciones de la naturaleza definidas por el precio (P), y con diferentes tasas de descuento (δ) definidas por, a) $\delta = 0\%$, b) $\delta = 10\%$, y c) $\delta = 15\%$. Los valores de la condición de la naturaleza 1 son iguales a aquellos en la tabla 17 debido a que los valores de los parámetros de entrada M y P son iguales.

a)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$	Condición 2 $P = 720$	Condición 3 $P = 1080$
Acceso abierto	95286527	-77027778	339867219
f_{MRE} (24,500)	257358295	-77027778	892479620
f_{MRS} (32,750)	233622608	-77027778	1045530560
C_{MRS} (303,421)	70613907	-77027778	103448705
f_{1997} (24,602)	257331443	-77027778	894716254
CC_{1997} (220,000)	18058458	-77027778	55098534

b)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$	Condición 2 $P = 720$	Condición 3 $P = 1080$
Acceso abierto	673324	-510212	2444677
f_{MRE} (24,500)	1421848	-510212	4686350
f_{MRS} (32,750)	1324320	-510212	5448765
C_{MRS} (303,421)	494681	-510212	876911
f_{1997} (24,602)	1421948	-510212	4697452
CC_{1997} (220,000)	177303	-510212	473832

c)

Estrategias	Condición 1 $P = 900$	Condición 2 $P = 720$	Condición 3 $P = 1080$
Acceso abierto	69325	-50062	249463
f_{MRE} (24,500)	131620	-50062	422822
f_{MRS} (32,750)	124124	-50062	489665
C_{MRS} (303,421)	51176	-50062	94569
f_{1997} (24,602)	131641	-50062	423794
CC_{1997} (220,000)	19829	-50062	51769

Tabla 19. Probabilidad (%) de exceder los Puntos de Referencia Límite (PRLs) y Puntos de Referencia Objetivo (PROs), considerando la incertidumbre en mortalidad natural (M), cuando $M = 0.64 - 0.96$.

Estrategias	Año	Biomasa		Captura		Renta	
		PRL 950000	PRO 1050000	PRL 200000	PRO 250000	PRL 10000000	PRO 20000000
Acceso abierto (corrida base)	2000	0	100	0	97	0	100
	2005	46	0	0	100	100	0
	2010	0	49	0	100	60	0
f_{MRE}	2000	0	100	0	0	0	100
	2005	47	0	100	0	90	0
	2010	0	48	5	0	0	79
f_{MRS}	2000	0	100	0	100	0	100
	2005	45	0	0	2	100	0
	2010	0	52	0	100	0	66
C_{MRS}	2000	0	100	0	100	51	38
	2005	47	0	0	100	100	0
	2010	0	48	0	100	52	0
f_{1997}	2000	0	100	0	0	0	100
	2005	45	0	100	0	89	0
	2010	0	50	2	0	0	80
CC_{1997}	2000	0	100	0	0	57	23
	2005	47	0	5	0	100	0
	2010	0	49	0	0	96	0

Tabla 20. Probabilidad (%) de exceder los Puntos de Referencia Límite (PRLs) y Puntos de Referencia Objetivo (PROs), considerando la incertidumbre en Precio (P), cuando $P = \$720 - \1080 .

Estrategias	Año	Biomasa		Captura		Renta	
		PRL 950000	PRO 1050000	PRL 200000	PRO 250000	PRL 10000000	PRO 20000000
Acceso abierto (corrida base)	2000	0	91	6	79	0	83
	2005	48	24	0	85	100	0
	2010	17	51	0	88	53	0
f_{MRE}	2000	0	88	6	0	0.1	84
	2005	50	23	71	0	63	9
	2010	18	49	42	0	15	51
f_{MRS}	2000	0	89	6	80	0	84
	2005	49	24	0	25	74	5
	2010	18	50	0	57	26	53
C_{MRS}	2000	0	90	7	80	55	26
	2005	50	24	0	86	100	0
	2010	18	49	0	88	86	0
f_{1997}	2000	0	89	6	0	0.1	84
	2005	77	24	68	0	64	8
	2010	18	50	41	0	16	56
CC_{1997}	2000	0	92	6	0	30	38
	2005	48	23	15	0	100	0
	2010	14	51	0	0	95	0

CAPÍTULO 5

ESTIMACIONES DE CAPTURABILIDAD (q) POR ÁREA

Introducción.

En pesquerías comerciales, las tasas de captura (captura por unidad de esfuerzo) son utilizadas para obtener información acerca de los cambios en disponibilidad o abundancia de especies de peces. Un factor importante a considerar para esta información es la capturabilidad (q), definida como un parámetro que relaciona el esfuerzo pesquero con la mortalidad por pesca y con la abundancia de la población; o bien, como un indicador de la eficiencia de pesca. En la mayoría de los casos se simplifica el procedimiento considerando q como constante, lo cual equivale a suponer que la relación entre la abundancia del recurso y el esfuerzo es constante en espacio y tiempo (Paloheimo y Dickie, 1964; Winters y Wheeler, 1985). Actualmente, es reconocido que q varía estacional e interanualmente con la edad, abundancia del recurso, área, condiciones meteorológicas y oceanográficas (Arreguín-Sánchez, 1996; Arreguín-Sánchez y Pitcher, 1999). Por lo tanto, si el recurso de interés y el esfuerzo de pesca no se distribuyen homogéneamente en el espacio y tiempo, y estos dependen a su vez de las condiciones ambientales, este supuesto tendría que reconsiderarse para poder obtener mejores estimaciones de rendimiento y, eventualmente, mejores predicciones con fines de manejo.

Un recurso que presenta las características antes mencionadas es el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*). La distribución espacial de esta especie es muy dinámica, áreas buenas de pesca pueden aparecer y desaparecer dentro de un período corto, y el éxito de la pesca dependerá de que el pescador encuentre estas concentraciones de peces. Por otro lado, para la evaluación de este recurso es importante distinguir entre los cambios en la abundancia y los cambios en las distribuciones relativas de los peces y los pescadores (CIAT, 1995).

La determinación de los patrones de variación de la abundancia del stock de atún aleta amarilla es un gran reto, tales variaciones no pueden ser totalmente explicadas. A pesar de que este recurso es explotado por diferentes países y ser sometido a niveles altos de esfuerzo, la pesquería sigue teniendo rendimientos altos .

Diferentes técnicas han sido usadas para intentar obtener herramientas analíticas adecuadas para fines de manejo de la pesquería de atún, como son los modelos estructurados por edad, de rendimiento por recluta y modelos de producción excedente (CIAT, 1995, 1998). Sin embargo, un aspecto común en todos ellos, es que la variación de q no ha sido directamente abordada. Por lo cual, este trabajo intenta contribuir en este tópico obteniendo estimaciones de q por área de pesca.

Materiales y métodos

Para el análisis de capturabilidad se utilizaron los datos de captura (toneladas métricas) y esfuerzo (días de pesca) por área de la flota de cerco que opera en el POT, correspondiente al período de 1970-1993. Las áreas corresponden a las usadas por la CIAT (1995) (figura 16) para el muestreo de atún dentro del Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA).

El análisis se realizó por categoría de barco (clase 1 y clase 6 que equivalen a menos y más de 363 toneladas métricas de capacidad de acarreo, respectivamente). También se hizo un análisis de q agrupando las áreas en regiones. La región 1 incluye las áreas 1 y 8; la región 2, consideró las áreas 2, 4 y 5; la región 3, agrupó las áreas 6 y 7; y la región 4, sólo el área 13.

Para cada área y región se aplicó el modelo dinámico de biomasa propuesto (Walters y Hilborn, 1976). Las relaciones básicas son:

$$B_{t+1} = B_t + r B_t \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) - q E_t B_t \quad (1)$$

y

$$B_t = \frac{U_t}{q_t} \quad (2)$$

donde:

B = biomasa.

r = tasa de crecimiento.

k = tamaño de stock máximo definido por la capacidad de carga del ecosistema.

q = coeficiente de capturabilidad.

E = esfuerzo en número de días de pesca.

U = captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

t = unidad de tiempo, dado en años.

La estimación de los parámetros siguió el algoritmo desarrollado en una hoja de cálculo por Hernández-Herrera *et al.*, (1999), el cual obtiene los valores semilla a través del método de Schnute (1977), los cuales fueron usados para resolver la ecuación (1) aplicando el algoritmo de Newton y el método de mínimos cuadrados. El siguiente paso fue incorporar la incertidumbre en el proceso de estimación de parámetros usando bootstrap (Efron y LePage, 1992) con mil replicas. Con este proceso, se obtuvieron valores de r , k y q , y sus propiedades de variación. Este procedimiento fue usado para cada área y región con el propósito de explorar el patrón espacial en capturabilidad. Siguiendo a MacCall (1976), se exploró la relación entre capturabilidad y biomasa a través de la función:

$$q = \alpha B^\beta \quad (3)$$

donde:

B = biomasa promedio de la población.

α y β = parámetros.

Resultados

Ajuste del modelo

Debido a los datos disponibles (captura y esfuerzo) y a la ausencia de estimaciones independientes del tamaño del stock, la ecuación (1) fue resuelta como sigue:

$$\frac{U_{t+1}}{U_t} - 1 = r - \frac{r}{q B_\infty} U_t - q E_t \quad (4)$$

donde la variable dependiente ($U_{t+1}/U_t - 1$) es un índice de cambio de stock. Si U_{t+1} y U_t tienen el mismo valor, la variable dependiente será cero indicando que no hay cambios en la abundancia de stock. Los datos de captura y esfuerzo anual para la flota y área fueron agrupados y el modelo usado fue el de Schaefer (no-equilibrio).

Los índices de capturabilidad obtenidos por área para las embarcaciones de la clase 1 no mostraron mucha variación (tabla 21) y sólo en cuatro áreas se cumplen los supuestos del modelo de Schaefer (signo negativo para la mortalidad según se expresa en la ecuación (1)). Las figuras 17 y 18 ilustran cómo el modelo ajusta a los datos del área 7 para ambos tipos de embarcaciones clase 1 y 6 (tabla 21). La figura 19, muestra el mismo análisis para la región 2 y embarcaciones de la clase 6. El modelo ajusta razonablemente bien, como se ilustra por la tendencia observada y calculada de los índices de stock. Las estimaciones de biomasa sugieren dos períodos, uno disminuyendo hacia principios de los años 80, y el segundo mostrando un incremento después de éste. En algunos casos, la estructura de los residuales muestra una tendencia que coincide con la de biomasa, sin embargo, el efecto no es siempre evidente y no se pueden hacer inferencias acerca de ellas. En la tabla 23 se muestra la intensidad de la tendencia residual por tipo de barco, área y región.

Estimación de parámetros

Para las embarcaciones de la clase 6, los valores de capturabilidad variaron entre 0.00008 y 0.00063 tm/día de pesca, con coeficientes de variación entre 9% y 36%. Los valores más grandes de q fueron encontrados en las áreas 1 y 2, y los más bajos en las áreas 5 y 10 (tabla 21). En términos generales, la capturabilidad disminuye hacia el ecuador entre los 5° y 10°N, incrementando hacia altas latitudes. Las áreas con la más alta variación fueron 6, 8, y 13 (Tabla 21). Para las embarcaciones de la clase 1, no fue claro el patrón espacial debido a la escasez de valores. Sin embargo, el área 7 mostró un valor de capturabilidad más alto que las otras.

Los valores obtenidos de q para ambas categorías no son directamente comparables entre sí, debido a las diferencias del poder de pesca, el cual para las embarcaciones de la clase 6 es aproximadamente 2.6 veces mayor que el de las embarcaciones de la clase 1. Este factor puede también ser usado para comparar la capturabilidad entre las flotas si es necesario.

Las estimaciones de q por región para las embarcaciones de la clase 6 (tabla 22) sugieren un patrón similar a los observados para las áreas (Tabla 21); mientras que, para las embarcaciones de la clase 1 los valores de q y su variación son más bajos que aquellos obtenidos por área.

Para las estimaciones de biomasa, dos tendencias pueden ser observadas, una al inicio del período cuando la biomasa disminuye hasta 1983, y la otra cuando incrementa hasta 1992. En algunas áreas, el rendimiento y la biomasa presentaron valores similares como los mostrados en la figura 19 para el período 1974 a 1983, el cual es interpretado como la extracción total de la biomasa excedente disponible.

Los valores medios de capturabilidad por área, para las embarcaciones de la clase 6, presentaron una relación inversa con la biomasa correspondiente (figura 20). De acuerdo a la ecuación (3), los valores de las constantes fueron $q = 0.464 B^{-0.72}$, donde la biomasa (B) explica el 95% de la variación.

Discusión

La abundancia del recurso y la mortalidad por pesca constituyen estimaciones básicas para el manejo de los recursos pesqueros y la capturabilidad está involucrada en ambas estimaciones. Por ello, los esfuerzos que se hagan por caracterizar el comportamiento de la capturabilidad y sus patrones de variación son relevantes (Arreguín-Sánchez, 1996).

De acuerdo a los resultados, las áreas donde el atún aleta amarilla fue más vulnerable a la pesca fueron la 1 y la 2. Estas áreas están bajo la influencia de la Corriente de California y, asociado a este sistema de corriente, el fenómeno de las surgencias costeras. Estas son más intensas durante la primavera (De La Lanza, 1991).

El área 8 presentó el valor más bajo de q . Esta área se encuentra en la entrada del Golfo de California con características oceanográficas diferentes a las áreas adyacentes. Durante la primavera (abril a junio) es la época de mayor presencia de agua superficial de tipo subártico de la Corriente de California. En verano (julio a octubre) la temperatura del agua se incrementa (mayores a 25°C) y provoca que la entrada al Golfo de California presente características tropicales (Trasviña, *et al.*, 1999). Estos procesos se ven reflejados en el valor más alto (36%) del coeficiente de variación (CV) de la capturabilidad estimada.

Para el área 4, no fue posible obtener una estimación de q , aun cuando esta área es altamente productiva en rendimiento y existe una serie relativamente larga de datos. Estos datos no cumplieron con los supuestos básicos del modelo utilizado, esto es, la disminución de la abundancia (CPUE) con incremento del esfuerzo, expresados por el

signo negativo en el segundo y tercer término en la ecuación (4); el signo positivo en el segundo término sugiere un incremento en biomasa, el cual aquí puede ser explicado como una entrada continua de individuos al área. Este efecto se atribuye a la dinámica del Océano, principalmente asociada con la Contracorriente Ecuatorial en los meses de julio a diciembre, y la Corriente de California en los meses de febrero a abril (Wyrтки, 1967). Ambas corrientes inducen una alta productividad biológica y una alta concentración de organismos reflejando inmigración en el área. Este proceso compensa la mortalidad, y el algoritmo usado en el modelo lo identifica como crecimiento compensatorio (signo positivo en el segundo término de la ecuación (4)).

El área 5, presentó el valor más bajo de q y de los más bajos coeficientes de variación (10%). Esta área está fuertemente influenciada por surgencias costeras principalmente en los Golfos de Tehuantepec, Papagayo y Panamá, y por frentes oceánicos particularmente a lo largo del ecuador y entre la Contracorriente Ecuatorial y la Corriente Nor-Ecuatorial en los 10°N (Fiedler *et al.*, 1991; 1992). Fuera de la costa de América Central se desarrollan dos remolinos, uno ciclónico y el otro anticiclónico (Wyrтки, 1967). Estas características oceanográficas son de gran importancia para el desarrollo de la cadena alimenticia de los pelágicos, y es en esta área donde se observa una alta concentración de atún aleta amarilla, pero en contraste con el área 4 el análisis sí refleja el efecto de la pesca.

El área 6 con un valor intermedio de q y alta variabilidad (32%), es fuertemente influenciada por la surgencia costera del Perú, la cual se presenta prácticamente durante todo el año. El área 7, con un valor intermedio de q y de baja variabilidad (9%), es influenciada por las surgencias ecuatoriales y el frente oceánico, el cual separa el agua tropical de alta temperatura y baja salinidad del agua fría de alta salinidad de la Corriente de Perú durante verano-otoño (Fiedler *et al.*, 1992). Esto sugiere que las condiciones ambientales tienen una fuerte influencia en la vulnerabilidad del atún.

El valor de q en el área 10 es pequeño y con un CV que indica poca incertidumbre (10%). El área está bajo la influencia de la Corriente Nor-Ecuatorial, que se presenta de manera definida y constante sólo al oeste de los 120°W (Lluch-Cota *et al.*, 1994). Esta corriente es alimentada en proporciones diferentes dependiendo de la época del año por la Corriente de California y Contracorriente Ecuatorial. Se ha demostrado que la zona oceánica presenta concentraciones altas de productividad en la franja comprendida entre 10°N y 5°S hasta los 150°W (Fiedler, 1994; Arenas *et al.*, 1999; Hall *et al.*, 1999). Estas

surgencias y frentes oceánicos son de suma importancia para la pesquería, encontrándose altas concentraciones de atún en estas zonas. Ortega-García (1998) encontró que la menor abundancia del recurso se presentó en el noroeste de México, en tanto que la mayor abundancia la reportó en la zona oceánica (al oeste de 120°W), coincidiendo con las estimaciones de biomasa por área de pesca del presente estudio. Todos estos procesos exhiben amplia variabilidad estacional, interanual y espacial, y consecuentemente, las zonas productivas pueden variar de intensidad y posiciones de ocurrencia, influyendo en la distribución y abundancia del atún aleta amarilla, y esto a su vez en los valores estimados de q .

El modelo tiende a ajustarse en la mayoría de los datos, pero también se observan datos fáciles de identificar como son los de los años 1975 (figura 18b) y 1983 (figura 19b) que están lejos de los datos de la CPUE calculados. Esta discrepancia puede ser el reflejo de errores de observación, o bien, de condiciones ambientales anormales y cambios importantes en los métodos de pesca. Particularmente, la CPUE de 1983 pudo deberse a condiciones ambientales anormales por la presencia del fenómeno "El Niño", reflejándose en un cambio brusco de q para ese año en particular. Este tipo de datos atípicos deben ser considerados por separado de aquellos observados bajo condiciones "normales" en el proceso de evaluación de los stocks, debido a que tales condiciones sólo afectan por un período corto de tiempo en el desarrollo de la pesquería (Chen *et al.*, 1994).

Los valores de la CPUE observados en los últimos años, particularmente a partir de mediados de los años 80, fueron más altos que los calculados (figuras 17b y 19b). Esta discrepancia se refleja en los residuales con una tendencia positiva (figuras 17c y 19c) y puede ser interpretado como un cambio de q incrementando en el tiempo. Estas diferencias pueden estar relacionadas a errores de observación en los valores de CPUE, probablemente afectados por una mayor eficiencia de la flota pesquera.

Swain y Sinclair (1994) sugieren que q presenta una relación inversa con la extensión espacial del recurso disponible para la pesca, esto significa que q es proporcional a la densidad de peces. Este comportamiento ha sido bien documentado para peces pelágicos pequeños (Radovich, 1982; Crawford *et al.*, 1983; Shelton y Armstrong, 1983; Csirke, 1988, 1989; Arreguín-Sánchez, 1996; Martínez-Aguilar *et al.*, 1997). En nuestros resultados encontramos una relación inversa entre capturabilidad y biomasa que es típica de peces formadores de cardúmenes. Bajo tales condiciones, un

análisis basado en áreas ofrece más detalles sobre el comportamiento de la capturabilidad que por regiones.

Información acerca del comportamiento de la capturabilidad para peces grandes formadores de cardúmenes, tales como el atún, es escasa y pobremente documentada, en parte debido a su amplia distribución geográfica y alta tasa de migración.

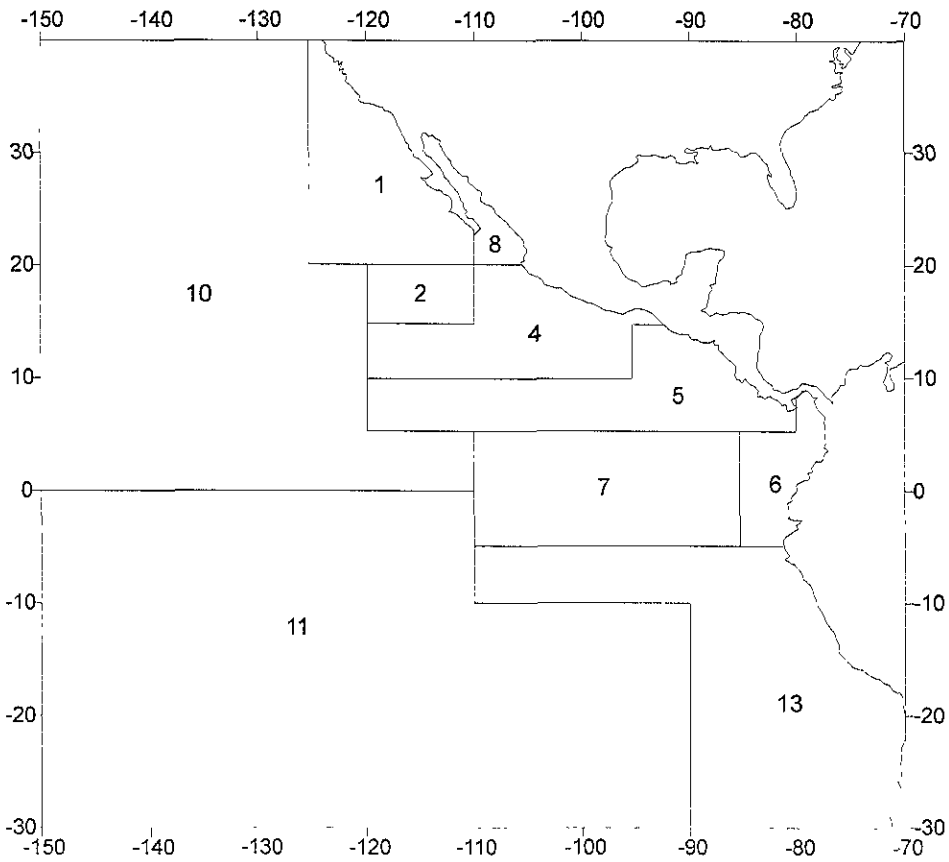


Figura 16. Áreas usadas para el muestreo de longitud de atunes del POT (CIAT, 1995).

