

Instituto Politécnico Nacional

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas

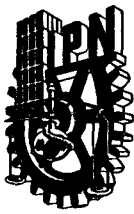


**Variabilidad de la Población de Sardina Monterrey (Sardinops caeruleus)
en el Golfo de California, México**

**Tesis que para obtener el grado de DOCTOR EN CIENCIAS
MARINAS presenta:**

Manuel Otilio Nevárez Martínez

La Paz, B.C.S., junio del 2000



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL

COORDINACION GENERAL DE POSGRADO E INVESTIGACION

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S. siendo las 10:00 horas del día 21 del mes de junio del 2000 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

"VARIABILIDAD DE LA POBLACIÓN DE SARDINA MONTERREY (*Sardinops caeruleus*) EN EL GOLFO DE CALIFORNIA, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

NEVÁREZ
Apellido paterno

MARTÍNEZ
materno

MANUEL OTILIO
nombre(s)

Con registro:

9	6	1	4	3	9
---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL


DR. DANIEL LLUCH BELDA

SECRETARIO


DR. FRANCISCO ARREDÍN SÁNCHEZ


PRESIDENTE


DR. ERNESTO AARÓN CHÁVEZ ORTIZ

SEGUNDO VOCAL


DR. JOSÉ LUIS CASTRO AGUIRRE

TERCER VOCAL


DR. MIGUEL ÁNGEL CISNEROS MATA

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO


MC. VÍCTOR MANUEL GÓMEZ MUÑOZ



I. P. N.
CICIMAR
DIRECCION

Contenido

Lista de tablas	iii
Lista de figuras	v
Resumen	x
Abstract	xii
1. Introducción	1
1.1 Hipótesis de trabajo	5
2. Antecedentes	6
3. Objetivos	17
3.1 General	17
3.2 Particulares	17
4. Materiales y Métodos	18
4.1 Información relacionada a la pesquería	18
4.2 Análisis estructurado por edad de la población de sardina	19
4.3 Relaciones Stock - Reclutamiento	23
4.3 Modelos estadísticos	25
4.4 Información independiente de la pesquería	27
4.5 Modelo de simulación	29
5. Resultados	30
5.1 Análisis espacial y temporal	30
5.2 Análisis temporal (de más de 10 años)	32

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

5.3 Stock - Reclutamiento	34
5.4 Modelos estadísticos	35
5.5 Modelo de simulación	40
6. Discusión	41
6.1 Variabilidad espacio - temporal	41
6.2 Análisis temporal (de más de 10 años)	44
6.3 Modelo de simulación	49
7. Conclusiones	51
8. Literatura citada	53
Tablas	70
Figuras	79

ANEXO 1. Artículo científico: Nevárez-Martínez *et al.* 1999.

ANEXO 2. Figuras que muestran los mapas de distribución de sardina monterrey en el Golfo de California para el periodo de 1990 a 1996.

Lista de Tablas

Tabla 1. Funciones stock-reclutamiento ajustadas a los datos de reclutas (R_{t+l}) y reproductores (S_t) de sardina Monterrey del Golfo de California, México.

Tabla 2. Series de tiempo de las variables ambientales utilizadas en los análisis. La letra R indica las variables retrasadas un año, es decir, el valor de la variable independiente del año t se relacionó con la variable dependiente al tiempo $t+1$.

Tabla 3. Número total de sardinas por grupo de edad (años) capturadas por temporada de pesca ($C_{a,y}$). Periodo 1971/72 – 1996/97.

Tabla 4. Número de sardinas supervivientes por grupo de edad por temporada de pesca ($N_{a,y}$), estimados con el ASP, en el Golfo de California, México.

Tabla 5. Mortalidad por pesca de la sardina por grupo de edad por temporada de pesca ($F_{a,y}$), estimados con el ASP, en el Golfo de California, México.

Tabla 6. Estimados de los parámetros de las funciones stock-reclutamiento ajustadas a los datos de reclutas (R_{t+l}) y reproductores (S_t) de sardina Monterrey del Golfo de California, México.

Tabla 7. Modelo de Shepherd (1982), al cual se le incorporó la variabilidad ambiental, a la manera propuesta por Parrish y McCall (1978). Modelos 1, 2 y 3, se muestran en figura 11.

Tabla 8. Transformaciones empíricas óptimas para los modelos de regresión múltiple se calcularon usando el reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores (RD), índice de surgencia sin y con retraso (ISO e ISOR), turbulencia sin y con retraso (V3 y V3R) y temperatura del agua sin y con retraso (TA y TAR) como los predictores. Los valores de R^2 de los modelos varió entre 22% y 72%.

Tabla 9. Modelos de regresión múltiple no lineal ajustados para explicar la variabilidad del reclutamiento, como una función de los reproductores y las variables ambientales, de acuerdo al comportamiento observado en las transformaciones con el ACE. Se presentan sólo los tres modelos que explicaron la mayor cantidad de varianza del reclutamiento observado. La notación normal se refiere a la función normal o de Gauss, con los valores indicando la media y la desviación estándar, respectivamente.

Lista de Figuras

Figura 1. Mapa del Golfo de California mostrando los principales puertos de captura.

Figura 2. Captura total de peces pelágicos menores y de sardina monterrey (toneladas métricas) en el Golfo de California, 1969-97.

Figura 3. Red de estaciones para los estudios de pesca exploratoria realizados a bordo del BIP XI en el Golfo de California, México.

Figura 4. Comportamiento de las variables poblacionales (a) y medioambientales (b y c), obtenidas durante los cruceros realizados entre 1990 y 1996.

Figura 5. Abundancia relativa (no. promedio por lance) versus: (a) temperatura superficial del mar (en °C) y (b) índice de surgencia (en $m^3/s/10$ metros de costa).

Figura 6. Relación entre la abundancia de sardina monterrey y la temperatura superficial del mar y el índice de surgencia de acuerdo al modelo ajustado.

Figura 7. Distribución espacio-temporal de la sardina monterrey del Golfo de California, durante el periodo de 1990 a 1996. Cada etiqueta en el eje x representa un crucero y en el eje y representa una estación.

Figura 8. Series históricas de reclutamiento (R_t), abundancia de reproductores (B_d) y abundancia total (B_t) de sardina Monterrey, obtenidas con el Análisis Secuencial de Poblaciones (ASP).

Figura 9. Tasas de mortalidad por pesca (F_{anual}) y tasa de explotación anual (E_{anual} , la cual es igual a $F_{anual} / (F_{anual} + M)$) obtenidas con el Análisis Secuencial de Poblaciones (ASP).

Figura 10. Curvas de los cuatro modelos stock - reclutamiento ajustadas. La función de Shepherd (Sh) fue la que proporcionó el mejor ajuste con un R^2 de 0.3917 ($p \leq 0.01$; $n = 25$).

Figura 11. Series de reclutamiento observadas y predichas por los tres mejores modelos obtenidos de acuerdo a la metodología propuesta por Parrish y McCall (1978), ver Tabla 7.

Figura 12. Diagramas de dispersión entre el reclutamiento y las tres variables ambientales, surgencias, turbulencia y temperatura del agua, sin retraso (columna izquierda) y con retraso (columna derecha).

Figura 13. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores como la variable independiente. El valor del $R^2 = 0.45$.

Figura 14. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y al índice de surgencia (sin y con retraso) como la variable independiente. El valor del R^2 fue de 0.37 y 0.32, respectivamente.

Figura 15. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a la temperatura del agua (sin y con retraso) como la variable independiente. El valor del R^2 fue de 0.32 y 0.35, respectivamente.

Figura 16. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y al índice de turbulencia (sin y con retraso) como la variable independiente. El valor del R^2 fue de 0.33 y 0.22, respectivamente.

Figura 17. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia (sin retraso) y a la temperatura del agua con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.71.

Figura 18. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a al índice de surgencia (sin retraso) y a la temperatura del agua con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.65.

Figura 19. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia con retraso y a la temperatura del agua con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.69.

Figura 20. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a al índice de surgencia, la temperatura del agua y al índice de turbulencia como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.54.

Figura 21. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia, la temperatura del agua y al índice de turbulencia como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.57.

Figura 22. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a al índice de surgencia con retraso, la temperatura del agua con retraso y al índice de turbulencia con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.65.

Figura 23. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia con retraso, la temperatura del agua con retraso y al índice de turbulencia con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.72.

Figura 24. Series de reclutamiento observadas y predichas por los tres mejores modelos no lineales. a) y b) son los modelos que incluyen a los reproductores y c) incluye solo parámetros ambientales.

Figura 25. Capturas observadas y predichas por: a) el modelo que incluye en la función de reclutamiento a los reproductores y al índice de surgencia con retraso y la temperatura del agua con retraso y b) el modelo que incluye en la función de reclutamiento solo a las tres variables ambientales (sin retraso). Los últimos dos puntos en la línea delgada son las predicciones de la captura para las temporadas de pesca 1997/98 y 1998/99 (estas no entraron en los análisis previos) con esas variables independientes.

Resumen

En el Golfo de California existe una importante pesquería de peces pelágicos menores, la cual aporta alrededor del 20% de las capturas totales de México, además de ser una fuente generadora de empleos muy importante para la región. Históricamente, la sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*) ha sido la especie más importante, la cual a llegado contribuir hasta con el 92% de las capturas totales anuales de clupeoideos del Golfo. Este recurso desde el inicio de la pesquería ha presentado cambios sumamente marcados en su distribución y abundancia. En particular esta especie presentó una marcada variabilidad entre 1989 y 1997, periodo en que sus capturas cayeron de 292,000 t a menos de 8,000 t y de nuevo alcanzó las 215,000 t en 1997, además de observarse cambios en su distribución espacial. Con esa base la hipótesis que se planteó fue que *la distribución y la abundancia de la población de sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California está definida por los patrones de vientos (surgencias y turbulencia) y la temperatura superficial del mar*. Los resultados del análisis de 25 cruceros de investigación, realizados entre 1990 y 1996, mostraron baja abundancia relativa entre 1990 y principios de 1993 y de alta abundancia entre 1993 y 1996. En cuanto a la distribución espacial, ésta se amplió cuando la abundancia se incrementó y estuvo restringida cuando la abundancia fue baja. La relación encontrada entre la abundancia y las variables ambientales fue de tipo no lineal, en forma de domo. El modelo ajustado explicó el 75% de la variabilidad de la abundancia de sardina monterrey. Los más altos niveles de abundancia son producidos por índices de surgencias entre 13 y 17 m³/s por 10 m de costa y temperaturas entre 20 y 24 °C. Por otro lado, los resultados del análisis histórico (1971/72 a 1996/97) indicaron que la población de sardina se incrementó desde principios de los años 70's hasta un máximo a

mediados de los 80's, cayendo a niveles muy bajos en 1990/91 e incrementándose a valores cercanos al máximo histórico en 1996/97. La relación entre el reclutamiento, la biomasa reproductora y las variables ambientales de nuevo fue de tipo no lineal, en forma de domo. La varianza explicada para el reclutamiento por los dos mejores modelos fue de 59% y 52%; el primero incluye a la biomasa reproductora, a la temperatura (con retraso) y a las surgencias (con retraso) y el segundo sólo incluyó a las variables ambientales. Estos resultados indican que la población de sardina responde a la variabilidad climática, pero lo hace de manera no lineal. Un modelo de simulación tuvo un buen ajuste a la serie histórica de captura, y es de esperarse que nos proporcione una idea clara del comportamiento de las capturas en el corto plazo.

Abstract

In the Gulf of California an important fishery of small pelagics fish exists, which contributes around 20% of the total catches of Mexico, besides being a very important generating source of employment for the region. Historically, the Pacific sardine (Sardinops caeruleus) it has been the most important species, the one which has contributed with 92% of the annual total catches of clupeoids in the Gulf. From the onset of the fishery, this resource has presented extremely marked changes in its distribution and abundance. In particular, it showed a high variability between 1989 and 1997, when the catches fell from 292,000 tons to less than 8,000 tons, and again in 1997 increased to 215,000 tons, besides significant changes of its spatial distribution. Considering this great variability, the author proposed the hypothesis that the distribution and abundance of the Pacific sardine (Sardinops caeruleus) of the Gulf of California is defined by the wind patterns (upwellings and turbulence) and the surface sea temperature. The results of the analysis of 25 research cruises, carried out between 1990 and 1996, showed a period of low relative abundance between 1990 and early 1993 and one of high abundance between 1993 and 1996. The spatial distribution expanded when abundance increased and was restricted when abundance was low. The relationship between the relative abundance and the environmental variables was nonlinear, dome shaped. The adjusted pattern explained 75% of the variability of the sardine relative abundance. The highest levels of abundance are produced by moderate upwellings ($13 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $17 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for 10 meters of coast) and temperatures between 20°C and 24°C . On the other hand, the results of the historical analysis (1971/72 to 1996/97) indicated that the sardine population increased from the early years 70's until a maximum by the middle 80's, falling at very low levels during 1990/91, and increasing

to values similar to the historical maximum during the 1996/97 season. The relationship among the recruitment, biomass spawning and environmental variables again was nonlinear, dome shaped. The recruitment variance by the two better models was of 59% and 52%; the first one includes to the biomass spawning, temperature (with delay) and upwellings (with delay), and the second only included environmental variables. These results indicate that the Pacific sardine population responds to the climatic variability in a nonlinear way. A simulation model had a good fit to historical catches series, and it is expected to provide a clear idea of the behavior of landings, in the short term.

1. Introducción

Las poblaciones de pelágicos menores que habitan la Corriente de California y el Golfo de California constituyen una de las asociaciones características de los márgenes de surgencias costeras de los grandes giros oceánicos. Se han establecido importantes pesquerías sobre estas asociaciones a nivel mundial; en México estas pesquerías han llegado a contribuir con el 40% de las capturas totales del país (Anónimo 1990), de las cuales la gran mayoría se han capturado en el Golfo de California y han sido una importante fuente generadora de empleos.

En el Golfo de California (Fig. 1), ocho especies conforman la pesquería de pelágicos menores. Históricamente la sardina monterrey (Sardinops caeruleus), ha sido la más importante llegando a contribuir hasta con el 92% de las capturas totales anuales de clupeoideos del Golfo (Cisneros-Mata *et al.* 1991).

Este tipo de recursos presenta cambios extremos en su distribución y abundancia, posiblemente en respuesta a variaciones en el medio ambiente, a relaciones interespecíficas o a una combinación de ambas (Lluch-Belda *et al.* 1995). Para poder administrarlos es por tanto necesario considerar la distribución y abundancia en términos más dinámicos a los usuales, con el fin de comprender los mecanismos involucrados en estas variaciones. Las diferentes frecuencias en que opera la variabilidad ambiental pueden producir cambios dinámicos de distribución y abundancia (expansiones y contracciones) en las diferentes escalas de tiempo, desde la estacional hasta la geológica (Shannon *et al.* 1988, Lluch-Belda *et al.* 1989, 1995, Baumgartner *et al.* 1992, Holmgren-Urba y Baumgartner 1993).

Estos cambios son evidentes en las pesquerías de sardina y anchoveta de Japón, Sudamérica, Sudáfrica y California, que presentan semejanzas entre sí; es decir, se presentaron capturas máximas en los 1930s, seguidas de una rápida disminución durante los 1940s y una recuperación en los 1980s. Lo opuesto sucedió con las capturas de anchoveta, con los máximos en los 1960s y principios de los 1970s y bajas capturas en los 1980s (Clark y Marr 1954, Kondo 1980, Radovich 1982, Hayasi 1983, Kawasaki 1983, Serra 1983, Zuta *et al.* 1983, Grant 1987, Kawasaki y Omori 1988, Lluch-Belda *et al.* 1989, 1992).

La pesquería de pelágicos menores del Golfo de California se inició a finales de los 1960's, incrementándose paulatinamente en los 1970s y rápidamente en los 1980s, alcanzando en 1988/89 sus máximas capturas (Pedrín *et al.* 1973; Pedrín y Ancheita 1976; Molina *et al.* 1984; Estrada *et al.* 1986; Cisneros-Mata *et al.* 1991; Cisneros-Mata *et al.* 1995). En 1989/90 se inició un descenso muy marcado de las capturas, sobre todo de su componente principal, la sardina monterrey, que cayó desde 292,000 toneladas métricas (t) en 1988/89 a menos de 7,500 t en 1991/92-1992/93 (Cisneros-Mata *et al.* 1991; Cisneros-Mata *et al.* 1995; Nevárez-Martínez *et al.* 1998).

Lo anterior ocasionó una grave crisis económica en la industria sardinera del Estado de Sonora, que se reflejó en la quiebra de más del 50% de la planta industrial y de la flota pesquera en 1992/93 con la consecuente pérdida de empleos y, en general, en la economía de toda la región.

Sin embargo, a partir de 1993/94 la pesquería mostró signos de recuperación, de nuevo provocado por un incremento en la disponibilidad y abundancia de la sardina monterrey. Las capturas de esta especie entre 1993/94 y 1995/96 fueron de 128,000 t, 170,000 t y 201,000 t (Nevárez-Martínez *et al.* 1998). En la temporada 1996/97 las capturas fueron de aproximadamente 212,000 t (Fig. 2).

Las grandes fluctuaciones de la pesquería de sardina del Golfo de California han estado relacionadas con los cambios en la distribución y abundancia de la población, que parecen ser más una consecuencia de cambios en el ambiente que resultado de un excesivo esfuerzo de pesca (Lluch-Belda *et al.* 1995), al igual que ha sido señalado para otras pesquerías del mundo (Lluch-Belda *et al.* 1989, 1992).

Esto último ha sido reforzado a través de estudios de sedimentos anaeróbicos tanto de la cuenca de Santa Bárbara, California como en la cuenca de Guaymas en el Golfo de California, que han evidenciado la existencia de grandes fluctuaciones (de baja frecuencia, es decir a escala de décadas) en las abundancias de las poblaciones de sardina y anchoveta aun antes de que iniciara la pesquería (Baumgartner *et al.* 1992; Holmgren-Urba y Baumgartner 1993).

Sin embargo, la explotación pesquera no puede ser descontada como un factor que contribuye al colapso de pesquerías alrededor del mundo (Cisneros-Mata *et al.* 1995). El exceso de extracciones por pesca de una población puede proporcionar un nicho para los competidores por alimento (MacCall, 1986); además, las pesquerías pueden incrementar la amplitud de las

variaciones naturales y llevar a las poblaciones a niveles extremadamente bajos de los cuales podría ser más difícil recobrase (Lluch-Belda *et al.* 1989, 1995).

La creciente evidencia que sugiere que los factores ambientales juegan un papel clave en los cambios experimentados por las poblaciones de peces pelágicos menores en el mundo está generando un cambio en el esquema tradicional de investigación y administración de los recursos pesqueros. Es necesario integrar aspectos biológicos y pesqueros con factores ambientales para darle una orientación que permita obtener pronósticos del recurso y de escenarios diversos del medio ambiente con el fin de diseñar acciones que sean adecuadas cuando éstos se presenten (Leavastu y Hela 1970; Lluch-Belda *et al.* 1995), de tal suerte que esto contribuya a la utilización óptima de las especies de peces pelágicos que componen el sistema, proponiendo medidas administrativas que se apliquen en forma dinámica para regular su explotación.

El propósito de este trabajo es contribuir al entendimiento de la naturaleza de los cambios experimentados en espacio y tiempo por la población de sardina monterrey del Golfo de California. Se espera que los resultados tengan un impacto directo en el manejo de la pesquería de sardina.

1.1 Hipótesis de trabajo

La captura de pelágicos menores en el Golfo de California ha presentado una gran variabilidad desde sus inicios, que depende mayormente de la distribución y abundancia de sardina monterrey, la cual a su vez es consecuencia de las condiciones ambientales imperantes en el Golfo. Esta hipótesis principal tiene las siguientes implicaciones:

Los eventos El Niño provocan una disminución en la disponibilidad de sardina en las costas de Sonora.

La caída drástica en la captura de sardina monterrey en el periodo de 1989/90 a 1992/93 fue consecuencia de una disminución de la abundancia y distribución de la población de sardina, provocada por condiciones ambientales adversas.

La rápida recuperación de las capturas a partir de 1993/94 fue facilitada por un mejoramiento en el medio ambiente pelágico, con persistentes anomalías negativas en la temperatura del agua y vientos favorables para la generación de surgencias.

Consecuentemente, la distribución y abundancia de la población de sardina monterrey del Golfo de California está definida por los patrones de surgencias (vientos y turbulencia) y la temperatura superficial del mar.

2. Antecedentes

El Golfo de California es considerado como una gran cuenca de evaporación en comunicación abierta con el Océano Pacífico en su región sur (Roden 1964; Roden y Groves 1959). Tiene unos 1000 km de longitud y de 150 a 200 km de ancho. Topográficamente se divide en una serie de cuencas y trincheras, separadas entre sí por umbrales transversales que se hacen más profundos hacia el sur (Shepard 1950). Está separado en dos grandes áreas por las Islas Angel de la Guarda y Tiburón, siendo más somera el área norte (menos de 200 m). Las aguas superficiales alrededor de las islas son típicamente más frías a lo largo de todo el año que las aguas que las rodean debido a fuerte mezcla por mareas (Roden 1964; Roden y Groves 1959; Argote *et al.* 1985; Badan-Dangon *et al.* 1985; Simpson *et al.* 1994). Las masas de agua del Golfo son casi las mismas que las del océano adyacente, con modificaciones por la evaporación excesiva del lugar (Sverdrup 1941; Roden y Groves 1959; Alvarez-Borrego y Schwartzlose 1979; Lavín *et al.* 1997).

La circulación general en el Golfo de California parece estar dominada por el campo regional del viento (Bray 1988). Durante los meses de otoño-invierno predominan los vientos con componente norte, que favorecen las surgencias a lo largo de la costa este del Golfo (Roden 1964; Roden y Groves 1959; Candela *et al.* 1984, 1985). Cuando estas surgencias se intensifican se producen plumas bien desarrolladas de agua fría que cruzan el Golfo a partir de los cabos cercanos a Guaymas y Yavaros, Sonora (Badan-Dangon *et al.* 1985; Navarro-Olache 1989). A mediados de la primavera los vientos cambian, predominando aquellos con componente sur el resto de la primavera y durante todo el verano (Roden 1964; Candela *et al.*

1984, 1985). El flujo neto del agua en la superficie, observado o determinado por diferentes métodos, es hacia el sur en otoño e invierno y hacia el norte en primavera y verano (Thorade 1909, citado por Roden 1958; Roden y Groves 1959; Rosas-Cota 1977; Marinone y Ripa 1988; Bray 1988; Navarro-Olache 1989; Ripa 1990; Ripa y Marinone 1989; Beier 1997; Lavín *et al.* 1997). Se ha demostrado que el Golfo de California responde a la variabilidad interanual asociada con eventos El Niño - Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés) (Baumgartner y Christensen 1985; Robles y Marinone 1987; Ripa y Marinone 1989), a través de cambios en el nivel del mar y de temperatura superficial, aunque se ha mencionado que no toda la variabilidad interanual está necesariamente asociada a eventos ENSO (Lavín *et al.* 1995).

Otro rasgo distintivo del Golfo de California es su extremadamente alta productividad (Gilbert y Allen 1943; Alvarez-Borrego 1983; Alvarez-Borrego y Lara-Lara 1991), que contrasta con otros mares semicerrados como el Mediterráneo y Rojo. Lo anterior se debe a que la zona eufótica del Golfo de California tiene un aporte constante de nutrimento por la circulación termohalina, mezcla por mareas y por surgencias costeras (Alvarez-Borrego y Lara-Lara 1991). La distribución del nutrimento está caracterizada por un incremento monotónico con la profundidad; las aguas superficiales son pobres en nutrimento por la actividad biológica, excepto en el área que circunda a las grandes islas, presumiblemente debido a mezcla vertical inducida por las fuertes corrientes de marea (Alvarez-Borrego *et al.* 1978).

La sardina monterrey se distribuye desde el Golfo de California hasta Alaska (Miller y Lea 1972), aunque su presencia en la porción más norteña es estacional y sólo durante las épocas

de máxima abundancia de esta especie (Ahlstrom 1960; Whitehead 1985). Esta especie se encuentra en todo el Golfo de California, aunque sus mayores abundancias se presentan en la región central donde soporta, en términos de biomasa, la pesquería más importante tanto en el Golfo de California como en todo México (Sokolov 1974; Cisneros-Mata *et al.* 1988, 1991).

Una hipótesis acerca del patrón de migración de la sardina monterrey a lo largo de su ciclo de vida en el Golfo de California fue propuesto por Sokolov y Wong-Ríos (1973) y Sokolov (1974). Estos autores postularon que los huevos y larvas son transportados por la circulación superficial dominante desde la costa este hacia la oeste del Golfo, basándose en las observaciones de que los adultos desovantes se encontraron en las zonas de Guaymas y Yavaros, Sonora, y los juveniles en las costas de la Península de Baja California. Posteriormente, los juveniles se mueven hacia el norte, independientemente de las corrientes, hasta llegar a las bahías del Canal de Ballenas - Salsipuedes donde alcanzan su madurez y se reúnen con la parte adulta de la población. Esta se supone se mueve durante el otoño - invierno hacia el sur y hacia el norte con fines reproductivos, a lo largo de las costas de Sonora, hasta llegar a la zona de engorda y recuperación, que se encuentra en la región de las grandes islas, y en ella permanece hasta llegar el siguiente ciclo reproductivo (Sokolov y Wong 1973; Sokolov 1974). Hammann *et al.* (1988) examinaron la hipótesis anterior a la luz de un mejor entendimiento de la variabilidad física (v.g., Badan-Dangon *et al.* 1985) del ecosistema pelágico del Golfo de California y sugieren que el patrón general de migración puede ser explicado por la estacionalidad de la temperatura superficial del agua y los patrones de circulación de la misma. Además, plantearon que mecanismos similares podrían hacer variar interanualmente el patrón de migración, lo cual podría afectar la disponibilidad de adultos a la

pesquería, así como el reclutamiento de juveniles al stock de adultos (Hammann *et al.* 1988). Lluch-Belda *et al.* (1986) propusieron que las grandes fluctuaciones observadas en las capturas de sardina son debidas a su disponibilidad (en el periodo de noviembre a mayo) a la flota pesquera (como también había sido propuesto por Molina *et al.* 1984), y que tales cambios en la disponibilidad podrían ser explicados parcialmente por cambios interanuales en el clima oceánico del Golfo de California. Durante condiciones muy frías como las que se presentan durante La Niña, la sardina monterrey se mueve más al sur durante un periodo más largo, estando disponible a la pesquería por un mayor tiempo y en un área más grande, lo que resulta en desembarques más altos; lo inverso ocurre a lo largo de un evento El Niño.

Las evidencias proporcionadas por cruceros ictioplanctónicos señalan que los desoves de la sardina monterrey no son exclusivos de la costa oriental del Golfo, como se había planteado originalmente (Sokolov y Wong-Ríos 1973; Sokolov 1974; Hammann *et al.* 1988), sino que se realizan en toda el área central (Nevárez-Martínez 1990). Tomando en consideración lo anterior, así como lo planteado en Cisneros-Mata *et al.* (1988) y la información acerca de la distribución de las capturas durante las temporadas de pesca 1988/89 y 1989/90, Cisneros-Mata *et al.* (1991) plantearon un patrón migratorio aparente: en el verano la sardina se encontraría concentrada en la región de las grandes islas; en otoño se iniciaría un movimiento hacia el sur por ambas costas con fines reproductivos, con una parte de la población cruzando el Golfo a la altura de Santa Rosalía hacia las costas del sur de Sonora, alcanzando por la parte continental el sur de Sonora - norte de Sinaloa y por la península de Baja California hasta Isla del Carmen - Isla San José; el regreso hacia la región de las grandes islas se iniciaría en abril -

mayo en sentido inverso, localizándose toda la población en esa área entre julio y septiembre (Cisneros-Mata *et al.* 1991).

En lo que se refiere a surgencias, Cole y McGlade (1998) mencionan que las fluctuaciones en la fuerza de los vientos favorables para las surgencias, cambios en la batimetría a largo de la costa, inestabilidades dinámicas en el flujo de las corrientes y procesos forzados remotamente, típicamente causan un alto grado de variabilidad espacial y temporal en la actividad de las surgencias. Hisard (1988), Mann y Lazier (1991) y Bakun (1996) mencionan que la fuerte variabilidad interanual en las surgencias y el flujo de las corrientes están relacionados a oscilaciones en los campos de presión atmosférica sobre la región ecuatorial de los océanos Pacífico y Atlántico. El Niño es la más drástica manifestación de esas oscilaciones atmosféricas. En los sistemas de surgencia costeros estos efectos inducen la intrusión de masas de agua más cálida desde los bordes del sistema, hundimiento de la termoclina y las subsecuentes reducciones de la surgencia de agua fría y rica en nutrientes desde debajo de la termoclina (Mann y Lazier 1991; Bakun 1996; Cole y McGlade 1998). Para Valdivia (1978) y Boyd *et al.* (1985) los impactos biológicos de estos eventos sobre los sistemas de surgencia costeros pueden ser dramáticos y a menudo están asociados con niveles de productividad muy reducidos a través de todo el ecosistema y la invasión de biota desde regiones vecinas. De acuerdo a Ryther (1969), ecológicamente estos sistemas están caracterizados generalmente por tener biomásas altas, productividades altas, baja biodiversidad y un bajo número de intercambios tróficos entre producción primaria y la producción de peces.