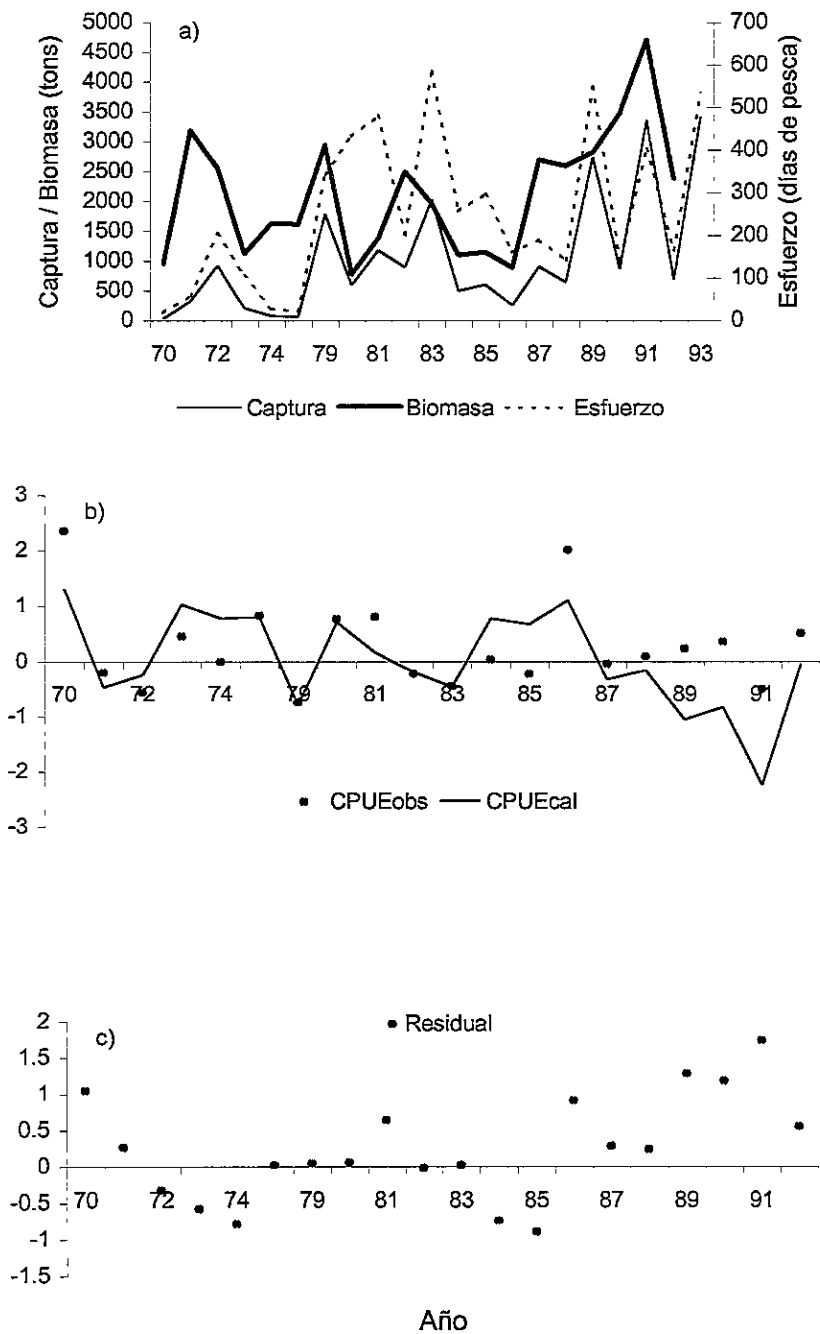


Figura 17. Comportamiento de a) biomasa (línea gruesa), captura (línea delgada), y esfuerzo (línea punteada), b) CPUE observado (círculos), y calculado (línea), c) residuales. De acuerdo al ajuste del modelo no equilibrado de Schaefer para el área 7 de embarcaciones de la clase 1 de la pesquería de atún del POT.

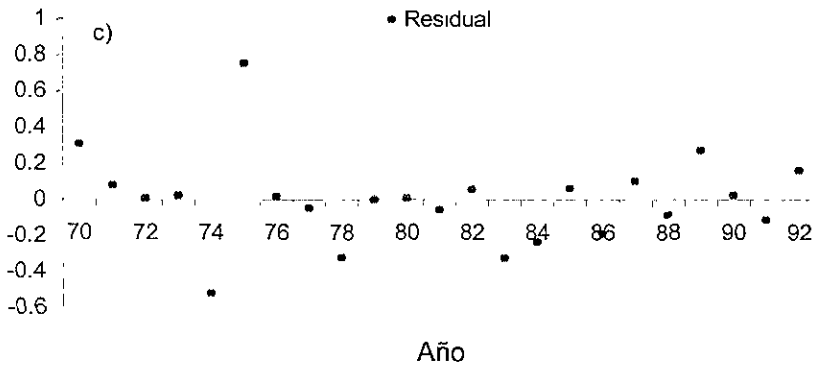
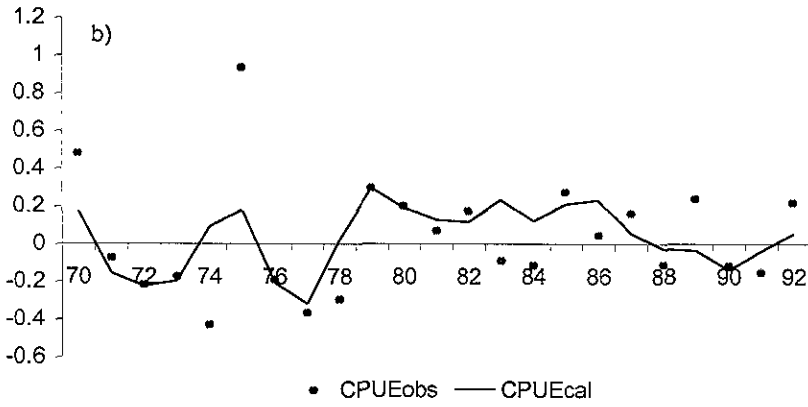
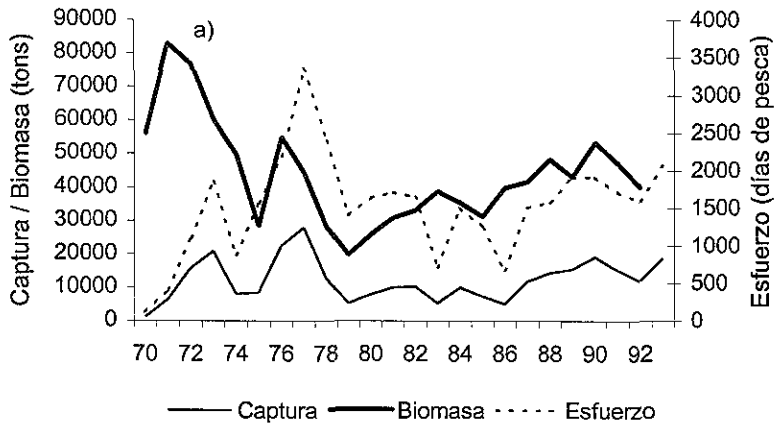


Figura 18. Comportamiento de a) biomasa (línea gruesa), captura (línea delgada), esfuerzo (línea punteada), b) CPUE observado (círculos), y calculado (línea), c) residuales. De acuerdo al ajuste del modelo no-equilibrado de Schaefer para el área 7 de embarcaciones de la clase 6 de la pesquería de atún del POT.

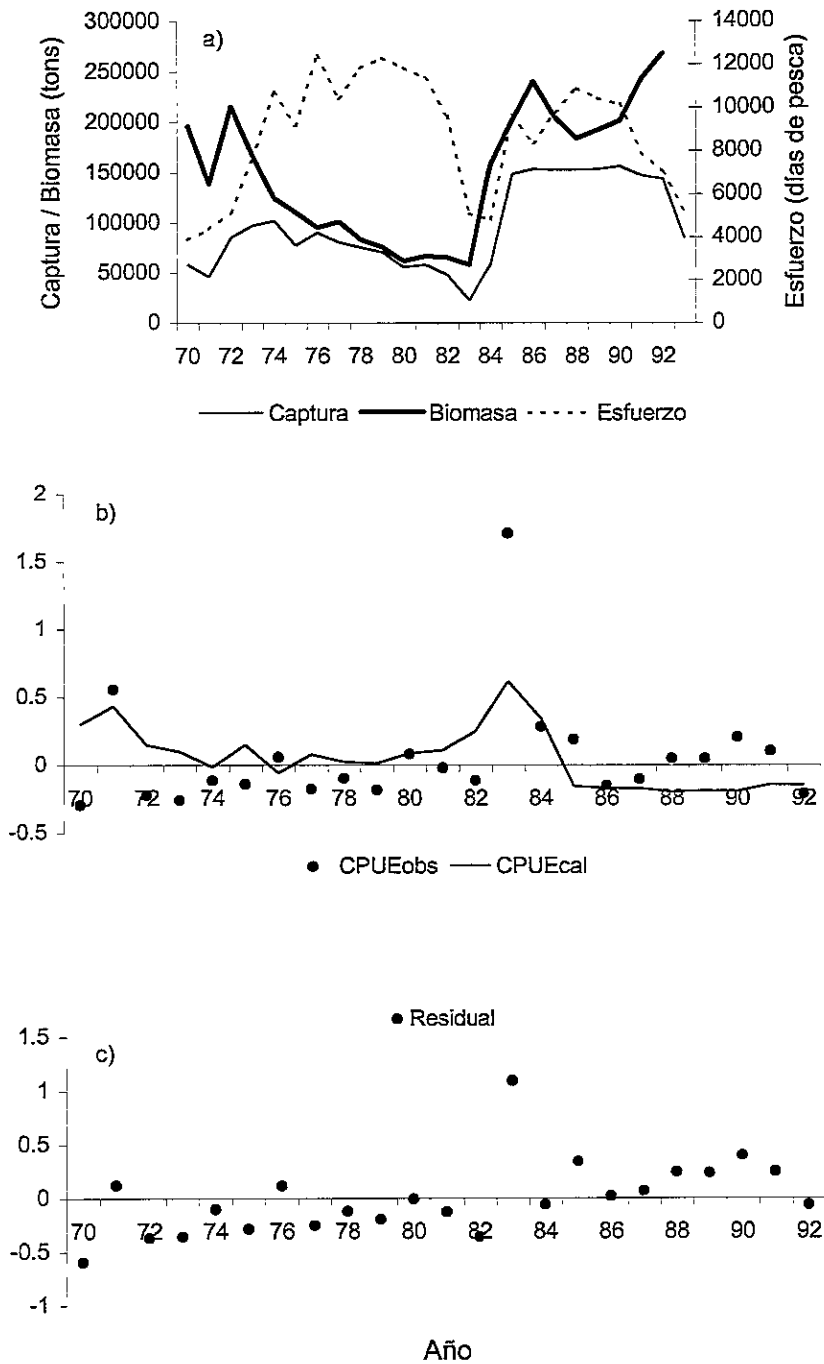


Figura 19. Comportamiento de a) biomasa (línea gruesa), captura (línea delgada), y esfuerzo (línea punteada), b) CPUE observado (círculos), y calculado (línea), c) residuales. De acuerdo al ajuste del modelo no-equilibrado de Schaefer para la región 2 de embarcaciones de la clase 6 de la pesquería de atún del POT.

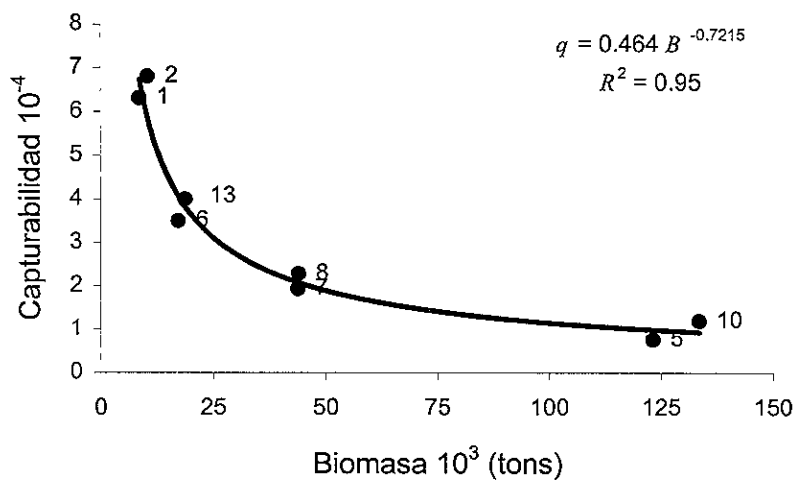


Figura 20. Patrón de la capturabilidad como una función de la biomasa a partir de estimaciones por área de pesca para embarcaciones de la clase 6 del POT, para el período 1970-1993. Los números corresponden a las áreas de pesca.

Tabla 21. Índices de capturabilidad para la pesquería de atún aleta amarilla del POT (valor medio proveniente del bootstrap) por área de pesca para las embarcaciones de la clase 1 y 6, y valores máximo (Máx), mínimo (Mín), desviación estándar (DE), y coeficiente de variación (CV).

Clase 1 Área	q	Máx	Mín	DE	CV (%)
1	0.00059	0.00088	0.00030	0.00014	24
8	0.00056	0.00062	0.00041	0.00004	7
6	0.00040	0.00044	0.00032	0.00003	7
7	0.00109	0.00160	0.00057	0.00026	24
Clase 6					
Área	q	Máx	Mín	DE	CV (%)
1	0.00063	0.00079	0.00043	0.000081	13
8	0.00023	0.00044	0.00002	0.000082	36
2	0.00068	0.00092	0.00049	0.000119	18
5	0.00008	0.00010	0.00005	0.000007	10
6	0.00035	0.00048	0.00002	0.000112	32
7	0.00019	0.00024	0.00016	0.000018	9
13	0.00040	0.00071	0.00016	0.000129	32
10	0.00012	0.00014	0.00009	0.000012	10

Tabla 22. Índices de capturabilidad para la pesquería de atún aleta amarilla del POT (valor medio proveniente del bootstrap) por región para las embarcaciones de la clase 1 y 6, y valores máximo (Máx), mínimo (Mín), desviación estándar (DE), y coeficiente de variación (CV).

Clase 1 Región	q	Máx	Mín	DE	CV (%)
1	0.00035	0.00041	0.00029	0.000027	8
3	0.00034	0.00039	0.00027	0.000021	6
Clase 6					
Región	q	Máx	Mín	DE	CV (%)
1	0.00026	0.00033	0.00006	0.000049	19
2	0.00008	0.00011	0.00003	0.000012	16
3	0.00011	0.00015	0.00006	0.000019	17
4	0.00040	0.00071	0.00016	0.000129	32

Tabla 23. Intensidad de la tendencia residual por área y región para embarcaciones de la clase 1 y 6.

Area	Clase 1	Clase 6
1	0	0
8	+++	+++
2		+++
5		+++
6	0	0
7	+++	0
13		+
10		0
Región		
1	0	++
2		++
3	+	+
4		+

0 no hay tendencia
 + tendencia débil
 +++ tendencia fuerte

CAPÍTULO 6

ANÁLISIS ESPACIAL DE LA PESQUERÍA Y SU RELACIÓN CON CONDICIONES AMBIENTALES EXTREMAS

Introducción

El recurso atún del POT representa una pesquería de múltiples especies, constituida principalmente por aleta amarilla (*Thunnus albacares*), barrilete (*Katsuwonus pelamis*), patudo (*Thunnus obesus*), aleta azul (*Thunnus thynnus orientalis*), bonito (*Sarda chiliensis*), albacora (*Thunnus alalunga*), y barrilete negro (*Euthynnus lineatus*). Los stocks son capturados por diferentes artes de pesca, como cerco, carnada, bolicheras y curricanes. El arte de cerco tiene la modalidad de lances sobre cardúmenes asociados con delfines, no asociados y asociados con objetos flotantes.

En pesquerías comerciales las tasas de captura (CPUE) son utilizadas para obtener información acerca de los cambios en disponibilidad o abundancia de especies de peces. Un factor importante a considerar para esta información es la capturabilidad (q), definida como un indicador de la eficiencia de pesca. La mayoría de los análisis simplifican el procedimiento considerando q como constante, lo cual equivale a suponer que la relación entre la abundancia del recurso y el esfuerzo es constante en espacio y tiempo (Palohimo y Dickie, 1964; Winters y Wheeler, 1985). Actualmente, es reconocido que q varía con la edad, abundancia del recurso, área, estacional e interanualmente, condiciones meteorológicas y oceanográficas (Arreguín-Sánchez, 1996; Martínez-Aguilar *et al.*, 1997). Por lo tanto, si el recurso de interés y el esfuerzo de pesca no se distribuyen homogéneamente en espacio y tiempo, y éstos a su vez dependen de las condiciones ambientales, este supuesto tendría que reconsiderarse para poder obtener mejores estimaciones de rendimiento y eventualmente predicciones con fines de manejo.

Por estas razones, en el presente estudio se analiza la distribución espacial de la capturabilidad (q) y la CPUE del atún aleta amarilla en relación a la temperatura superficial del mar en el POT.

Otro de los problemas a los que se enfrenta esta pesquería donde intervienen diferentes arte de pesca y naciones, es el de las potenciales interacciones, ya sea entre equipos de pesca o entre especies, que al ser consideradas proporcionan una mayor eficiencia en la administración del recurso. El creciente incremento de las capturas de

atún en la última década no sólo en la cuenca del Pacífico sino a nivel mundial, se ha debido al resultado de un aumento del esfuerzo pesquero y una expansión de las áreas de pesca, tanto de pesquerías ya existentes como del desarrollo de nuevas pesquerías. Este rápido crecimiento ha preocupado a los gobiernos de todo el mundo debido al solapamiento de áreas de operación de pesquerías de pequeña y gran escala, de manera que dos o más pesquerías o artes de pesca están incidiendo en un mismo stock. En tal situación, es de esperarse que cambios en la intensidad de pesca de una pesquería afecte la captura de la otra. Las interacciones estudiadas en este capítulo es el efecto potencial de la captura por parte de las embarcaciones de cerco de la clase 6 sobre la tasa de captura de las embarcaciones de cerco de la clase 1 y de las de carnada en la misma unidad de área ($5^{\circ} \times 5^{\circ}$) y período de tiempo (trimestre), así como el posible efecto de la captura de atún aleta amarilla sobre la tasa de captura de atún barrilete, ambas capturadas con embarcaciones de la clase 6.

Los objetivos del presente estudio son los de realizar un análisis espacial de q de la pesquería de atún aleta amarilla, identificar posibles patrones espacio-temporales del atún aleta amarilla y barrilete bajo condiciones ambientales extremas, y evaluar potenciales interacciones tecnológica y biológica.

Materiales y métodos

Capturabilidad (q)

Para el análisis de capturabilidad se utilizaron los datos de captura en toneladas cortas (referidas en el documento como toneladas) y esfuerzo (días de pesca) por área de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ de Latitud y Longitud, y agrupadas en una base trimestral de la pesquería para embarcaciones de la clase 6 (363 toneladas métricas de capacidad de acarreo, equivalente a 400 toneladas cortas) que operó en el POT durante el período 1970-1993.

Para cada área se aplicó el modelo dinámico de biomasa propuesto por Walters y Hilborn (1976). Las relaciones básicas son:

$$B_{t+1} = B_t + r B_t \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) - q E_t B_t \quad (1)$$

y

$$B_t = \frac{U_t}{q_t} \quad (2)$$

donde:

B = biomasa.

r = tasa intrínseca de crecimiento de la población.

k = tamaño máximo de stock definido por la capacidad de carga del ecosistema.

q = capturabilidad, eficiencia de la unidad de esfuerzo pesquero.

E = esfuerzo en número de días de pesca.

U = captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

t = tiempo (en años).

Para la estimación de los parámetros del modelo se obtuvieron valores semilla de los mismos a través del método de Schnute (1977), los cuales fueron usados para resolver la ecuación (1) aplicando el algoritmo de Newton. La función objetivo fue la mínima suma del cuadrado de las diferencias de la CPUE observada y estimada. Con la técnica de remuestreo Bootstrap (Efron y LePage, 1992) se efectuó una nueva estimación y ajuste de los parámetros con el objeto de incorporar estimadores de variabilidad aplicando un número establecido de réplicas (1000 veces). De aquí se obtuvo la media, los valores máximo, mínimo, desviación estándar y coeficiente de variación de r , k y q .

Las corridas para las estimaciones de los parámetros del modelo se hicieron a través de un programa en hoja de cálculo (Hernández-Herrera *et al.*, 1999). Como herramienta descriptiva para analizar la distribución espacial de los valores de q , se realizó una interpolación lineal con el método Kriging. A la tendencia observada de los valores medios por área de q y de la biomasa, se ajustó una función de potencia de la forma descrita por MacCall (1976):

$$q = \alpha B^{\beta} \quad (3)$$

donde:

B = biomasa promedio de la población.

α y β = parámetros.

Variabilidad intra e interanual de la distribución y abundancia relativa

Para analizar las posibles diferencias en la distribución espacial entre los datos de CPUE por áreas de 5°x5° y por trimestre del atún aleta amarilla y barrilete de barcos cerqueros, y su relación a condiciones ambientales extremas considerando los años

cálidos (Niño) de 1982 y 1987, y los años fríos (Niña) de 1988 y 1989, se utilizó el modelo variograma lineal anisotrópico este-oeste. Los datos fueron delineados con el método Kriging. Este método es muy flexible e intenta expresar tendencias que son sugeridas en los datos. Además, con el empleo de la anisotropía se pretende tener una representación más exacta de los datos (Cressie, 1991).

Variabilidad ambiental

Las condiciones oceanográficas del POT para los años cálidos y fríos (1982, 1987 y 1988, 1989) fueron analizados en base a la temperatura superficial del mar (TSM) provenientes de imágenes infrarrojas de satélite (de la dirección [http://podaac.ipl.nasa.gov/pub/...](http://podaac.ipl.nasa.gov/pub/)), así como de las anomalías de la TSM de la misma fuente. Para el proceso de las imágenes se extrajeron subimágenes en forma de arreglos matriciales, promediando en espacio y tiempo unidades de 5°x5° de latitud y longitud, y trimestres como unidad de tiempo. A todo el rango de temperaturas encontrado en los cuatro años analizados se les aplicó la misma paleta de falso color y se organizaron en matrices anuales con los cuatro trimestres incluidos.

Interacciones

Para este análisis se utilizaron datos de captura y esfuerzo correspondientes al período 1970-93, sobre unidades de área de 5°x5° y en una base trimestral de la pesquería de atún aleta amarilla y barrilete de la flota de cerco incluyendo las embarcaciones de la clase 6 y 1, y la flota de carnada. Asimismo el análisis se realizó por períodos de un año considerando los años “Niño” de 1982 y 1987, y los años “Niña” de 1988 y 1989.

Entre los tipos de interacciones clasificadas por Hampton (1994), la interacción entre dos diferentes equipos de pesca sobre ciertas especies de atún pueden ser evaluadas cuando los datos de captura y esfuerzo están disponibles. Así, para realizar el estudio de interacción se analizaron los cambios de la tasa de captura (CPUE) de los atunes aleta amarilla y barrilete de las distintas embarcaciones (clase 6, 1 y carnada). El interés principal del análisis es determinar si existe en los datos una correlación negativa significativa, la cual puede ser indicativa de impactos adversos tanto en el corto como en el largo plazo. Se determinaron correlaciones entre la captura de atún aleta amarilla de las embarcaciones de la clase 6 (como variable independiente) y las tasas de captura de

las embarcaciones de la clase 1 y carnada (variables dependientes), y entre la captura de atún aleta amarilla (variable independiente) y la tasa de captura de atún barrilete (variable dependiente), en ambos casos con embarcaciones de cerco de la clase 6. Los tres modelos de regresión simple se estratificaron por año para los años mencionados arriba y para el período 1970-93.

Resultados

Capturabilidad (q)

La distribución espacial de los valores de los índices de q muestran un gradiente que disminuye hacia las proximidades del ecuador particularmente entre 0° y 10°N, terminando en un patrón a manera de lengüeta que se extiende frente a las costas de Sudamérica y a lo largo de las costas de Centroamérica y parte de las costas mexicanas (figura 21), es decir, que los valores de q sugieren continuidad espacial con una orientación aproximada longitudinal.

Los valores medios de q por área presentaron una relación inversa con la abundancia promedio estimada (figura 22). Los valores de los parámetros del modelo de MacCall (1976) son: $q = 6.2991B^{-0.962}$, donde la biomasa (B) explica inversamente el 89% de la variabilidad de q . La relación fue significativa ($P < 0.05$).

Variabilidad intra e interanual de la distribución y abundancia relativa

La distribución espacial de la CPUE (abundancia relativa) del atún aleta amarilla y barrilete de los barcos cerqueros de la clase 6 del POT para los cuatro años analizados, considerados como representativos de condiciones ambientales extremas, se muestran en las figuras 23-30. La flota pesquera presenta un patrón de distribución anual bien definido. Durante la temporada primavera-verano su rango de distribución longitudinal se extiende hacia aguas más oceánicas hasta los 145°W, y durante otoño-invierno se observa una contracción en las operaciones de pesca localizándose al este de los 120°W. Latitudinalmente, la distribución permanece casi invariable, entre los 30°N cercana a la costa de México y los 15°S con una distribución más oceánica.

Para el atún aleta amarilla, se observan parches de alta densidad de los cuales algunos fueron constantes durante las estaciones e incluso a través de los años como es el que se presenta en las proximidades del Domo de Costa Rica, con anomalías de

temperatura siempre positivas incluso en años fríos, y con capturas máximas de 26 toneladas por día de pesca, indicando estabilidad en la estructura espacial de la población en ciertas áreas de pesca del POT. No obstante, existen otros parches de alta densidad que no permanecen constantes, como son los que se presentan a lo largo del ecuador y sus proximidades. Otros parches de alta densidad se observan en presencia de anomalías negativas como es el caso frente a las costas de Sudamérica, que están bajo la influencia de la corriente de Humbolt. (figuras 23, 25, 27 y 29). Por otra parte, es notoria la drástica disminución de la tasa de captura en el tercero y cuarto trimestre de 1982 con valores de 10 a 12 toneladas por día de pesca, correspondientes a un ambiente cálido El Niño.

Para el atún barrilete, se observa una menor continuidad espacial, caracterizándose por presentar dos parches de alta densidad. Con cierta frecuencia, uno de ellos se localiza en el Pacífico mexicano, y el otro en las proximidades del ecuador cercano a la costa (figuras 24, 26, 28 y 30). Su distribución en los diferentes trimestres y años presentó el mismo comportamiento que el atún aleta amarilla. Sin embargo, la abundancia relativa muestra una marcada diferencia, siendo considerablemente menos abundante.

Variabilidad ambiental

En forma general, se puede observar cómo en los años Niño el área cálida ($>21^{\circ}\text{C}$) es más amplia que en los años Niña. También se aprecia un menor contraste de la temperatura superficial, ya que en años Niña se presenta alternancia espacial de aguas frías y aguas cálidas (figuras 31-34).

Tres características principales se observan en el POT, una de ellas es la "lengüeta" de agua fría que proveniente de la costa sudamericana invade el Pacífico oriental a la altura del ecuador, otra es la alberca de agua cálida ($>28^{\circ}\text{C}$) adyacente a las costas del sur de México y Centroamérica, y la otra es la gran alberca de agua cálida que proveniente del Pacífico occidental logra invadir en ciertos años parte del POT.

Durante el evento Niño de 1982, la alberca de agua cálida del Pacífico occidental se hace presente a partir del segundo semestre y la "lengüeta" de agua fría se reduce desde el segundo trimestre y desaparece en el cuarto trimestre, cuando debiera estar más desarrollada. En este año, la alberca de agua cálida de las costas de América es menos intensa y en el segundo semestre no se aprecia como rasgo diferencial. En el

primer semestre la alberca de agua cálida del occidente se encuentra invadiendo la zona, hasta el meridiano 130°W, y en el cuarto trimestre su influencia alcanza toda la zona (figura 31).

En el año de 1987, año Niño débil, la "lengüeta" de agua fría no está presente durante el primer semestre y su desarrollo al final del año es muy escaso. En este año, la alberca de agua cálida de occidente está invadiendo la zona desde el primer trimestre, ya que este evento inicia en 1986 y para el final de 1987 ya está terminado. La alberca de agua cálida de las costas de Centroamérica siempre está presente y en el primer semestre se fusiona con la del occidente (figura 32).

El evento "La Niña" de 1988-89 se inicia durante el primer trimestre de 1988 y termina en el cuarto trimestre de 1989. En la secuencia de estos dos años se puede apreciar el desarrollo anual de la "lengüeta" de agua fría, con bastante semejanza, pero siendo más intenso en 1988, la "lengüeta" empieza débil el primer trimestre y avanza durante el año hasta alcanzar su máximo al final del año cuando logra invadir, siguiendo el ecuador hasta la longitud de 160°W. La alberca de agua cálida de las costas de Centroamérica siempre está presente pero con bastante variabilidad espacial. La alberca de agua cálida de occidente no se presenta (figuras 33 y 34).

Las figuras 35-38 muestran la estructura horizontal de las anomalías de la TSM para los cuatro años de estudio. Durante el evento Niño que se inició en el segundo semestre de 1982, a excepción de la zona de la corriente de Perú, todo el POT presentó anomalías positivas. La superficie estuvo entre 1 y 4°C más cálido de lo normal, ocurriendo las anomalías positivas más grandes en las costas de México y Centroamérica (figuras 35 y 36). Los años de 1987 y 1988 proporcionan un interesante contraste; durante la primavera de 1987, equivalente al segundo trimestre, la TSM de la franja comprendida entre 10°S y 10°N experimentó un calentamiento con anomalías máximas de 3.5°C (figura 36), y el subsecuente evento frío empieza en la primavera de 1988, mostrando anomalías negativas claras en el tercer y cuarto trimestre con valores mínimos a lo largo del ecuador de aproximadamente -3°C (figura 37). Para el año de 1989 el evento frío continúa, observándose anomalías negativas durante el año en prácticamente todo el POT. En el Pacífico mexicano durante el primer trimestre de este mismo año se presentaron anomalías negativas de -3.5°C (figura 38). Entonces, todo el año de 1987 y hasta febrero de 1988 la TSM estuvo arriba de lo normal. Del mes de marzo a mayo de 1988 la TSM disminuyó drásticamente (aproximadamente 8°C), esto es,

el evento Niño finalizó y un evento Niña comenzó. Este cambio de cálido a frío fue mucho más drástico que el inicio del período cálido.

Interacción

Dada la magnitud de las capturas por parte de las embarcaciones de la clase 6, que han sido mucho más grandes que aquellas efectuadas por las embarcaciones de la clase 1 y por las embarcaciones de carnada, es que pudiera haber efectos negativos en las capturas de estas dos clases de embarcaciones (clase 1 y carnada) en el corto o largo plazo. Por otro lado, la distribución geográfica del atún aleta amarilla y barrilete muestran un fuerte traslape y, en consecuencia, una potencial interacción ecológica que pudiera ser compleja del tipo competencia por espacio y/o alimento.

Los resultados de las correlaciones entre la captura de atún aleta amarilla de las embarcaciones de la clase 6 y la tasa de captura de las embarcaciones de la clase 1 muestran que no hay una interdependencia tecnológica, al presentar en los diferentes casos correlaciones positivas. En todos los casos, la cantidad de varianza explicada por la regresión es baja y, a excepción del año cálido de 1987, todos los modelos son estadísticamente significativos (tabla 24).

La tabla 25 presenta los resultados de las correlaciones entre la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de la clase 6 y la tasa de captura de embarcaciones de carnada. Los resultados muestran correlaciones positivas a excepción del año cálido de 1982. La varianzas explicadas por las regresiones son aún más bajas que en los casos anteriores, y los modelos estadísticamente significativos son aquellos en los que se analizan los 23 años. Respecto al año cálido de 1982, el cual presenta una correlación negativa, ésta es débil y no significativa.

La tabla 26 presenta los resultados de las correlaciones entre la captura de atún aleta amarilla y la tasa de captura de atún barrilete, en ambos casos con embarcaciones de cerco de la clase 6. Los resultados muestran correlaciones todavía más débiles y no significativas. La correlación negativa que se observó en el año frío de 1989 es baja y no significativa.

Discusión

Capturabilidad (q)

El patrón espacial de q encontrado muestra una mayor vulnerabilidad de atunes a la pesquería en las proximidades del ecuador, principalmente al norte entre 0° y 10°N . Este patrón refleja una preferencia termal por agua cálida de la Contracorriente ecuatorial. El gradiente en los valores de q aparentemente tiene una estrecha relación con el gradiente termal del POT. Otra asociación con este patrón espacial es la de la alta producción de fitoplancton y zooplancton prevaleciente durante todo el año (Mann y Lazier, 1991). El ciclo de producción es iniciado en la costa y se propaga hacia el océano conduciendo a una comunidad biológica madura. Esto fuerza a los peces planctívoros a seguir la producción de zooplancton y éstos, en turno, atraen a peces piscívoros o depredadores tope como el atún en las áreas de frentes oceánicos, afloramientos ecuatoriales, y remolinos (Longhurst, 1981; Mann y Lazier, 1991).

Se ha evidenciado que los patrones migratorios del atún son altamente variables a lo largo y ancho del POT. Sin embargo, los resultados de capturabilidad muestran que existe continuidad espacial en una dirección aproximada oeste-noroeste, prácticamente a lo largo de las costas de Centro América y parte del Pacífico mexicano. Los resultados sugieren que el patrón de q encontrado juega un papel importante en la evaluación del recurso; no obstante, este tipo de estimaciones de q no pueden ser útiles como valores de entrada en modelos de simulación construidos con estructura espacial. De momento y con base en la información disponible, sólo deben ser considerados como índices de q que muestran una tendencia o un patrón espacial en el POT.

La relación entre CPUE y abundancia ha sido discutida (Garrod, 1964; Paloheimo y Dicke, 1964). La CPUE de esta pesquería ha sido y es usada para evaluar la población de atún aleta amarilla bajo el supuesto de linealidad entre CPUE y abundancia (biomasa). El análisis de q y la relación con la biomasa no refleja linealidad, lo cual debiera ser esperado dado que el stock de atún es muy dinámico en sus movimientos migratorios y forma cardúmenes con densidades locales altas. Se sabe que en peces que forman cardúmenes la capturabilidad varía con la abundancia de la población explotada, de tal manera que aumenta a niveles bajos de abundancia y disminuye a niveles altos. Este proceso es muy marcado en las poblaciones de peces pelágicos menores (Radovich, 1982; Crawford *et al.*, 1983). En el presente estudio, la relación de capturabilidad como

función de la biomasa a partir de las estimaciones por área sugieren este comportamiento. Sin embargo, no se encontró ninguna referencia adicional sobre la biología poblacional que permita fundamentar esta relación para esta especie, lo que probablemente se deba a lo difícil que es determinar directamente su abundancia en un área definida, dada su amplia zona de distribución y su comportamiento altamente migratorio. Para pelágicos menores existe un gran número de estudios que documentan este tema (Shelton y Armstrong, 1983; Csirke, 1988; Arreguín-Sánchez, 1996; Martínez-Aguilar *et al.*, 1997). En la relación encontrada de q en función de la abundancia del atún aleta amarilla el valor de β (pendiente del modelo) fue de -0.96. MacCall (1976) define una relación denso-dependiente inversa entre q y la biomasa, reportando que en el caso de pequeños pelágicos β generalmente toma valores entre -0.3 y -0.9. Con estos valores la mortalidad por pesca no es proporcional a cambios en el esfuerzo, más bien, la mortalidad por pesca llega a ser más intensa conforme disminuye la población, y la captura por unidad de esfuerzo no sería linealmente proporcional a cambios en el tamaño de la población. Cuando esto ocurre, los modelos dinámicos de biomasa y de rendimiento por recluta (Pope y Garrod, 1975) proporcionan información sesgada sobre el estado de la población y la mortalidad por pesca (Grecco y Savoy, 1985), teniendo implicaciones en la administración del recurso.

En la pesquería de atún del POT a través de la CIAT, se han recomendado cuotas de captura como medida de regulación, aun cuando en los últimos años no han entrado en vigor (CIAT, 1994, 1995). Siendo el atún aleta amarilla un recurso fuertemente explotado en diferentes fases de su ciclo de vida y, con incrementos sustanciales en el esfuerzo (CIAT, 1998), sería importante conocer cómo varía q con la talla y por tipo de lance, debido a la necesidad de controlar la mortalidad por pesca de una manera más eficiente, posibilitando otras alternativas de manejo.

Variabilidad intra e interanual de la distribución y abundancia relativa

El análisis espacial de la abundancia relativa parte de los supuestos de que el éxito de pesca, expresado como captura por unidad de esfuerzo (CPUE), es proporcional a la abundancia relativa en espacio y tiempo del recurso; además, asume que las áreas de operación de la flota pesquera representan las áreas de alta abundancia del recurso. Los cuatro años analizados mostraron un patrón espacial consistente. En el primer y

cuarto trimestre el recurso se localizó al este de 120°W; en el segundo y tercer trimestre la abundancia del recurso y las operaciones de pesca se extendieron hacia el oeste llegando incluso a los 150°W. Este patrón espacial ha sido reportado por la CIAT (1981, 1999), y para la flota mexicana por Ortega-García (1998). De acuerdo a los resultados, el patrón espacial no es afectado por las condiciones ambientales extremas (cálido o frío), al presentarse el mismo comportamiento sólo con ligeras variantes en los cuatro años analizados.

En nuestro análisis, a pesar de existir gran variabilidad en la distribución de la abundancia relativa, fue posible identificar parches de alta densidad al sur de México, Centroamérica, a lo largo del ecuador entre 0° y 15°N, y frente a las costas de Sudamérica; estos parches de abundancia se encontraron en áreas con anomalías de temperatura positivas de hasta 4°C y negativas de hasta -5°C, aproximadamente. Esto sugiere que no es únicamente la temperatura la que restringe la distribución del atún. Las bajas tasas de captura en áreas donde la temperatura es similar indica que factores adicionales están influenciando el patrón de distribución. Entonces, factores de gran escala como los frentes oceánicos y afloramientos ecuatoriales, o bien factores regionales como las surgencias del Golfo de Tehuantepec y el Domo de Costa Rica, juegan un papel importante en determinar los patrones de distribución del atún.

Dado que no se obtuvo correlación entre los patrones de distribución espacial y la TSM, es deseable que se trabaje con imágenes de satélite multiespectrales en la banda del espectro electromagnético que mejor reflejen los patrones de distribución de clorofila para identificar, con el retraso de tiempo correspondiente, la disponibilidad espacial de nutrientes para presas de atunes (pelágicos menores, por ejemplo) que atraerán en períodos subsiguientes su presencia. Al respecto, Ortega-García y Lluch-Cota (1996) encontraron una relación entre la distribución de la abundancia del atún aleta amarilla con la distribución de frentes de color, independientemente de la concentración de pigmentos; además, encontraron un desfase de aproximadamente tres a cinco meses entre los valores máximos de abundancia de atún y concentración de pigmentos.

Existen cuatro grandes áreas con altas probabilidades de encontrar atún aleta amarilla y en menor proporción atún barrilete, y son: Pacífico mexicano, Centroamérica en la proximidades del Domo de Costa Rica, frente a las costas de Sudamérica, y sobre todo en el área oceánica a lo largo del Ecuador y hasta los 15°N.

En el noroeste de México se encuentra atún aleta amarilla y barrilete prácticamente durante todo el año, posiblemente las mayores abundancias en el segundo y tercer trimestre. Esta área está bajo la influencia de la Corriente de California y es enriquecida por el proceso de surgencia que, en la costa occidental de Baja California, se presenta con mayor intensidad durante primavera y verano (Mann y Lazier, 1991; Bakun, 1996). Las mayores abundancias de atún coinciden con la abundancia de langostilla (*Pleuroncodes planipes*) reportada por Auriolles-Gamboa (1995), que es su principal fuente de alimento en esta área (Galván-Magaña, 1988). En el sur de México, también se realizan operaciones de pesca de manera intensa en la que se localizan abundancias importantes de atún (Ortega-García, 1998; Arenas *et al.*, 1999; Hall *et al.*, 1999).

El área sur de México, particularmente el Golfo de Tehuantepec, se caracteriza por presentar un enfriamiento superficial provocado por los intensos nortes que soplan durante el invierno (octubre-marzo) (Fiedler, 1994). En el presente estudio se observó la presencia de aguas frías superficiales a manera de lengüeta durante el cuarto trimestre y con mayor intensidad durante el primer trimestre. Este fenómeno ocurre debido a la presencia de una termoclina somera que permite que viento intenso produzca abordaje de las aguas subsuperficiales ricas en nutrientes (Trasviña *et al.*, 1995). En el verano, esta zona se caracteriza por la presencia de la Corriente Costera de Costa Rica con temperaturas arriba de 27°C (Ortega-García, 1998) y anomalías de hasta +4°C, estas anomalías se llegan a observar incluso en años fríos como los mostrados en este estudio con valores de hasta +3.5°C. Otro fenómeno que se presenta más al sur y que ayuda al enriquecimiento del área es el llamado Domo de Costa Rica, que es un levantamiento de la termoclina provocado por el cambio de dirección de la Contra Corriente Ecuatorial sumándose a la Corriente Costera de Costa Rica. Todo el POT y en particular en las proximidades del Golfo de Tehuantepec y el Domo de Costa Rica se caracterizan por presentar una termoclina somera (Cromwell, 1958; Trasviña *et al.*, 1999) que, obviamente, representa un mayor potencial para la fertilización en la superficie. Estos procesos juegan un papel preponderante con la presencia de atún en el área durante los cuatro trimestres del año.

La otra área con abundancias importantes de atún es la que se localiza en Sudamérica, donde se producen surgencias costeras responsables de la alta productividad en la región debido a los vientos persistentes prácticamente durante todo el año. Es en el cuarto y primer trimestre que se observa una distribución de atún más al sur

(15°S), llegando incluso hasta los 20°S en el año Niño de 1987, en presencia de temperatura superior a los 24°C. Generalmente esta región se caracteriza por presentar siempre temperaturas por debajo de 24°C y, en consecuencia, fuertes anomalías negativas de hasta 6.5°C en un año Niña.

Finalmente, el área oceánica a lo largo del ecuador entre los 0° y los 15°N representa posiblemente la región más importante para la abundancia de atún, donde las principales corrientes oceánicas causan afloramiento y divergencia de grandes volúmenes de agua rica en nutrientes desde abajo de la termoclina. La estrecha zona de afloramiento a lo largo del ecuador, alternando con zonas de hundimiento, forma un patrón de distribución de biomasa de plancton. La agregación de macroplancton y la zona de alimentación de peces depredadores como el atún, como regla serán desplazados a lo largo del flujo zonal de la zona de divergencia (Mann y Lazier, 1991), es decir, se congregarán cerca de la convergencia de la Corriente Surecuatorial y Contracorriente Ecuatorial para alimentarse de los productos del sistema de afloramiento ecuatorial (Vinogradov, 1981).

La influencia de los eventos de calentamiento (Niño) o enfriamiento (Niña) incrementa o disminuye la profundidad de la termoclina, lo cual podría afectar los patrones de enriquecimiento en el POT. No obstante, el patrón de distribución espacio-temporal del atún parece no afectarle demasiado cuando el evento Niño es moderado. Sin embargo, cuando el evento Niño es fuerte, como el que se presentó en 1982-83, incrementando en gran medida la profundidad de la termoclina en todo el POT, y en consecuencia la productividad se reduce de manera considerable. Esto tuvo un fuerte impacto en la pesquería de atún al disminuir la vulnerabilidad de los peces, lo cual queda de manifiesto en los mapas de distribución del tercer y cuarto trimestre de 1982 con las capturas más bajas en el POT desde la década de los años 50 (CIAT, 1998).

El análisis geoestadístico de la abundancia relativa mostró en general, que estas poblaciones están espacialmente estructuradas en parches, y que hubo variabilidad espacio-temporal. Esta característica de distribución espacial puede en parte ser explicada por la variabilidad ambiental prevaleciente en el POT. La temperatura puede entonces explicar algún patrón persistente observado en los mapas, lo cual no es sorprendente para estas especies altamente migratorias.

La variabilidad espacial en la dirección norte-sur no es la misma que en la dirección este-oeste. Hay un eje de menor variabilidad a lo largo del cual el gradiente es

menor (longitudinal). Perpendicular a este eje, se da un eje de mayor variabilidad a lo largo del cual el gradiente alcanza valores altos (latitudinal).

La metodología geoestadística utilizada aquí representó un paso útil para mostrar la estructura espacial de los atunes aleta amarilla y barrilete en una primera aproximación de baja resolución. También mostró las características de habitat, tanto de gran escala como regionales, proporcionando un útil medio para identificar áreas que ofrecen alta probabilidad de incrementar la tasa de captura. El análisis realizado permite conocer las características espaciales del recurso y explorar la magnitud en la cual las áreas con altas tasas de captura se relacionan a factores de gran escala o locales, cuyo conocimiento es de gran utilidad en la administración del recurso.

La distribución espacial del atún barrilete es prácticamente la misma que la del atún aleta amarilla. Se observaron dos principales parches de alta densidad, uno en las cercanías del Pacífico mexicano, y otro en el ecuador entre 5°S y 10°N y al este de 95°W. Estos parches de alta abundancia persisten (a veces más alejados de la costa) a través de las estaciones y años, indicando cierta estabilidad en la distribución espacial de la población.

Los resultados presentados aquí no son de manera alguna definitivos. Constituyen un intento por usar técnicas geoestadísticas como apoyo en el análisis de la estructura espacial y temporal, y para detectar regiones de densidad o biomasa alta del stock de atún aleta amarilla en el POT. Este tipo de mapas pueden ser útiles para optimizar el esfuerzo de pesca y hacer pronósticos más precisos de las localidades con mayor probabilidad de abundancia dependiendo de la temporada del año y de las condiciones ambientales prevalecientes. Así también nos permite adquirir conocimiento de las características espaciales de los recursos (Conan, 1985), que en este caso, demostraron gran variabilidad en la distribución espacial. Asimismo, son útiles para evaluar el potencial económico de las capturas y representar bases para mejorar el manejo de las pesquerías (Maynou *et al.*, 1998).

Interacciones

Dada la distribución espacial del esfuerzo y de ambas especies en el POT, uno podría esperar alguna interacción negativa. Sin embargo, las dos correlaciones tecnológicas y la biológica fueron positivas. Esto muestra que la CPUE de las embarcaciones de la clase 1 y de carnada, así como la CPUE de barrilete, se han

mantenido estables tanto en el corto plazo con condiciones ambientales extremas como en el largo plazo. Una posible explicación de los resultados apunta al uso de la escala temporal de tres meses y la espacial de 5°x5°, esto es, que sean demasiado grandes como para que ocurran interacciones locales de corto plazo, o bien, que no puedan ser detectadas. Hampton *et al.*, (1996) en las Islas Gilbert de Kiribati en el Pacífico central oeste, evaluaron el impacto de las capturas con arte de cerco sobre las tasas de captura artesanal usando varias estratificaciones en la escala espacial (60, 120, 180, 300 y 600 millas náuticas) y temporal (2, 4, 8, 12 y 24 semanas). Ellos obtuvieron también correlaciones positivas entre las 300 y 600 mn, sin embargo, también encontraron algunas correlaciones negativas en escalas de tiempo pequeñas y áreas menores a 60 mn, indicando que pueden ocurrir efectos localizados.

Por otro lado, la correlación negativa observada entre la captura con embarcaciones de la clase 6 y la CPUE con embarcaciones de carnada, pudo haber sido el resultado de una alta mortalidad por pesca por parte de la flota de cerco de la clase 6, disminuyendo la abundancia local y afectando la tasa de captura de atún aleta amarilla de las embarcaciones de carnada en el año cálido de 1982. Respecto a la correlación negativa entre especies que se obtuvo en 1989, el razonamiento sería en el mismo sentido, esto es, que la mayor abundancia local de atún aleta amarilla afectó la abundancia de atún barrilete y en consecuencia la tasa de captura. En ambos casos, las correlaciones negativas explicaron poca variabilidad en los datos y no fueron estadísticamente significativas. En ninguna de las correlaciones por año se observó un patrón con el ambiente. Referente al posible efecto a largo plazo, tampoco hubo evidencia que mostrara algún tipo de interacción tecnológica o biológica, más bien el comportamiento fue el mismo, mostrando correlaciones positivas en todos los casos. Estas correlaciones positivas muestran que la abundancia de atún aleta amarilla es tal que afecta a la pesca de cerco de las clases 6 y 1, y a las embarcaciones de carnada de la misma manera.

Se ha sugerido la existencia de una biomasa críptica, la cual no es vulnerable al arte de pesca (Fonteneau, 1994; Nishida, 1996). En apoyo a esta hipótesis, se han reportado imágenes de atún a profundidades de 500-2000 metros (Yamada, 1991; Kawamura, 1994), desde luego lejos de cualquier arte de pesca, y horizontalmente también más allá de la influencia de la flota pesquera (Nishida, 1996). Si se acepta esta hipótesis, el tamaño verdadero de la población es probablemente más grande que el

predicho a partir de la CPUE, lo suficiente para reponer las pérdidas por las altas capturas de la flota cerquera. En el caso de la CPUE del atún barrilete por parte de las embarcaciones de la clase 6, mostró ser estable a pesar de las altas capturas de atún aleta amarilla. Al parecer ambas especies coexisten con un tamaño de población en equilibrio, presentando una mejor posición competitiva el atún aleta amarilla.