Se están considerando cada vez con más frecuencia las variaciones en forzamiento físico para explicar los cambios naturales en la biomasa de las poblaciones de peces, el éxito en el reclutamiento y la distribución de los adultos (Harline 1980; Crawford *et al.* 1991; Sharp 1995; Bakun 1996). De acuerdo con Cole y McGlade (1998), las condiciones medioambientales pueden afectar de manera directa e indirecta a las poblaciones de clupeidos en las regiones de surgencia costera. La distribución de la población de adultos puede ser influenciada directamente por factores tales como la temperatura, condiciones para su alimentación y concentraciones de oxígeno (Cole y McGlade 1998); por ejemplo, Thomas y Boyd (1985) y Longhurst y Pauly (1987) observaron que durante eventos de calentamiento los stocks de sardina/anchoveta/arenque se contraen a pequeñas áreas adyacentes a la costa en donde las surgencias aún se mantienen; por otra parte, Crawford y Shannon (1988) mencionan que el corrimiento en la distribución de las capturas puede estar asociado a fluctuaciones a escala de décadas en las condiciones ambientales; por otro lado, se ha encontrado (Parrish *et al.* 1983; Le Clus 1990, 1991) que los adultos migran hacia áreas relativamente seguras para desovar, en donde la temperatura superficial del agua esté en un máximo local y el transporte hacia fuera de la costa y la mezcla turbulenta en un mínimo.

Para Cole y McGlade (1998) el éxito del reclutamiento también puede ser influido por el medioambiente según como los factores físicos, tales como el transporte hacia fuera de la costa y el enriquecimiento de nutrientes influyan en la mortalidad y supervivencia de los estadios tempranos del ciclo de vida. Así, Parrish *et al.* (1983) mencionan que el transporte hacia fuera de la costa y las corrientes superficiales determinan si los huevos y larvas son arrastrados horizontalmente más allá de las áreas de crianza adecuadas; mientras que para

Lasker (1975, 1978) y Rothschild *et al.* (1989) los niveles de enriquecimiento y la mezcla turbulenta en la columna de agua determinan lo adecuado de las condiciones alimenticias para las larvas.

De acuerdo a Cole y McGlade (1998) en tanto las condiciones ambientales pueden afectar de manera directa la distribución de los adultos y sus depredadores, ellos pueden a su vez influir indirectamente en la mortalidad de juveniles y adultos vía el canibalismo, la depredación y la presión por pesca. Por ejemplo, en el sistema peruano Muck y Sanchez (1987) y Muck (1989) encuentran que bajo condiciones normales de surgencias las áreas de distribución geográfica de la macarela (Trachurus murphyi) y la anchoveta (Engraulis ringens) no se traslapan, pero cuando existe un evento de calentamiento como El Niño, la macarela se puede mover hacia la costa donde puede alimentarse de anchoveta. Asimismo, Thomas y Boyd (1985) mencionan que la contracción de los stocks de clupeidos en concentraciones costeras durante eventos cálidos hace más accesibles a estas especies para los pescadores, pero además según Valdéz *et al.* (1987) también resulta en una mayor competencia por alimento y niveles de canibalismo más altos de huevos y larvas.

Se han encontrado buenas relaciones entre las fluctuaciones del stock (reclutamiento y biomasa) y varios índices medioambientales tanto en la escala regional como en la transoceánica (Shannon *et al.* 1988; Kawasaki y Omori 1988; Cury y Roy 1989; Lluch-Belda *et al.* 1989; Waldron *et al.* 1998). Además, Armstrong y Shelton (1990) mostraron, a partir de modelos de simulación, evidencias de que diferentes especies de clupeidos tienen diferentes preferencias ambientales para una reproducción exitosa.

Por otra parte, existe evidencia independiente acerca de las grandes fluctuaciones naturales en el tamaño de las poblaciones de clupeidos (y de la dominancia relativa de alguna especie) mucho antes del inicio de las actividades de pesca industrial, tanto en los largos registros de cosecha de guano como en la abundancia relativa de escamas en sedimentos laminados (Soutar e Isaacs 1974; De Vries y Pearcy 1982; Crawford *et al.* 1987; Shackleton 1988; Baumgartner *et al.* 1992).

Kawasaki y Omori (1995) plantearon que las condiciones medioambientales adecuadas podrían activar el crecimiento explosivo de la población cuando se encuentra en niveles bajos y se localiza en aguas costeras, mientras que cuando la población es muy grande y se distribuye en áreas menos productivas, la competencia denso-dependiente por alimento entre los adultos llevaría a una mala condición de los huevos y larvas, lo cual provocaría a un reclutamiento no adecuado y a una disminución de la población.

De acuerdo a Cole y McGlade (1998) las teorías de cómo el éxito del reclutamiento está influenciado por las tasas de supervivencia de los estadios iniciales de vida se dividen en dos categorías: 1) las mecanicistas, que tratan con fuentes específicas de mortalidad de huevos y larvas y 2) las de síntesis, que intentan unir las diferentes hipótesis mecanicistas dentro de un marco conceptual mayor. Las hipótesis mecanicistas se dividen en tres categorías: las que se basan en la inanición, predación-canibalismo y advección (Hutchings 1992; Cole y McGlade 1998).

Las hipótesis dentro de la idea de inanición, se inician con la del "periodo crítico" de Hjort (1914), cuyo planteamiento es que para que haya un reclutamiento exitoso, existe la necesidad de alimento adecuado durante la etapa crítica de transición entre la alimentación interna (del saco vitelino) y la alimentación exógena. La hipótesis del "match-mismatch" de Cushing (1975, 1996) plantea que entre más grande sea el traslape entre el pico de abundancia máxima y el punto más alto de productividad, un mayor número de larvas sobrevivirán hasta la metamorfosis. Lasker (1975, 1978) planteó la hipótesis de estabilidad para las regiones de surgencias, en la cual se requiere que haya un balance entre las actividades de surgencia y condiciones de calma suficientes para que las capas de clorofila máxima y termoclina puedan establecerse, ya que sólo en estas capas podrían las concentraciones de alimento ser lo bastante altas para permitir que las larvas tengan una alimentación exitosa. Por otro lado, también se ha planteado que la turbulencia ha sido un factor importante en el éxito de la alimentación de las larvas de peces, ya que influye en las tasas de encuentro entre las larvas y las partículas alimenticias (Rothschild y Osborne 1988; Rothschild *et al.* 1989; Rothschild 1991).

La hipótesis de advección (Iles y Sinclair 1982; Parrish *et al.* 1983) plantea que los clupeidos tienden a evitar desovar en áreas y épocas de fuertes surgencias cuando podría existir un alto riesgo de que los huevos y larvas sean transportados hacia aguas oceánicas improductivas. La depredación y el canibalismo son también fuentes importantes de mortalidad de huevos y larvas y han recibido atención como mecanismos denso-dependientes que mantienen la dominancia de una especie de clupeido sobre otro e imponen límites al tamaño de las poblaciones (Valdés *et al.* 1987; Valdés y Cochrane 1992).

Por otra parte, las teorías de síntesis han sido desarrolladas en un intento por poner juntas las varias hipótesis mecanísticas dentro de un solo marco conceptual (Cole y McGlade 1998).

La primera de éstas, la hipótesis de la Ventana Medioambiental Óptima (OEW, por sus siglas en inglés), señala la importancia de un balance adecuado entre las surgencias de agua rica en nutrimento y periodos de calma para estimular un reclutamiento exitoso en clupeidos (Cury y Roy 1989). El argumento detrás de esta hipótesis es que a bajos niveles de surgencia y turbulencia, ni existe suficiente productividad primaria ni altas tasas de encuentro entre larvas y presas que permitan una alimentación exitosa de las larvas; por otro lado, en el extremo opuesto niveles muy alto de huevos y larvas son transportadas hacia fuera de la costa y además la falta de estratificación vertical evita la formación de la capa de clorofila máxima. Por lo tanto es a niveles intermedios de la actividad de surgencia donde estaría el óptimo entre los varios procesos físicos que influirían en un reclutamiento exitoso (Cury y Roy 1989; Cury *et al.* 1995).

La segunda hipótesis, la "Triada de Bakun" (Bakun 1996) generaliza tres amplias categorías de procesos oceanográficos que se plantean son importantes en determinar el éxito del reclutamiento: el **enriquecimiento** de la cadena alimenticia (como resultado de la surgencia de agua rica en nutrimento desde debajo de la piconoclina), la **retención** de huevos y larvas dentro de áreas de crianza adecuada (como resultado de una reducción en el transporte hacia fuera de la costa y de la advección de otras masas de agua hacia el sistema) y la **concentración** de partículas alimenticias para las larvas de primera alimentación y subsecuentes estadios del desarrollo (como resultado de la formación de la termoclina y la presencia de frentes donde las

partículas de alimento pueden ser concentradas). De acuerdo a Cole y McGlade (1998) la única de las dos hipótesis que ha sido probada empíricamente es la OEW, ya que a pesar del gran cuerpo de evidencia anecdótica obtenida a partir de datos climáticos, oceanográficos y pesqueros a nivel mundial sobre la hipótesis de la tríada, ésta aún requiere probarse cuantitativamente.

Cole y McGlade (1998) mencionan que ha habido poco éxito en predecir de manera confiable el éxito del reclutamiento a partir del conocimiento de las condiciones medioambientales, planteándose cuatro posibles razones para explicar eso: 1) la no-linealidad en la relación entre los parámetros ambientales y el éxito del reclutamiento. 2) la mala resolución espacial y temporal de muchos datos oceanográficos. 3) el amplio número de factores diferentes involucrados en determinar el éxito del reclutamiento y la complejidad de sus interacciones; y 4) la selección del(los) índice(s) medioambiental(es).

3. Objetivos

3.1 General:

- Determinar si la variabilidad en tiempo y espacio de la población de sardina monterrey del Golfo de California se relaciona con cambios climáticos y la explotación pesquera.

3.2 Particulares:

- Determinar la distribución (espacial - temporal) y abundancia de la población de sardina monterrey del Golfo de California.
- Definir las condiciones del ambiente en que se encuentra la población de sardina monterrey.
- Determinar las variaciones de algunos parámetros poblacionales de la sardina monterrey y su posible relación con la variabilidad ambiental.

4. Materiales y Métodos

Para alcanzar estos objetivos, fue necesario integrar y validar la información existente, analizar e interpretar los datos y formular un modelo poblacional.

La mayor parte de la información con que se cuenta está concentrada en el Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, tanto la basada en la pesquería como en fuentes independientes de ésta.

4.1 Información relacionada a la pesquería

Este tipo de información consiste principalmente de datos básicos provenientes de muestreos masivos, basados en una muestra de 10 kg de peces por barco/viaje, y biológicos (la cual es una sub-muestra de hasta cinco peces por intervalo de talla) de los desembarques (desde la temporada de pesca 1971/72 a la 1996/97) y de estadísticas de captura y esfuerzo que comprenden desde la temporada 1969/70 hasta 1996/97.

Con la información de los muestreos masivos y biológicos se determinaron, para cada temporada de pesca, las distribuciones de frecuencias de tallas de la sardina monterrey capturada en el Golfo de California. También para cada temporada de pesca se estimaron los parámetros de la relación longitud - peso. Con ambas piezas de información y la captura total en peso de la temporada se calcularon los números totales de organismos capturados por intervalos de tallas.

Por otra parte, con los otolitos recolectados se determinó la edad, utilizando un microscopio estereoscópico con luz reflejada sobre un fondo negro. Los otolitos fueron leídos dos veces y cuando las lecturas fueron diferentes, se realizó una tercera lectura para definir el número total de bandas en el otolito. Las edades de los organismos fueron asignadas en función de los anillos contados, iniciando en el grupo de edad 0 (menores de un año de edad). Un anillo está representado por una banda opaca y una translúcida, las cuales se forman en el transcurso de un año (Félix-Uraga 1986; Jiménez-Rodríguez 1991; Nevárez-Martínez *et al.* 1996). Con esta información se elaboraron claves edad – longitud por temporada, con las cuales se obtuvo el número total de sardinas capturadas por grupo de edad por temporada.

4.2 Análisis estructurado por edad de la población de sardina

La matriz de captura por edad fue utilizada para realizar un análisis del stock de sardina estructurado por edad, estimándose así la tasa de mortalidad por pesca y el tamaño absoluto de la población por grupo de edad (Ricker 1975; Megrey 1989; Sparre *et al.* 1989). En este caso se utilizó el Análisis Secuencial de Población (ASP) (Gulland 1966; Garrod 1967; Megrey 1989). El método usa una solución hacia atrás a las ecuaciones secuenciales no-lineales, tabulando los estimados de los parámetros desde el grupo de edad más viejo hacia el más joven (reclutas) en la clase anual. El modelo combina la ecuación de supervivencia (Ricker 1975):

$$N(a + 1, y + 1) = N(a, y) * \exp \left[- F(a, y) - M \right]$$

y la ecuación de captura de Baranov (1918):

$$C(a, y) = \frac{F(a, y)}{F(a, y) + M} * N(a, y) * \{1 - \exp[-F(a, y) - M]\}$$

$$C(a, y) = \frac{F(a, y)}{F(a, y) + M} * [N(a, y) - N(a + 1, y + 1)]$$

dando la expresión siguiente (Gulland 1965; Megrey 1989):

$$\frac{N(a + 1, y + 1)}{C(a, y)} = \frac{[F(a, y) + M] * \exp[-F(a, y) - M]}{F(a, y) * \{1 - \exp[-F(a, y) - M]\}}$$

donde $C(a, y)$ = captura a la edad a en el año y ; $N(a, y)$ = número de supervivientes a la edad a en el año y ; $F(a, y)$ = tasa de mortalidad por pesca a la edad a en el año y ; M = tasa de mortalidad natural.

Si la ecuación de supervivencia se resuelve para $F(a, y)$, se obtiene:

$$F(a, y) = - \ln \left(\frac{N(a + 1, y + 1)}{N(a, y)} \right) - M$$

Sin embargo, si se sustituye la ecuación anterior por una ecuación que exprese $N(a, y)$ en función de cantidades conocidas de $N(a + 1, y + 1)$, $C(a, y)$ y M , se tendría la siguiente ecuación:

$$C(a, y) = \frac{- \ln \left(\frac{N(a + 1, y + 1)}{N(a, y)} \right) - M}{- \ln \left(\frac{N(a + 1, y + 1)}{N(a, y)} \right) - M + M} * [N(a, y) - N(a + 1, y + 1)]$$

La cual se simplifica a:

$$C(a, y) = \left[1 - \frac{M}{\ln(N(a, y)) - \ln[N(a + 1, y + 1)]} \right] * [N(a, y) - N(a + 1, y + 1)]$$

Esta ecuación es trascendental, es decir, no tiene solución cerrada, y como tal debe ser resuelta numéricamente, por iteración (Megrey 1989; Hilborn y Walters 1992; Darby y Flatman 1994).

El número total de clases de edad (A) del stock bajo estudio, da como resultado A ecuaciones similares a la anterior que contienen $A+2$ parámetros; esto se traduce en un modelo con muchos parámetros. La solución a este sistema es proporcionar un estimado de la tasa de mortalidad natural (M) y un valor para la tasa de mortalidad por pesca (F) de la edad terminal ó bien, como en este trabajo, en lugar de la mortalidad por pesca utilizar un estimado del número de organismos para el último año y del número de organismos para la edad más vieja en las capturas para cada temporada (Darby y Flatman 1994). Esto proporciona soluciones explícitas, aunque no únicas, al sistema de ecuaciones enlazadas (Gulland 1965; Megrey 1989).

Como ya se mencionó, se requiere de un procedimiento iterativo para resolver la ecuación trascendental. La función objetivo a ser minimizada en cada paso del procedimiento iterativo es:

$$f[N(a, y)] = \left[1 - \frac{M}{\ln(N(a, y)) - \ln[N(a + 1, y + 1)]} \right] * [N(a, y) - N(a + 1, y + 1)] - C(a, y) = 0$$

El método de Newton-Raphson es uno de varios existentes que pueden ser utilizados para resolver la función objetivo (Megrey 1989; Sims 1982). El método encuentra mejoras

iterativas en el valor de alguna variable x la cual hace que $f(x) \rightarrow 0$. La ecuación iterativa para encontrar x es:

$$x_{new} = x_{old} - f(x) / f'(x)$$

donde $f'(x)$ es la primera derivada de la función objetivo con respecto a x , es decir $N(a, y)$ (Hilborn y Walters 1992; Darby y Flatman 1994). Por lo tanto $f'(x)$ es:

$$f'(x) = -1 - \frac{\{\ln[N(a, y)] - \ln[N(a+1, y+1)]\} * M - \frac{N(a, y) - N(a+1, y+1)}{N(a, y)} * M}{\{\ln[N(a, y)] - \ln[N(a+1, y+1)]\}^2}$$

Para la estimación histórica del número de organismos y la mortalidad por pesca por edad y año se utilizó el módulo VPA (o Análisis Secuencial de Poblaciones de Gulland) implementado en el Software FISHLAB (Darby y Flatman 1994) desarrollado por CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft, Inglaterra) para la Evaluación y Manejo de Recursos Pesqueros en la región de ICES (Consejo Internacional para la Exploración del Mar, Organismo Europeo dedicado al estudio del Mar del Norte y sus recursos acuáticos).

Una vez obtenida la información histórica, se procedió a calcular las series de tiempo de reclutamiento, abundancia de reproductores y abundancia total. Como reclutas se consideraron los estimados del número de organismos del grupo de edad 0 para cada temporada de pesca. La abundancia de reproductores fue estimada como la suma de organismos desde el grupo de

edad 1 hasta el más viejo. La abundancia total fue la suma de ambas (desde el grupo de edad 0 hasta el más viejo).

La mortalidad por pesca en el año y (F_y) se estimó multiplicando el número de supervivientes a edad a por la mortalidad por pesca a la edad a correspondiente para cada temporada de pesca (y). Enseguida se sumaron estos productos y se dividieron por la suma total de organismos supervivientes de la temporada (Nevárez-Martínez *et al.* 1998):

$$F_y = \frac{\sum_0^a F(a, y) * N(a, y)}{\sum_0^a N(a, y)}$$

La tasa de explotación anual se estimó como la razón entre F_y y la suma de F_y y M , es decir:

$$E_y = \frac{F_y}{F_y + M}$$

4.3 Relaciones Stock - Reclutamiento

El análisis de esta relación normalmente consiste en examinar la relación empírica entre el tamaño del stock reproductivo y el subsecuente número de reclutas de la clase anual producida por tales reproductores (Ricker 1975; Bakun y Parrish 1980; Hilborn y Walters 1992). El análisis de los datos del stock reproductivo y el reclutamiento es realizado mediante el ajuste de modelos, referidos como la relación entre stock reproductivo y reclutamiento. En este

trabajo se ajustaron varios modelos a los datos estimados: las funciones de Ricker (1954, 1975), Beverton y Holt (1957), Saito (1988) y Shepherd (1982) (Tabla 1). Para esto se utilizó el Software para ajustar modelos no-lineales en pesquerías conocido como FISHPARM (Prager 1989). Se seleccionó, para los análisis siguientes, la función cuyo ajuste fue mayor y estadísticamente significativo.

Posteriormente, a esta función se le incorporó la variabilidad ambiental (temperatura superficial del mar, índice de surgencias y turbulencia (viento al cubo, V^3)) con el fin de determinar si mejora el ajuste con respecto a la función original; es decir, constatar si el modelo ampliado explicaba una mayor proporción de la variabilidad del reclutamiento. Se probó incorporar esa variabilidad ambiental al modelo stock reproductivo - reclutamiento seleccionado, incluyendo uno o varios términos adicionales al modelo, como fue propuesto por Parrish y McCall (1978). Es decir, el modelo seleccionado se multiplicó por uno o varios términos iguales a:

$$EXP(d * \text{variable ambiental}),$$

donde d es el parámetro correspondiente a la variable ambiental dada. Es decir, el reclutamiento está definido por:

$$R = f(\text{reproductores}) * EXP(d * \text{variable ambiental})$$

4.4 Modelos estadísticos

La forma común del modelo de regresión lineal múltiple para predecir una variable dependiente Y a partir de p variables independientes X_i , $i = 1, \dots, p$ y n observaciones, $j = 1, \dots, n$, está dada por:

$$Y(j) = \sum_{i=1}^p b_i * X_i(j) + e(j)$$

En este caso, las $e(j)$ son números aleatorios independientes con media 0 y los b_i son los parámetros del modelo (von Storch y Zwiers 1999). En el modelo aditivo generalizado o modelo de regresión múltiple no-lineal (Hastie y Tibshirani 1990; Cury *et al.* 1995) la variable Y , y los predictores X_1, \dots, X_p son remplazados por funciones $T_1(Y)$ y $T_2(X_1), \dots, T_{p-1}(X_p)$:

$$S[Y(j)] = \sum_{i \neq k}^p b_i * T_k[X_i(j)] + w(j)$$

En esta ecuación las funciones no lineales $S(Y)$ y $T_k(X)$ se desconocen y deben ser estimadas a partir de los datos de manera no paramétrica. Las $w(j)$ son variables aleatorias (Mendelsohn 1989; Cury *et al.* 1995; Faure y Cury 1997).

Utilizando ACE (Breiman y Friedman 1985), un algoritmo iterativo, se estimó la última ecuación. En cada iteración, dados los estimados de $S(\hat{\cdot})$ y $T_k(\hat{\cdot})$, se calcularon los residuos parciales:

$$S[Y(j)] - \sum_{i \neq k}^p b_i * T_k[X_i(j)]$$

y la transformación $T_k()$ se calculó como la esperanza condicional de los residuos parciales dado X_i . Esta esperanza condicional fue estimada a partir de los datos usando un suavizador (Breiman y Friedman 1985). El algoritmo converge a soluciones óptimas para un criterio dado. En este caso en ACE el criterio fue la correlación máxima entre la variable dependiente transformada y las variables predictoras (o independientes) también transformadas (Cury *et al.* 1995). Para realizar estos análisis se utilizó un programa hecho en FORTRAN, el cual fue obtenido de Internet y cuya copia me fue proporcionada por el Dr. Alejandro Pares Sierra (CICESE, Ensenada, B.C.).

Por otro lado, una vez obtenidos los resultados con los modelos aditivos generalizados (es decir las transformaciones empíricas óptimas utilizando ACE), y a través del análisis gráfico de la relación entre la variable dependiente (reclutamiento) y las variables independientes (reproductores, índice de surgencia, temperatura superficial del mar y turbulencia) se procedió a probar modelos de regresión múltiple no lineal con las variables originales (no transformadas), a fin de encontrar un modelo predictivo para el reclutamiento. En este caso se probaron diferentes modelos que incluyen tanto al stock reproductor como a una o más variables medioambientales, o sólo variables ambientales, de tal forma que:

$$R_{t+1} = f(S_t, x_1, \dots, x_m),$$

donde R_{t+1} es el reclutamiento al tiempo $t+1$, S_t es el stock desovante al tiempo t , y las x son factores medioambientales.

La información utilizada para estos análisis se presenta en la tabla 2 (series ambientales). Los datos de la temperatura superficial del mar fueron obtenidos de la estación mareográfica de Guaymas (perteneciente al Instituto de Geofísica de la UNAM). Los datos de vientos diarios, con los cuales se calcularon el índice de surgencia (Bakun 1973; Lluch-Cota *et al.* 1999; Lluch-Cota 2000a y 2000b) y la turbulencia (viento al cubo, V^3), fueron obtenidos de la estación meteorológica de Guaymas - Empalme (perteneciente a la CNA). Fueron obtenidos promedios mensuales para cada una de estas variables. Enseguida se obtuvieron promedios anuales para la temperatura superficial del mar y para el viento al cubo ($V^3 \text{ m}^3/\text{s}^3$). En el caso del índice de surgencia para la región costera continental del Golfo de California (Sonora), no obstante que también se estimó el promedio anual, se utilizó el valor promedio correspondiente a la estación de desove, es decir, de octubre a abril (Nevárez-Martínez 1990).

4.5 Información independiente de la pesquería

Este tipo de información proviene de fuentes que son completamente independientes de las capturas comerciales; es decir, se obtuvo de estudios de pesca exploratoria por medio de cruceros de investigación que se realizaron estacionalmente desde 1990 a 1996.

Como ya se mencionó, a partir de 1990 y hasta 1996, el Instituto Nacional de la Pesca (CRIP Guaymas, INP, México) realizó 25 cruceros de investigación (pesca exploratoria) en el Golfo de California (Fig. 4). En todos los cruceros se utilizó una red de arrastre de media agua de cuatro capas especialmente diseñada para muestreos de peces pelágicos menores, con una malla de 1 pulgada en el copo (J. R. Torres Jiménez, datos no publicados, CRIP Guaymas), utilizando sonar

y videosonda como equipo de apoyo para determinar, de la red de estaciones prospectadas, la localidad y la profundidad de los lances de pesca.

Se obtuvieron estimaciones de abundancia relativa de sardina monterrey (número promedio de organismos por lance positivo de sardina monterrey (NPPL) y porcentaje de estaciones con sardina monterrey con respecto al total de estaciones con capturas de pelágicos menores) para cada uno de los cruceros. La temperatura superficial del mar (TSM) se determinó rutinariamente durante los cruceros. Con estos datos se estimó la TSM promedio para cada crucero.

La actividad de las surgencias en la costa continental (costa de Sonora) se evaluó considerando un índice construido a partir de registros diarios de vientos en la estación meteorológica de Guaymas-Empalme, Sonora (Lluch-Cota *et al.* 1999; Lluch-Cota 2000a, 2000b). Por su parte, la actividad en la costa peninsular se estimó usando el inverso del índice continental corregido con el patrón mensual del índice de Santa Rosalía. La razón de esto último, es por que en Santa Rosalía no existen datos de vientos suficientes como para generar una serie de tiempo de surgencias larga; además de que no coincide con el mismo periodo en que se realizaron los cruceros. Por lo tanto, para el mismo periodo de tiempo en que coinciden las series de tiempo de vientos diarios de Guaymas - Empalme y Santa Rosalía, se correlacionaron las series lo que permitió obtener un factor de corrección para el índice continental (Lluch-Cota, comunicación personal).

Posteriormente se realizó un análisis gráfico (diagramas de dispersión) con el fin de determinar el tipo de relación (lineal o no lineal) entre la abundancia relativa de sardina monterrey y las

variables ambientales. Una vez identificado el tipo de relación entre las variables, se procedió a encontrar el modelo que explicara mejor el comportamiento de la abundancia relativa.

Asimismo, para analizar la distribución espacial y temporal de sardina monterrey, se trazaron los mapas de distribución correspondientes a cada crucero, y se realizó un análisis gráfico (contornos de densidad) de la variación espacio - temporal. Para esto, se utilizó el método Kriging con un variograma lineal isotrópico (rutina del Programa SURFER V6 para Windows 95); esta es una herramienta de Geoestadística aplicada que ha mostrado su utilidad (y que se ha estado popularizando) para producir gráficos de contornos visualmente atractivos a partir de datos irregularmente espaciados, es decir, esta herramienta intenta representar tendencias que son sugeridas en nuestros datos (Isaaks y Srivastava 1989).

4.6 Modelo de simulación

Con base en los resultados obtenidos por los métodos hasta ahora descritos, se desarrolló un modelo que intenta explicar la dinámica de la población de sardina monterrey en el Golfo de California.

En el caso de esta tesis, el modelo que se construyó es similar al de Nevárez-Martínez *et al.* (1999; Anexo 1), excepto que en éste se considera la variabilidad ambiental a través de la función de reclutamiento que explica la mayor cantidad de su varianza. Se utilizaron los dos mejores modelos ajustados para el reclutamiento, a saber: 1) aquel que incluye a los

reproductores, al índice de surgencia con desfaseamiento o retraso y a la temperatura del agua también con retraso y 2) el modelo que incluye sólo variables ambientales (sin retraso).

Con el fin de determinar si el modelo era capaz de representar de manera aceptable el comportamiento observado de las capturas entre 1971/72 y 1996/97, las salidas del modelo de simulación fueron comparadas con los datos históricos de captura de la pesquería. Enseguida, se predijeron las capturas para las temporadas de pesca 1997/98 y 1998/99, las cuales fueron a su vez comparadas con las observadas para esas temporadas.

5. Resultados

5.1 Análisis espacial y temporal

Los índices de abundancia relativa para la sardina monterrey durante el periodo de 1990 a 1996 (Fig. 4a) indican una baja abundancia de sardina entre 1990 y principios de 1993, y un incremento notable posterior en la abundancia: el número de organismos por lance se incrementó en uno a dos órdenes de magnitud y el porcentaje de estaciones positivas, en promedio, se duplicó.

Por otro lado, la temperatura superficial promedio del mar (Fig. 4b) mostró una estacionalidad muy marcada, con el invierno más cálido en 1992. El índice de surgencia (Fig. 4c) mostró las variaciones más marcadas entre 1990 y 1992 (valores muy altos -mayores de $30 \text{ m}^3/\text{s}$ por cada 10

metros de costa- o muy bajos -menores de 8 m³/s), mientras que en el siguiente periodo presentó valores intermedios, alrededor de 15 m³/s.

La relación entre el índice de abundancia (número promedio de organismos por lance, NPPL) y la temperatura superficial promedio del mar y el índice de surgencia fueron primeramente exploradas a través de diagramas de dispersión (Fig. 5a y b). En ambas gráficas se observó que se presentaron bajas abundancias relativas de sardina en los valores extremos, tanto de la temperatura como de las surgencias. Las abundancias más altas se encontraron tanto para valores intermedios del índice de surgencia (IS, 12-18 m³/s) como de las temperaturas promedio (T, 18-24 °C).

Un modelo de regresión múltiple no-lineal usando estas variables ambientales como predictores, explicó el 75% de la varianza observada en la abundancia relativa (NPPL) de la sardina monterrey. El modelo ajustado fue:

$$NPPL = (298.36 * NORMAL(T, 22.42, 3)) * (298.38 * NORMAL(IS, 14.98, 2))$$

con un $R^2 = 0.7476$.

La figura 6 ilustra la relación predicha entre la abundancia de sardina y la temperatura y las surgencias. Las predicciones del modelo sugieren que para este periodo no se encontraría sardina a temperaturas por debajo de los 15 °C o por encima de los 28 °C, independientemente del valor de las surgencias. Además, el modelo sugiere que para niveles de surgencias por debajo de 11

m^3/s o por encima de $19 \text{ m}^3/\text{s}$ se encontrarían cantidades despreciables de sardina monterrey, independientemente de la temperatura del agua. Los máximos valores de abundancia de sardina correspondieron a valores de temperatura de $22.4 \text{ }^\circ\text{C}$ y de surgencia de $15 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. 6).