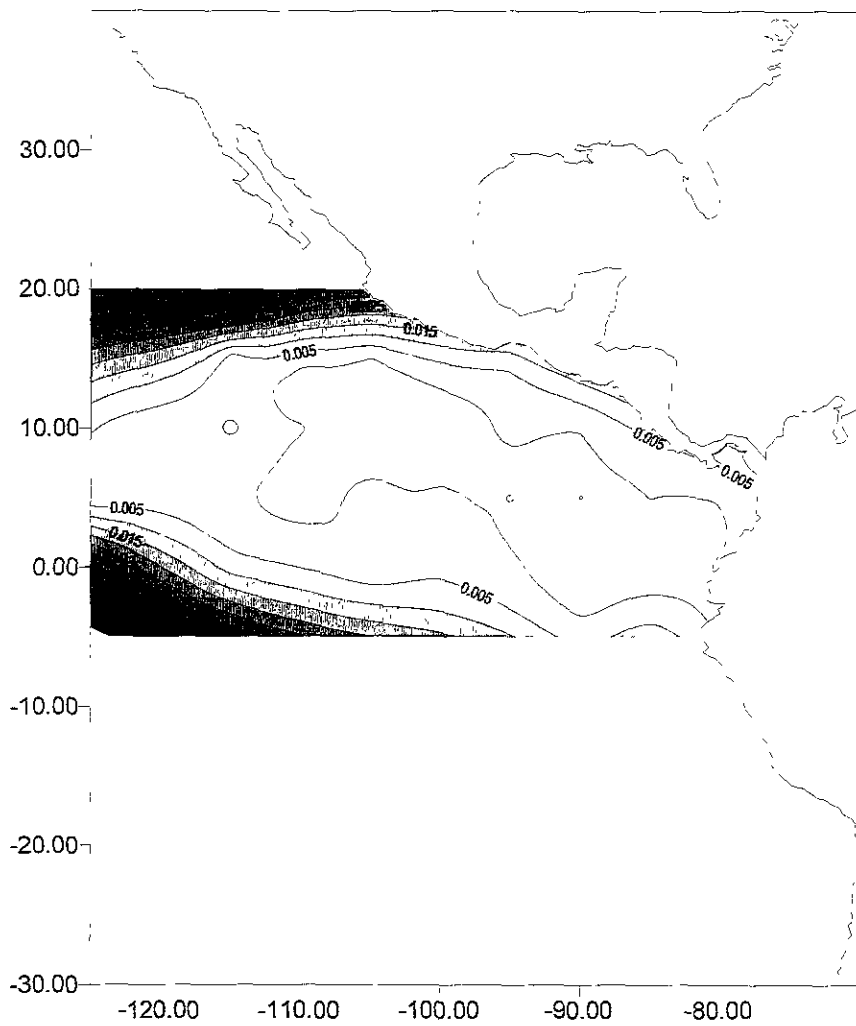


Figura 21. Patrón espacial de los índices de capturabilidad para el atún aleta amarilla del POT para el período 1970-1993.

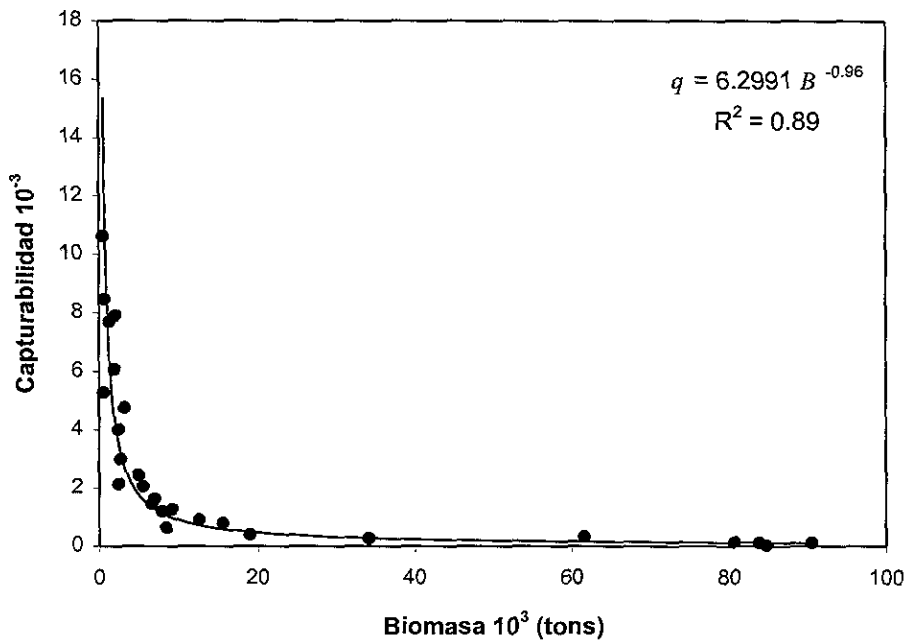


Figura 22. Patrón de capturabilidad como función de la biomasa a partir de estimaciones por área de pesca (cuadrantes 5°x5°) para embarcaciones de la clase 6 que operaron en el POT en el período 1970-1993.

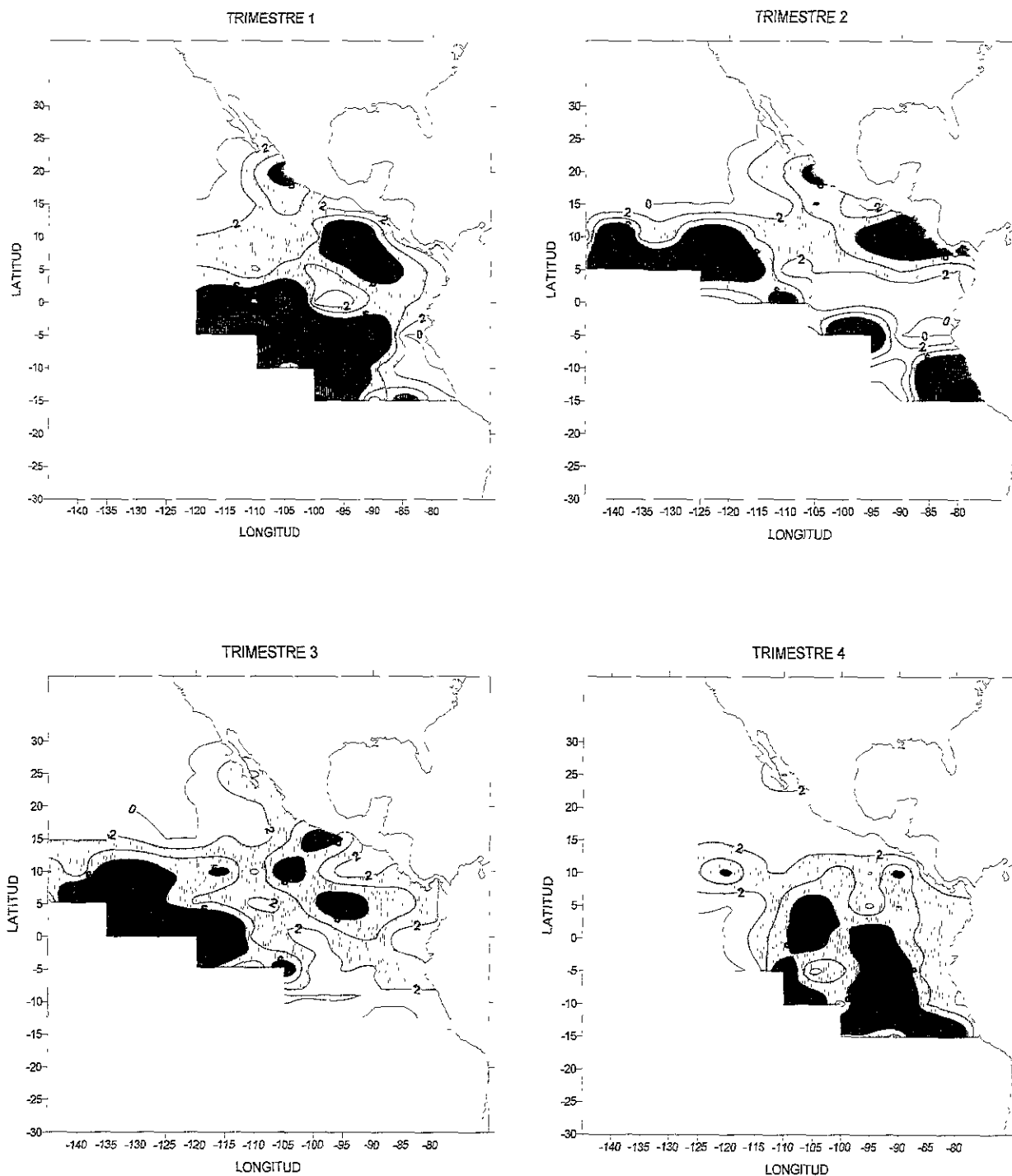


Figura 23. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1982.

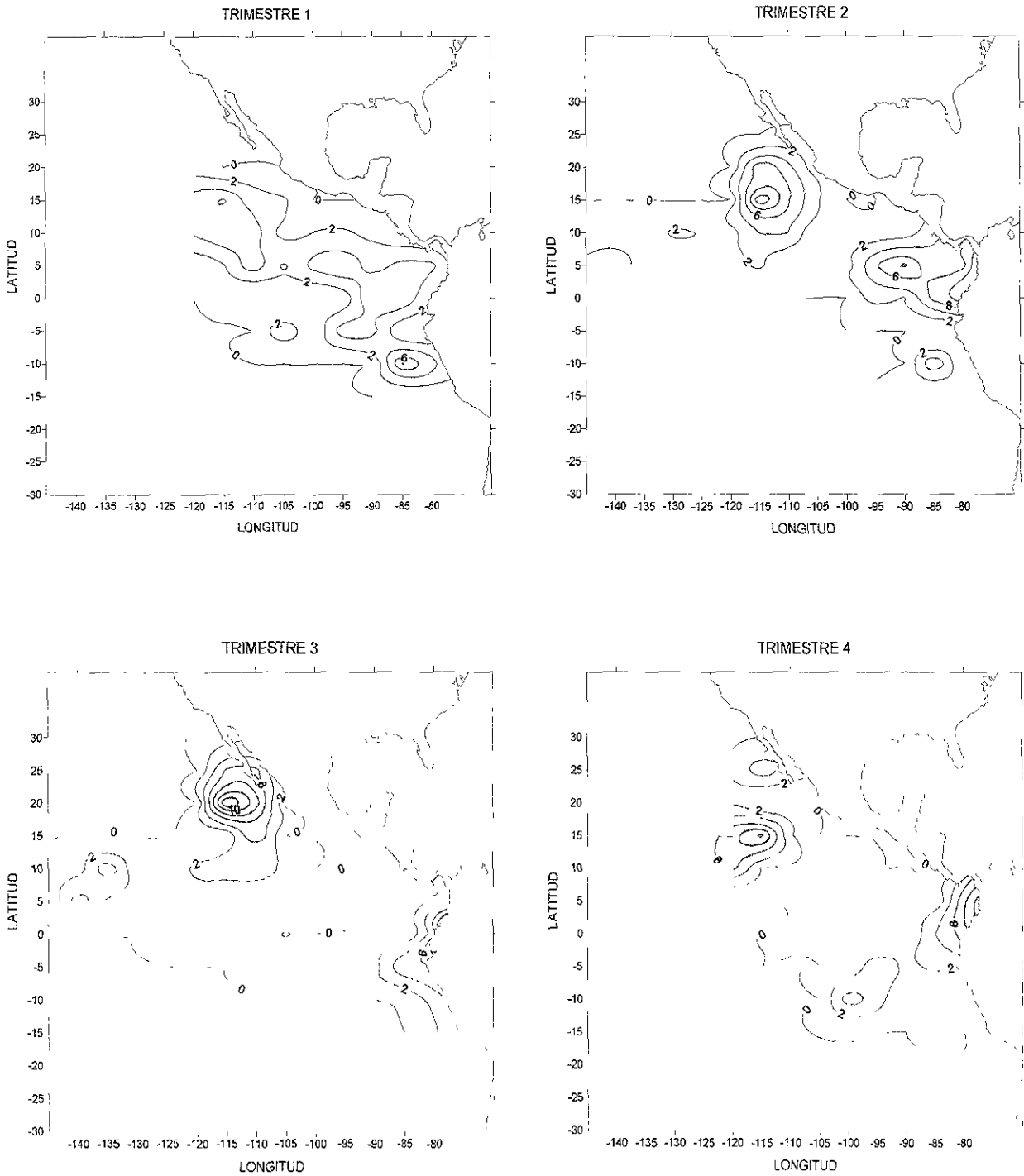


Figura 24. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1982.

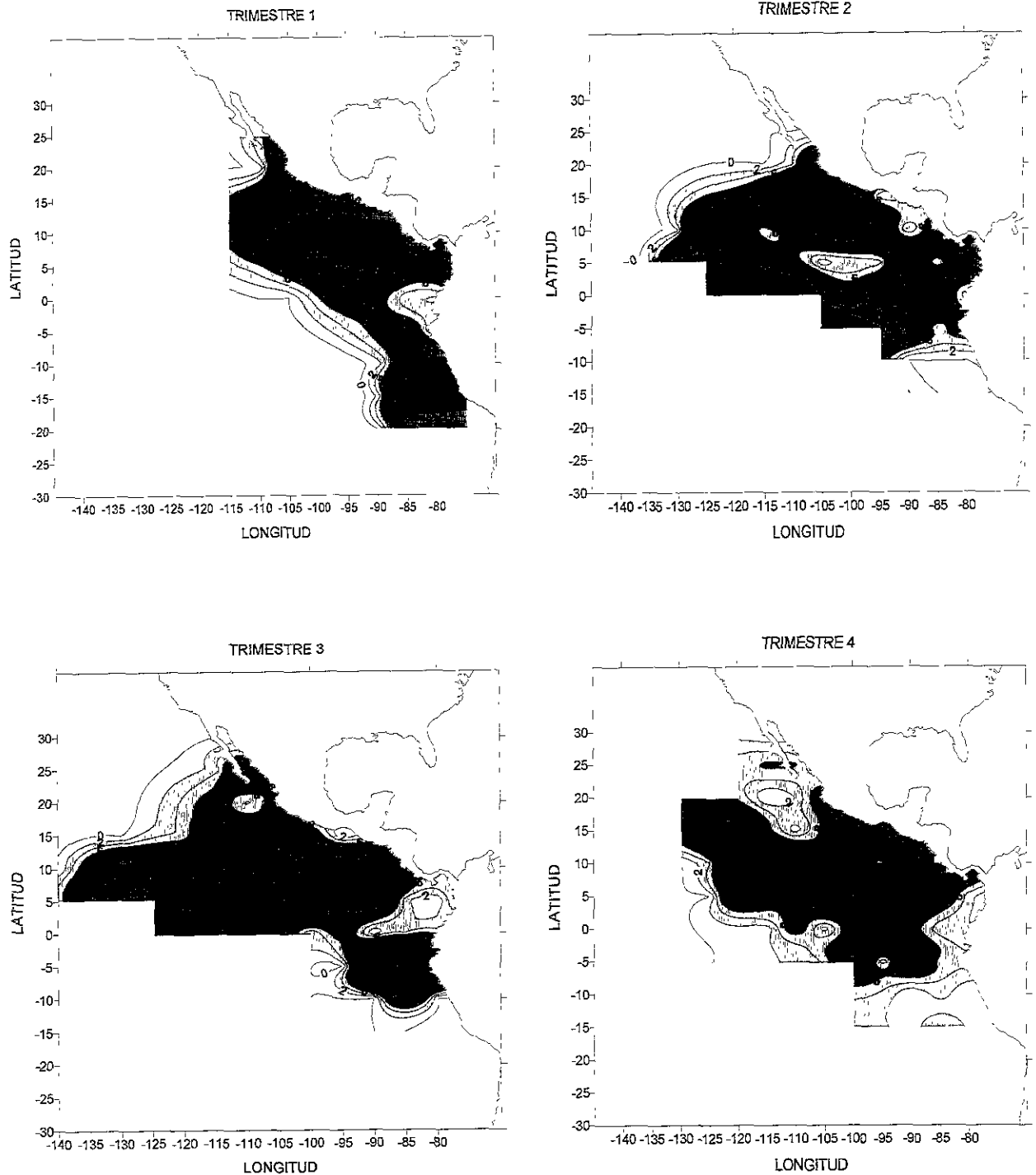


Figura 25. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1987.

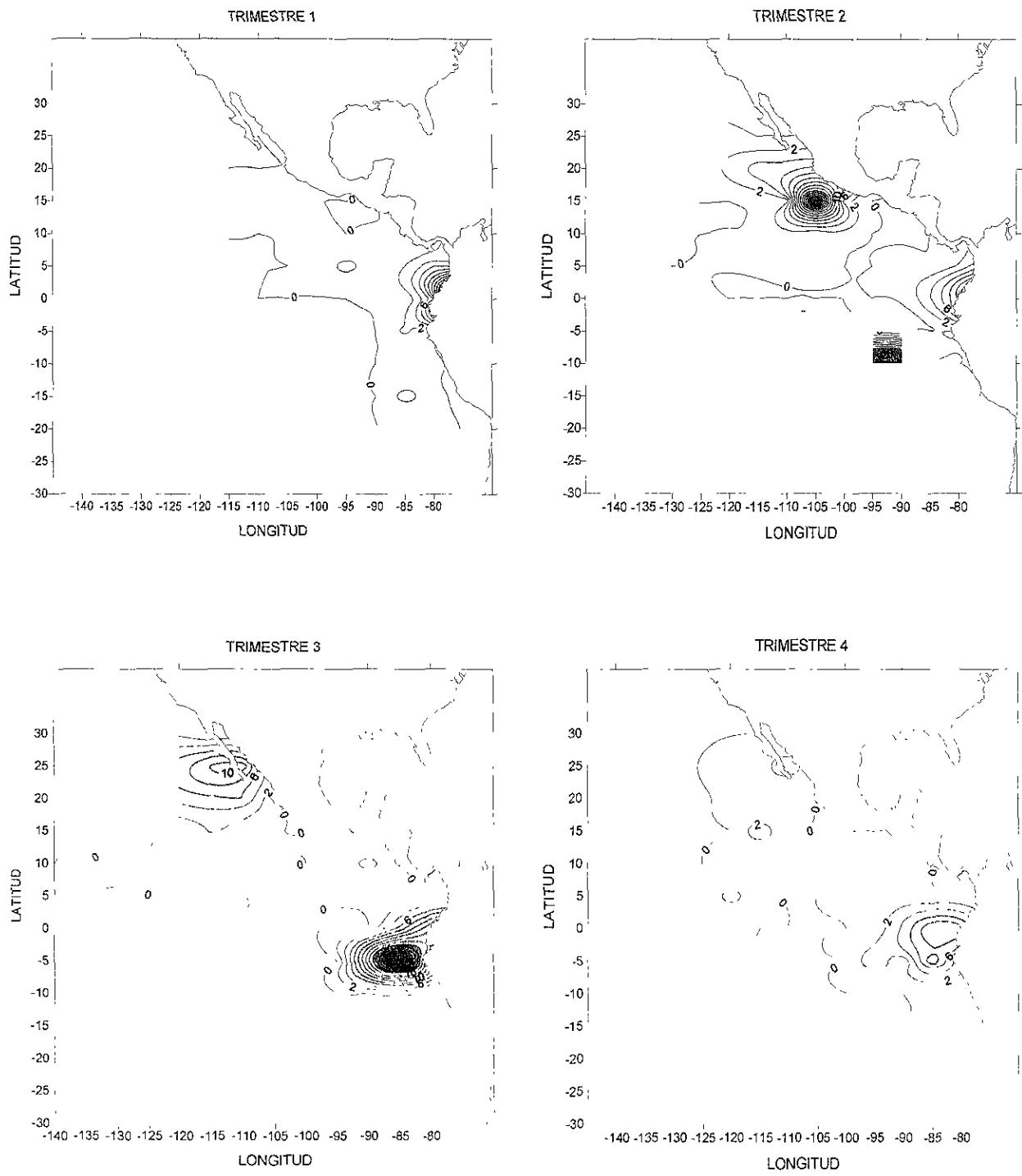


Figura 26. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1987.

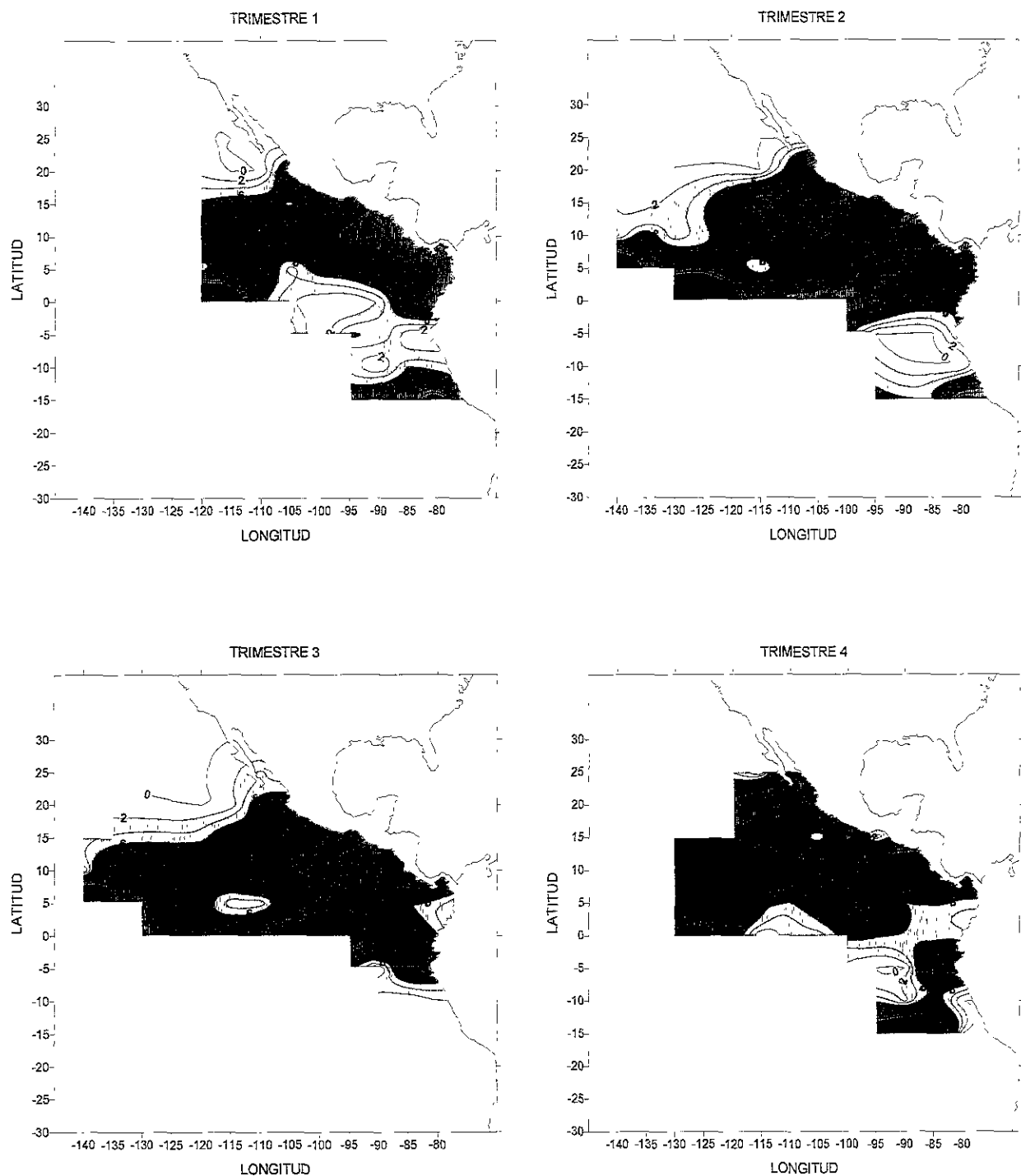


Figura 27. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cercoqueros de la clase 6 del POT en 1988.

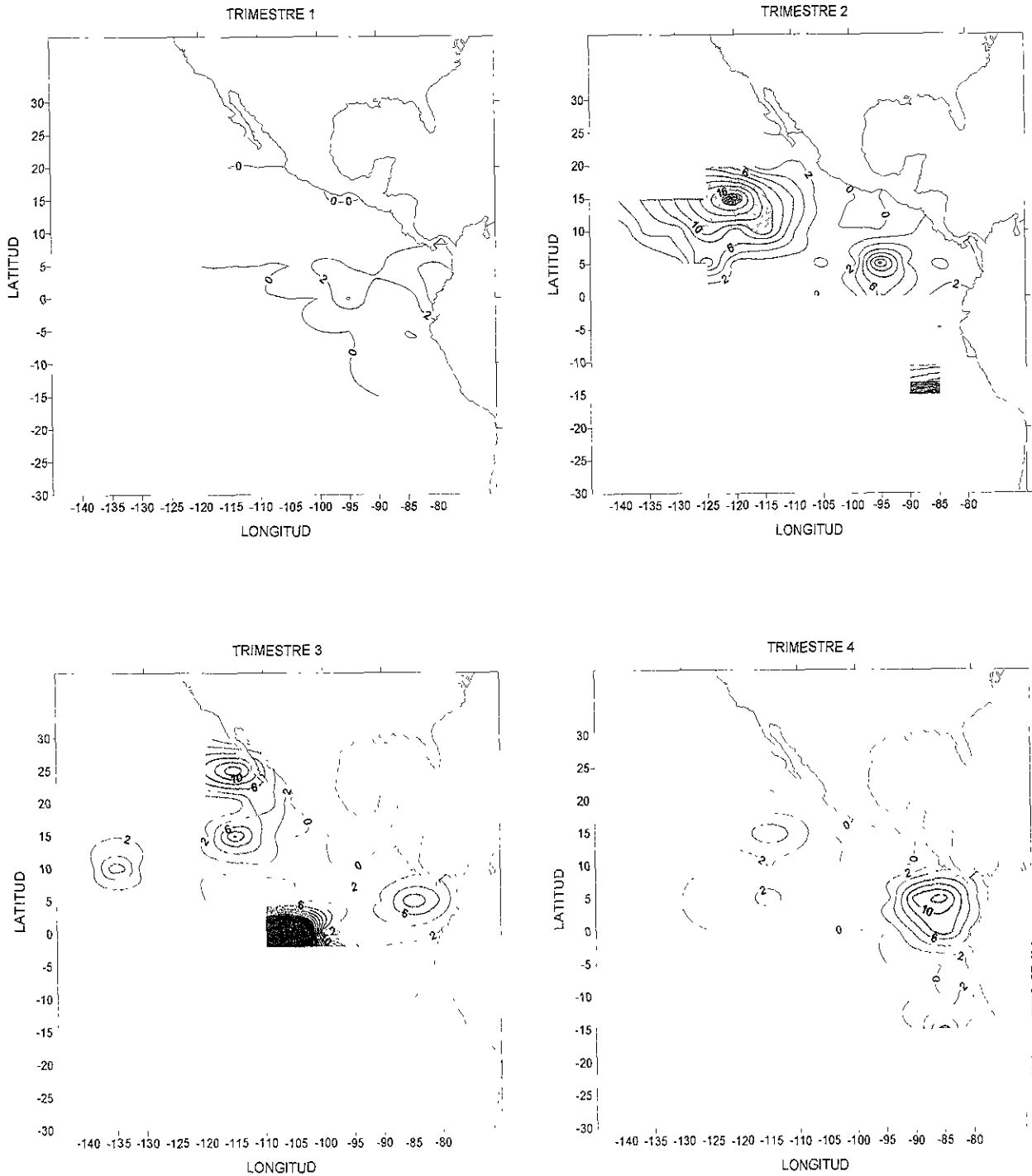


Figura 28. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1988.

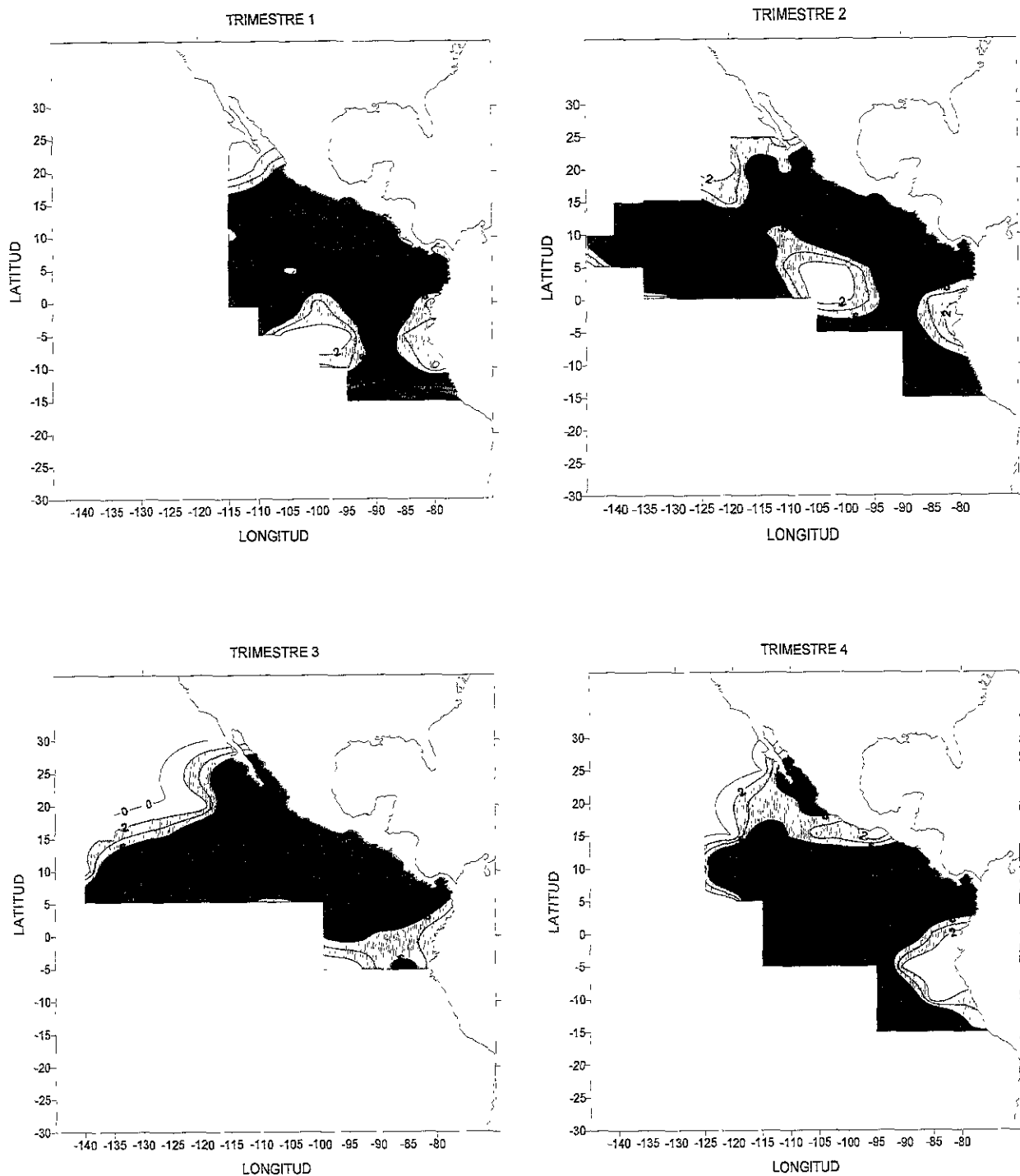


Figura 29. Patrón espacial de la CPUE de atún aleta amarilla de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1989.

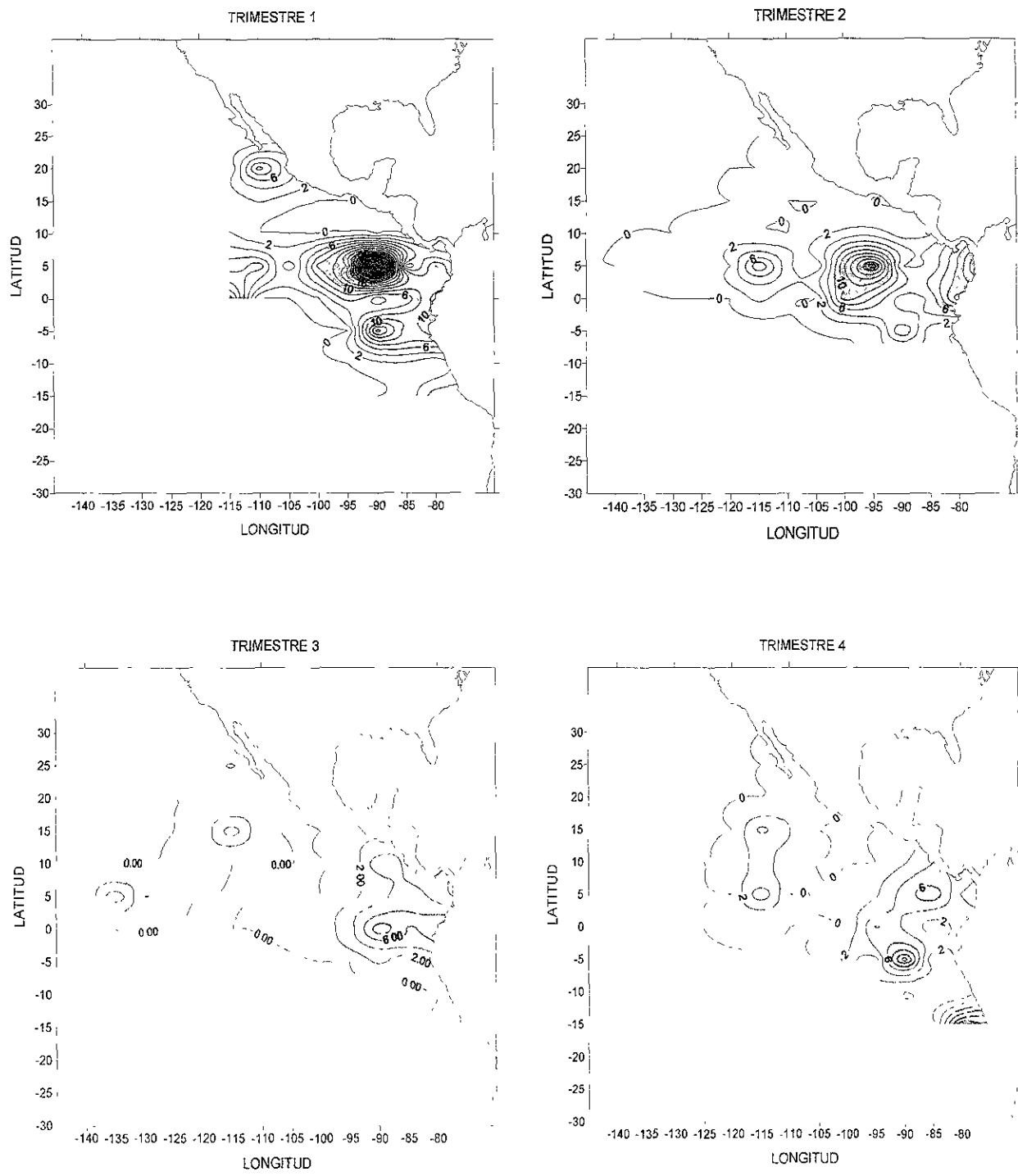


Figura 30. Patrón espacial de la CPUE de atún barrilete de barcos cerqueros de la clase 6 del POT en 1989.

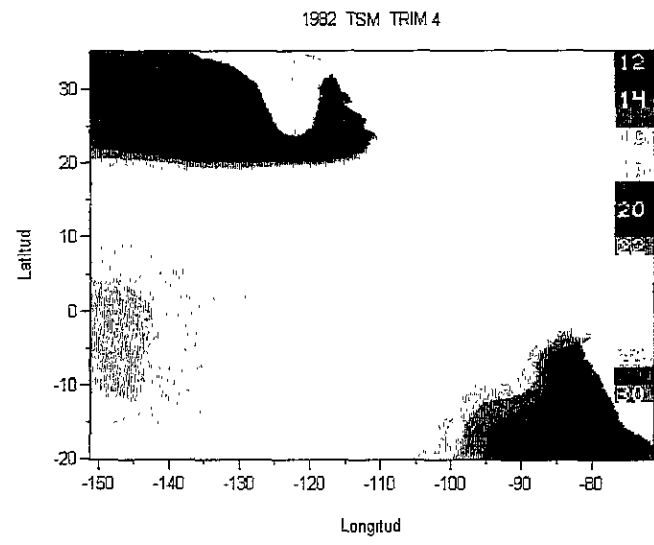
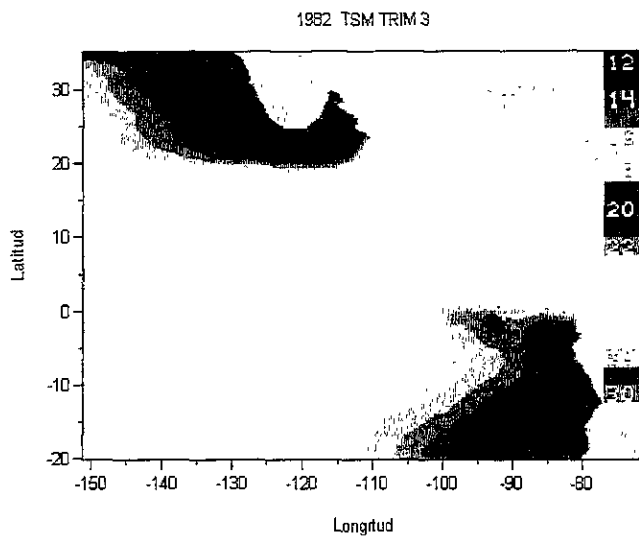
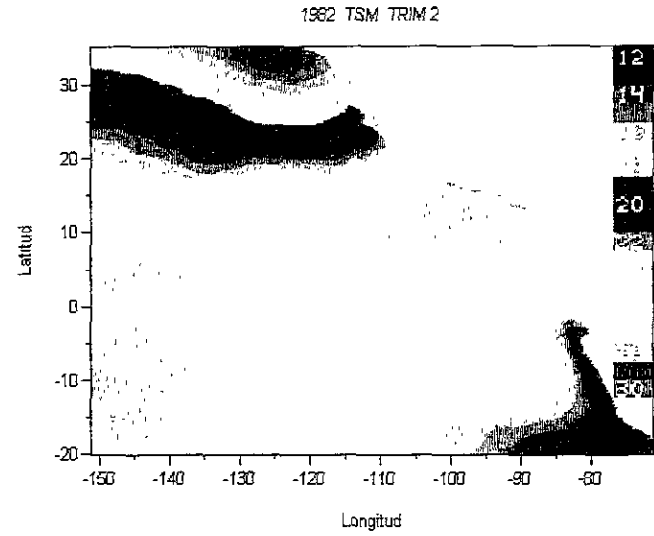
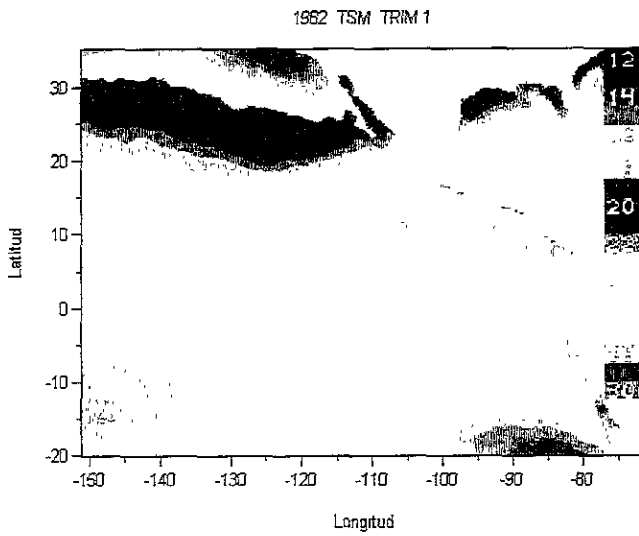


Figura 31. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1982, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.

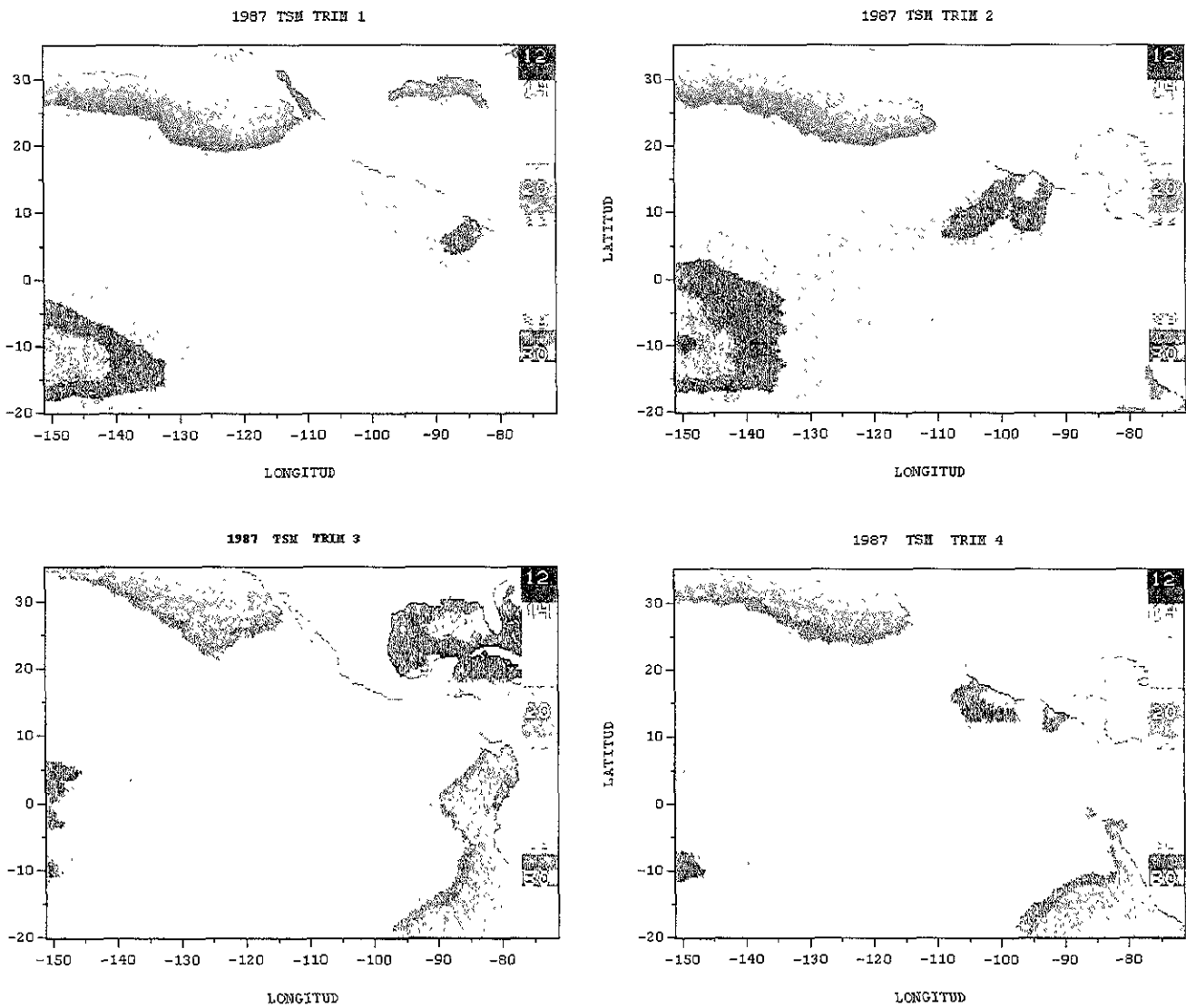


Figura 32. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1987, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.

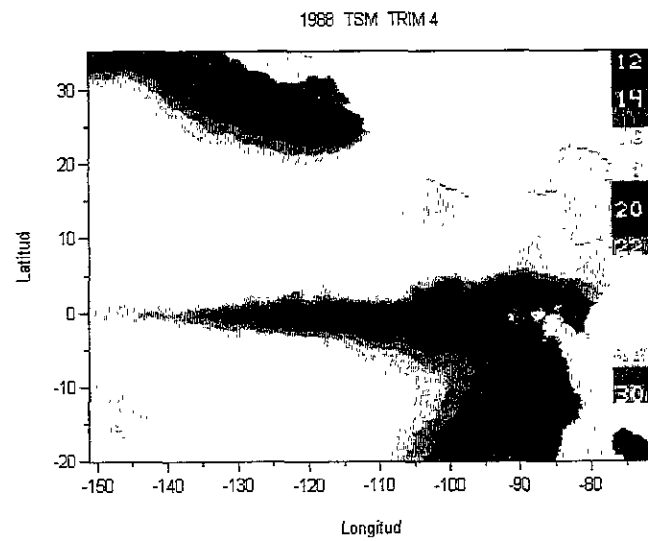
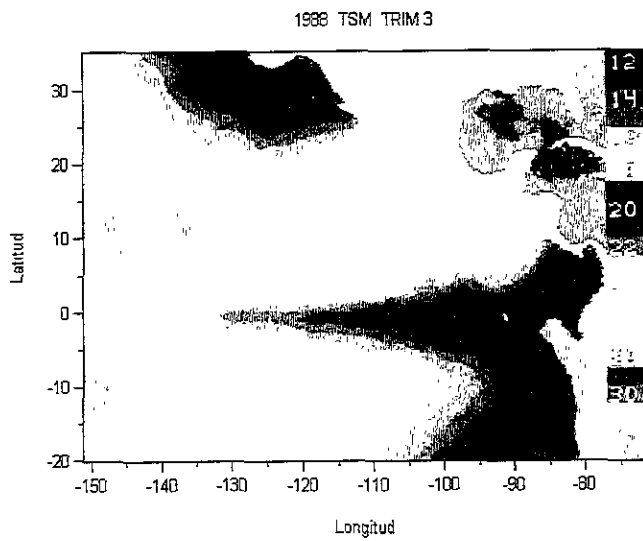
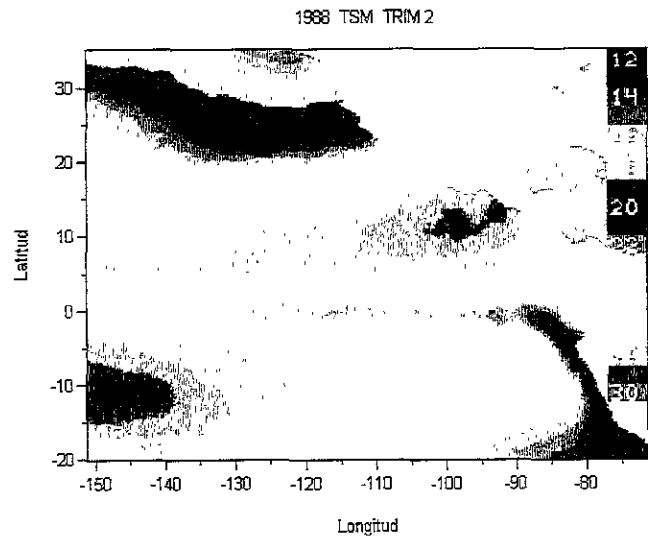
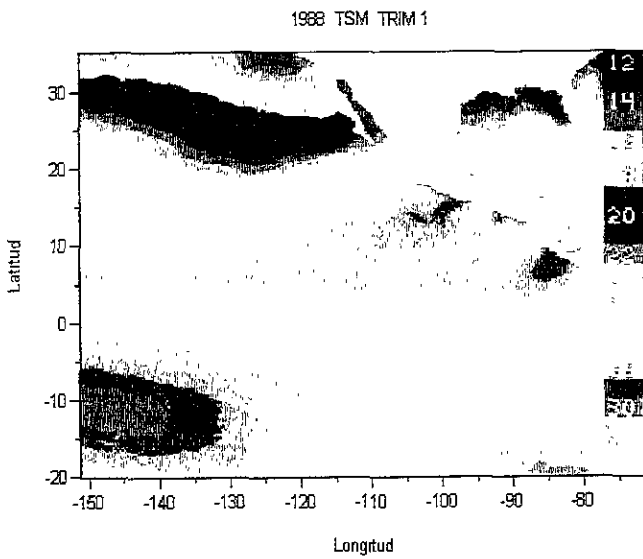


Figura 33. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1988, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.