La distribución espacial y temporal de la sardina monterrey en el Golfo de California se ilustra como diagrama evolutivo en la Figura 7. En esta gráfica las estaciones se localizan en el eje vertical, con la parte inferior representando las estaciones de las costas de Sonora y de la parte media hacia la parte superior las estaciones de la costa de la península de Baja California; en el eje horizontal están representados los cruceros con una etiqueta representada por un número, es decir, en este caso el número cinco sería la etiqueta correspondiente al primer crucero realizado en 1990 y el número 125 representando el crucero realizado a finales de 1996. Se observan dos periodos: uno, entre 1990 y principios de 1993, de distribución muy localizada con abundancias relativas muy bajas (entre uno y 101 sardinas por lance positivo), y otro de mediados de 1993 a finales de 1996 de distribución mucho más amplia y con áreas de muy alta abundancia relativa (entre 200 y 23,000 sardinas por lance positivo). En el Anexo 2 (Mapas 1 a 25) se muestran las distribuciones de sardina encontrada para cada uno de los 25 cruceros analizados.

5.2 Análisis temporal (de más de 10 años)

En esta pesquería se encontraron hasta siete grupos anuales de edad; desde el grupo de edad 0 hasta el 6. En la tabla 2 se presentan los estimados del número total de sardinas monterrey capturadas por grupo de edad para cada temporada de pesca (1971/72 - 1996/97) en el Golfo de California. Los resultados del Análisis Secuencial de Población (ASP), es decir, los

tamaños absolutos de la población por grupo de edad, así como la mortalidad por pesca por grupo de edad se presentan en las tablas 3 y 4. El valor de mortalidad natural (M) usado en el ASP fue de 0.65/anual y fue tomado de Cisneros-Mata *et al.* (1998).

En la figura 8 se presentan las series históricas de reclutamiento, abundancia de reproductores y abundancia total. En esta figura se puede observar la gran variabilidad, tanto interanual como de décadas, en las tres series. Todas ellas tienden, desde principios de los años setenta, hacia un valor máximo que se alcanza a mediados de los años ochenta (entre 1984 y 1985) y posteriormente tienden a decrecer, primero de manera muy abrupta y luego menos marcada a valores mínimos entre 1991 y 1992, con abundancias menores a los 5×10^{09} . A partir de 1993 hay un incremento en el reclutamiento, alcanzando en 1996/97 niveles por encima de los 20×10^{09} . Las otras dos series de abundancia siguen un comportamiento similar (Fig. 8).

La tasa de mortalidad por pesca y la tasa de explotación anual se muestran en la figura 9. Estas series también muestran gran variabilidad, tanto interanual como decadal, con una tendencia ascendente que alcanza valores máximos (de ambas series) entre 1989 y 1991, con el valor máximo para la tasa de explotación cercano al 0.6/año. Después de esos altos valores, los indicadores del nivel de explotación cayeron abruptamente (alrededor de 0.05/año) para los años de 1992 y 1993; entre 1994 y 1997 la tasa de explotación se mantuvo en niveles por debajo de 0.20/año; niveles similares se presentaron durante el periodo de 1972 a 1985 (Fig. 9).

5.3 Stock - Reclutamiento

De los cuatro modelos stock - reclutamiento ajustados, la función de Shepherd (1982) fue la que proporcionó el mejor ajuste con un R^2 de 0.3917 ($p \leq 0.05$; $n = 25$) (Tabla 6). En la figura 10 se presentan las cuatro curvas de los modelos ajustados. En general los modelos explicaron entre el 32% y 39% de la variabilidad observada en el reclutamiento.

En el caso del modelo de Shepherd, los parámetros estimados del modelo fueron: la pendiente en el origen (la cual representa la tasa máxima esperada de reclutamiento), $\alpha = 1.581$. El límite en la biomasa reproductora, arriba del cual los factores denso-dependientes dominan sobre los denso-independientes fue $\beta = 2.331 \times 10^{10}$. El factor de compensación (δ), que mide la fuerza de la denso-dependencia se estimó en $\delta = 5.519$.

Cuando al modelo se le incorporó la variabilidad ambiental de la manera propuesta por Parrish y McCall (1978), se encontró que la varianza explicada estuvo entre 39% y 52% (Tabla 7). Tres fueron los únicos modelos que explicaron más del 50% de la varianza del reclutamiento: a) los dos que incluyeron a las tres variables ambientales (con y sin retraso) y b) aquel que incluyó a la temperatura superficial del agua (con retraso) y al índice de surgencia (con retraso) (Tabla 7; modelos 1, 2 y 3, respectivamente). Las curvas que muestran el comportamiento del reclutamiento con esos tres modelos (los que explicaron la varianza más alta) *versus* los valores observados se presentan en la figura 11.

5.4 Modelos estadísticos

En la figura 12 se muestran los diagramas de dispersión entre el reclutamiento y las tres variables ambientales utilizadas, en las que se muestra la no linealidad de la relación entre la variable dependiente y las independientes. También se observó que para valores muy bajos y muy altos de estas variables ambientales los reclutamientos observados fueron bajos. Los más altos reclutamientos se observaron para valores intermedios de las variables ambientales, siendo más obvio para el índice de surgencia y la turbulencia (Fig. 12a y b). En el caso de la temperatura superficial del mar, los valores de reclutamiento más alto se observaron sesgados hacia valores de temperatura entre 24.9 °C y 25.9 °C (Fig. 12c).

Un análisis de regresión lineal múltiple utilizando a los reproductores y a las tres variables ambientales sin retraso y con retraso como predictores, mostró que la máxima varianza explicada para el reclutamiento fue de 41%, con el efecto no significativo de las variables ambientales. Sin embargo, cuando se utilizó el algoritmo ACE para estimar las transformaciones empíricas óptimas tanto de la variable de respuesta (dependiente) como de las variables predictoras (independientes) para los modelos aditivos generalizados, se obtuvieron mayores varianzas explicadas, pero más importante aún se delinearon de manera más clara la relación no lineal entre la variable dependiente y las variables independientes.

Primero se estimaron las transformaciones empíricas óptimas entre el reclutamiento y cada variable predictora, es decir, los reproductores y las variables ambientales (Fig. 13 a 16). La forma de la transformación es obtenida al construir un gráfico con el valor transformado de Y

o X_i , en el eje y, contra el valor original observado, en el eje x. La transformación para el reclutamiento se aproxima a una línea recta, mientras que la de los reproductores se aproxima a una curva en forma de domo muy parecida a la del modelo de Shepherd (1982); el modelo explica el 45% de la varianza del reclutamiento (Fig. 13). La transformación para el índice de surgencia (ISO) es una curva en forma de domo, con valor máximo entre 90 y 110 m^3/s por cada 100 m de línea de costa sin retraso, mientras que para el índice de surgencia con retraso (ISOR) el valor máximo está alrededor de 130 $m^3/s/100m$; la varianza explicada en el reclutamiento con ISO y ISOR fue de 37% y 32%, respectivamente (Fig. 14). En el caso de las transformaciones para la temperatura superficial del mar y la turbulencia (V^3), las curvas también tienen forma de domo (Figs. 15 y 16); para el caso de turbulencia el máximo se encontró entre 35 y 40 (m^3/s^3) y en la temperatura entre 24 y 25 °C. Con retraso no existen variaciones importantes en la forma de las curvas transformadas (Figs. 15 y 16). La varianza explicada en estos caso varió entre 22% y 37%.

Se realizaron diferentes combinaciones de variables ambientales y abundancia de reproductores, encontrándose que la varianza explicada por los diferentes modelos varió entre 42% y 72% (Tabla 8). Los modelos que mayor cantidad de varianza explicaron fueron aquellos que consideraron a: 1) la abundancia de reproductores, al índice de surgencia (con y sin retraso) y la temperatura superficial del mar con retraso, 2) los que incluyen a las tres variables ambientales con retraso y sin retraso, y 3) un modelo que incluye a las tres variables ambientales con retraso y sin retraso y a los reproductores (Tabla 8).

En el modelo que consideró como variables independientes a los reproductores, el índice de surgencia y la temperatura superficial del agua con retraso (Fig. 17), se encontró que la transformación estimada para el reclutamiento se acerca a una forma logarítmica; en el caso de la abundancia de reproductores la transformación óptima tiene forma de domo con un máximo alrededor de 17×10^{09} ; en el caso del índice de surgencia la transformación estimada también fue en forma de domo con máximo aproximadamente en $90 \text{ m}^3/\text{s}/100\text{m}$; para la temperatura superficial del agua la transformación es parecida a una forma logística: la varianza explicada por este modelo fue de 70.8% (Tabla 8; Fig. 17). Cuando el modelo no considera a los reproductores la forma de las transformaciones obtenidas son iguales para cada una de las variables (Fig. 18): el modelo explicó el 65.4% de la varianza del reclutamiento (Tabla 8).

En el caso del modelo que consideró a la abundancia de reproductores, el índice de surgencia con retraso y a la temperatura superficial del agua con retraso (Fig. 19), se encontró que la transformación estimada para el reclutamiento es lineal y positiva; en el caso de los reproductores la transformación se acerca a un domo, aunque mucho menos pronunciado que en el caso anterior, con un máximo alrededor de 19×10^{09} ; en el caso del índice de surgencia la transformación estimada de nuevo fue en forma de domo, pero con el máximo corrido a aproximadamente $130 \text{ m}^3/\text{s}/100\text{m}$; y para la temperatura superficial del agua la transformación es aproximadamente lineal y positiva hasta un valor máximo de aproximadamente $25.9 \text{ }^\circ\text{C}$ a partir del cual empieza a decrecer: la varianza explicada por este modelo fue de 69.1% (Tabla 8; Fig. 19). Cuando no se incluye a los reproductores en el modelo la varianza explicada disminuye a 42.15% (Tabla 8).

En la figura 20 se presentan los resultados de las transformaciones obtenidas para el modelo que incluyó a las tres variables ambientales (sin retraso). En este caso la transformación obtenida para el reclutamiento fue lineal y positiva; para el índice de surgencia y la turbulencia las transformaciones fueron en forma de domo, con un máximo de aproximadamente 90 $\text{m}^3/\text{s}/100\text{m}$ y de 35 m^3/s^3 , respectivamente. Para la temperatura superficial del agua la transformación es parecida a una forma logística: este modelo explicó el 53.9% de la varianza del reclutamiento (Tabla 8, Fig. 20). Cuando en el modelo se incluye a la abundancia de reproductores (Fig. 21), hay algunos cambios en las transformaciones obtenidas para algunas variables: las transformaciones para el reclutamiento y el índice de surgencia se mantienen, excepto que para este último el máximo está localizado en 118 $\text{m}^3/\text{s}/100\text{m}$; en el caso de la turbulencia la forma de la transformación no es muy clara, aunque entre 5 m^3/s^3 y 50 m^3/s^3 hay un máximo alrededor de 35 m^3/s^3 ; para el caso de la temperatura superficial del agua la transformación es aproximadamente lineal y positiva hasta un valor máximo de aproximadamente 25.7 °C a partir del cual empieza a decrecer; la transformación para los reproductores es de forma logística: la varianza explicada por el modelo se incrementa un poco, alcanzando un valor de 56.9% (Fig. 21).

Cuando el modelo incluyó a las tres variables ambientales con retraso (Fig. 22), la varianza explicada fue de aproximadamente 65%. En este caso las transformaciones obtenidas fueron las siguientes: a) la transformación para el reclutamiento fue lineal y positiva a partir de 8×10^9 , antes de este valor es lineal y negativo, b) para la temperatura superficial del agua la transformación es parecida a un domo, con un máximo alrededor de 25.4 °C, c) para el índice de surgencia y la turbulencia las transformaciones fueron en forma de domo, como en el

modelo anterior, pero con los máximos en aproximadamente $130 \text{ m}^3/\text{s}/100\text{m}$ y $50 \text{ m}^3/\text{s}^3$, respectivamente (Fig. 22). Cuando en el modelo se incluye a la abundancia de reproductores, no hay cambios importantes en las transformaciones obtenidas para las variables (Fig. 23), pero la varianza explicada por el modelo se incrementó, alcanzando el 71.7%.

Sobre la base de los resultados obtenidos con el ACE y los diagramas de dispersión presentados en la figura 12, es decir, lo no lineal de la relación entre el reclutamiento y la abundancia de reproductores y las variables ambientales aquí utilizadas, así como la existencia de valores óptimos de las variables independientes en las que el reclutamiento tiende a tomar valores máximos, se realizaron análisis de regresión múltiple no lineal con las variables originales (no transformadas), con el fin de encontrar un modelo predictivo para el reclutamiento. En este caso se probaron diferentes modelos que incluyeron tanto al stock reproductor y a una o más variables medioambientales o sólo variables ambientales. De todos los modelos con los que se trabajó, los que explicaron la mayor cantidad de varianza fueron tres: uno que incluyó a los reproductores y al índice de surgencia con retraso (50% de varianza explicada), otro con esas dos variables y la temperatura superficial del agua con retraso (59% de varianza explicada) y un tercero que incluyó a las tres variables ambientales (sin retraso) y que explicó el 52% de la varianza observada en el reclutamiento. Los modelos ajustados se presentan en la tabla 9.

Las curvas de la serie de reclutamiento observada y las predichas por los modelos se muestran en la figura 24. Los dos modelos que incluyen a los reproductores predicen el valor más bajo en la serie de reclutamiento para la temporada 1992/93, mientras que la serie observada tiene

localizado el mínimo en la temporada 1990/91 (Fig. 24a y 24b). Por otro lado, la serie estimada con el modelo ambiental sí estima el valor mínimo en la temporada 1990/91 (Fig. 24c), pero sobrestima de manera importante el reclutamiento en las temporadas 1988/89 y 1989/90, y aunque subestima, como los dos primeros modelos, al reclutamiento en los últimos años, la tendencia ascendente concuerda con la serie histórica (Fig. 24).

5.5 Modelo de simulación

El comportamiento de las curvas de captura predichas por el modelo de simulación (las dos versiones) y las observadas para las temporadas de pesca 1971/72 a 1996/97 se muestran en la figura 25a y 25b. En principio el modelo de simulación sigue de manera bastante cercana el comportamiento de la serie histórica de captura. Sin embargo, las capturas para las últimas cuatro temporadas fueron subestimadas, aunque como en el caso del reclutamiento la tendencia es ascendente, concordando con la serie histórica (Fig. 25a y 25b). Por otra parte, la predicción del modelo para las temporadas 1997/98 y 1998/99 también sigue de cerca la tendencia observada en las capturas para esos años, una disminución en las capturas en 1997/98 y una ligera recuperación durante 1998/99 (Fig. 25a y 25b).

6. Discusión

6.1 Variabilidad espacio - temporal

Los resultados del análisis de algunos parámetros ambientales y la abundancia relativa de la sardina monterrey para el periodo de 1990 a 1996, sugieren que las grandes fluctuaciones observadas en la población de sardina en ese periodo al parecer fueron inducidas por una disminución en los niveles de surgencia y valores altos de temperatura en la zona central del Golfo de California, que pudieron haber ocasionado una disminución en la producción primaria en las principales áreas de crianza, crecimiento y desove de la sardina monterrey. Esto último está en acuerdo con lo encontrado por Thunell (1998a, 1998b), quien muestra que las diátomeas, el grupo dominante en la cuenca de Guaymas y uno de los componentes principales de la dieta de la sardina monterrey (López-Martínez 1990; López-Martínez *et al.* 1999), disminuyeron para el periodo de 1990 a mediados de 1993 (periodo en que se presentó un evento ENSO) incrementándose posteriormente (entre 1994 y 1996) a aproximadamente el doble, lo cual refuerza sus resultados en el sentido de que la productividad es más alta durante los años en que no se presenta un evento ENSO y significativamente más baja en años ENSO (Thunell 1998b). La fuerte declinación (1990-1993) y posterior incremento (1994-1996) de la población de sardina monterrey es el reflejo del efecto combinado de las surgencias y la temperatura, y estos factores, a su vez, de los cambios interanuales de las condiciones climáticas e hidrográficas imperantes en el golfo, cuya variación más importante es causada por eventos ENSO (Lavin *et al.* 1997; Ripa y Marinone 1989; Robles y Marinone 1987; Baumgartner y Christensen 1985; Thunell 1998b), con repercusiones sobre la meteorología y

oceanografía de todo el globo (Philander 1990), por lo que no es sorprendente que el Golfo se vea fuertemente afectado debido a su cercanía con la zona ecuatorial, lugar en que tiene su origen el ENSO (Lluch-Cota *et al.* 1999).

Con respecto a la distribución espacio-temporal de la sardina monterrey, los resultados muestran que cuando la población declinó, también hubo una disminución en el área que ocupaba y cuando la abundancia se incrementó, el área se amplió notablemente. Resultados similares han sido encontrados por diferentes autores (Noto y Yasuda 1999; Schwartzlose *et al.* 1999; Bayley *et al.* 1998; Ottersen *et al.* 1998; Kawasaki y Omori 1995; Lluch-Belda *et al.* 1992b, 1991, 1989; Leavastu y Hela 1970), en los cuales, en general, se encuentra que las variaciones en la distribución geográfica son dependientes de las variaciones del tamaño del stock y están en menor o mayor medida relacionado con la variabilidad de la temperatura del agua del mar. Lo anterior sugiere una relación directa, para la sardina monterrey en el Golfo de California, entre el área ocupada y el tamaño de la población, a su vez definida por las condiciones climáticas imperantes en el Golfo.

Un aspecto que es importante remarcar es el que tiene que ver con el área ocupada por la sardina monterrey durante el periodo de baja abundancia de la población y condiciones adversas de la zona costera continental. Durante ese periodo la sardina de manera consistente ocupó el área de las grandes islas (Angel de la Guarda - Tiburón), que a lo largo del año presenta temperaturas relativamente más frías que el resto del Golfo y en el que se dan importantes procesos de mezcla debido a que la topografía del fondo aumenta las corrientes de marea también a lo largo del año (v. g., Badan-Dangon *et al.* 1985), por lo cual presenta un

alto nivel de actividad biológica durante todo el año, siendo caracterizado como un Centro de Actividad Biológica (BAC) (Lluch-Belda, comunicación personal, CICIMAR - La Paz, B.C.S.). Este hecho no es irrelevante, pues es conocido (Molina-Valdez *et al.* 1984; Lluch-Belda *et al.* 1986; Cisneros-Mata *et al.* 1988, 1991; Hammann *et al.* 1988, 1998; Nevárez-Martínez 1990) que la sardina monterrey, durante el verano restringe su hábitat a esa área y a partir de ahí expande su área de distribución para desovar durante finales del otoño e invierno. Sin embargo, cuando las condiciones son adversas, como las que se presentaron durante 1990-1992 (y muy probablemente desde antes) aunado a un nivel poblacional bajo, ocasionaron que ese patrón se trastocase, afectando el extremo meridional de la distribución de la sardina, restringiendo su distribución al área de las grandes islas (BAC) e impidiendo o limitando el movimiento de expansión hacia el sur de los adultos y juveniles tardíos (pre-adultos), además de afectar la actividad reproductiva, pues durante esos años los cruceros de prospección ictioplanctónica demostraron un porcentaje prácticamente nulo de estaciones con presencia de huevos y/o larvas de sardina monterrey (Yanira Green Ruiz, comunicación personal, CRIP - Mazatlán, Sinaloa). Lo anterior se vio reflejado, por un lado, en la distribución observada de sardina en los cruceros aquí analizados y, por otro, en la distribución de las capturas para esas temporadas de pesca, ya que éstas se realizaron desde las cercanías de Guaymas, Sonora hasta la región de las grandes islas. Se plantea aquí que el BAC mencionado es un área de refugio para la sardina monterrey cuando en el Golfo de California se presentan condiciones adversas extremas. Un aspecto más, y que es importante por las implicaciones que podría tener tanto sobre la población como sobre su pesquería, es el hecho de que esta especie es probable realice movimientos verticales importantes (Leavastu y Hela 1970), ya que en arrastres realizados a profundidades de 200 metros se han capturado sardinas adultas de gran tamaño (J.

L. Castro-Aguirre, com. personal, CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S.), y que apoya el planteamiento de que durante el verano (o cuando se presenta un ENSO) la sardina monterrey adulta se encuentra a profundidades mayores a los 100 m (D. Molina-Valdez y M.A. Cisneros-Mata, com. personal, CRIP de Guaymas, Guaymas, Sonora), donde habría temperaturas menos cálidas que en los primeros metros de profundidad y probablemente no tendrían problemas de alimento ya que en esta área se ha planteado existe una alta productividad a lo largo de todo el año (Alvarez-Borrego et al. 1978; Alvarez-Borrego y Lara-Lara 1991).

6.2 Análisis temporal (de más de 10 años)

Como se mencionó en los resultados, la lectura de edad en otolitos, para el periodo 1971/72 - 1996/97, mostró la existencia de hasta siete grupos de edad, lo que concuerda con lo obtenido por Wong (1974) y Molina-Valdéz y Pedrín-Osuna (1976) quienes también obtuvieron sardinas hasta de siete años, pero en su caso la estimación de la edad la hicieron con lecturas de escamas. Por otro lado, la reconstrucción de las capturas por grupo de edad muestra que hubo una disminución importante en las capturas de los grupos de edad 4, 5 y 6 durante las temporadas de pesca de 1990/91 a 1996/97, lo que se podría explicar al ver los resultados obtenidos con el ASP, que muestran que tanto el reclutamiento, la abundancia de reproductores y en general la población de sardina monterrey empezó a disminuir desde mediados de los años 80s, lo cual es probable se deba tanto a la variabilidad ambiental observada (años muy fríos seguidos de un evento ENSO muy extendido, pues abarcó de 1990 a 1993, así como una gran variabilidad en la magnitud de las surgencias), como a niveles altos en la tasa de explotación durante los años 1986/87 a 1990/91; no obstante que las condiciones

del clima oceánico juegan un papel clave en la variabilidad del reclutamiento y por tanto en las fluctuaciones del tamaño del stock (Cole y McGlade 1998; Bakun 1996; Cury y Roy 1989; Lluch-Belda *et al.* 1989), la explotación pesquera no puede ser descontada como un factor que contribuye al colapso de pesquerías alrededor del mundo (Cisneros-Mata *et al.* 1995). El exceso de extracciones por pesca de una población puede proporcionar un nicho para los competidores por alimento (MacCall, 1986); además, las pesquerías pueden incrementar la amplitud de las variaciones naturales y llevar a las poblaciones a niveles extremadamente bajos de los cuales podría ser más difícil recobrase (Cisneros-Mata *et al.* 1996; Lluch-Belda *et al.* 1989, 1995). Sin embargo, en este caso es obvio que la población de sardina monterrey del Golfo de California se recuperó rápidamente, en cuanto las condiciones del ambiente mejoraron, alcanzando en 1996/97 niveles poblacionales similares a los que tenía antes de 1985/86, un aspecto que en el trabajo de Cisneros-Mata *et al.* (1996) no se prevé, pues la población tarda varios lustros en recuperarse.

¿Cuál es el mecanismo?

Hasta el momento no ha habido un acuerdo general sobre una forma funcional adecuada para la relación stock reproductivo (S) - reclutamiento (R), y realmente existe tanta controversia (Myers y Barrowman 1996; Gilbert 1997; Myers 1997; Shepherd 1982) que más bien se ha oscurecido el punto esencial: que el comportamiento de la curva para tamaños de stocks grandes es casi irrelevante (Shepherd 1982). Casi cualquier curva compensatoria que pase por el origen es suficiente para capturar el aspecto importante: que el stock podría colapsarse. Con eso en mente Shepherd (1982) sugiere que es altamente deseable tomar en cuenta la probable existencia de una subyacente relación S-R de algún tipo, y tomando en cuenta las formas funcionales estándar de Ricker (1954), Beverton y Holt (1956) y Cushing (1973) propone una

versátil forma funcional S-R. De las diferentes modelos aquí ajustados, fue precisamente el modelo de Shepherd (1982) el que mostró el mejor ajuste, tanto en términos de R^2 como de significancia. En el caso de los parámetros estimados para el modelo: $\alpha = 1.581$, la pendiente de la curva en el origen, y que representa la tasa máxima esperada de reclutamiento por unidad de reproductores, cumple una función similar a la tasa natural de incremento, en por ejemplo, la función logística (Shepherd 1982); $\beta = 2.331 \times 10^{10}$, es el límite en el nivel de reproductores arriba del cual los factores denso-dependientes dominan sobre los denso-independientes (y que cumple una función similar a la capacidad de carga de la ecuación logística, aunque no es igual que la biomasa prístina), es decir es el nivel de reproductores en el cual el reclutamiento se reduce a la mitad del nivel que podría haber tenido si sólo existieran efectos denso-independientes (Shepherd 1982); el tercer parámetro, $\delta = 5.519$, expresa un aspecto particular del concepto de denso-dependencia, a saber, el grado de compensación involucrado, por ejemplo, si $\delta = 1$, cualquier incremento del reclutamiento que quizá sea causado por un incremento de la biomasa es exactamente compensado por el término denso-dependiente (Shepherd 1982). Por otra parte, algunos rasgos interesantes de este modelo son que 1) nunca da valores negativos para R, debido a que el término denso-dependiente (δ) está en el denominador con signo positivo y 2) es capaz de comportarse como cualquiera de los tres modelos mencionados arriba, dependiendo del valor de δ , ya que este parámetro es el que controla totalmente la forma de la curva (Shepherd 1982). Para un valor mayor de 1 esta curva es en forma de domo (tipo Ricker 1954), para un valor igual a uno la curva es idéntica a la de Beverton y Holt (1956) y para un valor menor de 1 la curva es parecida a la de Cushing (1973).

Cisneros-Mata *et al.* (1995) ajustaron el modelo de Shepherd (1982) a datos de la sardina monterrey del Golfo de California; los valores estimados para los parámetros fueron los siguientes: $\alpha = 2.697$, $\beta = 1.471 \times 10^{10}$, $\delta = 6.499$. Aunque existen diferencias en los valores estimados para los tres parámetros entre ese trabajo y los reportados en esta tesis, el aspecto más sobresaliente es el valor obtenido para el factor de compensación δ , ya que se menciona (Shepherd 1982) que cuando este parámetro alcanza valores muy por encima de 1 (el rango considerado por este autor está entre 0.5 y 2) los procesos denso-dependientes son tan fuertes que sobre-compensan por cambios en biomasa, de manera que incrementos en el tamaño del stock llevan a una disminución en el reclutamiento. Existe evidencia de que una relación sobrecompensatoria sólo puede originarse a través de mecanismos poblacionales específicos tales como el canibalismo (Ricker 1975; Cushing y Horwood 1977) o la reducción por el mismo stock de recursos alimenticios clave (Shepherd 1982). No obstante que Hammann *et al.* (1988) han propuesto al canibalismo como proceso denso-dependiente en la población de sardina del Golfo de California, éste aún no ha sido documentado para esta especie en esta área; por otro lado se menciona que el Golfo mantiene una productividad alta a lo largo del año (v.g., Alvarez-Borrego y Lara-Lara 1991). Sin embargo, el tipo (calidad) y cantidad del alimento disponible en un momento dado, y que podría variar por cambios en el ambiente, por ejemplo un evento ENSO, son importantes en algunos procesos biológicos claves, el crecimiento y la madurez de los adultos y por lo tanto en el éxito reproductivo de esta especie.

Los mecanismos que controlan el éxito del reclutamiento son complejos y no del todo entendidos, dependiendo de procesos físicos y biológicos que tienen lugar sobre diferentes escalas de tiempo y espacio en el ecosistema pelágico (Bakun 1996; Cole y McGlade 1998;

Daskalov 1999), los cuales pueden ejercer efectos contrarios sobre la producción de huevos y larvas y sobre el crecimiento y la supervivencia en todos los estadios de vida de los organismos en una población.

Daskalov (1999) menciona que la ausencia de relación significativa de un factor dado no necesariamente significa que ese factor no tenga influencia ya que, por el contrario, podría ejercer una multitud de efectos que tenderían a operar a lo largo de toda la cadena causal que lleva a los reclutamientos resultantes (Cole y McGlade 1998). En otros casos, podría pasar que uno o unos pocos efectos sean claramente abrumadores apareciendo como responsables de las tendencias en los datos (Daskalov 1999). Los patrones de los efectos de las variables ambientales consideradas en este trabajo, en general, se asemejan a lo encontrado en otros estudios (Cury y Roy 1989; Cury *et al.* 1995; Daskalov 1999; Lluch-Cota *et al.* 1999).

El índice de surgencia, la turbulencia y la temperatura superficial del mar mostraron efectos en forma de domo, lo cual podría ser interpretado en términos del concepto de la "ventana medioambiental óptima" (Cury y Roy 1989; Cury *et al.* 1995). Esta hipótesis, que se formuló para explicar el éxito del reclutamiento en los sistemas de surgencia de frontera, plantea que el forzamiento por viento puede resultar en un espectro de condiciones que afectan la producción del océano: efectos positivos a través de las surgencias y el enriquecimiento de nutrimento y efectos negativos a través de la acción de la advección sobre los huevos y larvas y la dispersión de "parches de plancton" por turbulencia muy alta. Con respecto a esto último se ha planteado que la elevada turbulencia incrementa la frecuencia de contacto en los parches de plancton (Rothschild y Osborn 1988), teniendo así una influencia positiva sobre producción, el

crecimiento y supervivencia de larvas de peces (Daskalov 1999). Así pues, el sistema biológico tiende a responder a una variedad de condiciones medioambientales de manera no lineal en forma de domo, lo que puede indicar que existen valores óptimos de esas variables para las cuales el reclutamiento es óptimo. Finalmente, el mejorar nuestro conocimiento sobre las interacciones biológico-ambientales promoverá la identificación de índices medioambientales confiables y su integración en modelos de evaluación de stocks y nuestra habilidad para manejar recursos pesqueros altamente variables como son los pelágicos menores.

6.3. Modelo de simulación

Con respecto al modelo que intenta explicar la dinámica de la población de sardina monterrey en el Golfo de California los resultados son bastante alentadores, no obstante la subestimación observada para las últimas cuatro temporadas de pesca (véase Fig. 25). Una de las probables explicaciones es que en el modelo se incluye una función de reclutamiento que, como se observa en los resultados, también subestimaron al reclutamiento en esos años (ver Fig. 24). Esto último, muy probablemente se deba a que en esos años la confiabilidad de la información ambiental, y muy particularmente la temperatura superficial del mar no es adecuada, debido a la irregularidad con que se determinó. En efecto, estos datos normalmente se estiman varias veces al día y abarcando, en promedio, el 80-85% de los días de un mes en particular. No obstante que fueron sometidos a un proceso de corrección utilizando información de temperatura superficial del agua obtenida por personal del CRIP de Guaymas, es probable que aún persista cierto grado de sesgo en la temperatura registrada durante esos años. No obstante lo anterior, el modelo es capaz de

seguir el comportamiento histórico de la población y su pesquería con suficiente exactitud, como para esperar que su potencial como modelo predictivo proporcione una idea bastante clara del comportamiento futuro de las capturas en el corto plazo. Al respecto, Nevárez-Martínez *et al.* (1999; Anexo 1) modelaron la dinámica de la población de sardina utilizando un modelo estructurado por edades acoplado con una función de reclutamiento obtenida para la sardina monterrey, con datos de 1974/75 a 1986/87 (Cisneros-Mata *et al.* 1995), de tal manera que el modelo considera factores denso-dependientes y la estructura de edad de la población (Cisneros-Mata *et al.* 1996), pero no consideró el forzamiento medioambiental de manera explícita, sino a través de un generador de ruido blanco (Nevárez-Martínez *et al.* 1999). Ese modelo no fue capaz de predecir la variabilidad de corto plazo, por ejemplo la caída y recuperación de la pesquería entre 1990 y 1996, mientras que el modelo aquí construido sí es capaz de reconstruir el comportamiento de la población y su pesquería, muy probablemente porque en éste se consideran de manera explícita algunas variables ambientales muy importantes en definir la dinámica de la población de sardina monterrey del Golfo de California y su pesquería.

7. Conclusiones

1. La abundancia relativa de sardina fue muy baja entre 1990 y principios de 1993, y se incrementó (cuando menos 100%) de mediados de 1993 a 1996.
2. La relación observada entre la abundancia relativa y las surgencias y la temperatura superficial del agua fue de tipo no lineal, en forma de domo.
3. La variabilidad ambiental, entre 1990 y 1996, explicó el 75% de la variabilidad observada en la abundancia de sardina del Golfo de California.
4. La amplitud de la distribución espacial de la sardina, entre 1990 y 1996, estuvo definida por la abundancia de la población y las condiciones ambientales imperantes en el Golfo de California durante ese periodo.
5. La población de sardina (reclutas, reproductores y total) presentó una gran variabilidad entre 1971/72 y 1996/97. Lo mismo sucedió con la mortalidad por pesca y la tasa de explotación.
6. La relación entre el reclutamiento, los reproductores y las variables ambientales fue de tipo no lineal, en forma de domo. Es decir, existen valores óptimos de esas variables independientes para las cuales el reclutamiento es máximo.

7. El modelo de simulación es capaz de seguir el comportamiento histórico de la población y su pesquería con suficiente exactitud, ya que en éste sí se consideran de manera explícita algunas variables ambientales que al parecer son importantes en la definición de la magnitud del reclutamiento, como para esperar que su potencial como modelo predictivo proporcione una idea bastante clara del comportamiento futuro de las capturas en el corto plazo.

8. Literatura citada

- Ahlstrom, E.H. 1960. Synopsis on the biology of the Pacific sardine (Sardinops caerulea). Fisheries Biology 17: 415-451.
- Alvarez-Borrego, S. 1983. Gulf of California. En: Estuaries and Enclosed Seas, (B.H. Ketchum, ed.) Elsevier, New York.
- Alvarez-Borrego, S. y R.A. Schwartzlose. 1979. Water masses of the Gulf of California. Ciencias Marinas 6: 43-63.
- Alvarez-Borrego, S. y J.R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. En: The Gulf and Peninsular Province of the California, Mem. Am. Assoc. Pet. Geol. 47: 555-567.
- Alvarez-Borrego, S., D. Guthrie, C.H. Culberson y P.K. Park. 1978. Test of Redfield's model for the oxygen-nutrient relationships using regression analysis. Limnol. Oceanogr. 20: 795-805.
- Anónimo. 1990. Anuario Estadístico de Pesca 1988. SePesca, Dir. Gral. de Programación e Informática. México, D.F. 350 p.
- Argote, M.L., A. Amador, y C. Morales. 1985. Variación estacional de la estratificación en la región norte del Golfo de California. En: Memorias de la reunión anual, (J. Urrutia-Fucugauchi y J.F. Valdés-García, Eds.) Unión Geofísica Mexicana, 334-338.
- Armstrong, M.J. y P.A. Shelton. 1990. Clupeoid life-history styles in variable environments. Env. Biol. Fishes 28: 77-85.
- Badan-Dangon, A., D. Koblinsky y T. Baumgartner. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: observations of surface thermal patterns. Oceanologica Acta 8(1): 13-22.

- Bailey, M.C., C.D. Maravelias y E.J. Simmonds. 1998. Changes in the spatial distribution of autumn spawning herring (*Clupea harengus* L.) derived from annual acoustic surveys during the period 1984-1996. ICES J. Mar. Sci. 55: 545-555.
- Bakun, A. 1973. Coastal upwelling indices, West Coast of North America 1946-71. U.S. Dep. Comm., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-671, 103 p.
- Bakun, A. 1996. Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics. Univ. Calif. Sea Grant, San Diego, in cooperation with CIBNOR, La Paz, B.C.S., México. 323 pp.
- Baumgartner, T. R. y N. Christensen. 1985. Coupling of the Gulf of California to large-scale interannual climatic variability. J. Mar. Res. 43: 825-848.
- Baumgartner, T. R., A. Soutar y V. Ferreira-Bartrina. 1992. Reconstruction of the history of Pacific sardine and Northern anchovy populations over the past two millennia from sediments of Santa Barbara Basin, California. CalCOFI Rep. 33:24-40.
- Beier, E. 1997. A numerical investigation of the annual variability in the Gulf of California. J. Physical Oceanography 27: 615-632.
- Beverton, R. J. H. y S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. U. K. Minist. Agric. Fish. Fish. Invest. (Ser. 2) 19: 533 p.
- Boyd, A.J., J.D. Hewitson, I. Kruger y F. Le Clus. 1985. Temperature and salinity trends off Namibia from August 1982 to August 1984, and their relation to the spawning success of pelagic fish. Colln. Scient. Pap. Int. Commn. SE Atl. Fish. 12: 53-58.
- Bray, N. A. 1988. Thermohaline circulation in the Gulf of California. J. Geophys. Res. 93: 4993-5020.

- Breiman, L. y J.H. Friedman. 1985. Estimating optimal transformations for multiple regression and correlation. J. Am. Stat. Assoc. 80(391): 580-598.
- Candela, J., A. Badan-Dangon y C.D. Winant. 1984. Spatial distribution of lower atmospheric physical variables over the Gulf of California. A data report, vol. 1, summer 1983. SIO Reference Series 84-33.
- Candela, J., A. Badan-Dangon y C. D. Winant. 1985. Spatial distribution of lower atmospheric physical variables over the Gulf of California. A data report, vol. 2, winter 1984. SIO Reference Series 85-11.
- Cisneros-Mata, M. A., J.A. De Anda-Montañez, J.J. Estrada-Garcia , F. Páez-Barrera y A. Quiroz-S. 1988. Pesquerías de sardina del Golfo de California y costa de Sinaloa (Informe 1986/87 y Diagnóstico). SePesca, Inst. Nal. de la Pesca. CRIP Guaymas. Guaymas, Sonora. Abril de 1988. 66 p.
- Cisneros-Mata, M. A., M. O., Nevárez-Martínez, G. Montemayor-López, J. P. Santos-Molina y R. Morales-Azpeitia. 1991. Pesquería de sardina en el Golfo de California 1988/89-1989/90. SePesca, Inst. Nal. de la Pesca. CRIP Guaymas. Guaymas, Sonora. Agosto 1991. 80 p.
- Cisneros-Mata, M. A., M. O, Nevárez-Martínez y G. Hammann. 1995. The raise and fall of the Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* Girard, in the Gulf of California, México. CalCOFI Rep. 36: 136-143
- Cisneros-Mata, M. A., G., Montemayor-López y M. O, Nevárez-Martínez. 1996. Modeling deterministic effects of age structure, density dependence, environmental forcing, and fishing on the population dynamics of *Sardinops sagax caeruleus* in the Gulf of California. CalCOFI Rep. 37: 201-208.

- Clark, I. N. y J. C. Marr. 1954. Population dynamics of the Pacific sardine. CalCOFI Progress. Rep. 4-52.
- Cole, J. y J. McGlade. 1998. Clupeoid population variability, the environment and satellite imagery in coastal upwelling systems. Reviews in Fish Biology and Fisheries 8: 445-471.
- Crawford, R.J.M. y L.V. Shannon. 1988. Long-term changes in the distribution of fish catches in the Benguela. En: Long Term Changes in Marine Fish Populations, (T. Wyatt y M.G. Larrañeta, eds.) Vigo, España, Instituto de Investigaciones Marinas de Vigo, pp. 449-480.
- Crawford, R.J.M., L.G. Underhill, L.V. Shannon, D. Lluch-Belda, W.R. Siegfried y C.A. Villicastin-Herrero. 1991. An empirical investigation of trans-ocean linkages between areas of high abundance of sardine. En: Long-Term Variability of Pelagic Fish Populations and their Environment (T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba y A Taniguchi, eds.). Oxford, Pergamon Press. pp. 319-332.
- Cury, P. y C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 670-680.
- Cury, P., C. Roy, R. Mendelsshon, A. Bakun, D.M. Husby y R.H. Parrish. 1995. Moderate is better: nonlinear climatic affects on Californian Anchovy. En: Climate Change and the Northern Fish Populations, (R.J. Beamish, ed.) Can Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 121: 417-424.
- Cushing, D.H. 1973. The dependence of recruitment on parent stock. J. Fish. Res. Bd. Can. 30: 1965-1976.

- Cushing, D.H. 1975. *Marine Ecology and Fisheries*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 228 pp.
- Cushing, D.H. 1996. *Towards a Science of Recruitment in Fish Populations*. Oldendorf, Germany, Ecology Institute. 175 pp.
- Cushing, D.H. y J.W. Horwood. 1977. Development of a model of stock and recruitment. En: *Fisheries Mathematics*, (J.H. Steele, ed.) Academic Press, London. pp. 21-36.
- Darby, C.D. y S. Flatman. 1994. *Virtual populations analysis: version 3.1 (Windows/Dos) user guide*. Info. Tech. Ser., MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, (1): 85 pp.
- Daskalov, G. 1999. Relating fish recruitment to stock biomass and physical environment in the Black Sea using generalized additive models. *Fisheries Research* 41 (1): 1-23.
- De Vries, T.J. y W.G. Pearcy. 1982. Fish debris in sediments of the upwelling zone off central Peru: a late Quaternary record. *Deep-Sea Res.* 28: 87-109.
- Estrada G. J., M. A. Cisneros M., F. Páez B. y J. P. Santos M. 1986. Informe de la temporada de pesca 1984/85 del recurso sardina del Golfo de California. SePesca, Instituto Nacional de la Pesca. Guaymas, Sonora. 160 p.
- Faure, V. y P. Cury. 1997. Pelagic fisheries and environmental constraints in upwelling areas: how much is possible?. En: *Global versus Local Changes in upwelling Systems*, (Durand, M.H., P. Cury, R. Mendelssohn, C. Roy, A. Bakun y D. Pauly, eds.). Paris; ORSTOM: 391-407.
- Félix-Uraga, R. 1986. Edad, crecimiento y estructura poblacional de *Sardinops sagax caerulea* en Bahía Magdalena, durante 1981 a 1984. Tesis de Maestría. I.P.N. CICIMAR, La Paz, B.C.S., México. 103 p.

- Gilbert D.J. 1997. Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 969-977.
- Gilbert, J.Y. y W.E. Allen. 1943. The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the E.W. Scripps in 1939 y 1940. J. Mar. Res. 5: 89-110.
- Grant, J. (Compilador). 1987. Review of some California fisheries for 1986. CalCOFI Rep. 28: 11-20.
- Gulland, J.A. 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Artic Fisheries Working Group Report. International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1965, document 3(mimeo), Copenhagen.
- Hammann, M.G., T.R. Baumgartner y A. Badan-Dangon. 1988. Coupling of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caeruleus*) life cycle with the Gulf of California pelagic environment. CalCOFI Rep. 29: 102-109.
- Harline, B.K. 1980. Coastal upwelling: physical factors feed fish. Science 208: 38-40.
- Hastie, T.J. y R.J. Tibshirani (eds.) 1990. Generalized Additive Models. London; Chapman & Hall. 335 pp.
- Hayasi, S. 1983. Some explanation for changes in abundance of major neritic-pelagic stocks in the northwestern Pacific ocean. FAO Fish. Rep. 291(2): 37-55.
- Hilborn, R. y C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 pp.
- Hisard, P. 1988. El Niño response of the tropical Atlantic ocean during the 1984 year. En: Long Term Changes in Marine Fish Populations, (T. Wyatt y M.G. Larrañeta, eds.) Vigo, España, Instituto de Investigaciones Marinas de Vigo, pp. 273-290.

- Holmgren-Urba, D. y T.R. Baumgartner. 1993. A 250-year history of pelagic fish abundance from anaerobic sediments of the central Gulf of California. CalCOFI Rep. 34: 136-140.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. Rapp. P.-v Réun. Cons. Int. Explor. Mer 20: 1-228.
- Hutchings, L. 1992. Fish harvesting in a variable productive environment - searching for rules or searching for exceptions?. S. Afr. J. Mar. Sci. 12: 297-318.
- Iles, T.D. y M. Sinclair. 1982. Atlantic herring: stock discreteness and abundance. Science 215: 627-632.
- Isaaks, E.H. y R.M. Srivastava. 1989. Applied Geostatistics. Oxford University Press. 561 p.
- Jiménez-Rodríguez, J. G. 1991. Análisis comparativo del crecimiento y la estructura poblacional de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* (Girard) en el golfo de California de las temporadas 1988/89 y 1989/90. Tesis Profesional. Escuela de Biología, Universidad de Guadalajara, México. 60 p.
- Kawasaki, T. 1983. Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in their numbers? Biological basis of fluctuation from the viewpoint of evolutionary ecology. FAO Fish. Rep. 291(2): 1065-1080.
- Kawasaki, T. y M. Omori. 1988. Fluctuations in the three major sardine stocks in the Pacific and the global trend in temperature. En: Long-Term Changes in Marine Fish Populations, (T. Wyatt y M.G. Larrañeta, eds.) Vigo, España: Instituto de Investigaciones Marinas de Vigo. pp. 37-53.
- Kawasaki, T. y M. Omori. 1995. Possible mechanisms underlying fluctuations in the Far Eastern sardine population inferred from time series of two biological traits. Fish. Oceanogr. 4: 238-242.

- Kondo, K. 1980. The recovery of the Japanese sardine -the biological basis of stock-size fluctuations. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 177: 332-354.
- Lasker, R. 1975. Field criteria for survival of anchovy larvae: the relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding. Fish. Bull. US 73: 453-462.
- Lasker, R. 1978. The relation between oceanographic conditions and larval anchovy food in the California current: identification of factors contributing to recruitment failure. Rapp. P.-v Réun. Cons. Int. Explor. Mer 173: 212-230.
- Lavín, M.F., G. Gaxiola-Castro, J.M. Robles y K. Richter. 1995. Winter water masses and nutrients in the northern Gulf of California. J. Geophys. Res. 100(5): 8587-8605.
- Lavín, M.F., E. Beier y A. Badan. 1997. Estructura hidrográfica y circulación del Golfo de California: escalas estacional e interanual. En: *Contribuciones a la Oceanografía Física en México* (M.F. Lavín, ed.), Monografía No. 3, Unión Geofísica Mexicana, p. 141-171.
- Leavastu, T. y I. Hela. 1970. *Fisheries Oceanography*. Coward & Gerrish Ltd., England. 238 pp.
- Le Clus, F. 1990. Impact and implications of large-scale environmental anomalies on the spatial distribution of spawning of the Namibian pilchard and anchovy populations. S. Afr. J. Mar. Sci. 9: 141-159.
- Le Clus, F. 1991. Hydrographic features related to pilchard and anchovy spawning in the north Benguela system, comparing three environmental regimes. S. Afr. J. Mar. Sci. 10: 103-124.
- Lluch-Belda, D., F. J. Magallon y R.A. Schwartzlose. 1986. Large fluctuations in the sardine fishery in the Gulf of California: Possible causes. CalCOFI Rep. 27: 136-140.

- Lluch-Belda, D., J. M. Crawford, T. Kawasaki, A. D. MacCall, R. H. Parrish, R. H. Schwartzlose, y P. E. Smith. 1989. Worldwide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regime problem. S. Afr. J. Mar. Sci. 8: 195-205.
- Lluch-Belda, D., S. Hernández-Vazquez y R.A. Schwartzlose. 1991. A hypothetical model for the fluctuation of the California sardine population (Sardinops sagax caerulea). En: Long-Term Variability of Pelagic Fish Populations and their Environment (T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba y A Taniguchi, eds.). Oxford, Pergamon Press. pp. 293-300.
- Lluch-Belda, D., R. A. Schwartzlose, R. Serra, R. Parrish, T. Kawasaki, D. Hedgecock, y J. M. Crawford. 1992a. Sardine and anchovy regime fluctuations of abundance in four regions of the world oceans: a workshop report. Fish. Oceanogr. 1(4): 339-347.
- Lluch-Belda, D., D.B. Lluch-Cota, S. Hernández-Vazquez y C.A. Salinas-Zavala. 1992b. Sardine population expansion in eastern boundary systems of the Pacific ocean as related to sea surface temperature. S. Afr. J. Mar. Sci. 12: 147-155.
- Lluch Belda, D. *et al.* 1995. Estado actual de la pesquería de sardina y anchoveta. Tomo III. Peces. En: Pesquerías Relevantes de México. SePesca, Instituto Nacional de la Pesca. México, D.F. Versión en disco compacto.
- Lluch-Cota, S.E., D.B. Lluch-Cota, D. Lluch-Belda, M.O. Nevárez-Martínez, A. Parés-Sierra y S. Hernández-Vazquez. 1999. Variability of sardine catch as related to enrichment, concentration, and retention processes in the central Gulf of California. CALCOFI Rep. 40: 184-190.
- Lluch-Cota, S.E. 2000a. Propuesta de bases para un sistema de información ambiental para la pesquería de sardina del Golfo de California. Tesis de Doctorado, CINBOR, S.C. La Paz, B.C.S. 43 p. + anexos.

- Lluch-Cota, S.E. 2000b. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. Oceanologica Acta. En Prensa.
- Longhurst, A.R. y D. Pauly. 1987. Ecology of Tropical Oceans. San Diego, Academic Press. 407 pp.
- López-Martínez, J. 1991. Alimentación de juveniles y adultos de sardina monterrey (*Sardinops sagax caeruleus*) en la parte norte del Golfo de California durante el invierno de 1990. Tesis de Maestría, CICESE, Ensenada, B.C. 120 p.
- López-Martínez, J., M.O. Nevárez-Martínez, R.E. Molina-Ocampo y F.A. Manrique-Colchado. 1999. Traslapó en el tipo y tamaño de presa que forman la dieta de la sardina monterrey *Sardinops caeruleus* (Girard 1856), la sardina crinuda *Opisthonema libertate* (Ghunter 1867) y la anchoveta norteña *Engraulis mordax* (Girard 1856) en el Golfo de California. Ciencias Marinas 25(4): 541-556.
- MacCall, A. D. 1986. Rethinking research for fishery and ecosystem management. En: Rethinking Fisheries Management (J.G. Sutinen y L. Carter Hanson, eds.), University of Rhode Island, Kingston, pp. 179-193.
- Mann, K.H. y J.L.R. Lazier. 1991. Dynamics of Marine Ecosystems: Biological-Physical Interactions in the Oceans. Boston: Blackwell Scientific Publications. 446 pp.
- Marinone, S.G. y P. Ripa. 1988. Geostrophic flow in the Guaymas Basin, central Gulf of California. Continental Shelf Research. 8(2): 159-166.
- Mendelsohn, R. 1989. Reanalysis of recruitment estimates of the Peruvian anchoveta in relationship to other population parameters and the surrounding environment. En: The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions (D. Pauly, P. Munk, J. Mendo, y I. Tsukayama, eds.), ICLARM Conference Proceedings 18: 364-385.

- Mendelssohn, R. y P. Cury. 1987. Fluctuations of a fortnightly abundance index of the Ivorian coastal pelagic species and associated environmental conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 408-428.
- Megrey, B. A. 1989. Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. American Fishery Society Symposium 6: 8-48.
- Myers R. A. 1997. Comment and reanalysis: paradigms for recruitment studies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 978-981.
- Myers R. A., N. Barrowman 1996. Is fish recruitment related to spawner abundance? Fish. Bull. 94:707-724.
- Miller, D.J. y R.N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. Calif. Fish Game. Fish. Bull. 157. Sacramento. 249 pp.
- Molina-Valdéz, D., F. Páez-Barrera., F. J., Magallón-Barajas., F. A. Castro F. y C. Castro-Aguirre. 1984. Análisis biológico pesquero de la pesquería de sardina en el puerto de Guaymas, Sonora. SePesca, Inst. Nal. de Pesca. Agosto 1984. 276 p.
- Molina-Valdéz, D. y O. Pedrín-Osuna. 1976. Crecimiento de *Sardinops sagax caerulea* en el Golfo de California. En: Mem. Simp. Rec. Pesq. Masivos. México. Ensenada. B.C., México. p. 189-204.
- Muck, P. 1989. Major trends in the pelagic ecosystem off Peru and their implications for management. ICLARM Conf. Proc. 12: 386-403.
- Muck, P. y G. Sánchez. 1987. The importance of mackerel and horse mackerel predation for the Peruvian anchoveta stock (a population and feeding model). ICLARM Stud. Rev. 15: 276-293.

- Navarro-Olache, L.F. 1989. Mesoestructuras termohalinas en la parte central del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México. 79 pp.
- Nevárez-Martínez, M.O. 1990. Producción de huevos de la sardina monterrey (*Sardinops sagax caeruleus*) en el Golfo de California: una evaluación y crítica. Tesis de Maestría, CICESE, Ensenada, B.C., México. 144 pp.
- Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Cisneros-Mata, G. Montemayor-López y J.P. Santos-Molina. 1996. Estructura por edad, y crecimiento de la sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, México: Temporada de pesca 1990-1991. INP, SEMARNAP. Ciencia Pesquera (13): 30-36.
- Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Cisneros-Mata, M.A. Martínez-Zavala y J.P. Santos-Molina. 1998. Aplicación de dos métodos para determinar el rendimiento óptimo de la sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California: el uso de información auxiliar. Oceánides 13(1): 31-39.
- Nevárez-Martínez, M.O., E.A. Chávez, M.A. Cisneros-Mata y D. Lluch-Belda. 1999. Modeling of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, México. Fisheries Research 41: 273-283.
- Noto, M. y I. Yasuda. 1999. Population decline of the Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, in relation to sea surface temperature in the Kuroshio Extension. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 973-983.
- Ottersen, G., K. Michalsen y O. Nakken. 1998. ICES J. Mar. Sci. 55: 67-85.
- Parrish, R.H. y A.D. McCall. 1978. Climatic variation and exploitation in the Pacific mackerel fishery. Fish. Bull. Calif. 167: 110 pp.

- Parrish, R.H., A. Bakun, D.M. Husby y C.S. Nelson. 1983. Comparative climatology of selected environmental processes in relation to eastern boundary current pelagic fish reproduction. FAO Fish. Rep. 293(3): 731-777.
- Pedrin, O. A. y A. Ancheita A. 1976. Estadística básica de la explotación de sardina en el noroeste de México. Serie Información. INP/SI i76: 52 p.
- Pedrin, O. A, V. A. Sokolov y D. Molina V. 1973. Las capturas comerciales por unidad de esfuerzo de la pesquería de sardina monterrey en el Golfo de California de 1968 a 1972. Prog. de Invest. y Fom. Pesq., México/PNUD/FAO. Contribuciones al Estudio de las Pesquerías de México. CEPM (3): 23 p.
- Philander, S.G. 1990. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. Academic Press, Inc. 289 p.
- Prager, M.H. 1989. FISHPARM. Nonlinear parameter estimation for Fisheries. Version 3.0S. Dep. Oceanogr. Norfolk, Va. 23529-0276, Old Dominion Univ.
- Radovich, J. 1982. The collapse of the California sardine fisheries: what have we learned?. CalCOFI Rep. 23: 56-78.
- Ricker, W. E. 1954. Stock and recruitment. J. Fish. Res. Board Can. 11: 559-623.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191: 382 p.
- Ripa, P. 1990. Seasonal circulation in the Gulf of California. Ann. Geophys. 8: 559-564.
- Ripa, P. y S.G. Marinone. 1989. Seasonal variability of temperature, salinity, velocity, vorticity and sea level in the central Gulf of California, as inferred from historical data. Q. J. R. Meteorol. Soc. 115: 887-913.

- Robles, J.M. y S.G. Marinone. 1987. Seasonal and interannual thermohaline variability on the Guaymas Basin in the Gulf of California. Cont. Shelf Res. 7: 715-733.
- Roden, G.I. 1958. Oceanographic and meteorological aspects of the Gulf of California. Pac. Sci. 12: 21-45.
- Roden, G.I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. En: Marine Geology of the Gulf of California, (T.H. van Andel y G.G. Shore, Jr., eds.), Amer. Ass. Petrol. Geol. Memoir. (3): 30-58.
- Roden, G.I. y G.W. Groves. 1959. Recent oceanographic investigations in the Gulf of California. J. Mar. Res. 18(1): 10-35.
- Rothschild, B.J. 1991. On the causes for variability of fish populations - the linkage between large and small scales. En: Long-Term Variability of Pelagic Fish Populations and Their Environment (T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba y A. Taniguchi, eds.) Oxford; Pergamon Press. pp. 367-376.
- Rothschild, B.J. y T.R. Osborn. 1988. Small-scale turbulence and plankton contact rates. J. Plankton R. 10: 465-474.
- Rothschild, B.J., T.R. Osborn, T.D. Dickey y D.M. Farmer. 1989. The physical basis for recruitment variability in fish populations. J. Cons. Int. Explor. Mer 45: 136- 145.
- Rosas-cota, A. 1977. Corrientes geostroficas en el Golfo de California en la superficie y a 200 metros, durante las estaciones de invierno y verano. CalCOFI Rep. 19: 89-106.
- Ryther, J.H. 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. Science 166: 72.
- Schwartzlose, R.A., J. Alheit, A. Bakun, T.R. Baumgartner, R. Cloete, R.J.M. Crawford, W.J. Fletcher, Y. Green-Ruiz, E. Hagen, T. Kawasaki, D. Lluch-Belda, S.E. Lluch-Cota, A.D. MacCall, Y. Matsuura, M.O. Nevárez-Martínez, R.H. Parrish, C. Roy, R. Serra, K.V.

- Shust, M.N. Ward y J.Z. Zuzunaga. 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. S. Afr. J. mar. Sci. 21: 289-347.
- Serra, R. 1983. Changes in the abundance of pelagic resources along the Chilean coast. FAO Fish. Rep. 291(2): 255-284.
- Shackleton, L.Y. 1988. Fossil pilchard and anchovy scales; indicators of past fish populations off Namibia. En: Long-Term Changes in Marine Fish Populations, (T. Wyatt y M.G. Larreñeta, eds.) Vigo, España: Instituto de Investigaciones Marinas de Vigo. pp. 55-68.
- Shannon, L. V., R. J. M. Crawford, G. B. Brundrit y L. G. Underhill. 1988. Responses of fish populations in the Benguela ecosystem to environmental change. J. Cons. perm. int. Explor. Mer. 45(1): 5-12.
- Sharp, G. D. 1995. It's about time: new beginnings and old good ideas in fisheries science. Fish. Oceanogr. 4: 329-341.
- Shepard, F.P. 1950. Submarine topography of the Gulf of California, part 3 of the 1940 E.W. Scripps cruise to the Gulf of California. Geol. Soc. Am. Mem. 43: 32 p.
- 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.
- Simpson, J.H., A.J. Souza y M.F. Lavin. 1994. Tidal mixing in the Gulf of California. En: Mixing and transport in the environment, (K.V. Beven, P.C. Chatwin y J.H. Millbank, eds.). John Wiley & Sons. pp. 169-182.
- Sims, S. E. 1982. Algorithms for solving the catch equation forward and backward. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 197-202.
- Sokolov, V. A. 1974. Investigaciones biológico pesqueras de los peces pelágicos del Golfo de California (*Sardina monterrey*). CalCOFI Rep. 17: 92-96.