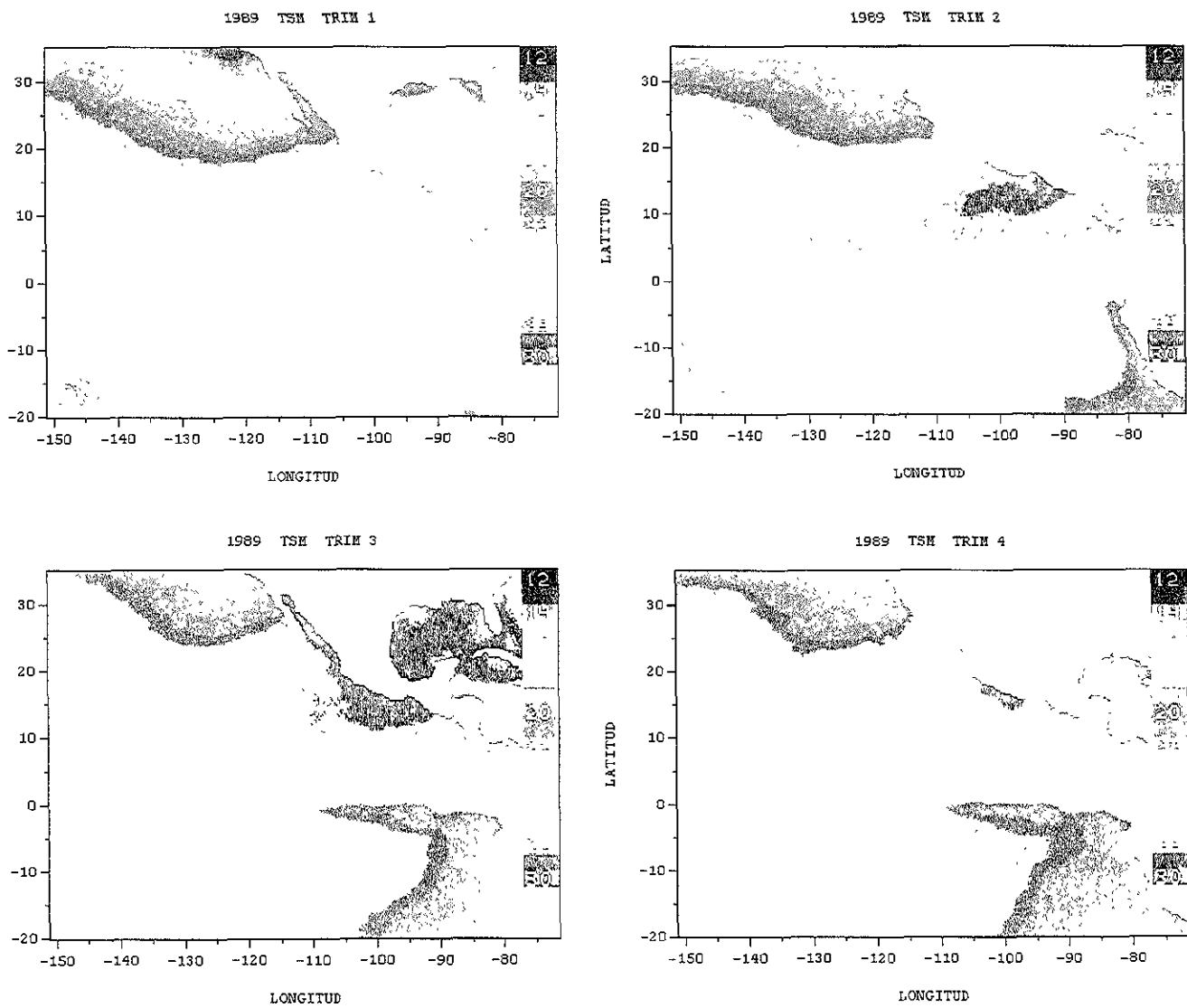


Figura 34. Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar por trimestre para el año de 1989, obtenida de imágenes satelitales del infrarrojo.

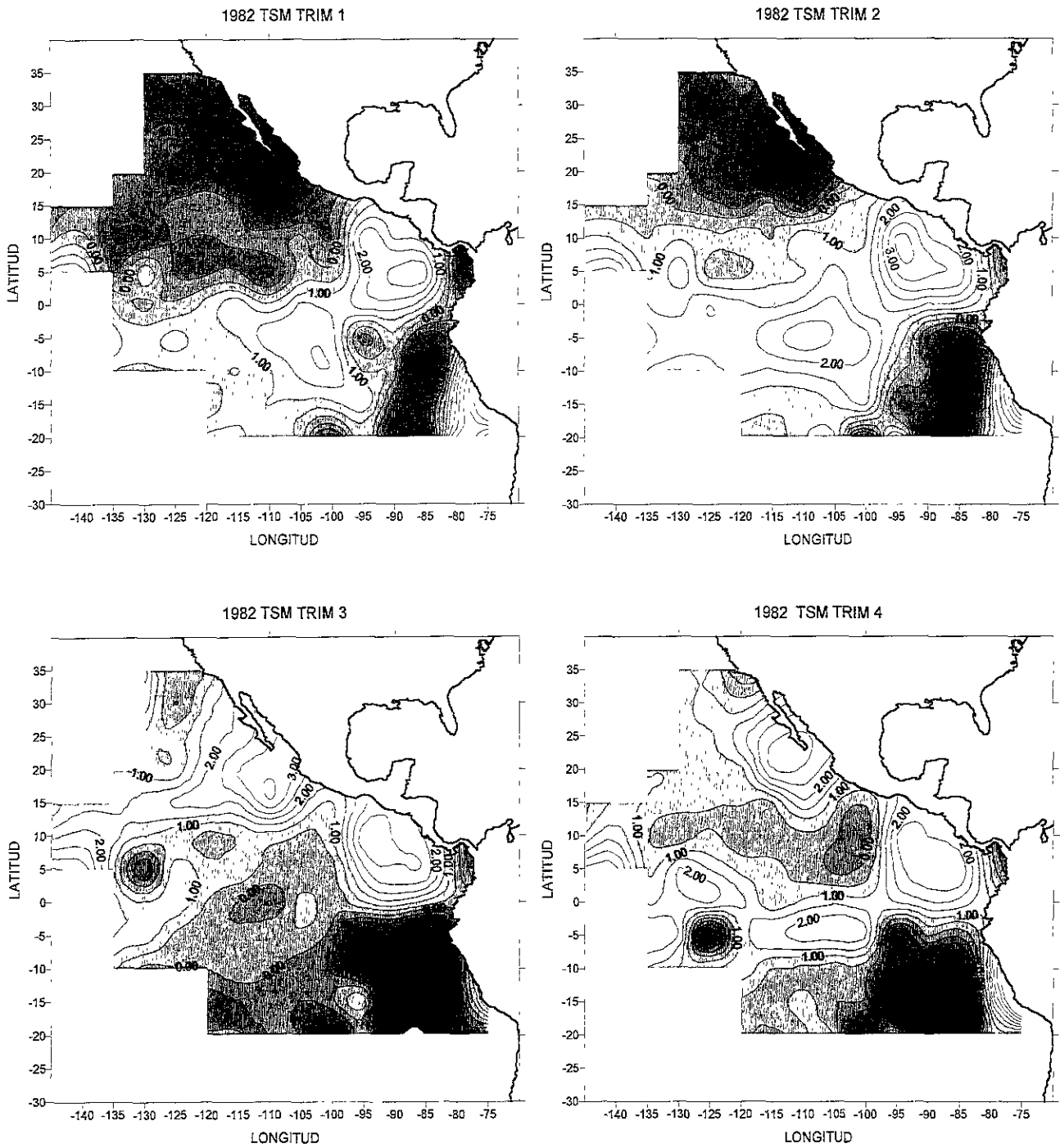


Figura 35. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1982.

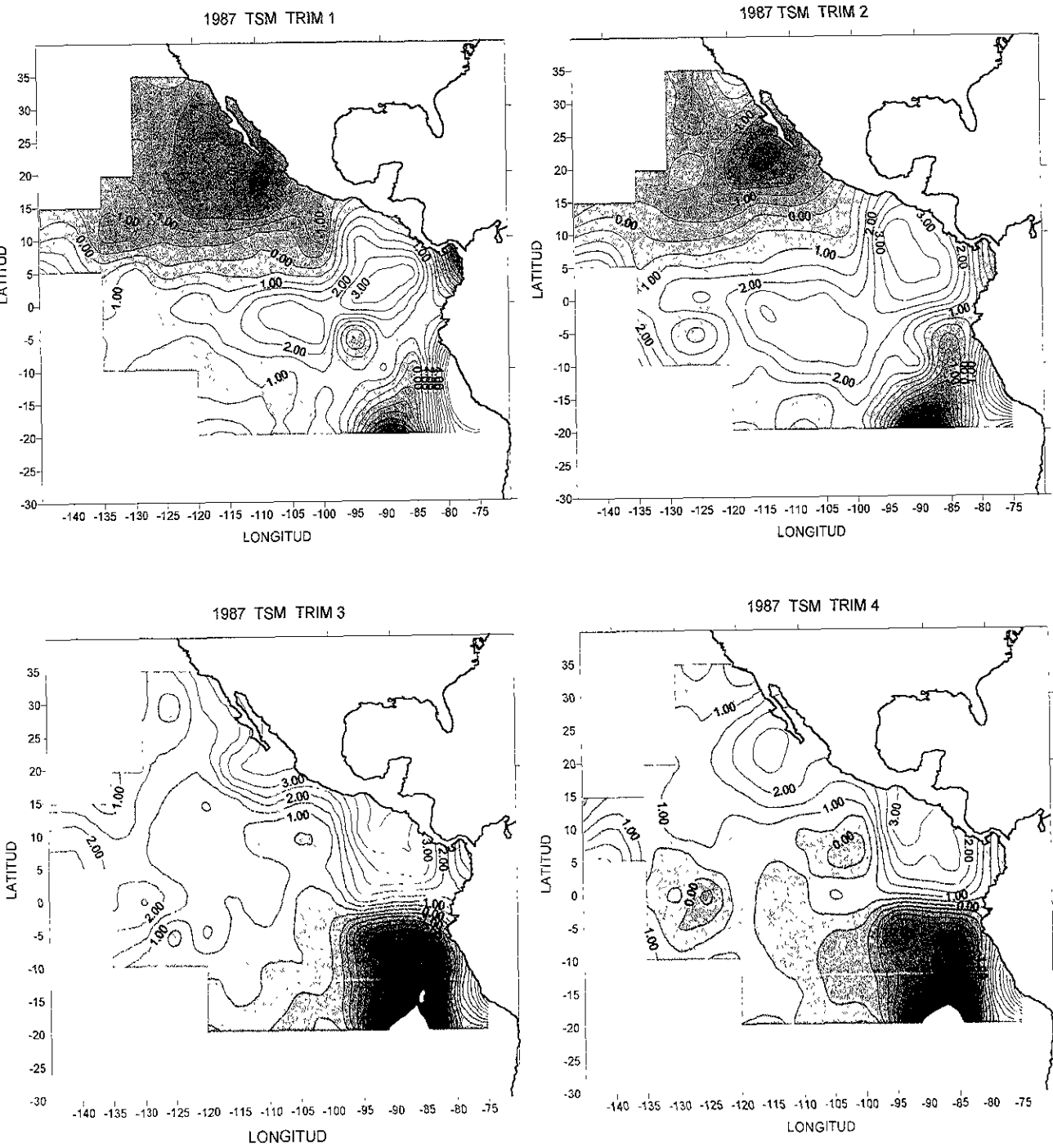


Figura 36. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1987.

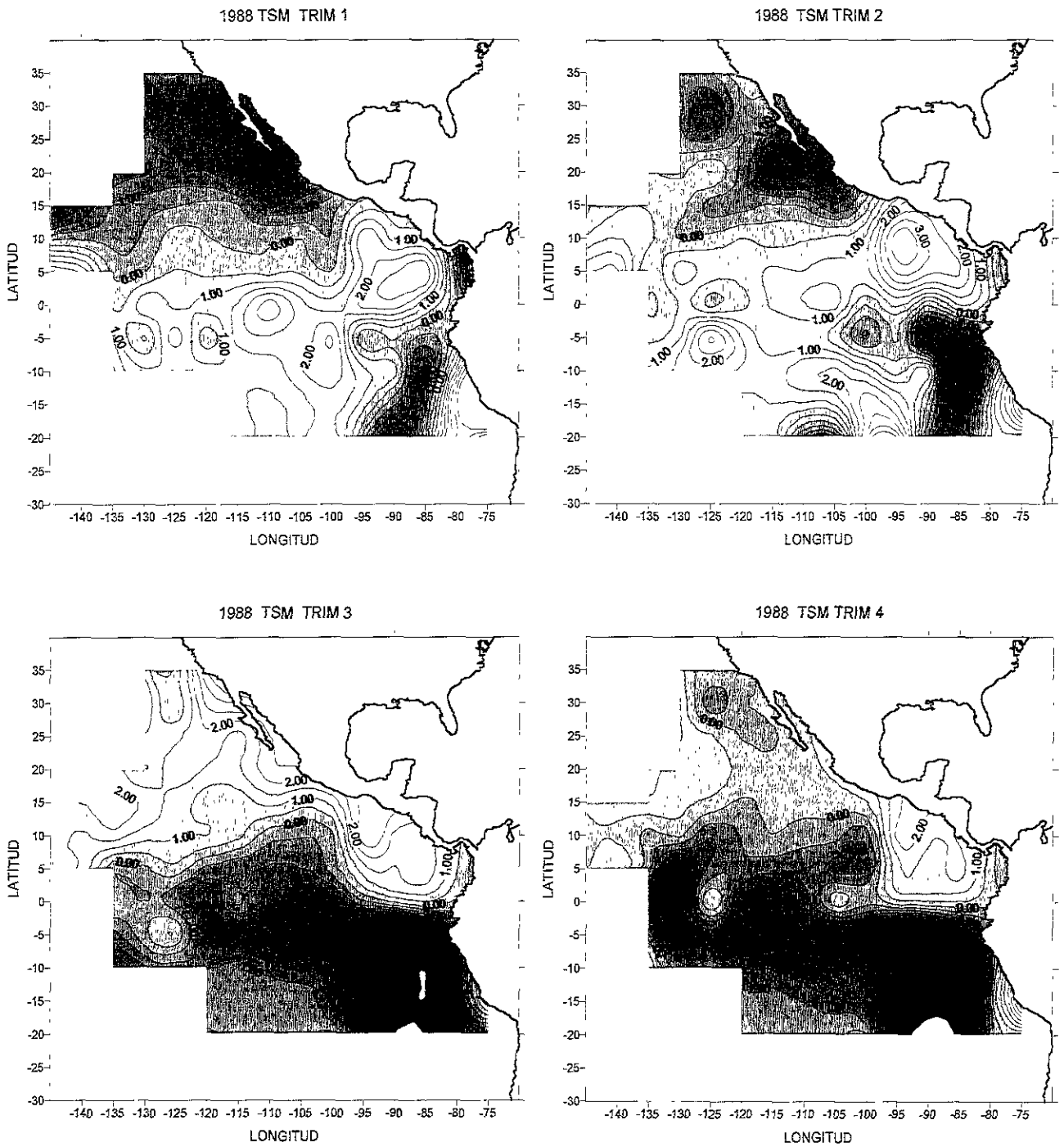
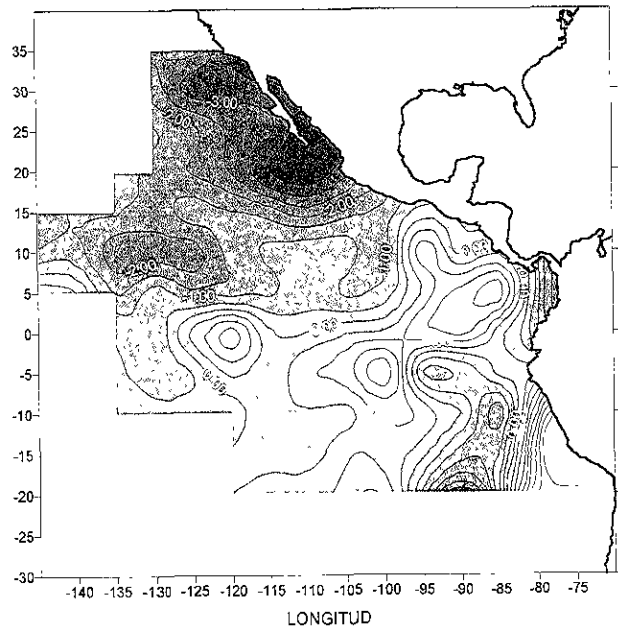
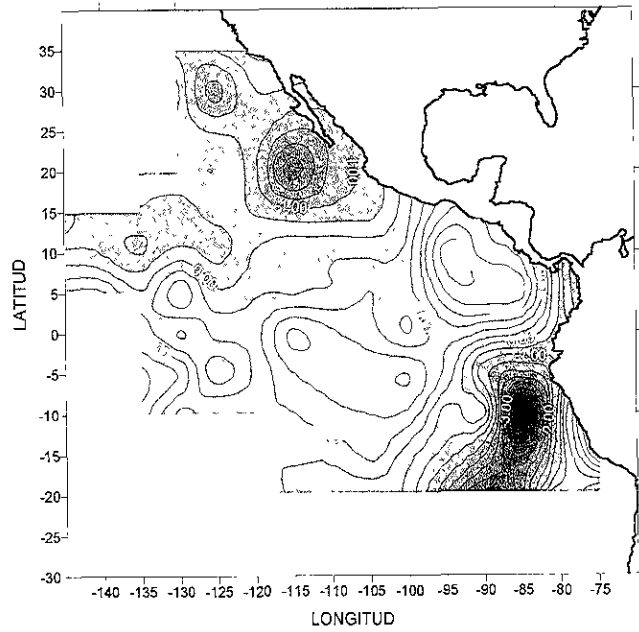


Figura 37. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1988.

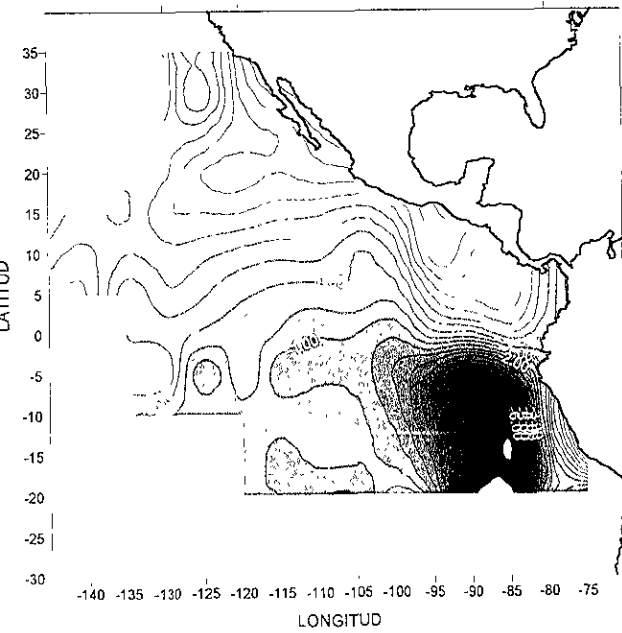
1989 TSM TRIM 1



1989 TSM TRIM 2



1989 TSM TRIM 3



1989 TSM TRIM 4

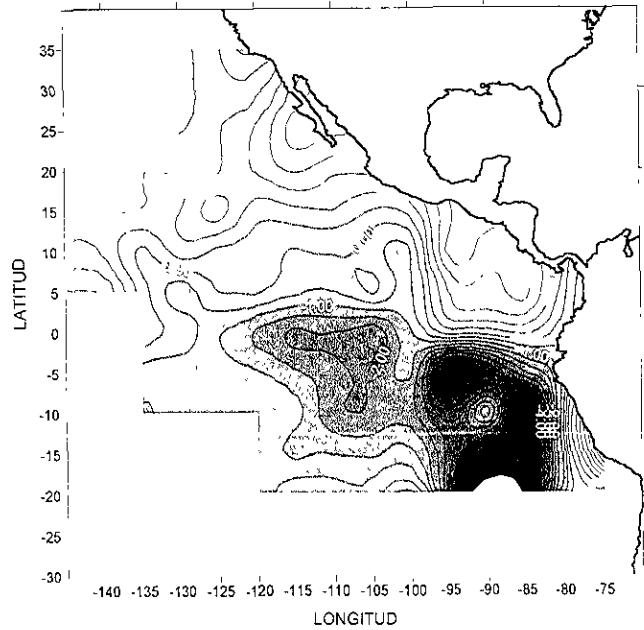


Figura 38. Anomalías promedio por trimestre de la temperatura superficial del mar del POT en 1989.

Tabla 24. Correlaciones de la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase 6 sobre la tasa de captura (CPUE) de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase 1.

Años	n	r	F	t
1982	65	0.28	5.48*	2.41* 2.34*
1987	47	0.11	0.55	4.58** 0.74
1988	49	0.35	6.55*	3.08** 2.56*
1989	60	0.38	9.76**	3.68** 3.12**
1970-93	1507	0.24	95.95**	20.99** 9.80**

n tamaño de muestra; r correlación; F valor estadístico;
t valor estadístico

* nivel de confianza al 95%

** nivel de confianza al 99%

Tabla 25. Correlaciones de la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase 6 sobre la tasa de captura (CPUE) de atún aleta amarilla de embarcaciones de carnada.

Año	n	r	F	t
1982	28	- 0.12	0.40	3.31** -0.64
1987	20	0.05	0.05	2.63 0.22
1988	22	0.39	3.61	2.78* 1.90
1989	24	0.07	0.12	2.86** 0.34
1970-93	352	0.15	8.05**	9.85** 2.84**

n tamaño de muestra; r correlación; F valor estadístico;
t valor estadístico.

* nivel de confianza al 95%

** nivel de confianza al 99%

Tabla 26. Correlaciones de la captura de atún aleta amarilla de embarcaciones de cerco de la clase 6 sobre la tasa de captura (CPUE) de atún barrilete de embarcaciones de cerco de la clase 6.

Año	n	r	F	t
1982	209	0.13	3.64	8.11** 1.91
1987	172	0.03	0.13	5.27** 0.36
1988	180	0.13	2.86	5.75** 1.69
1989	187	-0.01	0.04	7.24** -0.19
1970-93	3906	0.05	8.90**	31.22** 2.98**

n tamaño de muestra; r correlación; F valor estadístico;
t valor estadístico.

** nivel de confianza al 99%

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de los diferentes análisis llevados a cabo en el presente estudio de ningún modo son definitivos, pero sí proporcionan ayuda para un mejor entendimiento de la dinámica para un manejo más eficiente del recurso.

Los resultados del análisis no paramétrico para identificar si existe relación entre el reclutamiento y el tamaño del stock reproductor no fueron definitivos, ya que mientras una prueba mostró evidencia de una probable relación, las otras dos sugieren que no la hay (cap. 3). Por otro lado, el hecho de identificar reclutamientos bajos cuando la abundancia del stock reproductor es alta, indica gran variabilidad del reclutamiento y crea problemas adicionales al involucrar mucha incertidumbre en el proceso de manejo del recurso.