- Sokolov, V. A. y M. Wong-Rios. 1973. Investigaciones efectuadas sobre los peces pelágicos del Golfo de California, sardina, crinuda y anchoveta, 1971. Inst. Nal. Pesca, INP/SI: i2, 20 p.
- Soutar, A. y J.D. Isaacs. 1974. Abundance of pelagic fish during the 19th and 20th centuries as recorder in anaerobic sediment off the Californias. Fish. Bull. US 72: 257-273.
- Sparre, P., E. Ursin y S.C. Venema. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fish. Tech. Pap. 306 p.
- Sverdrup, H.U. 1941. The Gulf of California: preliminary discussion on the cruise of the E.W. Scripps in february and march, 1938. 6th. Pac. Sci. Cong. Proc. 3: 161-166.
- Thomas, R.M. y A.J. Boyd. 1985. Trends in the Namibian pilchard Sardinops ocellata fishery in 1984. Colln. Scient. Pap. Int. Commn SE Atl. Fish. 12: 181-191.
- Thorade, H. 1909. Uber die Kalifornische Meeresstromung. Hidrog. Marit. Met. Ann. 37: 17-34; 63-36.
- Thunell, R. 1998a. Continental margin particle flux. Seasonal cycles and archives of Global Change. Oceanus 40(2): 20-23.
- Thunell, R. 1998b. Seasonal and annual variability in particle fluxes in the Gulf of California: a response to climate forcing. Deep-Sea Research I 45: 2059-2083.
- Valdéz-Szeinfeld, E.S. y K. Cochrane. 1992. The potential effects of canibalism and intraguild predation on anchovy recruitment and clupeoid fluctuations. S. Afr. J. Mar. Sci. 12: 695-702.
- Valdéz-Szeinfeld, E.S., P.A. Shelton, M.J. Armostrong y J.G. Field. 1987. Canibalism in South African anchovy: egg mortality and egg consumption rates. S. Afr. J. Mar. Sci. 5: 613-622.

- Valdivia, J.A.G. 1978. The Anchoveta and El Niño. Rapp. P.-v Réun. Cons. Int. Explor. Mer 173: 196-202.
- von Storch, H y F. W. Zwiers. 1999. Statistical analysis in climate research. Cambridge University Press. 487 p.
- Waldron, H.N., G.B. Brundrit y T.A. Probyn. 1998. The relationship between annual potencial new production in the southern Benguela upwelling system and its pelagic fishery. S. Afr. J. Mar. Sci. 18: 205-219.
- Whitehead, P.J.P. FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherring. Part 1 – Chirocentridae, clupeidae and Pristigasteridae. FAO Fish. Synop. 7(125): 303 p.
- Wong-Ríos, M. 1974. Biología de la sardina del Golfo de California *Sardinops sagax caerulea*. CalCOFI Rep. 17: 97-100.
- Zuta, S., I. Tsukayama, y R. Villanueva. 1983. El ambiente marino y las fluctuaciones de las principales poblaciones pelágicas de la costa peruana. FAO Fish. Rep. 291(2): 179-253.

Tabla 1. Funciones stock-reclutamiento ajustadas a los datos de reclutas (R_{t+1}) y reproductores (S_t) de sardina monterrey del Golfo de California, México.

Autor	Modelo
Ricker (1954)	$R_{t+1} = \alpha S_t \exp(-\beta S_t)$
Saila (1988)	$R_{t+1} = (\alpha S_t)^\tau \exp(-\beta S_t)$
Beverton y Holt (1957)	$R_{t+1} = \frac{1}{\alpha + \beta / S}$
Shepherd (1982)	$R_{t+1} = \frac{\alpha S}{1 + (S/\beta)^\delta}$

Tabla 2. Series de tiempo de las variables ambientales utilizadas en los análisis. La letra R indica las variables retrasadas un año, es decir, el valor de la variable independiente del año t se relacionó con la variable dependiente al tiempo $t+1$.

TEMPORADA DE PESCA	VARIABLES AMBIENTALES					
	ISO (m ³ /s)	ISOR(m ³ /s)	V3 (m ³ /s ³)	V3R (m ³ /s ³)	TA (°C)	TAR (°C)
1973	40.88	105.71	5.87	85.71	25.49	25.10
1974	49.82	40.88	7.18	5.87	25.45	25.49
1975	52.32	49.82	11.43	7.18	24.39	25.45
1976	64.27	52.32	7.57	11.43	24.70	24.39
1977	94.03	64.27	68.68	7.57	25.64	24.70
1978	37.51	94.03	53.52	68.68	26.26	25.64
1979	163.75	37.51	49.87	53.52	26.27	26.26
1980	132.14	163.75	46.58	49.87	25.88	26.27
1981	67.18	132.14	50.03	46.58	25.68	25.88
1982	120.60	67.18	36.17	50.03	25.08	25.68
1983	102.32	120.60	35.33	36.17	25.91	25.08
1984	74.78	102.32	23.43	35.33	25.52	25.91
1985	86.48	74.78	33.16	23.43	25.31	25.52
1986	83.06	86.48	29.71	33.16	24.49	25.31
1987	71.73	83.06	34.76	29.71	23.62	24.49
1988	80.72	71.73	38.85	34.76	23.88	23.62
1989	85.68	80.72	55.04	38.85	24.33	23.88
1990	89.43	85.68	52.65	55.04	25.05	24.33
1991	176.27	89.43	65.61	52.65	24.49	25.05
1992	36.74	176.27	61.34	65.61	26.13	24.49
1993	131.48	36.74	68.46	61.34	25.63	26.13
1994	137.74	131.48	67.90	68.46	23.75	25.63
1995	114.81	137.74	62.91	67.90	24.03	23.75
1996	84.70	114.81	55.04	62.91	24.19	24.03
1997	90.00	84.70	50.00	55.04	24.92	24.19

Tabla 3. Número total de sardinas monterrey por grupo de edad (años) capturadas por temporada de pesca ($C_{a,y}$). Periodo 1971/72 – 1996/97.

TEMPORADA DE PESCA	GRUPOS DE EDAD (AÑOS)						
	0	1	2	3	4	5	6
1972	9929734	118766986	150396980	121155911	61983639	25799736	3988450
1973	1581791	22837215	34548826	34373919	16861166	6234231	940082
1974	6332105	77420089	86859297	45523788	20655705	6014959	767234
1975	28032964	211886935	210713475	61312420	9294445	6117590	500000
1976	870226	53338641	105228319	167769516	141562034	50523033	11792411
1977	507421	15838214	16230246	30125975	37098362	14085469	1343872
1978	27492931	168057757	224080959	146737908	73947854	17369470	3130839
1979	6436067	102161224	115367101	100672979	66617177	14531794	1958412
1980	25841039	486209199	538708922	348038578	135284611	12109471	7930600
1981	16927738	108034448	387802432	361160888	340981502	53805113	2652058
1982	11496398	136515892	288910086	409293631	267064258	23685805	14988925
1983	186574207	412115320	389986129	874728174	177223028	8543264	8543264
1984	192190881	377324947	807935188	1135341515	336200805	9276032	3010718
1985	267406404	557013730	1252360715	833427382	316255116	16332083	1142319
1986	432137497	1914993292	1458650565	895537605	350319036	34990543	501652
1987	754332739	1948135768	1835400631	1210653282	644013624	33161059	335052
1988	65282441	479452887	1373719080	1000621283	470888719	52503248	641632
1989	158756434	1705344424	1278180021	682978955	160137504	19150155	7500300
1990	4363394	200910983	861451641	129896498	34120224	27380093	8959565
1991	278640782	924678594	683950245	24310041	2171843	1493911	271808
1992	22129237	39209229	41864977	2022564	241101	61053	25542
1993	31805802	61662836	23157193	527998	100	10	1
1994	173582139	972151622	511266811	7581521	1000	100	10
1995	571473682	1088174274	705118742	31536646	1590339	1000	100
1996	410946753	1237796601	1015488250	129651558	16614380	422454	5000
1997	663531312	1105073726	937959736	167268585	12479576	900974	100000

Tabla 4. Número de sardinas monterrey supervivientes por grupo de edad por temporada de pesca ($N_{a,y}$), estimados con al ASP, en el Golfo de California, México.

TEMPORADA DE PESCA	GRUPOS DE EDAD (AÑOS)						
	0	1	2	3	4	5	6
1972	5126807448	1851232651	956207615	274429902	149540011	64015399	21443783
1973	5811290360	2669379434	882518326	393755456	61014463	35827309	15810178
1974	4858323513	3032636599	1377334880	436258373	181317952	20169125	14339884
1975	4270586054	2531772141	1528313849	657659747	195688577	80121987	6371297
1976	8841975594	2209548641	1172234931	649886060	300112041	95583228	37509414
1977	12543253464	4615298193	1115684853	537768429	222798907	61000725	16072442
1978	11805835722	6547792248	2398155214	570928054	259441863	90326741	22039469
1979	10548633900	6143671049	3299159748	1094004629	196168093	84249337	35017627
1980	16005008903	5502300613	3134835889	1640619688	500153488	56576639	33809156
1981	19230677019	8337003295	2529608817	1259387414	613742850	167305000	21091528
1982	19837868106	10027276431	4275670141	1048624630	407487779	93228302	50245428
1983	29022187631	10348113595	5137873350	2028033379	267610642	38645235	32218989
1984	29430310067	15018512237	5110473944	2406934306	464026074	24388791	14221350
1985	26832563784	15227586105	7572963420	2101577544	489234872	27457562	6382199
1986	18617230942	13818117146	7555117898	3076163046	527802698	48791816	3537897
1987	9186273421	9412772884	5869058183	2924946608	986363391	47679012	3063286
1988	8318541725	4263477565	3554515508	1797233637	701876809	94871733	3511672
1989	4389749846	4296338189	1888324233	915988190	271738748	60714922	14533664
1990	3421710914	2179243439	1078013803	157360162	45060211	35880479	18483713
1991	1661668900	1783192173	996039421	28608778	2711323	1979564	1482989
1992	3172530777	672322064	310732374	77901613	289959	69988	89225
1993	7140243864	1640503404	323268511	132810769	39235030	4443	358
1994	14961433855	3704960592	812762469	152409927	68958551	20482411	2312
1995	17910426346	7687421745	1259555565	88886855	74202500	35998811	10692685
1996	19609539807	8945301263	3249311495	188149453	24745722	37609811	18792317
1997	23113274616	9945772977	3800709573	995444329	14479465	2133955	19334365

Tabla 5. Tasa anual de mortalidad por pesca de la sardina monterrey por grupo de edad por temporada de pesca ($F_{a,y}$), estimados con al ASP, en el Golfo de California, México.

TEMPORADA DE PESCA	GRUPOS DE EDAD						
	0	1	2	3	4	5	6
1972	0.00264	0.09083	0.23725	0.85358	0.77885	0.74847	0.28649
1973	0.00037	0.01170	0.05454	0.12548	0.45696	0.26567	0.08393
1974	0.00177	0.03527	0.08922	0.15171	0.16670	0.50235	0.07523
1975	0.00896	0.12001	0.20512	0.13453	0.06653	0.10896	0.11214
1976	0.00013	0.03332	0.12924	0.42053	0.94327	1.13289	0.53706
1977	0.00006	0.00468	0.01996	0.07890	0.25284	0.36805	0.11989
1978	0.00317	0.03546	0.13485	0.41829	0.47475	0.29758	0.21197
1979	0.00083	0.02285	0.04859	0.13269	0.59338	0.26305	0.07876
1980	0.00220	0.12710	0.26195	0.33325	0.44510	0.33672	0.37497
1981	0.00120	0.01776	0.23059	0.47837	1.23452	0.55290	0.18550
1982	0.00079	0.01867	0.09587	0.71570	1.70559	0.41250	0.50254
1983	0.00878	0.05551	0.10829	0.82488	1.74541	0.34968	0.43443
1984	0.00892	0.03470	0.23860	0.94327	2.17730	0.69061	0.33246
1985	0.01364	0.05088	0.25090	0.73172	1.65528	1.39911	0.27426
1986	0.03202	0.20629	0.29895	0.48741	1.75423	2.11807	0.21154
1987	0.11763	0.32385	0.53345	0.77727	1.69150	1.95840	0.15956
1988	0.01072	0.16440	0.70597	1.23916	1.79757	1.22606	0.28075
1989	0.05029	0.73264	1.83491	2.36200	1.37465	0.53930	1.08854
1990	0.00174	0.13295	2.97916	3.41110	2.47512	2.53613	0.98414
1991	0.25484	1.09723	1.89834	3.94173	3.00686	2.44947	0.28174
1992	0.00953	0.08225	0.20001	0.03588	3.52845	4.62653	0.47732
1993	0.00607	0.05232	0.10191	0.00542	0.00000	0.00307	0.00381
1994	0.01589	0.42891	1.56307	0.06978	0.00002	0.00001	0.00590
1995	0.04425	0.21114	1.25128	0.62871	0.02953	0.00004	0.00001
1996	0.02887	0.20594	0.53301	1.91451	1.80068	0.01538	0.00036
1997	0.03974	0.16228	0.39834	0.25543	4.28002	0.79973	0.00706

Tabla 6. Estimados de los parámetros de las funciones stock-reclutamiento ajustadas a los datos de reclutas (R_{t+1}) y reproductores (S_t) de sardina monterrey del Golfo de California, México.

Autor	Modelo	
Ricker (1954)	$R_{t+1} = 2.479S_t \exp^{(-0.0000468S_t)}$;	$R^2=0.32$; $p < 0.05$
Saila (1988)	$R_{t+1} = (0.4328S_t)^{1.209} \exp^{(-0.00006249S_t)}$;	$R^2=0.31$; $p < 0.05$
Beverton y Holt (1957)	$R_{t+1} = \frac{1}{0.0003558 + 0.3208/S}$;	$R^2=0.26$; $p < 0.05$
Shepherd (1982):	$R_{t+1} = \frac{1.581S}{1 + (S/23310)^{5.52}}$;	$R^2=0.39$; $p < 0.01$

Tabla 7. Modelo de Shepherd (1982), al cual se le incorporó la variabilidad ambiental, a la manera propuesta por Parrish y McCall (1978). Modelos 1, 2 y 3, se muestran en figura 11.

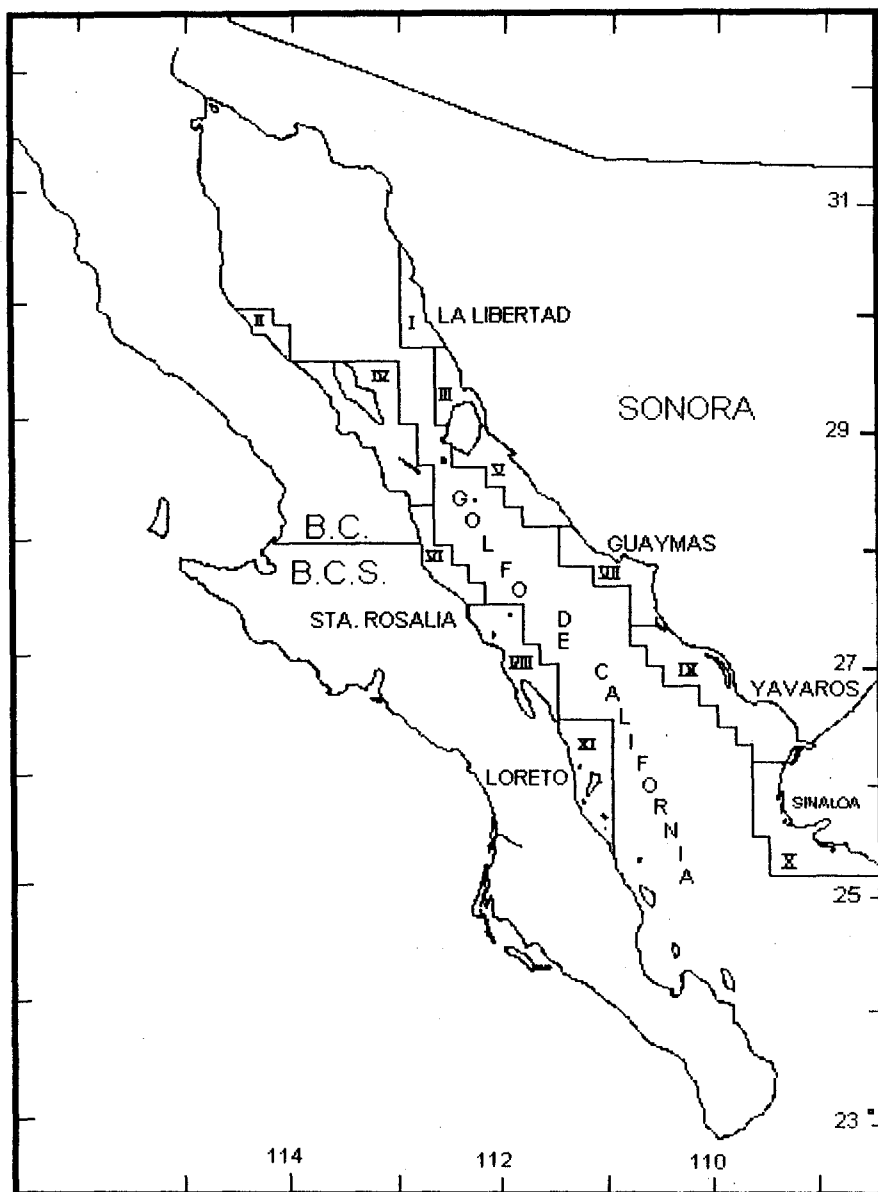
Modelo ajustado	a	b	c	d	e	f	R ² (%)
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)$	1.5810	23310.0	5.52				39.18
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*TR))*(exp(e*ISOR))*(exp(f*V3R))$	0.0193	25225.8	24.48	0.1415	0.004	0.0091	51.86 ¹
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*TR))*(exp(e*ISOR))$	0.0269	24594.7	7.56	0.1473	0.003		50.11 ³
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*TR))*(exp(f*V3R))$	0.0094	25156.1	19.58	0.1830	0.009		48.07
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*ISOR))*(exp(f*V3R))$	0.5700	25191.1	27.84	0.0052	0.009		47.73
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*TR))$	0.0138	24257.9	7.20	0.1865			46.9
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(e*ISOR))$	0.9548	24252.1	6.12	0.0049			46.1
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(f*V3R))$	1.1632	24374.0	6.31	0.0062			40.18
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*T))*(exp(e*ISO))*(exp(f*V3))$	0.0011	26035.1	6.03	0.2931	-0.002	-0.0003	50.34 ²
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*T))*(exp(e*ISO))$	0.0014	26093.3	6.15	0.2825	-0.002		49.96
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*T))*(exp(f*V3))$	1.7738	23006.6	5.29	0.0004	-0.003		39.57
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*ISO))*(exp(f*V3))$	0.0019	25981.8	6.09	0.2659	-0.002		49.34
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(d*T))$	0.0018	26095.0	6.55	0.2666			49.29
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(e*ISO))$	1.5709	23327.3	5.52	0.0001			39.18
$R=(a*BR)/(1+(BR/b)^c)*(exp(f*V3))$	1.8253	22957.9	5.30	-0.0032			39.54

Tabla 8. Transformaciones empíricas óptimas para los modelos de regresión múltiple se calcularon usando a los reclutas como la variable dependiente y a los reproductores (RD), índice de surgencia sin y con retraso (ISO e ISOR), turbulencia sin y con retraso (V3 y V3R) y temperatura del agua sin y con retraso (TA y TAR) como los predictores. Los valores de R^2 de los modelos varió entre 22% y 72%.

Modelo ajustado	R2 (%)
T1(Reclutas) = T2(RD)	45
T1(Reclutas) = T2(ISO)	37
T1(Reclutas) = T2(ISOR)	32
T1(Reclutas) = T2(TA)	37
T1(Reclutas) = T2(TAR)	35
T1(Reclutas) = T2(V3)	33
T1(Reclutas) = T2(V3R)	22
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(ISO)	56
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(ISOR)	65
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(TA)	54
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(TAR)	50
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(V3)	45
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(V3R)	49
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(ISO) + T4(TA)	56
T1(Reclutas) = T2(ISO) + T3(TA)	41
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(ISO) + T4(TAR)	70
T1(Reclutas) = T2(ISO) + T3(TAR)	65
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(ISO) + T4(V3) + T5(TA)	57
T1(Reclutas) = T2(IS) + T3(V3) + T4(TA)	54
T1(Reclutas) = T2(RD) + T3(ISOR) + T4(V3R) + T5(TAR)	72
T1(Reclutas) = T2(ISOR) + T3(V3R) + T4(TAR)	65

Tabla 9. Modelos de regresión múltiple no lineal ajustados a los datos originales para explicar la variabilidad del reclutamiento (R), como una función de los reproductores (BD) y las variables ambientales (TA, TAR, ISO, ISOR, V3), de acuerdo al comportamiento observado en las transformaciones con el ACE y los diagramas de dispersión. Se presentan sólo los tres modelos que explicaron la mayor cantidad de varianza del reclutamiento observado. La notación *normal* se refiere a la función normal o de Gauss, con los valores indicando la media y la desviación estándar, respectivamente.

Modelos ajustados	R ² (%)
$R = (0.516139 \cdot BD) / (1 + (BD / 2269260)^{4.923667}) * (137.1822 * \text{normal}(\text{ISOR}, 120.61)) * (21.78359 * \text{normal}(\text{TAR}, 25.56, 1.75))$	59.06
$R = (0.088371 \cdot BD) / (1 + (BD / 2364669)^{5.1031766}) * (3779.6925 * \text{normal}(\text{ISOR}, 131.9937, 66.170784))$	50.00
$R = (1479.909 * \text{normal}(\text{ISO}, 96, 45)) * (7797.742 * \text{normal}(\text{V3}, 35, 25.75)) * (6267.531 * \text{normal}(\text{TA}, 25.58, 1.5))$	52.35



Mapa del Golfo de California mostrando los principales puertos de captura.

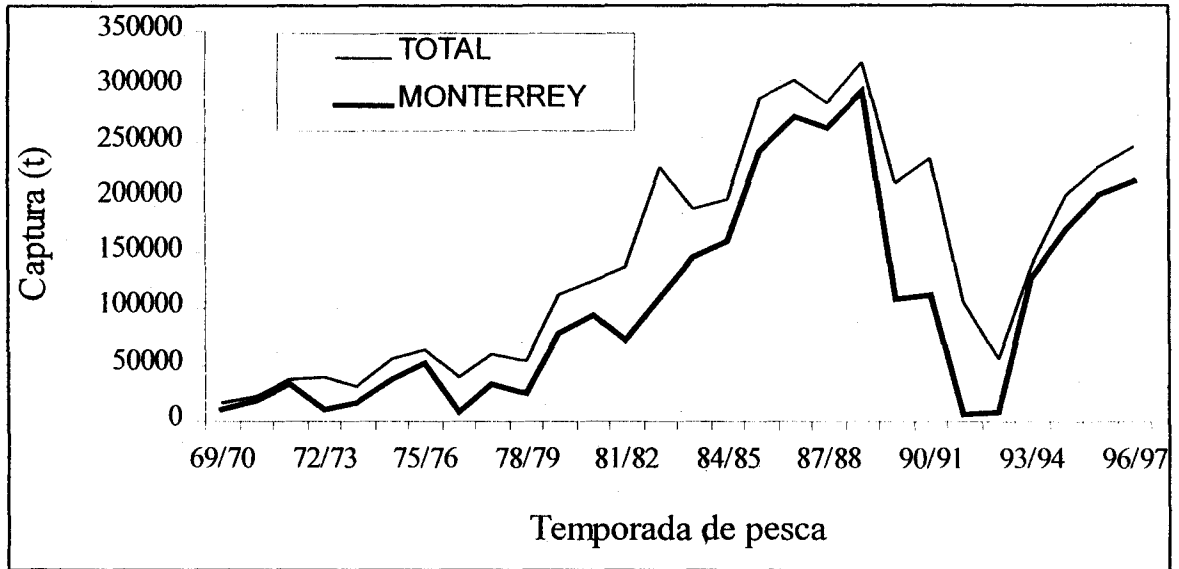


Figura 2. Captura total de peces pelágicos menores y de sardina monterrey (toneladas métricas) en el Golfo de California, 1969-97.

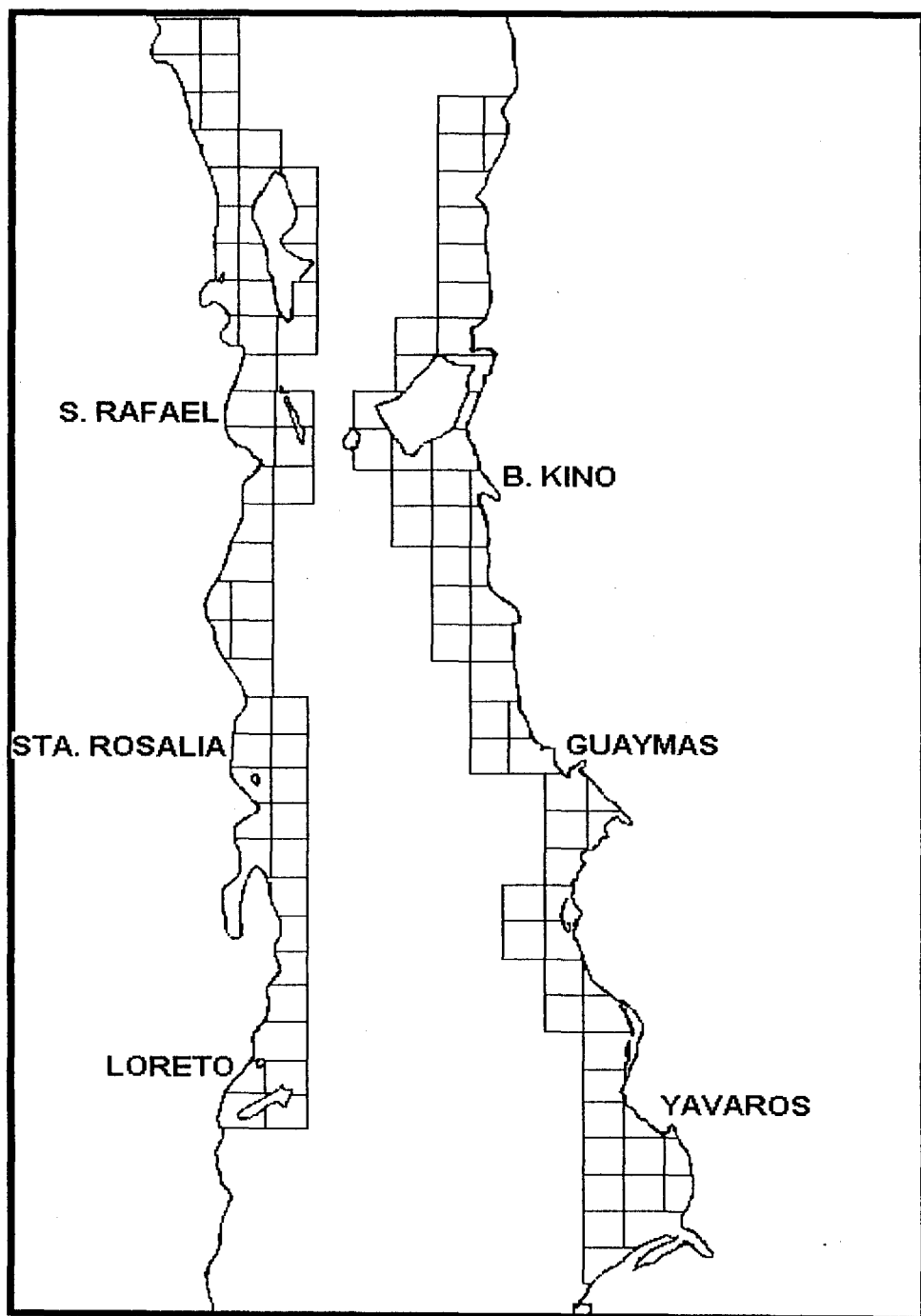
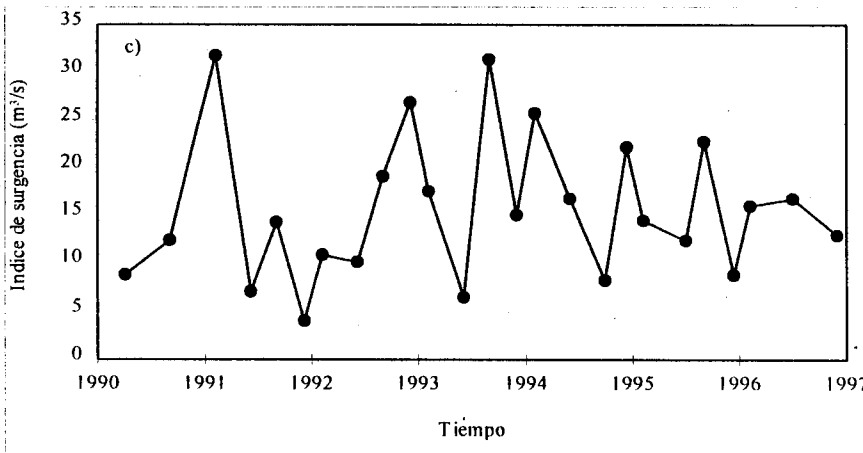
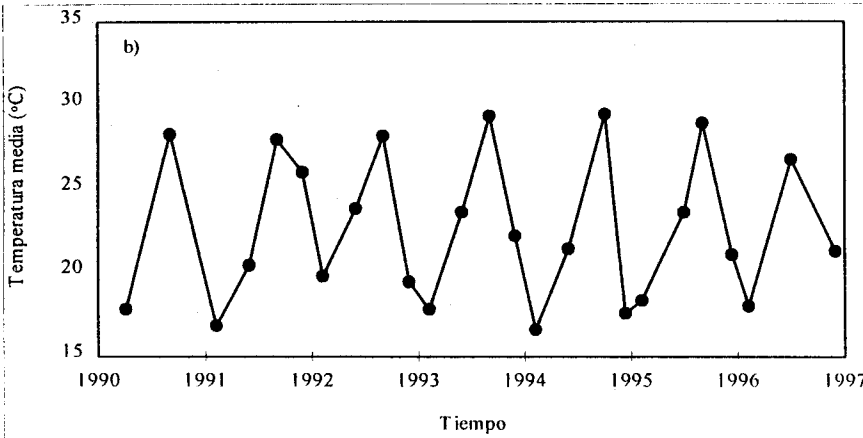
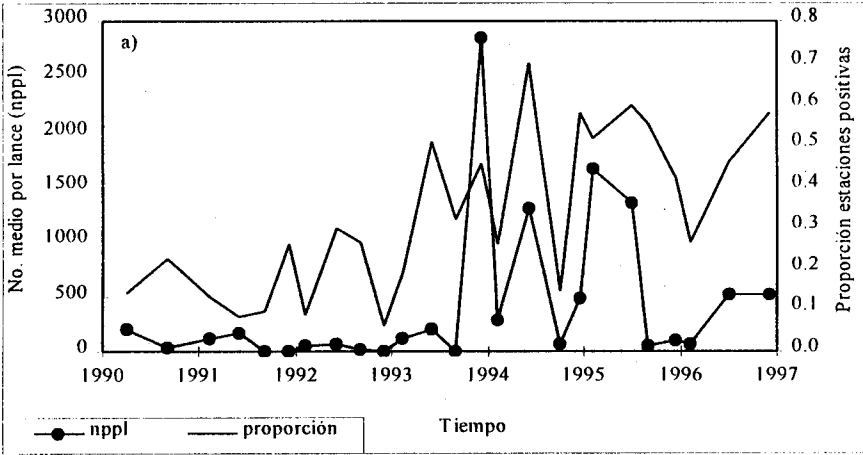


Figura 3. Red de estaciones para los estudios de pesca exploratoria realizados a bordo del BIP XI en el Golfo de California, México.



4. Comportamiento de las variables poblacionales (a) y medioambientales (b y c),
as durante los cruceros realizados entre 1990 y 1996.

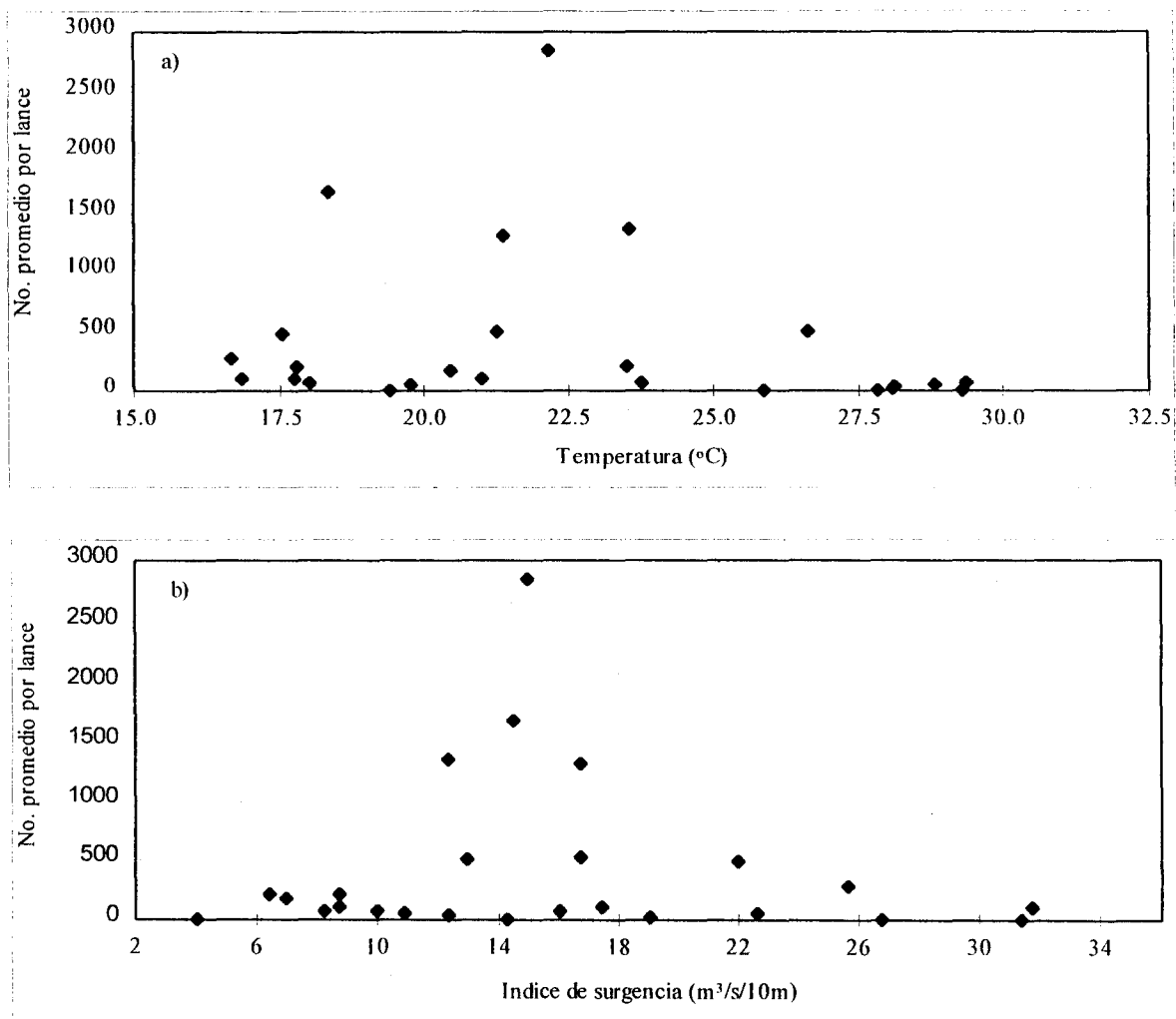


Figura 5. Abundancia relativa (no. promedio por lance) versus: (a) temperatura superficial del mar (en °C) y (b) índice de surgencia (en m³/s/10 metros de costa).

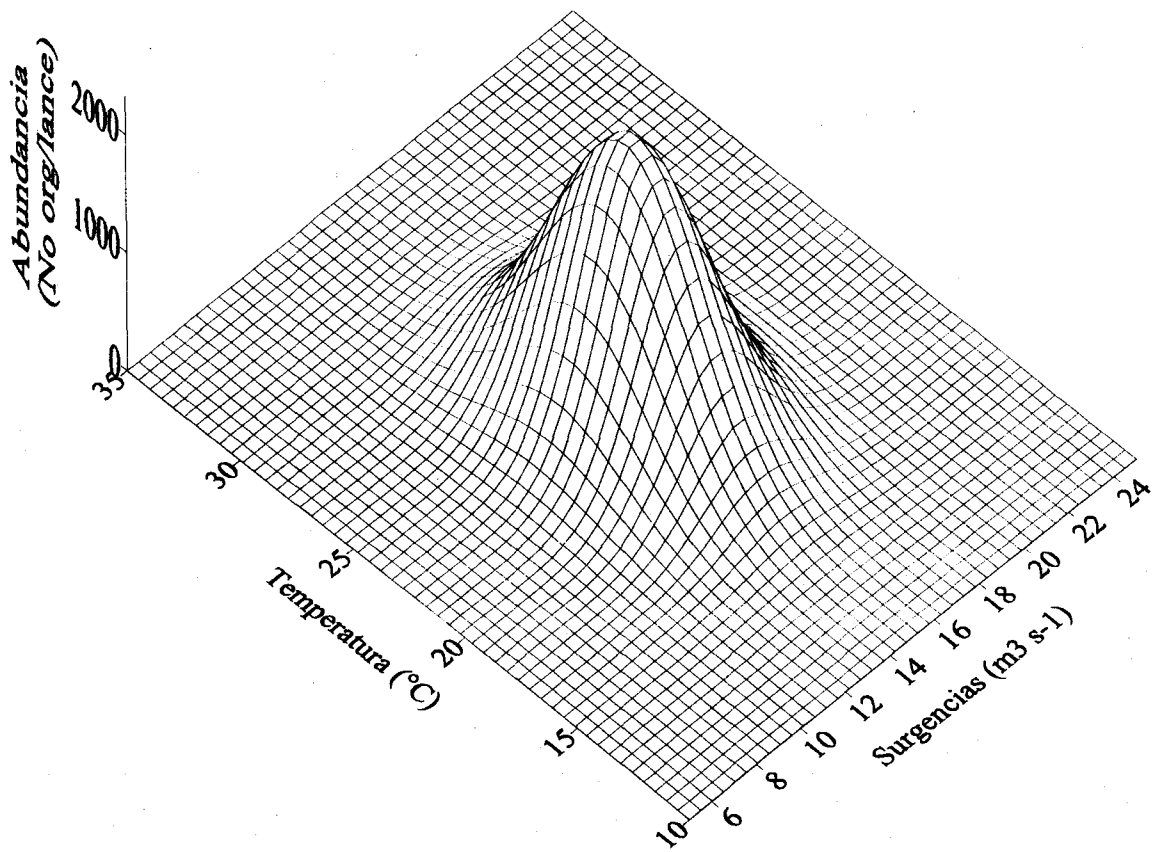


Figura 6. Relación entre la abundancia de sardina monterrey y la temperatura superficial del mar y el índice de surgencia de acuerdo al modelo ajustado.

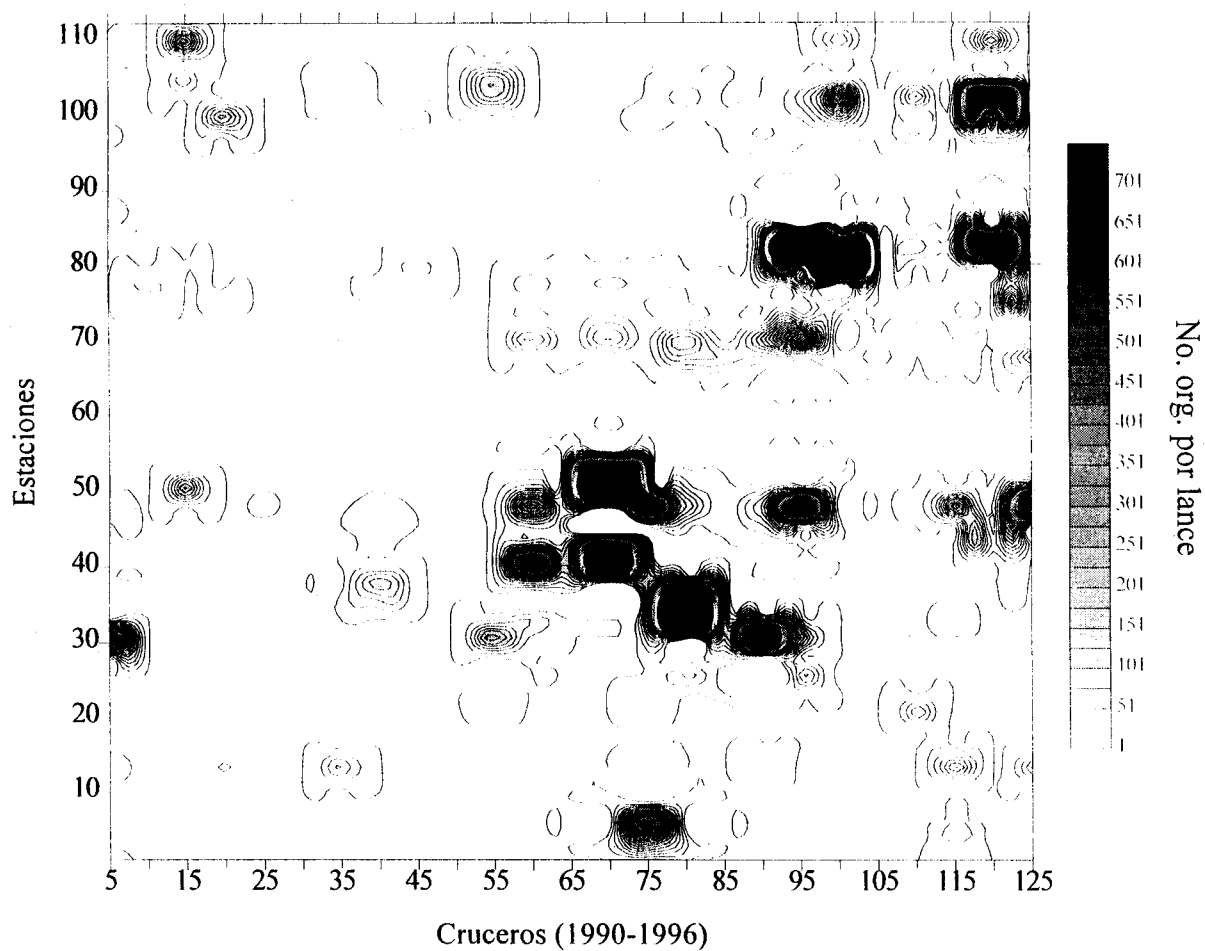


Figura 7. Distribución espacio-temporal de la sardina monterrey del Golfo de California, durante el periodo de 1990 a 1996. Cada etiqueta en el eje x representa un cruceo y en el eje y representa una estación.

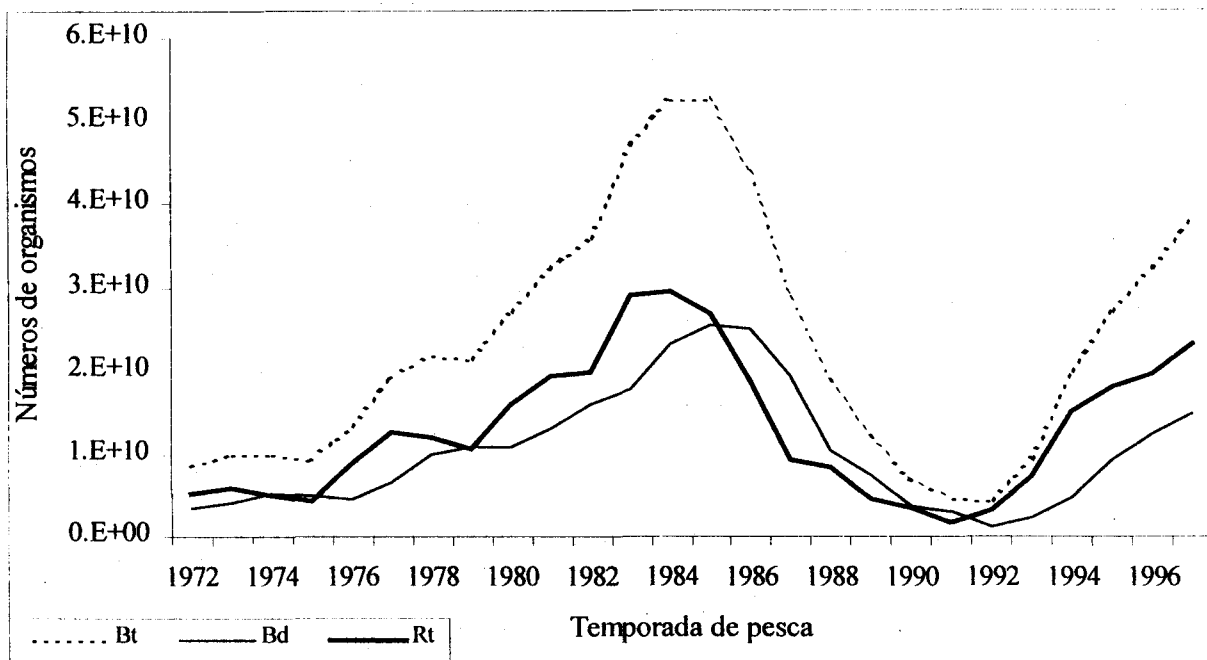


Figura 8. Series históricas de reclutamiento (Rt), abundancia de reproductores (Bd) y abundancia total (Bt) de sardina Monterrey, obtenidas con el Análisis Secuencial de Poblaciones (ASP).

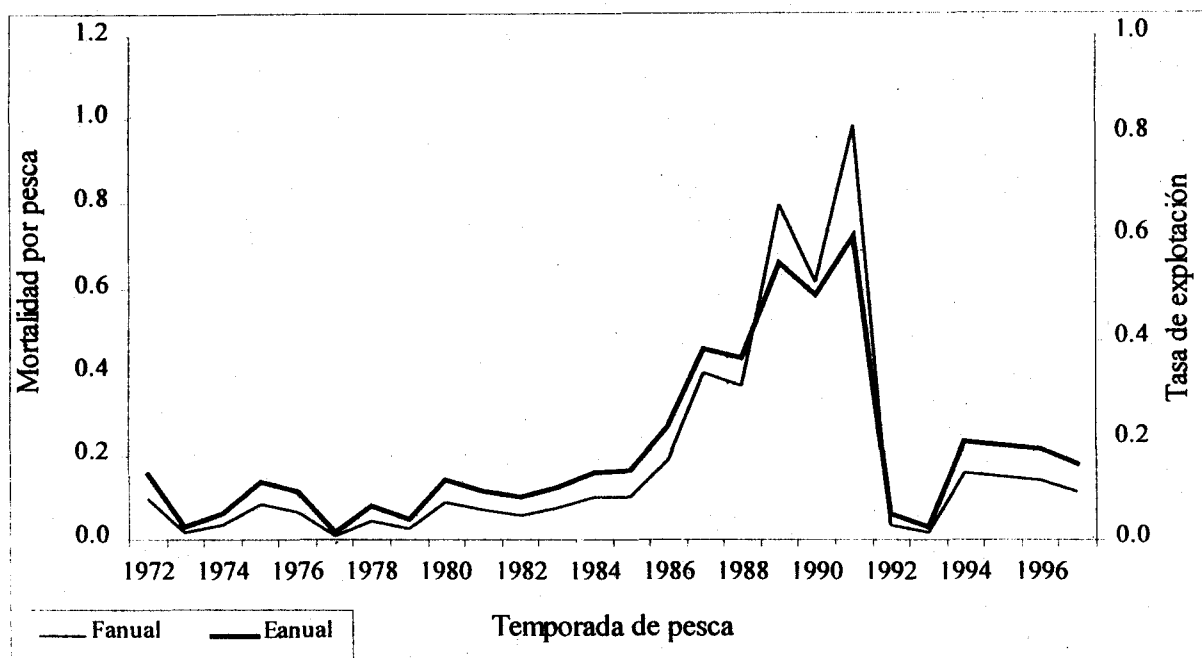


Figura 9. Tasas de mortalidad por pesca (Fannual) y tasa de explotación anual (Eannual la cual es igual a $F_{\text{annual}} / (F_{\text{annual}} + M)$) obtenidas con el Análisis Secuencial de Poblaciones (ASP).

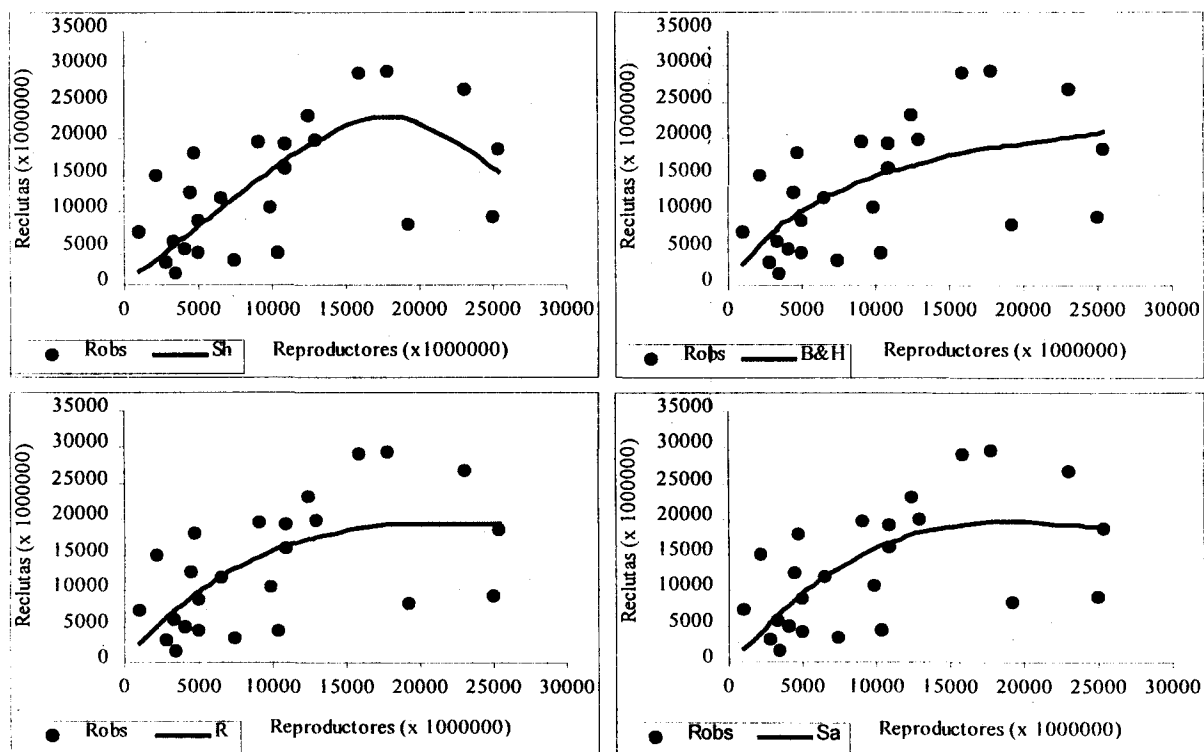


Figura 10. Curvas de las cuatro modelos stock - reclutamiento ajustadas. La función de Shepherd (Sh) fue la que proporcionó el mejor ajuste con un R^2 de 0.3917 ($p \leq 0.05$; $n = 25$).

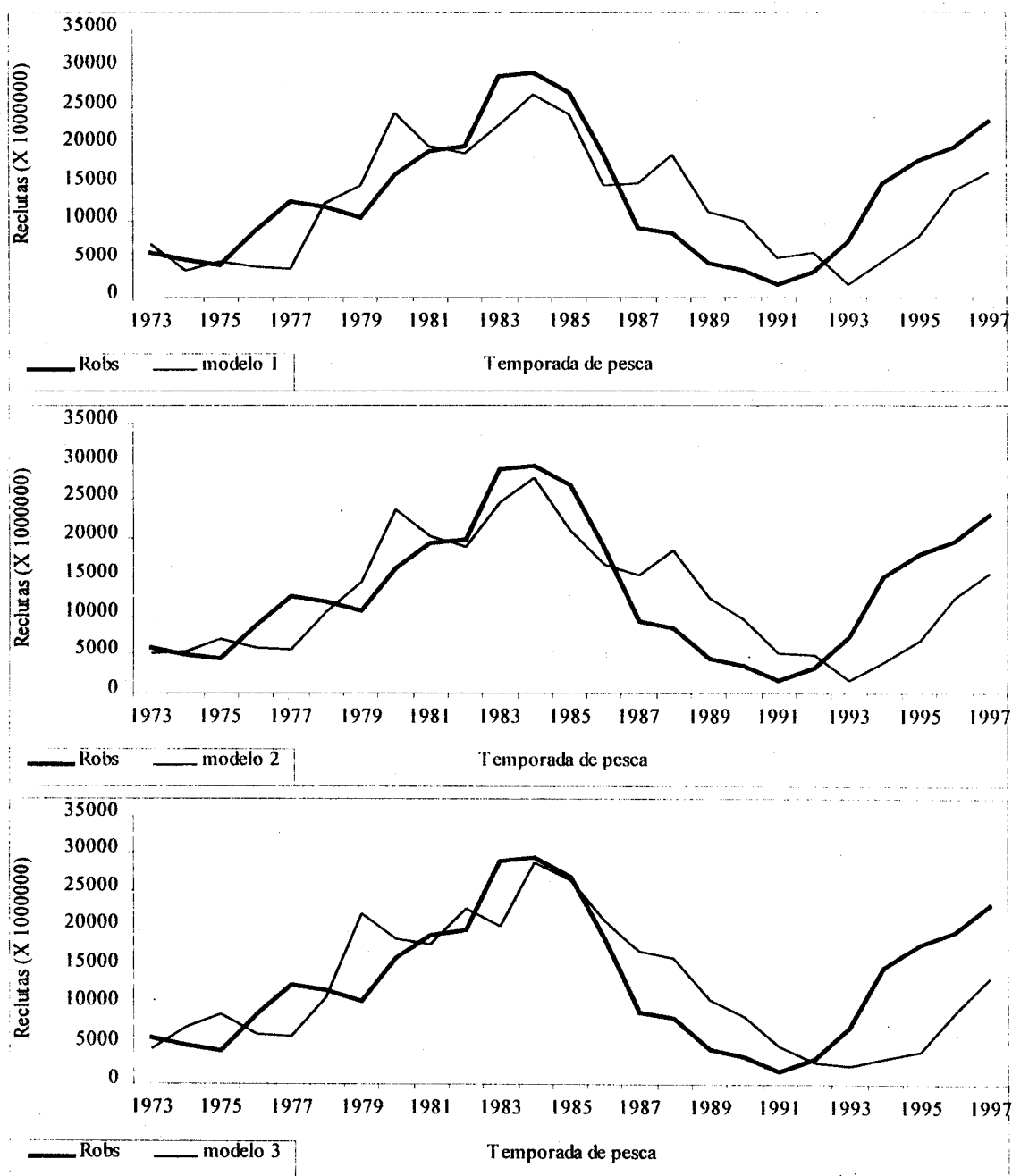


Figura 11. Series de reclutamiento observadas y predichas por los tres mejores modelos obtenidos de acuerdo a la metodología propuesta por Parrish y McCall (1978), ver Tabla 7.

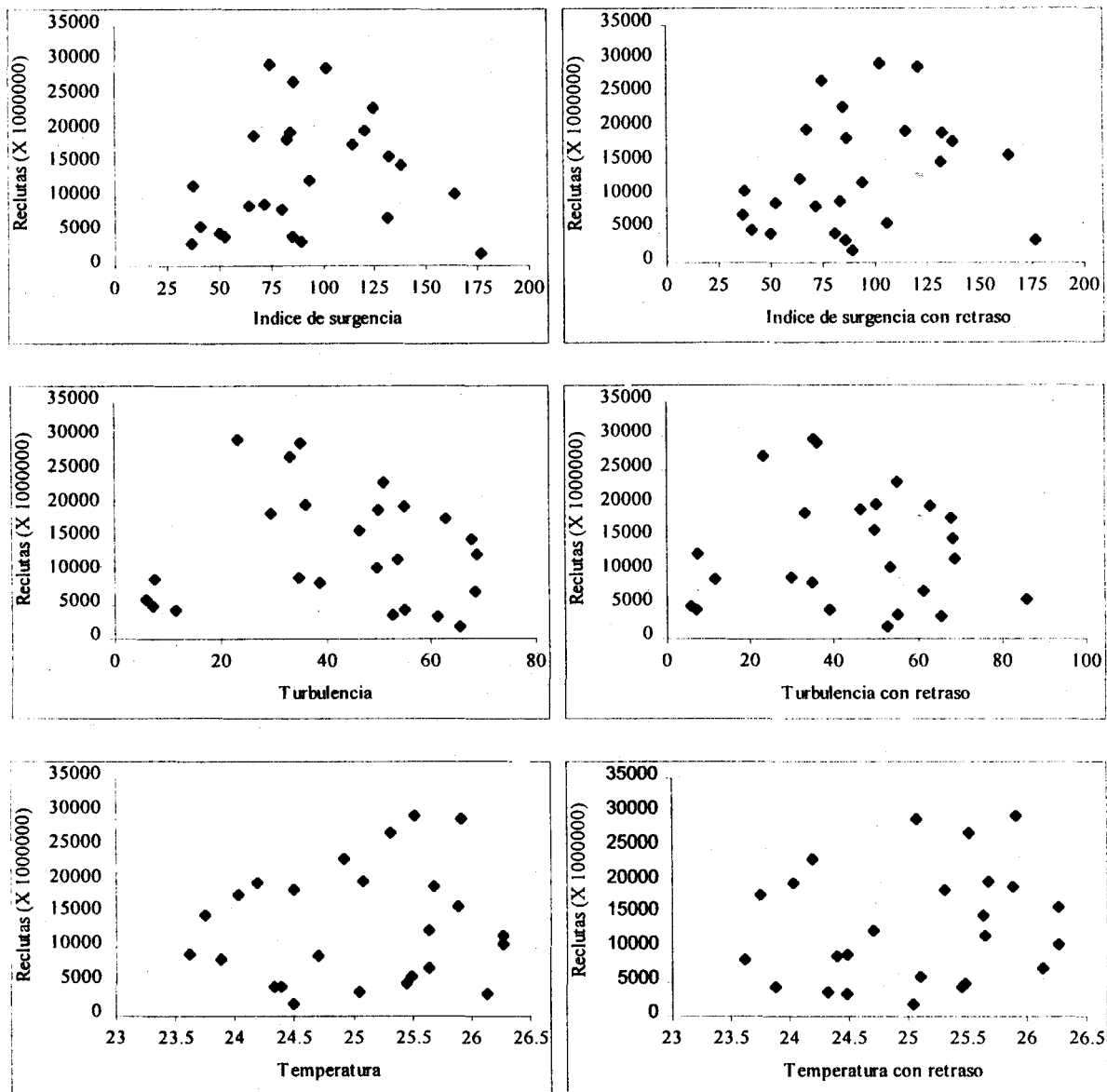


Figura 12. Diagramas de dispersión entre el reclutamiento y las tres variables ambientales, surgencias, turbulencia y temperatura del agua, sin retraso (columna izquierda) y con retraso (columna derecha).