Por otro lado, al usar los modelos stock-reclutamiento se asume que sí existe una relación entre el reclutamiento y el stock reproductor. Al respecto, la CIAT (1998) menciona que no parece haber relación alguna dentro del rango de datos de pesca observados. No obstante, en un intento por obtener una evaluación de este tipo es que se procedió a realizar el análisis. De los resultados obtenidos se pueden inferir varios aspectos, uno de ellos es que el mayor porcentaje de varianza lo explican la variabilidad del stock reproductor y el error presente en los datos, y un bajo porcentaje es explicado por la variabilidad del ambiente. Se realizaron corridas de simulación usando las diferentes funciones stock-reclutamiento, y los mejores resultados se obtuvieron cuando se le incorporó al modelo de simulación la función de Beverton y Holt. A los valores observados de captura y esfuerzo, y los generados por la simulación, se les aplicó la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov, y no se encontraron diferencias significativas. En este caso, la simulación nos permitió identificar la función que al parecer mejor describe la estructura dinámica de la población de atún aleta amarilla. Este tipo de estudios creemos proporciona evidencia de apoyo a la densidad-dependencia en la relación stock-reclutamiento.

Los tres modelos incorporando la variabilidad ambiental presentaron resultados similares. Los tres mostraron correlación positiva entre el reclutamiento y la TSM, y correlación negativa entre el reclutamiento y el IOS, manteniendo un patrón congruente en el sistema. Al parecer el fenómeno El Niño tiene efectos positivos en la dinámica de la población al incrementar la probabilidad de obtener buenos reclutamientos, no así a la

flota pesquera en la que se reduce la tasa de captura debido a la baja en la vulnerabilidad del recurso.

El modelo bioeconómico dinámico incorporó diferentes aspectos biológicos de la especie en estudio, factores ambientales prevalecientes en el POT, particularmente TSM, y factores económicos referentes a la flota mexicana. Se realizaron corridas de simulación con estrategias alternativas de manejo bajo condiciones de riesgo e incertidumbre. Los resultados de este análisis mostraron que el modelo es capaz de simular al sistema pesquero. Una de las principales conclusiones que pueden ser derivadas del presente estudio es que las estrategias que mejores expectativas ofrecieron desde el punto de vista bioeconómico fueron las de f_{MRE} y f_{1997} . Esto conduce a decir que la pesquería en los últimos años analizados estuvo operando próximo al MRE, y por lo tanto, no es conveniente incrementar el esfuerzo, pero tampoco disminuirlo. Ambas estrategias mostraron las probabilidades más bajas de obtener niveles no deseados de renta, mientras que las estrategias de acceso abierto, C_{MRS} y CC_{1997} , las probabilidades más altas. Con este análisis se demuestra lo ineficiente que es, desde el punto de vista bioeconómico, operar la pesquería con CC_{1997} , al igual que en acceso abierto o C_{MRS} , ya que la renta se disipa. Actualmente la pesquería es administrada con cuotas de captura (CC) y se considera necesario implementar medidas adicionales de manejo, como cuotas de licencias, con el propósito de evitar una sobrecapacidad y sobrecapitalización de las flotas pesqueras que hagan que la renta se elimine en el tiempo. No obstante que con el régimen de CC se protege al recurso al asegurar una supervivencia de biomasa que reemplazaría a la población, es recomendable evitar la disipación de la renta de las flotas participantes en la pesquería de atún del POT.

Se recomienda se incorpore al modelo bioeconómico la incertidumbre inherente al proceso de reclutamiento, o bien, plantear diferentes hipótesis de reclutamiento, entre ellas la descripción del reclutamiento usando técnicas metodológicas desarrolladas bajo los principios de la teoría "fuzzy", y observar el efecto en la pesquería. Este nuevo enfoque causal como alternativa para el análisis de la relación stock-reclutamiento y predicción del reclutamiento, se caracteriza por cuantificar la ambigüedad y la incertidumbre asociada con los datos, y proporciona una relación funcional que combina al stock y al reclutamiento pasado para predecir el reclutamiento futuro (Mackinson *et al.*, 1999). Se reconoce que los puntos de referencia límite y objetivo necesitan ser obtenidos con mayor precisión, y esto se logra con el conocimiento y la experiencia acumulada. Es

altamente deseable que en este tipo de análisis bioeconómico se incorpore la información referente a costos y beneficios de los principales países participantes en la pesquería.

En el estudio realizado en el capítulo 5 y parte del capítulo 6, referente al análisis de capturabilidad (q), primero por área de pesca y luego por cuadrantes de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$, se aplicó el modelo dinámico de biomasa y la técnica de remuestreo bootstrap. Al aplicar este tipo de modelo desde luego no se pretende que se cumpla el supuesto de que cada área de pesca o cuadrante represente un stock independiente, de manera que los valores obtenidos no pueden ser usados como parámetros de entrada a otros modelos, sino sólo deben ser considerados como índices de q que muestran una tendencia o un patrón espacial. Los resultados mostraron que el patrón de q fue disminuir hacia el ecuador, y que las áreas costeras presentaron un alto coeficiente de variación asociado a condiciones oceanográficas menos estables. El análisis de q por cuadrantes de área de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ mostró un patrón espacial bien definido con una orientación aproximada oeste-noroeste, y con una estrecha relación al gradiente de temperatura.

Además, a partir de las relaciones obtenidas de q como función de la biomasa se sugiere que los datos de captura por unidad de esfuerzo no son directamente proporcionales a los cambios de la abundancia de la población. Entonces, si el recurso atún y la flota pesquera presentan una distribución heterogénea en espacio y tiempo influenciados por la variabilidad ambiental, el supuesto de q constante tendría que reconsiderarse con el propósito de mejorar las estimaciones de rendimiento y eventualmente, una mejor administración del recurso.

En el capítulo 6 se analizaron las variaciones espacio-temporales de la CPUE de los atunes aleta amarilla y barrilete para los años cálidos de 1982 y 1987 y los años fríos de 1988 y 1989. La CPUE y la TSM fueron relacionadas en términos de variabilidad intra e inter-anual en la misma escala espacial de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ y temporal de 3 meses. Los resultados de este estudio indican que la distribución espacial de la CPUE presenta parches de alta densidad en áreas con anomalías de temperatura tanto positivas (de hasta 4°C) como negativas (de hasta -5°C). Esto, al igual que el análisis de reclutamiento y variabilidad ambiental sugiere una correlación débil. Las áreas de mayor abundancia se localizaron al sur de México y Centroamérica, a lo largo del ecuador entre 0° y 15°N , y frente a las costas de Sudamérica. Estas áreas están influenciadas por los procesos de alta productividad biológica de gran escala como son los frentes oceánicos y afloramientos ecuatoriales, o bien, por procesos a nivel regional como las surgencias del Golfo de Tehuantepec y el Domo de Costa Rica. Estos procesos de enriquecimiento al parecer

tienen una mayor influencia que la TSM en determinar los patrones de distribución y abundancia de los atunes aleta amarilla y barrilete. Cambios fuertes de abundancia fueron observados en el año Niño de 1982/83 en el que disminuyó la vulnerabilidad del atún, teniendo un impacto negativo en la pesquería. Todo esto conduce a concluir que este tipo de poblaciones son espacialmente estructuradas en parches y que la menor variabilidad espacial se presenta en una dirección aproximada este-oeste a lo largo del cual el gradiente disminuye lentamente.

La distribución del barrilete es prácticamente la misma que la de aleta amarilla. Se observaron dos parches de alta abundancia que persistieron a través de las estaciones y años, uno en las proximidades del Pacífico mexicano y el otro en el ecuador entre 5°S y 10°N y al este de 95°O. Este tipo de mapas pueden ser de ayuda para ser más eficientes en las capturas, o bien, realizar pronósticos con mayor probabilidad de éxito dependiendo de las condiciones ambientales y época del año.

Finalmente, también se realizó un análisis numérico tratando de identificar probables interdependencias del tipo tecnológico y biológico. El objetivo fue determinar si existe en los datos una correlación negativa significativa, lo que pudiera ser interpretado como efectos negativos tanto en el corto como en el largo plazo en la pesquería. Los resultados de este análisis mostraron, en general, que no hay una interdependencia tecnológica ni biológica al presentar en los diferentes casos correlaciones positivas, a pesar de presentar un solapamiento de áreas de operación, particularmente en la zona costera, y presentar ambas especies prácticamente la misma distribución. Se deduce que la abundancia de atún aleta amarilla afecta a las embarcaciones de cerco de la clase 6, clase 1, y embarcaciones de carnada de la misma manera. Ambas especies, barrilete y aleta amarilla, al parecer coexisten cada una con un tamaño de población en equilibrio, donde el atún aleta amarilla presenta una mejor posición competitiva. Sin embargo, estas interacciones pudieran estar enmascaradas por la influencia ambiental en la abundancia y vulnerabilidad de los peces, por las migraciones al mantener altas tasas de captura en áreas específicas, como a la escala espacio-temporal usada. Aunque es deseable trabajar con escalas más finas, se recomienda realizar otro tipo de estudios como el análisis de contenido estomacal para tratar de identificar competencia por alimento entre ambas especies, y estudios de marcado y recaptura para evaluar posibles interacciones tecnológicas. Identificar algún tipo de interacción ya sea tecnológica y/o biológica, es una tarea difícil; sin embargo, su conocimiento científico es de suma importancia para una

administración eficiente de la pesquería, con mayores beneficios sociales y económicos para los países participantes en la captura del recurso atún.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, L.G. 1977. Economics of fisheries management. John Hopkins University Press, New York. 214 p.
- Arenas, P., Hall, M. and García, M. 1999. Association of fauna with floating objects in the eastern Pacific Ocean. 285-326. In: M.D. Scott, W.H. Bayliff, C.E. Lennert-Cody and K.M. Schaefer (compiled), Proceedings of the international workshop on the ecology and fisheries for tunas associated with floating objects. February 11-13, 1992. Inter-Am. Trop. Tuna Commn. Spec. Rep. 11. 480 p.
- Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 6: 221-242.
- Arreguín-Sánchez, F., Pitcher, T.J. 1999. Catchability estimates and their application to the red grouper (*Epinephelus morio*) fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fish. Bull.* 97, 746-757.
- Aurioles-Gamboa, D. 1995. Migración batimétrica de la langostilla bentónica en la plataforma continental del Pacífico de Baja California Sur. 79-92 p. En: D. Aurioles-Gamboa y E.F. Balart (eds.), *La langostilla: biología, ecología y aprovechamiento*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., 233 p.
- Bakun, A. 1996. Patterns in the ocean: Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant/CIBNOR. 323 p.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean, as estimated from tagging data. *Bull. I-ATTC*, 19(4):311-85.
- Bayliff, W.H. (ed.). 1980. Synopsis of biological data on eight species of scombrids. *Spec. Rep. I-ATTC* 2: 530 p.
- Beddington, J.R. and Retting, R.B. 1983. Approaches to the regulation of fishing effort. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 243 p.
- Beverton, R.J.H. and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Ser. II Mar. Fish. G. B. Minist. Agric. Fish. Food* 19, 533 p.
- Blackburn, M. 1965. Oceanography and the ecology of tunas. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 3:299-322.
- Box, G.E.P. and Jenkins, G.M. 1976. *Time series analysis: Forecasting and control*. Holden-Day, San Francisco.
- Broadhead, G.C. and Orange, C.J. 1960. Species and size relationships within schools of yellowfin and skipjack tuna, as indicated by catches in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. I-ATTC*, 4(7):449-92.

- Caddy, J.F. and Majkowski, J. 1992. "Tuna and trees". A reflection on the long-term perspectives for tuna fishing around floating timber. Paper presented at the International Workshop on Fishing for Tunas Associated with Floating Objects, La Jolla, California, USA. FAO (FIRM), Rome. 10 p.
- Caddy, J.F. and Mahon, R. 1996. Puntos de referencia para la ordenación pesquera. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 347. Roma, FAO. 109 p.
- Caputi, N. 1988. Factors affecting the time-series bias in stock-recruitment relationships and the interaction between time-series and measurement error bias. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:178-184.
- Caputi, N. 1994. Biases in stock-recruitment relationships. Workshop on Stock-Recruitment Relationships in Australian Crustacean Fisheries. Joondoburri Conference Centre, June 1-3, 1994. 98-112.
- Chen, Y., Jackson, D.A. and Paloheimo, J.E. 1994. Robust regression analysis of fisheries data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1420-1429.
- CIAT, 1981. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1980. Annu. Rep. I-ATTC, 234 p.
- CIAT, 1984. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1983. Annu. Rep. I-ATTC, 272 p.
- CIAT, 1987. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1986. Annu. Rep. I-ATTC, 264 p.
- CIAT, 1989. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1988. Annu. Rep. I-ATTC, 288 p.
- CIAT, 1990. Informe trimestral de la Comisión Interamericana del Atún Tropical. Quart. Rep. I-ATTC, 2:5-6.
- CIAT, 1991. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1989. Annu. Rep. I-ATTC, 270 p.
- CIAT, 1994. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1993. Annu. Rep. I-ATTC, 316 p.
- CIAT, 1995. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1994. Annu. Rep. I-ATTC, 296 p.
- CIAT, 1997. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1995. Annu. Rep. I-ATTC, 334 p.
- CIAT, 1998. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1996. Annu. Rep. I-ATTC, 306 p.

- CIAT, 1999. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1997. Annu. Rep. I-ATTC, 310 p.
- Clark, C.W. 1976. Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources. John Wiley and Sons, New York, 352 p.
- Cole, J.S. 1980. Synopsis of biological data on the yellowfin tuna, *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788), in the Pacific Ocean. Inter-Am. Trop. Tuna Commn. Spec. Rep., 2:71-212.
- Collette, B.B. and Nauen, C.E. 1983. FAO species catalogue. Vol. 2 Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO Fish. Synop., 2(125):137 p.
- Conan, G.Y. 1985. Assessment of shellfish stocks by geostatistical techniques. ICES CM 1985/K:30, 24 p.
- Crawford, R.J.M., Shelton, P.A. and Hutchings, L. 1983. Aspects of variability of some neritic stocks in the southern Benguela system. In: G.D. Sharp, J. Csirke. (eds.), Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. San José, Costa Rica, 18-29 April 1983. FAO Fish. Rep. 291(2):407-448.
- Cressie, N.A.C. 1991. Statistics for spatial data. John Wiley and Sons, Inc., New York, 900p.
- Cromwell, T. 1958. Thermocline topography, horizontal currents and "ridging" in the Eastern Tropical Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bulletin III, 3, 135-164.
- Csirke, J. 1988. Small shoaling pelagic fish stocks. p 271-302. In: J.A. Gulland (ed.), Fish population dynamics: The implications for management. Wiley, New York. 421 p.
- Csirke, J. 1989. Changes in the catchability coefficient in the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) fishery. In: D. Pauly, P. Muck, J. Mendo, I. Tsukayama. (eds.), The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conf. Proc. 18. IMARPE-Perú, GTZ-Germany, ICLARM-Philippines, p 207-219.
- De Anda-Montañez, A. and Seijo, J.C. 1999. Bioeconomics of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) fishery in the Gulf of California, México. CalCOFI Rep., 40:170-178.
- De La Lanza, G.E. 1991. Oceanografía de mares mexicanos. AGT Editor, S.A. 569 p.
- Díaz-Jaimes, P. and Uribe-Alcocer, M. 2001. Population structure of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), in the eastern Pacific Ocean. In: M. Maunder and S. Hunt (Co-Chairs), Proceedings of the 52nd Annual Tuna Conference. Lake Arrowhead, California. May 21-24, 2001. Inter-Am. Trop. Tuna Commn.
- Dreyfus-León, M.J. and Manzo-Monroy, H.G. 1990. Application of a bioeconomic model to the fishery of yellowfin tuna *Thunnus albacares* in the eastern Pacific Ocean. Ciencias Marinas, 16(3):63-76.

- Dreyfus-León, M.J. and Manzo-Monroy, H.G. 1993. Optimum control of a bioeconomic system. The yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) fishery in the eastern Pacific Ocean. *Ciencias Marinas*, (19)3:353-369.
- Durbin, J. and Watson, G.S. 1951. Testing for serial correlation in least squares regression II, *Biometrika*. 38:159-178.
- Eberhardt, L.L. 1977. Relationship between two stock-recruitment curves. *J. Fish. Res. Board Can.* 34:425-442.
- Edwards, E.F. 1992. Energetics of associated tunas and dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean: A basis for the bond. *Fish. Bull.* 90:678-690.
- Efron, B. and LePage, R. 1992. Introduction to bootstrap. p 3-10. In: R. LePage, and L. Billard (eds.), *Exploring the limits of bootstrap*. Wiley, New York. 426p.
- Emery, W.J. and Dewar, J.S. 1982. Mean temperature-salinity, salinity-depth and temperature-depth curves for the North Atlantic and North Pacific. *Progress in Oceanography*, 11, 219-305.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1993. First FAO expert consultation on interactions of Pacific tuna fisheries. Summary Report. In Shomura, R.S.; Majkowski, J.; Langi, S. (eds). *Interactions of Pacific tuna fisheries. Proceedings of the first FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries. 3-11 December 1991. Noumea, New Caledonia. Volume 1: Summary report and papers on interaction. FAO Fisheries Technical Paper. No. 336, Vol. 1. Rome, FAO. 1993. 326 p.*
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1995. Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introduction. *FAO Fish. Tech. Pap. No. 350/1.*
- Fiedler, P.C. 1992. Seasonal climatologies and variability of eastern tropical Pacific surface waters, NOAA. *Tech. Rep. NMFS*, 109, 65 p.
- Fiedler, C.P. 1994. Seasonal and interannual variability of coastal zone color scanner phytoplankton pigments and winds in the eastern tropical Pacific. *J. Geophys. Res.*, 99:18, 371-384.
- Fiedler, P.C. and Bernard, H.J. 1987. Tuna aggregation and feeding near fronts observed in satellite imagery. *Cont. Shelf. Res.* 7:871-888.
- Fiedler, P.C., Lierheimer, L.J., Reilly, S.B., Sexton, S.N., Holt, R.S. and DeMaster, D.P. 1990. *Atlas of eastern tropical Pacific oceanographic variability and cetacean sightings, 1986-1989. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-144, Southwest Fish. Sci. Cent., La Jolla, 142 p.*
- Fiedler, P.C., Philbrick, V. and Chavez, F.P. 1991. Oceanic upwelling and productivity in the eastern tropical Pacific. *Limnol. Oceanogr.* 36, 1834-1850.

- Fiedler, P.C., Chavez, F.P., Behringer, D.W. and Reilly, S.B. 1992. Physical and biological effects of Los Niños in the eastern tropical Pacific, 1986-1989. *Deep. Sea Res., Part A*, 39, 199-219.
- Fonteneau, A. 1994. A provisional comments on the present SBT VPA. Thirteenth southern bluefin tuna trilateral scientific meeting. SBFWS/94/IPI.
- Francis, R.C. 1977. TUNPOP: a simulation of the dynamics and structure of the yellowfin tuna stock and surface fishery of the eastern Pacific Ocean. *Bull. I-ATTC*, 17(4):233-79.
- Francis, R.I.C.C. and Shotton, R. 1997. "Risk" in fisheries management: a review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:1699-1715.
- Galván-Magaña, F. 1988. Composición y análisis de la dieta del atún aleta amarilla *Thunnus albacares* en el Océano Pacífico mexicano durante el periodo 1984-1985. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 86 p.
- García, S.M. 1983. The stock-recruitment relationship in shrimps: reality or artefacts and misinterpretations?. *Oceanogr. Trop.* 18:25-38.
- García, S.M. 1994. The precautionary approach to fisheries with reference to straddling fish stocks and highly migratory fish stocks. *FAO Fish. Circ. No. 871*. 76 p.
- Garrod, D.J. 1964. Effective fishing effort and the catchability coefficient q . *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 155:66-70.
- Gilbert, D.J. 1997. Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:969-977.
- Gill, A.E. 1982. *Atmosphere-Ocean Dynamics*. International Geophysics Series 30. Academic Press, New York.
- Grecco, V. and Savoy, T.F. 1985. Density-dependent catchability and its potential causes and consequences on Connecticut River American Shad, *Alosa sapidissima*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1649-1657.
- Hall, M.A., García, M., Lennert-Cody, C., Arenas, P. and Miller, F. 1999. The association of tunas with floating objects and dolphins in the eastern Pacific Ocean: A review of the current purse-seine fishery. 87-194. In: M.D. Scott, W.H. Bayliff, C.E. Lennert-Cody and K.M. Schaefer (compiled), *Proceedings of the international workshop on the ecology and fisheries for tunas associated with floating objects*. February 11-13, 1992. *Inter-Am. Trop. Tuna Commn. Spec. Rep. 11*. 480 p.
- Hammond, P.S. (ed.). 1981. Report on the workshop on tuna-dolphin interactions. *Spec. Rep. I-ATTC*, 4:259 p.

- Hampton, J. 1994. A review of tuna fishery-interaction issues in the western and central Pacific Ocean. *In*: R.S. Shomura, J. Majkowski and S. Langi (eds.), Interactions of Pacific tuna fisheries. Proceedings of the First FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries, 3-11 December 1991, Noumea, New Caledonia. Vol. 1: Summary report and papers on interaction. FAO Fish. Tech. Pap. (336/1):138-157.
- Hampton, J., Lawson, T. and Williams, P. 1996. Interaction between small-scale fisheries in Kiribati and the industrial purse seine fishery in the western and central Pacific Ocean. p 183-223. *In*: R.S. Shomura, J. Majkowski and R.F. Harman. (eds.), Status of interactions of Pacific tuna Fisheries. Shimizu, Japan, 23-31 January 1995. FAO Fisheries Technical Paper. No. 365. Rome, FAO. 1996. 612p.
- Hennemuth, R.C. 1961. Year class abundance, mortality and yield-per-recruit of yellowfin in the eastern Pacific Ocean, 1954-1959. *Bull. I-ATTC*, 6(1):1-51.
- Hernández-Herrera, A., Ramírez-Rodríguez, M. y Arreguín-Sánchez, F. 1999. Simod 1.0. Simulación de producción pesquera basada en el modelo dinámico de biomasa. Informe técnico CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S., México.
- Higgins, B.E. 1967. The distribution of juveniles of four species of tunas in the Pacific Ocean. *Proc. Indo-Pac. Fish. Coun.*, 12(2):79-99.
- Hilborn, R. 1985. Simplified calculation of optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment curve. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1833-1834.
- Hilborn, R. 1989. Yield estimation for spatially connected populations: an example of surface and longline fisheries for yellowfin tuna. *J. North Amer. Fish. Mgmt.*, 9(4):402-10.
- Hilborn, R. and Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York, 570 p.
- Hilborn, R., Pikitch, E.K. and Francis, R.C. 1993. Current trends in including risk and uncertainty in stock assessment and harvest decisions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:874-880.
- Hilborn, R. and Peterman, R.M. 1996. The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. FAO Fish. Tech. Pap. No. 350/2, 77-102 p.
- Iles, T.C. 1994. A review of stock-recruitment relationships with reference to flatfish populations. *Neth. J. Sea Res.* 32:399-420.
- Jacobson, L.D. and MacCall, A.D. 1995. Stock-recruitment models for Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:566-577.
- Joseph, J. 1963. The fecundity of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and skipjack (*Katsuwonus pelamis*) from the eastern Pacific Ocean. *Bull. I-ATTC*, 7(4):255-92.