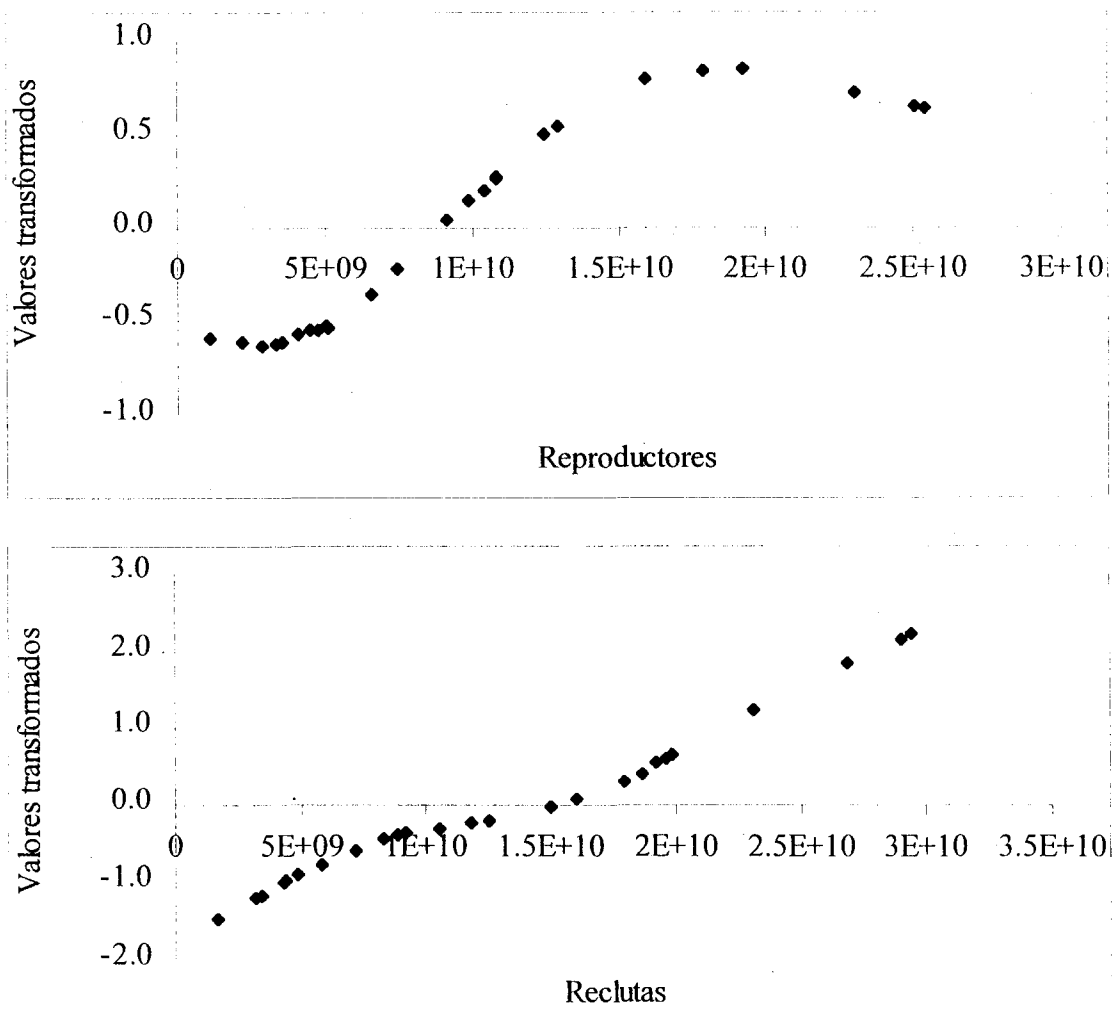


Figura 13. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando a los reclutas como la variable dependiente y a los reproductores como la variable independiente. El valor del $R^2 = 0.45$.

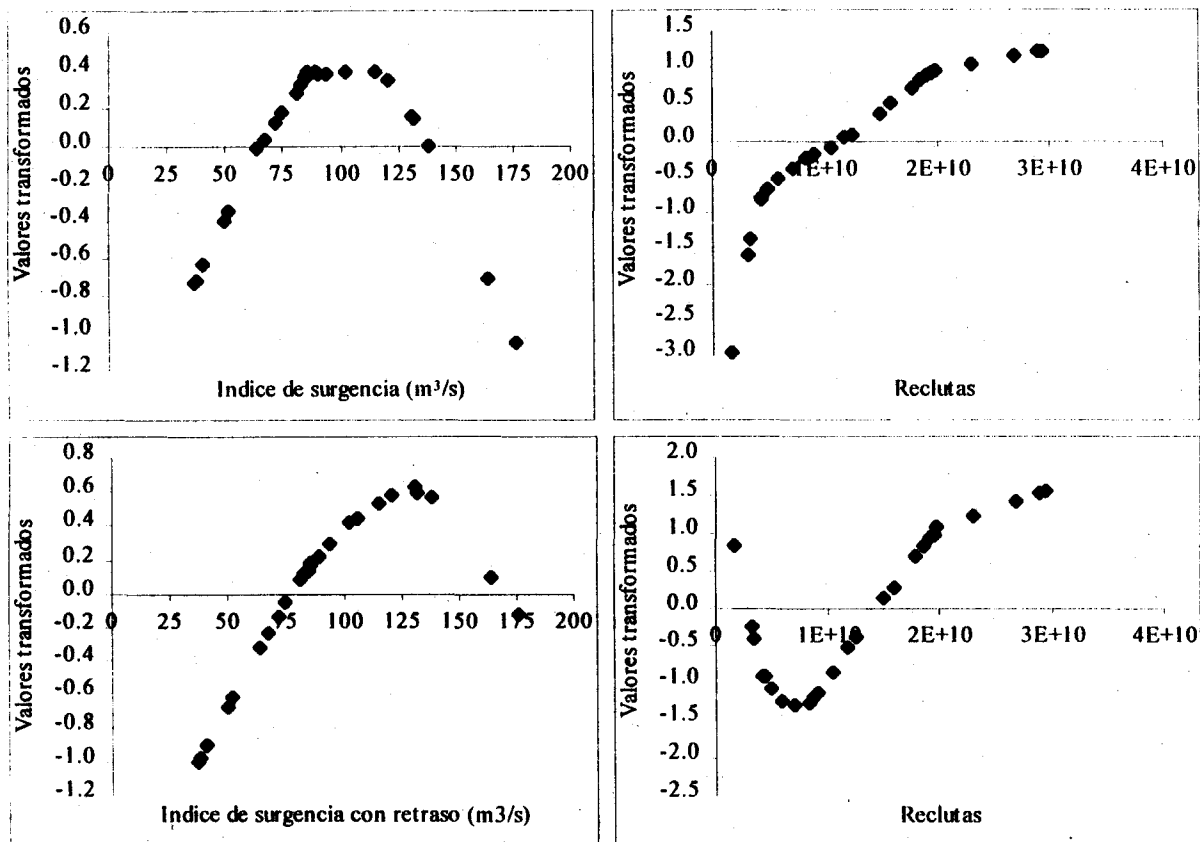


Figura 14. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y al índice de surgencia (sin y con retraso) como la variable independiente. El valor del R^2 fue de 0.37 y 0.32, respectivamente.

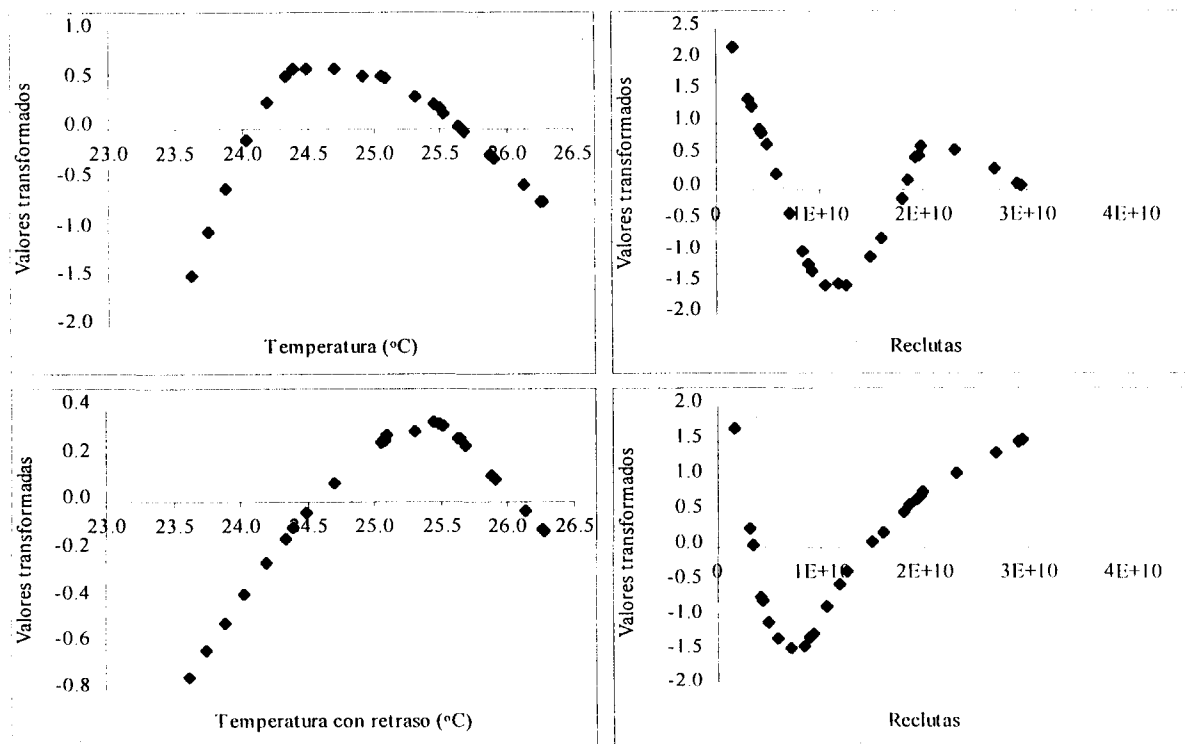


Figura 15. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a la temperatura del agua (sin y con retraso) como la variable independiente. El valor del R^2 fue de 0.32 y 0.35, respectivamente.

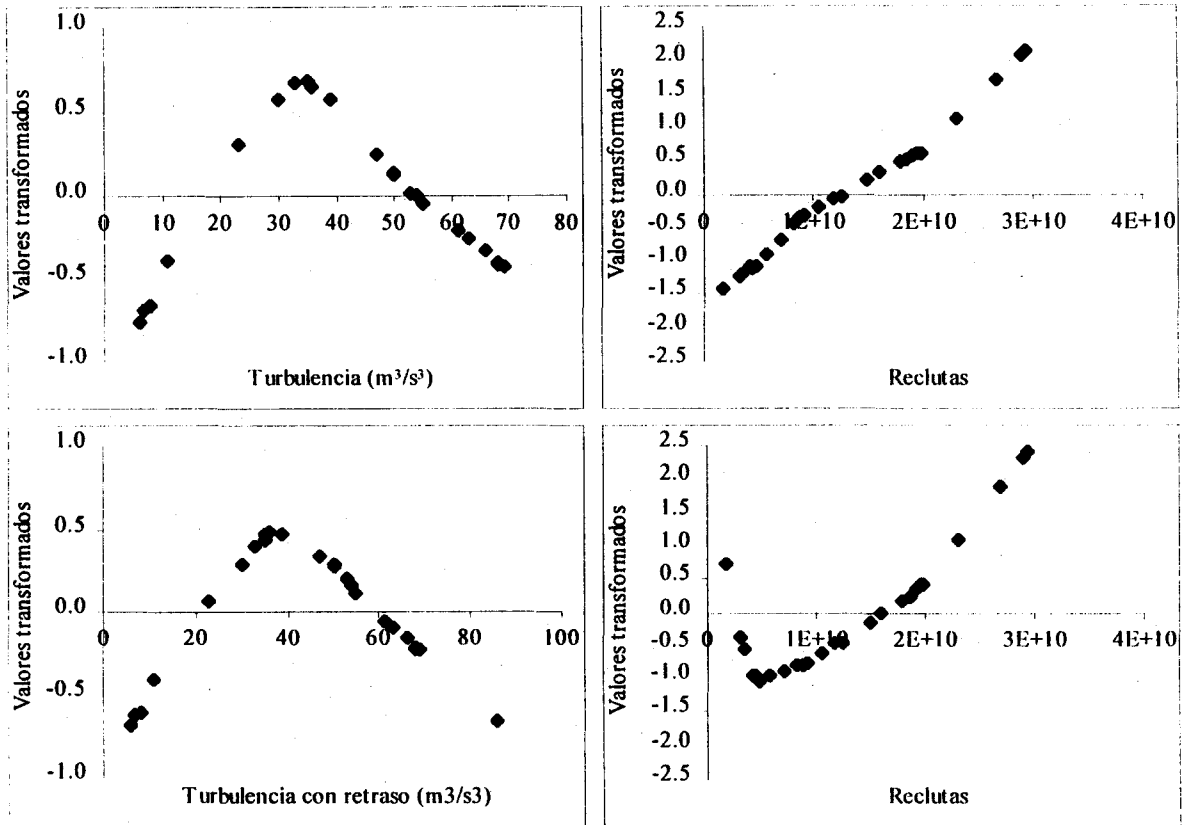


Figura 16. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y al índice de turbulencia (sin y con retraso) como la variable independiente. El valor del R^2 fue de 0.33 y 0.22, respectivamente.

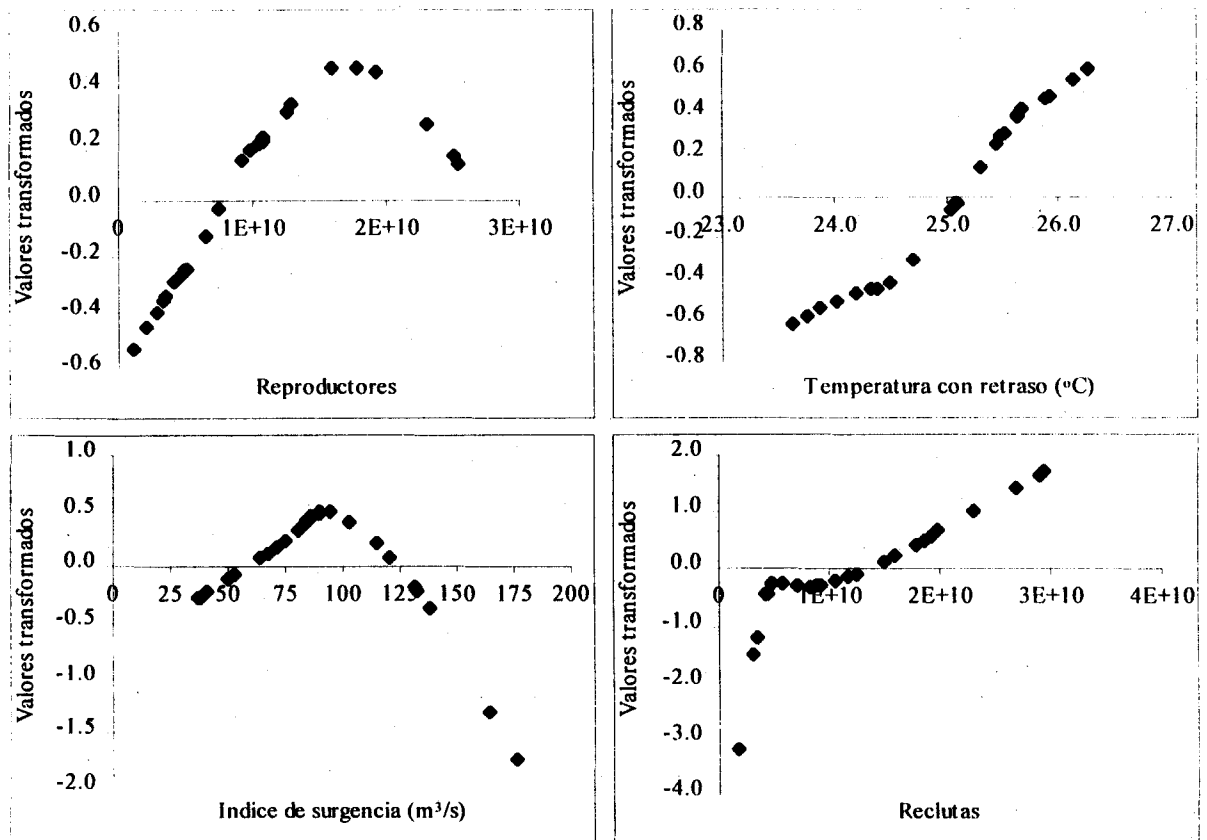


Figura 17. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia (sin retraso) y a la temperatura del agua con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.71.

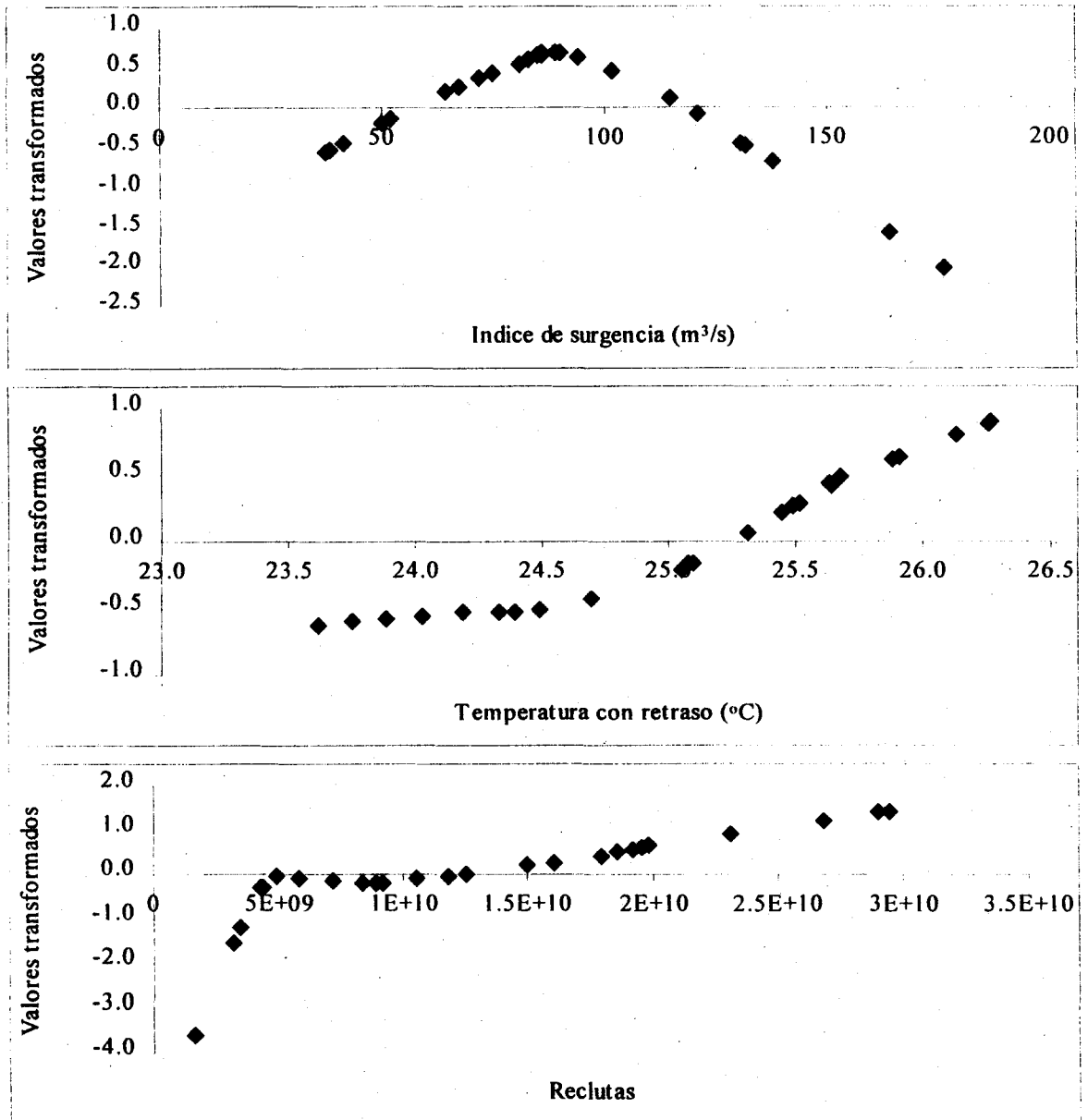


Figura 18. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a al índice de surgencia (sin retraso) y a la temperatura del agua con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.65.

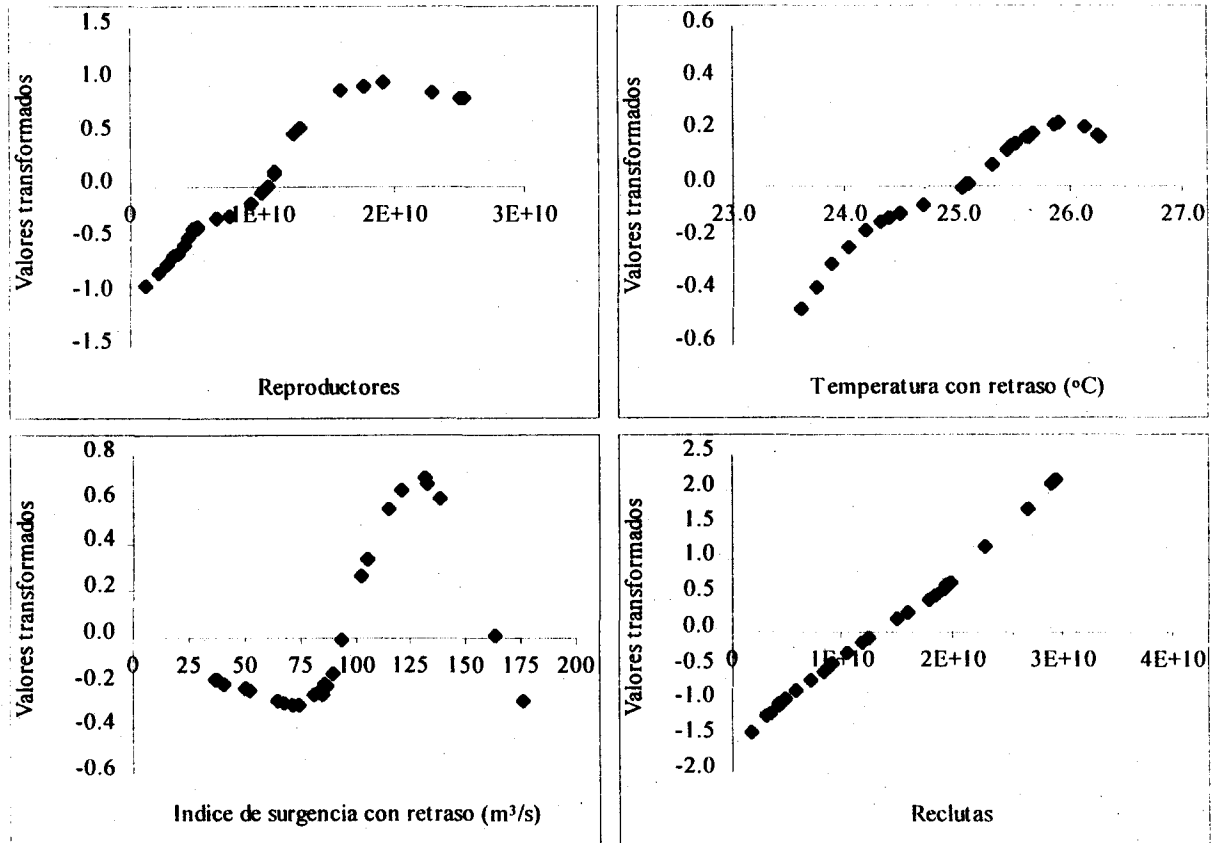


Figura 19. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia con retraso y a la temperatura del agua con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.69.

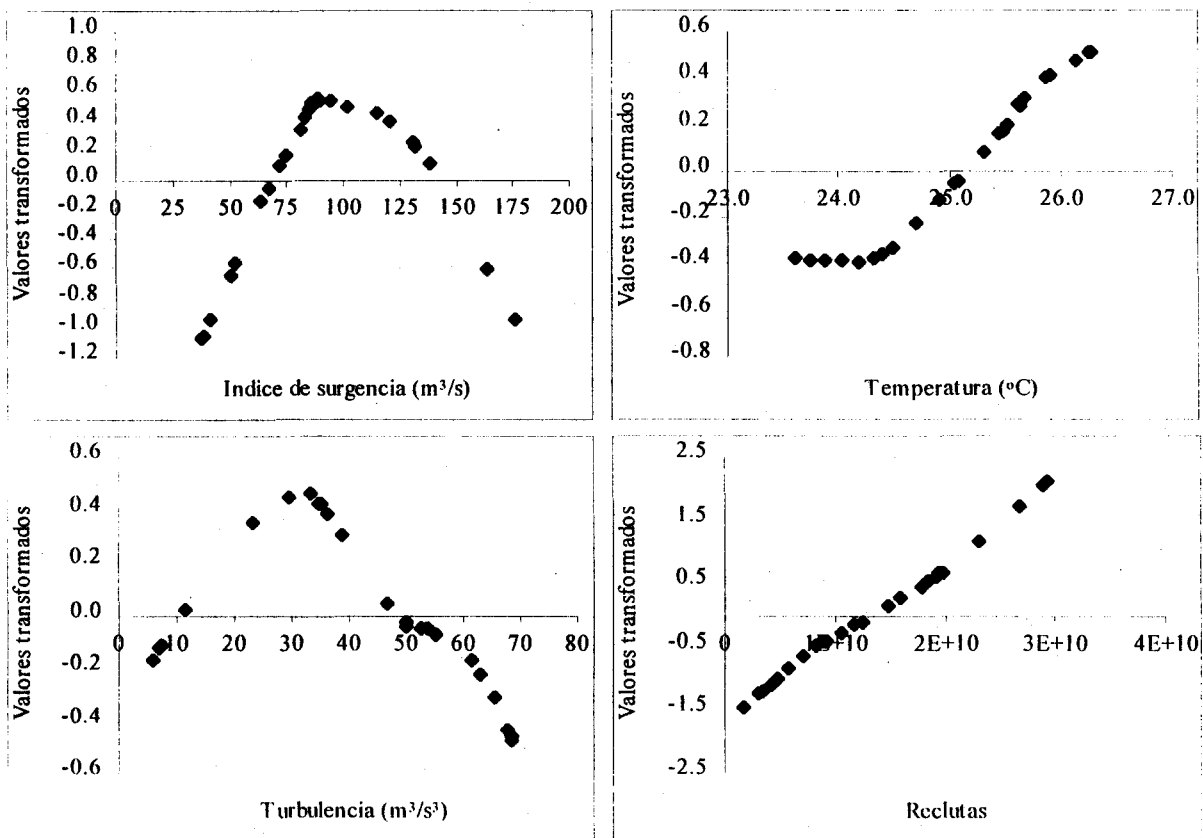


Figura 20. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a al índice de surgencia, la temperatura del agua y al índice de turbulencia como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.54.

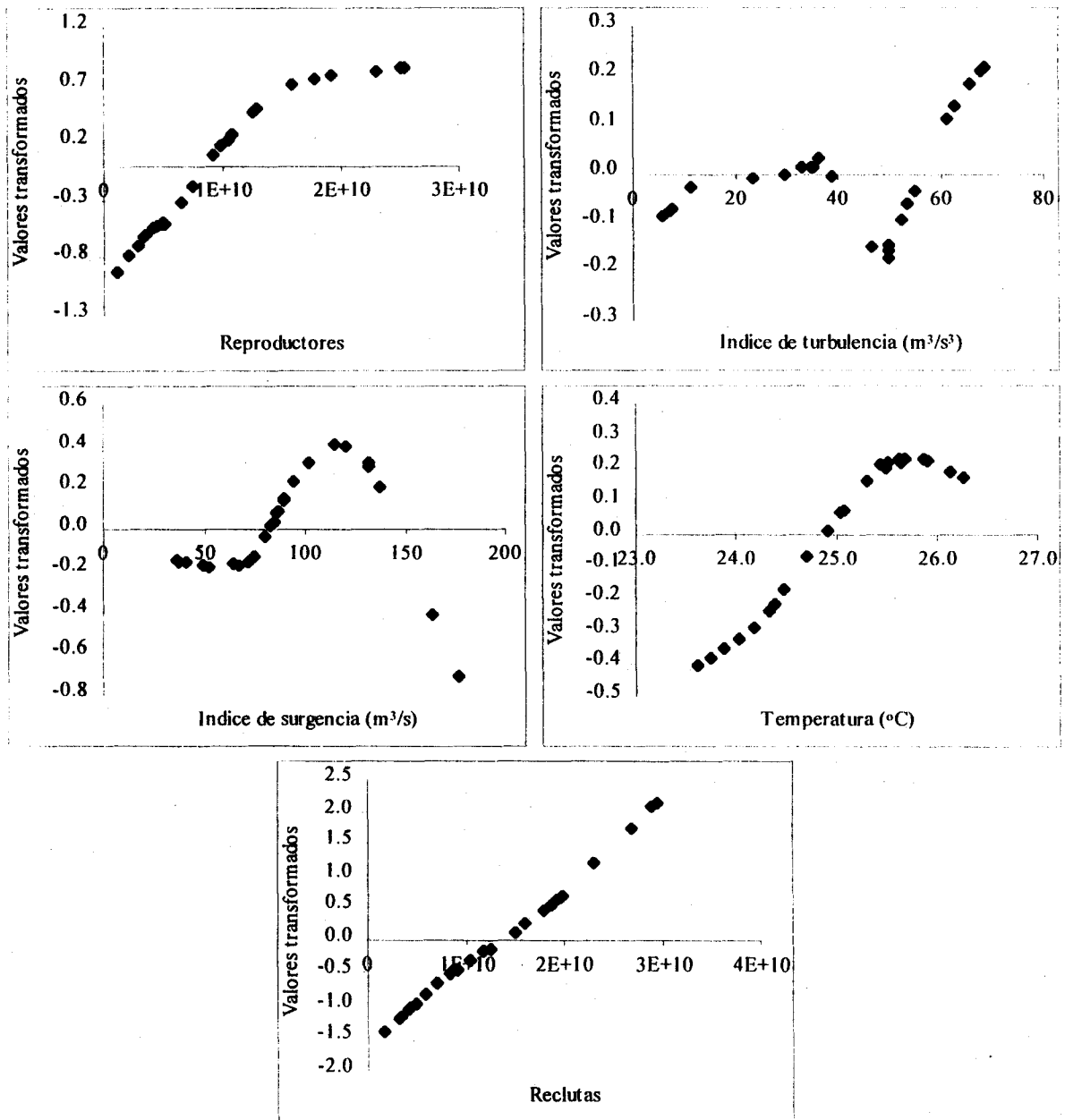


Figura 21. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia, la temperatura del agua y al índice de turbulencia como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.57.