- Joseph, J. 1994. The tuna-dolphin controversy in the eastern Pacific Ocean: biological, economic, and political impacts. *Ocean Development and international Law*, Vol. (25):1-30.
- Joseph, J. and Miller, F.R. 1988. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. In *Proceedings of the Tuna Fishery Research Conference, Far Seas Fish. Res. Lab. Maguro Gyogyo Kyogikai Gijiroku, Suisancho-Enyo Suisan Kenkyusho*: 199-207.
- Kawamura, G. 1994. Physiology of tuna. *Gekkan Kaiyo (Monthly Ocean)* 291: 529-533.
- Kessler, W.S. 1990. Observations of Long Rossby Waves in the northern tropical Pacific. *J. Geophys. Res.* 95(C4):5183-5217.
- Klawe, W.L. 1963. Observations on the spawning of four species of tuna, *Neothunnus macropterus*, *Katsuwonus pelamis*, *Auxis thazard*, and *Euthynnus lineatus*, in the eastern Pacific ocean, based on the distribution of their larvae and juveniles. *Bull. I-ATTC*, 6(9):447-540.
- Koslow, J.A., Thompson, K.R. and Silvert, W. 1987. Recruitment to northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) stocks: influence of stock size and climate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:26-39.
- Larrañeta, M.G. 1996. Ecología de la relación stock-reclutamiento en los peces marinos. *Oceánides*. 11(2):55-187.
- Leetman, A., McCreary, J.P. and Moore, D.W. 1981. Equatorial currents: observations and theory, p. 186-196. In: B.A. Warren and C. Wunsch (eds.), *Evolution of Physical Oceanography*. M.I.T. Press, Cambridge, Mass.
- Legendre, L. and Demers, S. 1985. Auxiliary energy, ergoclines and aquatic biological production. *Naturaliste Can. (Rev. Écol. Syst)*. 112:5-14.
- Lenarz, W. and Zweifel, J.R. 1979. A theoretical examination of some aspects of the interactions between longline and surface fisheries for yellowfin tuna, *Thunnus albacares*. *Fish. Bull.* 76(4):807-25.
- Lindberg, G.U. 1971. *Fishes of the world. A key to families and a checklist*. New York, John Wiley and Sons, 545 p.
- Lluch-Cota, S.E., Lluch-Cota, D.B., Lluch-Belda, D. y Bautista-Romero, J.J. 1994. Oceanografía. Pp 77-11. En: A. Ortega-Rubio, A. Castellanos-Vara. (eds.), *La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Publicación No. 8, 359 p.
- Longhurst, A.R. 1976. Interactions between zooplankton and phytoplankton profiles in the eastern tropical Pacific Ocean. *Deep-Sea Res.* 23:729-754.
- Longhurst, A.R. 1981. Significance of spatial variability, p. 415-441. In: A.R. Longhurst (ed.), *Analysis of Marine Ecosystems*. Academic Press, London, 741 p.

- Ludwing, J.A. and Hilborn, R. 1983. Adaptive probing strategies for age-structured fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:559-569.
- Ludwing, J.A. and Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. A Wiley-Interscience publication, New York. 329 p.
- MacCall, A.D. 1976. Density dependence of catchability coefficient in the California Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*, purse seine fishery. *CalCOFI. Rep.* 18:136-148.
- MacCall, A.D. 1990. *Dynamic geography of marine fish populations*. U. of Washington Press, Seattle. 153 p.
- Mackinson, S., Vasconcellos, M. and Newlands, N. 1999. A new approach to the analysis of stock-recruitment relationships: "model-free estimation" using fuzzy logic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:686-699.
- Mann, K.H. and Lazier, J.R.N. 1991. *Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans*. Ed. Blackwell Scientific Publications. Boston. 466 p.
- Martínez-Aguilar, S., De Anda-Montañez, J.A., Arreguín-Sánchez, F. 1997. Densidad y "capturabilidad" de la sardina monterrey, *Sardinops sagax* (Pisces: Clupeidae) del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 45(1):527-535.
- Maynou, F.X., Sarda, F. and Conan, G.Y. 1998. Assessment of the spatial structure and biomass evaluation of *Nephrops norvegicus* (L.) populations in the northwestern Mediterranean by geostatistics. *ICES Journal of Marine Science*, 55:102-120.
- Miyabe, N. and Bayliff, W.H. 1987. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1971-1980. *Bull. I-ATTC*, 19(1):1-163.
- Montgomery, D.C. and Peck, E.A. 1982. *Introduction to linear regression analysis*. John Wiley and Sons, New York, 504 p.
- Mullen, A.J. 1994. Effects of movement on stock assessment in a restricted-range fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, (51):2027-2033.
- Murphy, T.C. and Sakagawa, G.T. 1977. A review and evaluation of estimates of natural mortality rates of tunas. *Collect. Sci. Pap. ICCAT*, 6(1):117-23.
- Myers, R.A., Barrowman, N.J., Hutchings, J.A. and Rosenberg, A.A. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science (Wash. D. C.)* 269:1106-1109.
- Myers, R.A. and Barrowman, N.J. 1996. Is fish recruitment related to spawner abundance?. *Fish. Bull.* 94:707-724.
- Nakano, H. and Bayliff, W.H. 1992. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1981-1987. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* 20:185-355.

- Nishida, T. 1996. Influence of purse seine fishery on longline fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western Indian Ocean. p 363-380. In: R.S. Shomura, J. Majkowski and R.F. Harman (eds.), Status of interactions of Pacific tuna Fisheries in 1995. Proceedings of the second FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries. Shimizu, Japan, 23-31 January 1995. FAO Fisheries Technical Paper. No. 365. Rome, FAO. 1996. 612 p.
- Nishikawa, Y., Honma, M., Ueyanagi, S. and Kikawa, S. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombroid fishes, 1956-1981. Ser. Far Seas Fish. Res. Lab., (12):99 p.
- Ortega-García, S. 1998. Análisis de las fluctuaciones espacio temporal en la abundancia de atún en el Océano Pacífico oriental. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 186 p.
- Ortega-García, S. y Lluch-Cota, S. 1996. Distribución de la abundancia de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y su relación con la concentración de pigmentos fotosintéticos medidos por satélite en aguas al sur de México. Investigaciones Geográficas Boletín, Núm. Especial 4: 85-93.
- Ortíz, R.W. and Guzmán, R. 1982. Efectos meteorológicos y oceanográficos en la productividad del Océano Pacífico del Este. Geofísica. 17:23-39.
- Paloheimo, J.E. and Dickie, L.M. 1964. Abundance and fishing success. Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 155, 152-163.
- Parrish, R. H., Nelson, C.S. and Bakun, A. 1981. Transport mechanisms and reproductive success of fishes in the California Current. *Biol. Oceanogr.* 1:175-203.
- Pella, J.J. and Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. Bull. I-ATTC, 13(3):421-496.
- Perrin, W.F., Warner, R.R., Fiscus, C.H. and Holts, D.B. 1973. Stomach contents of porpoise, *Stenella* spp., and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in mixed-species aggregations. Fish. Bull. 71(4):1077-92.
- Peterson, C.L. and Bayliff, W.H. 1985. Organization, functions, and achievements of the Inter-American Tropical Tuna Commission. Spec. Rep. I-ATTC, (5):56 p.
- Pickard, G.L. 1968. Descriptive physical oceanography: An introduction. Pergamon Press, Edinburgh, 201 p.
- Pitcher, T.J. and Hart, P.J.B. 1982. Fisheries ecology. Chapman and Hall, New York, 413p.
- Podestá, G.P., Browder, J.A. and Hoey, J.J. 1993. Exploring the association between swordfish catch rates and thermal fronts on U.S. longline grounds in the western North Atlantic. *Cont. Shelf. Res.* 13:253-277.

- Pope, J.G., and Garrod, D.J. 1975. Sources of error in catch and effort quota regulation with particular reference to variations in the catchability coefficient. *Int. Comm. Northw. Atl. Fish. Res. Bull.* 11:17-30.
- Quinn, W.H. and Neal, V.T. 1992. The historical record of El Niño events. pp 623-648. In: R.S. Bradley and P.D. Jones (eds.). *Climate Since A. D. 1500*, Routledge, London.
- Radovich, J. 1982. The collapse of the California sardine fishery: What have we learned? *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 23:56-78.
- Reynolds, R.W. and Smith, T.M. 1994. Improved global sea surface temperature analysis using optimum interpolation. *J. Climate*, 7:929-948.
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *J Exp. Bot.*, 10(29):290-300.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* 11:559-623.
- Ricker, W.E. 1979. Growth rates and models. In: *Fish Physiology*, edited by S. Hoar, D.J. Randall and J.R. Brett. Vol. 8., New York, Academic Press, 786 p.
- Ross, M.R. 1997. *Fisheries conservation and management*. Prentice Hall, Inc. New Jersey, 374 p.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. I-ATTC*, 1:25-56.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. I-ATTC*, 2(6):245-286.
- Schaefer, M.B. 1967. Fishery dynamics and present status of the yellowfin tuna population of the eastern Pacific Ocean. *Bull. I-ATTC*, 12(3):87-136.
- Schaefer, K.M. 1991. Geographical variation in morphometric characters and gill-raker counts of yellowfin tuna *Thunnus albacares* from the Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 89:289-297.
- Scoles, D.R. and Graves, J.E. 1993. Genetic analysis of the population structure of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 91:690-698.
- Schmid, A.A. 1989. *Benefit-cost analysis: a political economy approach*. Westview Press, Boulder. 354 p.
- Schnute, J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. *J. Fish. Res. Bd. Ca.* 34:583-603.
- Seijo, J.C. 1986. *Comprehensive simulation model of a tropical demersal fishery: red grouper (*Epinephelus morio*) of the Yucatan Continental Shelf*. Ph. D. Dissertation. Michigan State University. 210 p.

- Seijo, J.C. 2000. Estimating fisheries subsidies and their impact on sustainability of fish resources: dealing with dynamics, risk and uncertainty. Paper presented in the Expert Consultation on Economic Incentives and Responsible Fisheries, Rome Italy, Nov. 28-Dec. 1., 2000. FAO.FI:EIRF, 4:21 p.
- Seijo, J.C., Defeo, O. y Salas, S. 1997a. Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 368. Rome, FAO. 1997. 176 p.
- Seijo, J.C., Pérez, E., Cabrera, M. y Hernández, D. 1997b. Riesgo e incertidumbre en el manejo de recursos vivos: un enfoque bioeconómico precautorio. Gestión de Sistemas Oceanográficos del Pacífico Oriental. Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO. IOC/INF-1046. 432 p.
- Seijo, J.C. and Caddy, J.F. 2000. Uncertainty in bio-economic reference points and indicators of marine fisheries. *Mar. Freshwater Res. (Australia)*, 51:477-83.
- Shelton, P.A. and Armstrong, M.J. 1983. Variations in parent stock and recruitment of pilchard and anchovy populations in the southern Benguela system. In: G.D. Sharp and J. Csirke. (eds.), Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. San José, Costa Rica, 18-29 April 1983. FAO Fish. Rep. 291(3):1113-1132.
- Shepherd, J.G. 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 40(1):67-75.
- Sissenwine, M.P. and Kirkley, J.E. 1982. Practical aspects and limitations of fishery management techniques. *Marine Policy*, 6:43-56.
- Smith, V.L. 1969. On models of commercial fisheries. *J. Polit. Econ.*, 77:181-198.
- Sorokin, Yu.I., Sukhanova, I.N., Konolova, G.V. and Pavelyeva, E.B. 1975. Primary production and phytoplankton in the area of equatorial divergence in the equatorial Pacific. *Trans. Inst. Oceanol.* 102:108-122.
- Sund, P.N., Blackburn, M. and Williams, F. 1981. Tunas and their environment in the Pacific Ocean: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 19:443-512.
- Suzuki, Z. 1988. Study of interaction between longline and purse seine fisheries on yellowfin tuna, *Thunnus albacares* (Bonnaterre). *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.*, (25):73-143.
- Suzuki, Z. 1993. A review of interaction between purse seine and longline on yellowfin (*thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. In R.S. Shomura, J. Majkowski, S. Langi. (eds), Interactions of Pacific tuna fisheries. Proceedings of the first FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries. 3-11 December 1991. Noumea, New Caledonia. Volume 1: Summary report and papers on interaction. FAO Fisheries Technical Paper. No. 336, Vol. 1. Rome, FAO. 1993. 326 p.
- Suzuki, Z., Tomlinson, P.K. and Honma, M. 1978. Population structure of Pacific yellowfin tuna. *Bull. I-ATTC*, 17(5):273-441.

- Sverdrup, H.U., Johnson, M.W. and Fleming, R.H. 1942. The Oceans: Their physics, chemistry and General Biology. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 1060p.
- Swain, D.P. and Sinclair, A.F. 1994. Fish distribution and catchability: What is the appropriate measure of distribution?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1046-1054.
- Thomas, W.H. 1977. Nutrient-phytoplankton interrelationships in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Commn.* 17(3):172-212.
- Trasviña, A., Barton, E.D., Brown, J., Vélez, H.S., Kosro, M. and Smith, R.L. 1995. Offshore wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: the asymmetric circulation. *Journal of Geophysical Research, OCEANS*, 100, C10, 20649-20663.
- Trasviña, A., Lluch-Cota, D., Filonov, A.E. y Gallegos, A. 1999. Oceanografía y El Niño. Cap. 3, 69-101. En: V.O. Magaña-R (ed.), Los impactos de El Niño en México.
- Tsuchiya, M. 1982. On the Pacific upper-layer water circulation. *J. Mar. Res. (Suppl.)* 40:777-799.
- Ueyanagi, S. 1969. Observations on the distribution of tuna larvae in the Indo-Pacific ocean with emphasis on the delineation of the spawning areas of albacore, *Thunnus alalunga*. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.*, (2):177-256.
- Ueyanagi, S. 1978. Recent tuna culture research in Japan. Paper presented at the International ocean Development Conference, 5(C1):23-39 (preprint).
- Vinogradov, M.E. 1981. Ecosystems of equatorial upwellings, p. 69-93. In: A.R. Longhurst (ed.), *Analysis of Marine Ecosystems*. Academic Press. London, 741 p.
- Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Hum. Biol.* 10:181-213.
- Walters, C.J. 1985. Bias in the estimation of functional relationships from series data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:147-149.
- Walters, C.J. and Hilborn, R. 1976. Adaptive control of fishing systems. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33:145-159.
- Walters, C.J. and Ludwig, D. 1981. Effects of measurement errors on the assessment of stock-recruitment relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:704-710.
- Ward, R.D., Elliot, N.G., Grewe, P.M. and Smolenski, A. 1994. Alloenzyme and mitochondrial DNA variation in yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from the Pacific Ocean. *Marine Biology*, 118(4):531-539.
- Whetton, P. and Rutherford, I. 1994. Historical ENSO teleconnections in the eastern hemisphere. In: S.H. Schneider (ed.). *Climatic Change*, 28(3):221-253.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. *Bull. I-ATTC*, 18(6):423-482.

- Wild, A. 1993. A review of the biology and fisheries for yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. 52-107 p. In: R.S. Shomura, J. Majkowski, and S. Langi. (eds.), Interactions of Pacific tuna Fisheries. Proceedings of the first FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries. 3-11 December 1991. Noumea, New Caledonia. Volume 2: papers on biology and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 336, Vol. 2. Rome, FAO. 1993. 439 p.
- Wild, A. and Foreman, T.J. 1980. The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tunas marked with tetracycline. *Bull. I.-ATTC*, 17(7):507-560.
- Winters, G.H. and Wheeler, J.P. 1985. Interaction between stock area, stock abundance, and catchability coefficient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 989-998.
- Wooster, W. S. and Bailey, K.M. 1989. Recruitment marine fishes revisited. In: R.J. Beamish and G.A. McFarlane (eds.), Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models, p. 153-159. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 108.
- Wyrcki, K. 1965. Surface currents of the eastern Tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 5:269-304.
- Wyrcki, K. 1966. Oceanography of the eastern equatorial Pacific Ocean. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 4:33-68.
- Wyrcki, K. 1967. Circulation and water masses in the eastern equatorial Pacific Ocean. *Int. J. Oceanology and Limnology*. 1:117-147.
- Wyrcki, K. 1974. Equatorial currents in the Pacific 1950 to 1970 and their relations to the trade winds. *J. Phys. Oceanogr.* 4:374-380.
- Yamada, J. 1991. New fishing methods by utilizing learning ability of tuna. *Bull. Jap. Soc. Fish. Oceanogr.* 55(2):138-140.
- Yuen, H.S.H. 1963. Schooling behavior within aggregations composed of yellowfin and skipjack tuna. *FAO Fish. Rep.*, 6(3):1419-29.

ANEXO A

Prueba Durbin-Watson

Debido a que la mayoría de los problemas de regresión involucran datos de series de tiempo que exhiben autocorrelación positiva, las hipótesis usualmente consideradas en la prueba Durbin-Watson son:

$H_0: \rho = 0$ (no autocorrelación positiva)

$H_1: \rho > 0$ (si autocorrelación positiva)

La prueba estadística es:

$$d = \frac{\sum_{t=2}^n (e_t - e_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^n e_t^2}$$

donde $e_t, t = 1, 2, \dots, n$ son los residuales de un análisis de mínimos cuadrados aplicado a los datos (y_t, x_t) . Durbin y Watson (1951) mostraron que d tiene dos límites, usualmente llamados d_L y d_U , tales que si d está fuera de estos límites una conclusión con respecto a las hipótesis de arriba puede ser alcanzada. El criterio de decisión es si:

$0 < d < d_L$, se rechaza la $H_0: \rho = 0$

$d_U < d < 2$, no se rechaza la $H_0: \rho = 0$

$d_L < d < d_U$, la prueba queda inconclusa

Claramente valores pequeños de d implican que la $H_0: \rho = 0$ debe ser rechazada debido a que existe correlación positiva, la secuencia del término error son de similar tamaño, y la diferencia en los residuales $e_t - e_{t-1}$ será pequeña.

Si los datos de series de tiempo muestran autocorrelación negativa, se puede usar el estadístico $4 - d$. Las reglas de decisión para:

$H_0: \rho = 0$ (no autocorrelación negativa)

$H_1: \rho < 0$ (si autocorrelación negativa)

son las mismas que aquellas usadas arriba. Es decir:

$4 - d_L < d < 4$, se rechaza $H_0: \rho = 0$

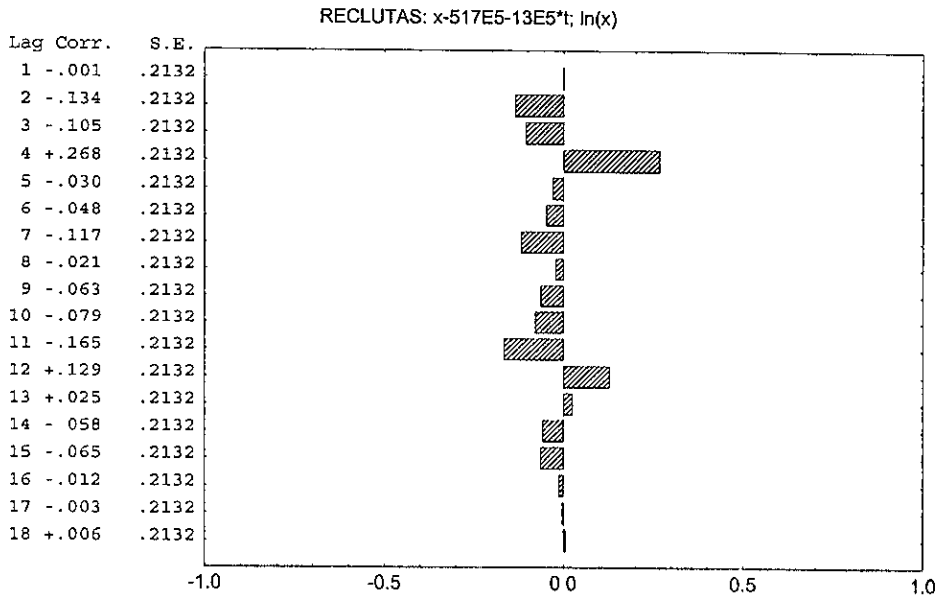
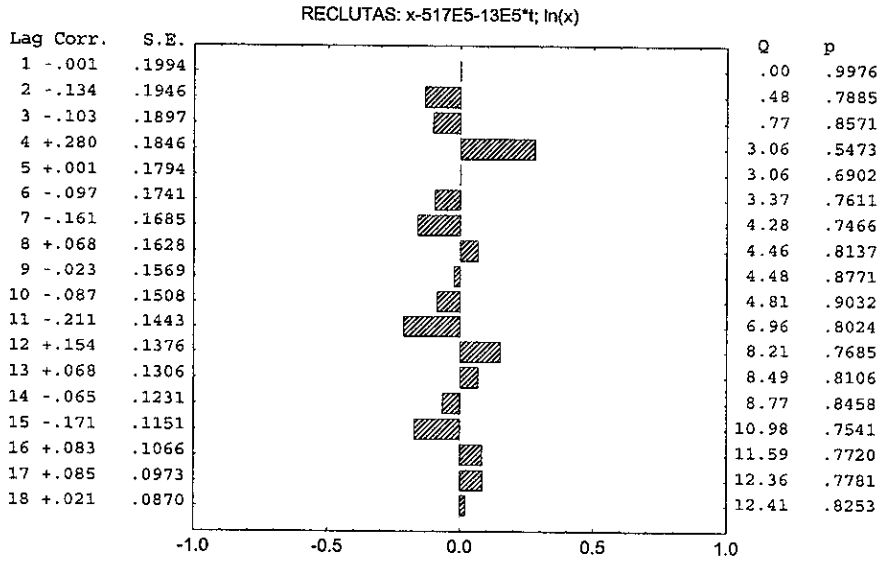
$2 < d < 4 - d_U$, no se rechaza la $H_0: \rho = 0$

$4 - d_U < d < 4 - d_L$, la prueba queda inconclusa

El estadístico d tiene un rango de 0 a 4, con un valor cercano a 2 indicando la no existencia de autocorrelación (Montgomery y Peck, 1982).

ANEXO B

Función de Autocorrelación



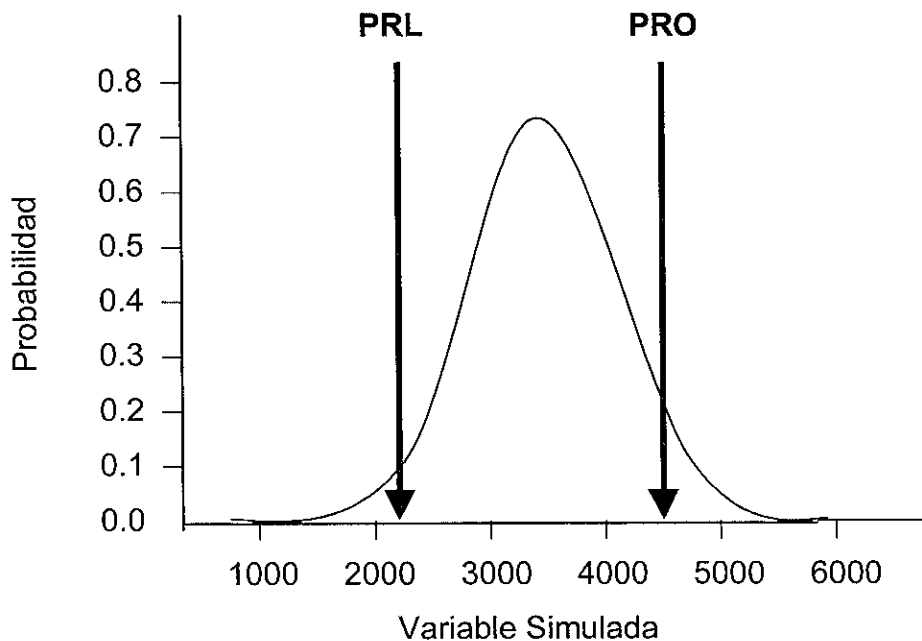
Funciones de autocorrelación y autocorrelación parcial, y sus errores estándar para 18 retrasos consecutivos. Se concluye que no hay evidencia de dependencia serial significativa en los datos de reclutamiento.

ANEXO C

Simulación Monte Carlo

El método consiste en generar números aleatorios del parámetro desconocido a partir de una función de densidad probabilística específica. Cada número aleatorio simula un escenario de manera independiente. El proceso es iterativo y los resultados son desplegados como una curva de probabilidad (figura abajo).

El eje X representa la variable simulada y el eje Y la probabilidad de ocurrencia. Asimismo, se muestran los puntos de referencia límite y objetivo previamente determinados. El área bajo la curva del lado izquierdo del punto de referencia límite (PRL) correspondería a un evento no deseado en la pesquería. Mientras que el área bajo la curva del lado derecho del punto de referencia objetivo (PRO) correspondería a la probabilidad de un evento deseado en la pesquería.



Curva de probabilidad de la variable simulada mostrando los puntos de referencia límite y objetivo.