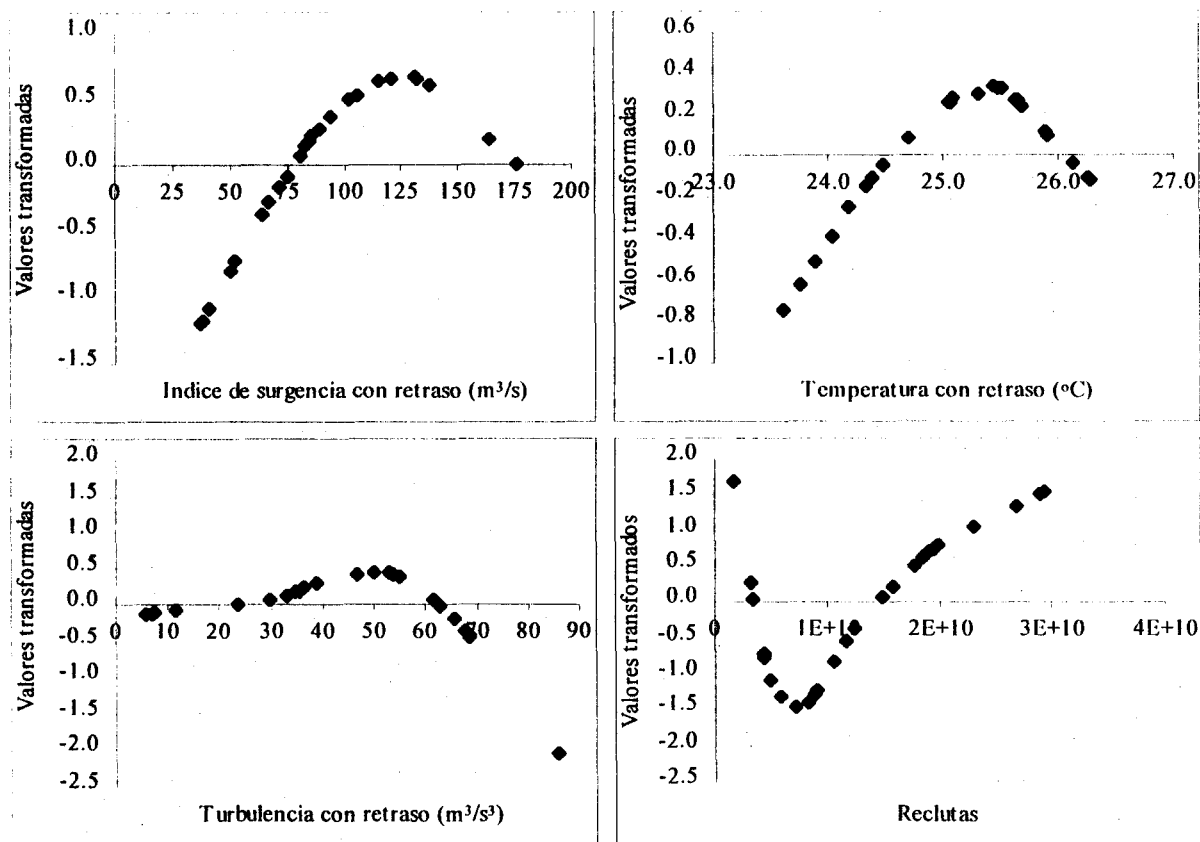


Figura 22. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a al índice de surgencia con retraso, la temperatura del agua con retraso y al índice de turbulencia con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.65.

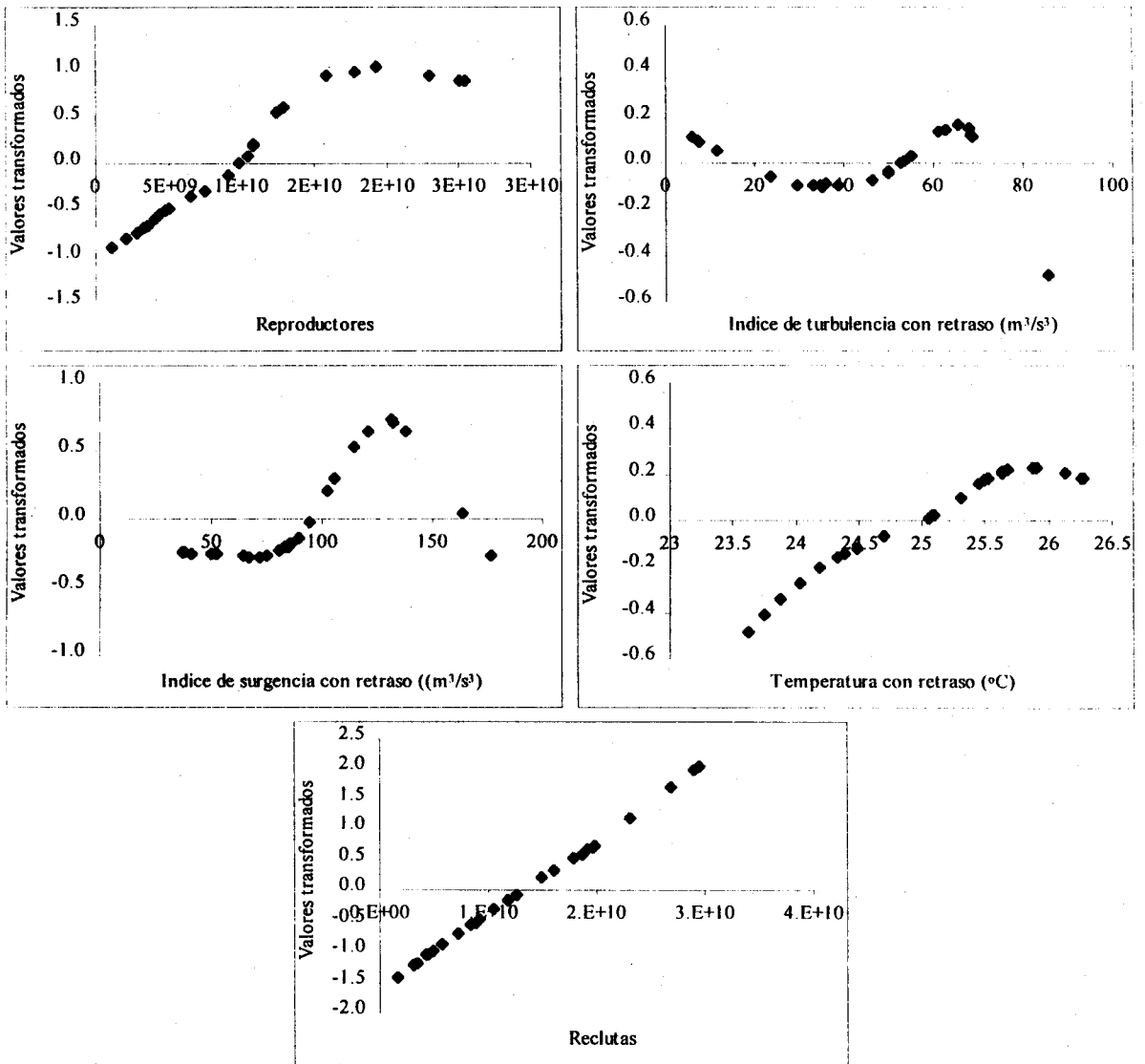


Figura 23. Transformaciones empíricas óptimas obtenidas con el algoritmo ACE, usando al reclutamiento como la variable dependiente y a los reproductores, al índice de surgencia con retraso, la temperatura del agua con retraso y al índice de turbulencia con retraso como las variables independientes. El valor de R^2 fue de 0.72.

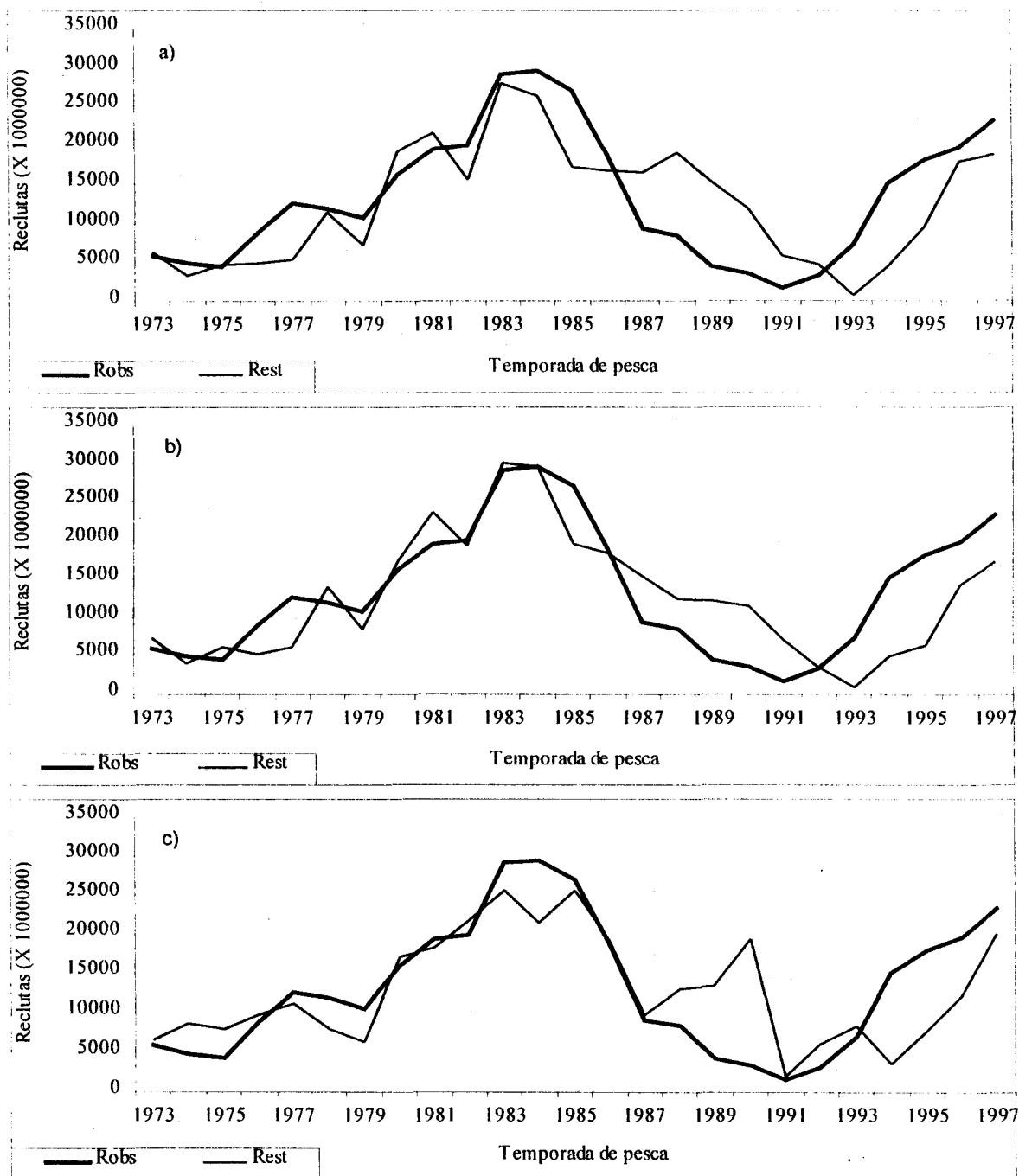


Figura 24. Series de reclutamiento observadas y predichas por los tres mejores modelos no lineales. a) y b) son los modelos que incluyen a los reproductores y c) incluye solo parámetros ambientales.

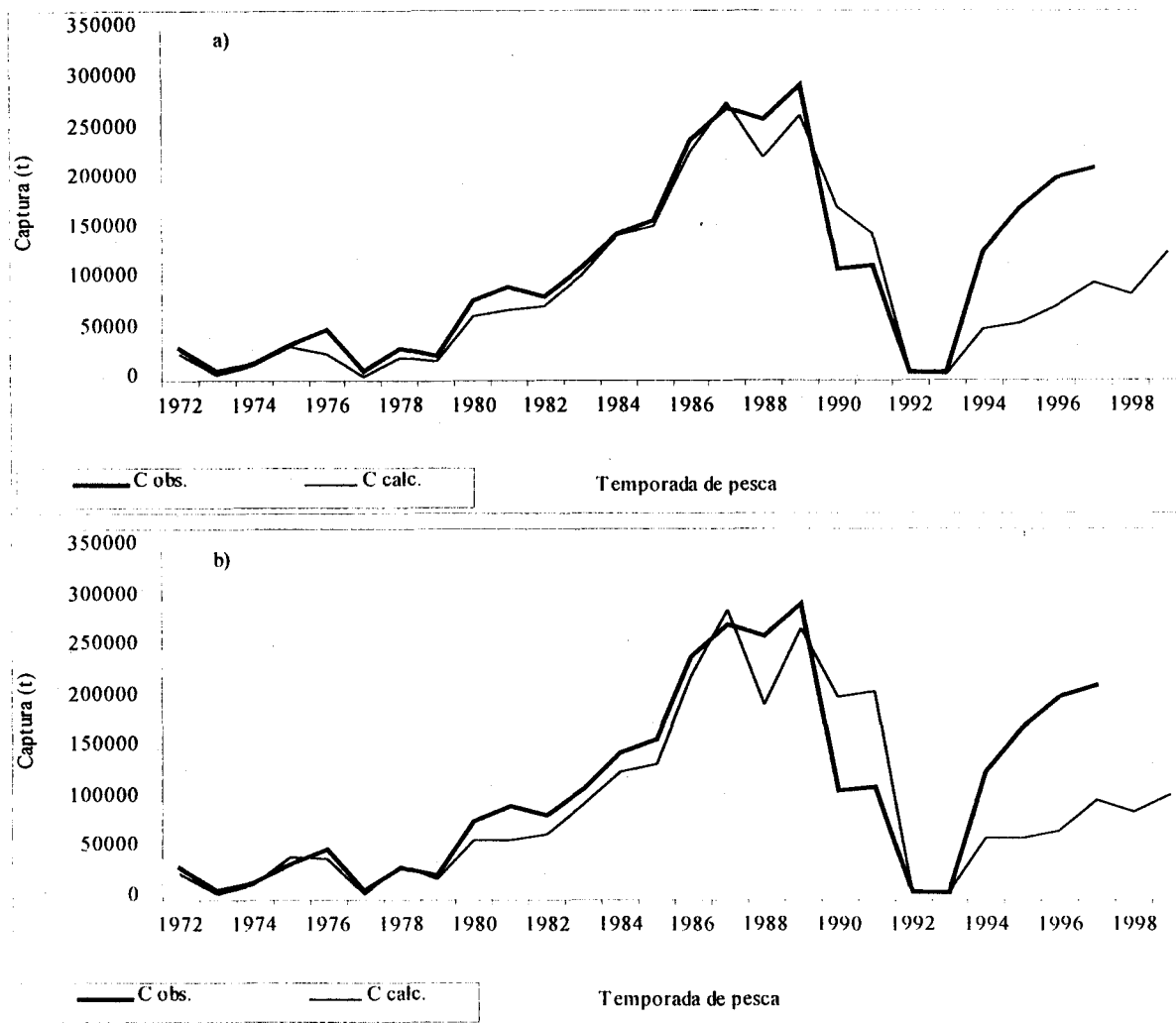


Figura 25. Capturas observadas y predichas por: a) el modelo que incluye en la función de reclutamiento a los reproductores y al índice de surgencia con retraso y la temperatura del agua con retraso y b) el modelo que incluye en la función de reclutamiento solo a las tres variables ambientales (sin retraso). Los últimos dos puntos en la línea delgada son las predicciones de la captura para las temporadas de pesca 1997/98 y 1998/99 (estas no entraron en los análisis previos) con esas variables independientes.

ANEXO 1

Reprinted from

FISHERIES RESEARCH

Fisheries Research 41 (1999) 273–283

Modeling of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, Mexico

Manuel O. Nevárez-Martínez^{a,b,*}, Ernesto A. Chávez^b,
Miguel A. Cisneros-Mata^a, Daniel Lluch-Belda^b

^aInstituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, Calle 20 sur no. 605,
Col. La Cantero, 85400, Guaymas, Sonora, Mexico

^bInstituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Playa El Conchalito s/n,
Apartado Postal 592, 23000, La Paz, BCS, Mexico



ELSEVIER

RESEARCH

An international journal on fisheries science, fishing technology and fisheries management

Aims and scope. This journal provides an international forum for the publication of papers in the areas of fisheries science, fishing technology, fisheries management and relevant socio-economics. The scope covers fisheries in salt, brackish and freshwater systems, and all aspects of associated ecology, environment and pollution issues, and economics. Both theoretical and practical papers are acceptable, including laboratory and field experimental studies relevant to fisheries. Papers on the conservation of exploitable living resources are welcome. Review and Viewpoint articles are also published. As the specified areas inevitably impinge on and interrelate with each other, the approach of the Journal is multidisciplinary, and authors are encouraged to emphasise the relevance of their own work to that of other disciplines. The Journal is intended for fisheries scientists, biological oceanographers, gear technologists, economists, managers, administrators, policy makers and legislators.

EDITOR-IN CHIEF

A.D. McIntyre, Emeritus Professor, Fisheries and Oceanography, Zoology Department, University of Aberdeen, Aberdeen AB9 2TN, UK

EDITORIAL ADVISORY BOARD

K.R. Allen, Cronulla, N.S.W., Australia
T. Ariino, Tokyo, Japan
M.J. Armstrong, Co. Down, Northern Ireland
J. Casey, Lowestoft, UK
P. Cury, Cape Town, South Africa
E.G. Dawe, St. John's, Nfld., Canada
C.B. Dew, Kodiak, AK, USA
R. Fonteyne, Ostende, Belgium
A. Guerra, Vigo, Spain
J.P. Hillis, Dublin, Ireland
E.D. Houde, Solomons, MD, USA
J.C. Howe, Mobile, AL, USA
G. Hubold, Hamburg, Germany
G. Kirkwood, London, UK

S.J. Lockwood, Conwy, North Wales, UK
D.N. MacLennan, Aberdeen, UK
E. Macpherson, Blanes, Spain
O. Misund, Bergen, Norway
R.N. O'Boyle, Dartmouth, N.S., Canada
K. Patterson, Aberdeen, UK
J.B. Pearce, Woods Hole, MA, USA
G.J. Piet, IJmuiden, The Netherlands
I.G. Priede, Aberdeen, UK
A.E. Punt, Hobart, Tasmania, Australia
F.M. Serchuk, Woods Hole, MA, USA
D. Whitmarsh, Southsea, UK
Zhou Ying-qi, Shanghai, Peoples Republic of China

Book Review Editor

A.D. McIntyre, Aberdeen, UK

Publication information: *Fisheries Research* (ISSN 0165-7836). For 1999 volumes 39-43 are scheduled for publication. Subscription prices are available upon request from the Publisher. Subscriptions are accepted on a prepaid basis only and are entered on a calendar year basis. Issues are sent by surface mail except to the following countries where Air delivery via SAL mail is ensured: Argentina, Australia, Brazil, Canada, Hong Kong, India, Israel, Japan, Malaysia, Mexico, New Zealand, Pakistan, PR China, Singapore, South Africa, South Korea, Taiwan, Thailand, USA. For all other countries airmail rates are available upon request. Claims for missing issues should be made within six months of our publication (mailing) date.

Orders, claims and product enquiries: please contact the Customer Support Department at the Regional Sales Office nearest you:

New York: Elsevier Science, P.O. Box 945, New York NY 10159-0945, USA; Tel. (+1) 212-633-3730, [Toll free number for North American customers: 1-888-4ES-INFO (437-4636)], Fax (+1)212-633-3680, E-mail usinfo-f@elsevier.com

Amsterdam: Elsevier Science, P.O. Box 211, 1000 AE Amsterdam, The Netherlands; Tel. (+31)20-485-3757, Fax (+31)20 485-3432, E-mail nlinfo-f@elsevier.nl

Tokyo: Elsevier Science, 9-15 Higashi-Azabu 1-chome, Minato-ku, Tokyo 106-0044, Japan; Tel. (+81)3-5561-5033, Fax (+81)3-5561-5047, E-mail info@elsevier.co.jp

Singapore: Elsevier Science, No. 1 Temasek Avenue, #17-01 Millenia Tower, Singapore 039192; Tel. (+65)434-3727, Fax (+65)337-2230, E-mail asiainfo@elsevier.com.sg

Rio de Janeiro: Elsevier Science, Rua Sete de Setembro 111/16 Andar, 20050-002 Centro, Rio de Janeiro - RJ, Brazil; Tel. (+55) (21) 509 5340, Fax: (+55) (21) 507 1991, E-mail elsevier@campus.com.br [Note (Latin America): for orders, claims and help desk information, please contact the Regional Sales Office in New York as listed above]

US mailing info, *Fisheries Research* (ISSN 0165-7836) is published monthly by Elsevier Science B. V. (Molenwerf 1, Postbus 211, 1000 AE, Amsterdam). Annual subscription price in the USA US\$1275 (valid in North, Central and South America), including air speed delivery. Application to mail at second class postage rate is pending at Jamaica, NY 11431.

USA POSTMASTER: Send address changes to, *Fisheries Research* Publications Expediting, Inc., 200 Meacham Avenue, Elmont, NY 11003. **AIRFREIGHT AND MAILING** in the USA by Publications Expediting inc., 200 Meacham Avenue, Elmont, NY 11003.

Back volumes: Please contact the Publisher.

Fisheries Research has no page charges

Modeling of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, Mexico

Manuel O. Nevárez-Martínez^{a,b,*}, Ernesto A. Chávez^b,
Miguel A. Cisneros-Mata^a, Daniel Lluch-Belda^b

^aInstituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, Calle 20 sur no. 605, Col. La Cantera, 85400, Guaymas, Sonora, Mexico

^bInstituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Playa El Conchalito s/n, Apartado Postal 592, 23000, La Paz, BCS, Mexico

Received 5 May 1998; accepted 22 January 1999

Abstract

We used a stochastic age-structured model with density-dependent recruitment to study the fishery and population dynamics of the Gulf of California Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) stock for the period 1972–1973 to 1989–1990. To determine the value of fishing mortality (F) which corresponds to the long-term optimum yield and cost-benefit ratio (C/B), we simulated fished population trajectories over a period of 50 years. Our results indicated a good fit between observed and predicted annual recruitment and catch. Quasiperiodic oscillations of a five year periodicity for an unfished population faded with increasing F . Maximum yield and C/B were obtained with $F=0.475$ and 0.275 , and the simulated population began declining with $F \geq 0.5$ and > 0.3 , respectively. It is proposed that $F < 0.25$ would be adequate for this fishery. © 1999 Elsevier Science B.V. All rights reserved.

Keywords: Simulation; Recruitment; Catch; Pacific sardine; Gulf of California; *Sardinops caeruleus*

1. Introduction

In theory, the correct administration of a fish stock assumes precise knowledge of rates of recruitment, growth and mortality. In reality, however, as a general rule, there is great uncertainty in that respect, and due to poor management prescriptions resulting of such uncertainty, this might result in fisheries collapsing. The situation is obviously aggravated if management

is based on results of an incorrect model specification due to introduction of model uncertainty. Explicit incorporation of uncertainty is a key component of modern fishery science. A fundamental ingredient in fisheries management is consideration of pre-established reference points whose calculated values serve as guidelines for decision making (Caddy and Mahon, 1995).

In the present paper, we explore values of fishing mortality rate (F) such that both biological and economic yield are optimized over the long run. With this purpose we develop a stochastic age-structured, density-dependent recruitment, dynamic simulation model for the Gulf of California Pacific sardine

*Corresponding author. Address: Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, Calle 20 sur no. 605, Col. La Cantera, 85400, Guaymas, Sonora, Mexico. Tel.: +52-622-210-21; fax: +52-622-259-25; e-mail: jlopez@cibnor.mx

(*Sardinops caeruleus*) fishery, integrated with a cost–benefit analysis.

The small pelagic fishery of the Gulf of California is the most voluminous one in Mexico (Cisneros-Mata et al., 1996). During the 1988–1989 fishing season, small pelagic landings reached 312 000 t, of which 292 000 t (about 96%) were Pacific sardine. However, this has been a highly variable fishery from the beginning (Cisneros-Mata et al., 1995), as is common for sardine and anchovy fisheries elsewhere (Sharp and Csirke, 1983). Abundance changes are a result of both deterministic and stochastic factors (Cisneros-Mata et al., 1996).

2. Data and methodology

We built an age-structured simulation model of the Pacific sardine population, incorporating the stock–recruitment relation by Shepherd (1982):

$$R_t = \frac{a \times P_{t-1}}{1 + (P_{t-1}/b)^c}, \quad (1)$$

where R is the recruitment, P the spawning stock biomass, a the maximum expected rate of recruits per adult, b the biomass level above which density-dependent effects dominate, and c is a measure of the strength of density dependence.

Using catch and effort data, the numbers of individuals at-age were estimated by Cisneros-Mata et al. (1995) using virtual population analysis (VPA) (Pope, 1972; Jones, 1984) for the period of 1972–1973 up to and including 1989–1990 (Table 1). With the results from VPA, Cisneros-Mata et al. (1995) fitted Shepherd's stock–recruitment model using the Marquardt nonlinear algorithm in the program FISHPARM. The resulting parameter values were $a=2.697$ recruits per adult; $b=1.417 \times 10^{10}$ individuals; and $c=6.499$ ($r^2=0.77$; $N=13$).

Because the unexplained variability of recruitment is quite large (Allen and Basasibwaki, 1974; Walters, 1986), a stochastic variability generator was incorporated:

$$R_t = (R_t \times (cv/2)) + (R_t \times cv \times \beta), \quad (2)$$

where cv is the coefficient of variation of recruitment and β is a uniform random number between 0 and 1. A value of $cv=0.8$ was estimated using annual recruit-

ment data from results of VPA. The initial condition (age class vector) in this simulation was the numbers-at-age corresponding to those estimated by VPA for 1972/1973 (See Table B in Cisneros-Mata et al., 1995).

Simulations proceeded computing annual recruitment (numbers at age class 0) with Eqs. (1) and (2) for the deterministic and stochastic versions, while numbers-at-age for age classes 1–6 years were computed as

$$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} e^{-(M+F)}, \quad (3)$$

where a is age class and t refers to years. Annual values of fishing mortality rate F were estimated from numbers-at-age derived from the VPA (Cisneros-Mata et al., 1995), and a constant rate of natural mortality $M=0.77$ per year was considered. M was previously estimated (Cisneros-Mata et al., 1991) using Pauly's (1984) empirical formula. Numbers were then transformed to biomass (B_t) by multiplying N_t (numbers alive in the cohort at time t) times W_t (mean weight at age t). Fishable biomass is the sum of age classes 1–6 years plus 50% of age class 0 (R). Spawning biomass is the sum of age classes 1–6 years. Annual total catch was then estimated by multiplying annual value of F times the fishable biomass.

Because the main purpose of this work was to estimate long-run reference values of F using simulations, we first tuned the model using real data. Output from the simulation model was compared to observed catch data from the fishery corresponding to the period 1972–1973 to 1989–1990 (Table 1), and with recruitment data estimated using VPA. Next, 50 years were simulated (1990–1991 to 2039–2040), systematically increasing F to find the F value resulting in maximum yield and that at which the population begins to decline. For the stochastic version, 10 model runs were averaged for each F level.

Simulations of the period 1990–1991 to 2039–2040 started with the number of individuals during the 1989–1990 fishing season. Recruits (age class 0) were computed through Shepherd's model with numbers-at-age classes 1–6 in the 1989–1990 fishing season. The number of individuals per age class (1–6) for the 1990–1991 season were estimated using Eq. (3). This process was repeated for each year in the simulation until the end of the period. Values of F varied from 0 to 1.

Table 1

Catch, effort, fishing mortality (F) and number by age by fishing season (Pacific sardine of Gulf of California, Mexico)

Fishing season	Catch	Effort	F	Number by age						
				0	1	2	3	4	5	6
1972/1973	9924	381	0.0338	3 712 574 000	1 828 364 000	554 549 000	131 834 000	21 167 000	5 500 000	1 000 000
1973/1974	16 180	750	0.0732	1 943 336 000	1 682 751 000	886 306 000	221 927 000	34 954 000	1 763 000	100 000
1974/1975	36 648	1271	0.2495	1 335 048 000	870 927 000	716 326 000	335 851 000	72 292 000	14 690 000	595 000
1975/1976	51 263	1878	0.3191	2 935 449 000	575 088 000	291 270 000	224 441 000	85 838 000	19 967 000	4 801 000
1976/1977	8802	373	0.0303	5 389 424 000	1 321 901 000	212 965 000	34 096 000	11 975 000	2 403 000	546 000
1977/1978	32 600	1112	0.0944	7 077 535 000	2 442 327 000	585 900 000	79 448 000	1 728 000	119 000	12 000
1978/1979	24 627	732	0.0829	9 151 337 000	3 135 967 000	917 703 000	192 859 000	6 185 000	240 000	1000
1979/1980	77 566	1588	0.1747	5 874 631 000	4 090 689 000	1 264 492 000	290 707 000	21 628 000	1 476 000	1000
1980/1981	93 989	2133	0.1873	8 562 187 000	2 682 036 000	1 528 759 000	348 017 000	37 453 000	8 882 000	600 000
1981/1982	71 425	1271	0.2445	9 955 486 000	3 949 767 000	987 030 000	428 444 000	18 877 000	3 190 000	2047 000
1982/1983	111 523	1584	0.0958	14 500 033 000	615 188 000	1 377 710 000	130 533 000	17 897 000	2 904 000	463 000
1983/1984	146 467	1839	0.2185	22 115 802 000	6 626 972 000	1 851 061 000	537 762 000	4 379 000	607 000	108 000
1984/1985	169 076	2281	0.0825	28 562 340 000	10 078 614 000	2 081 420 000	367 509 000	13 873 000	362 000	21 000
1985/1986	240 226	3160	0.1209	23 633 075 000	13 203 679 000	4 145 572 000	686 667 000	46 353 000	5 218 000	43 000
1986/1987	272 574	3534	0.2233	11 851 629 000	10 637 752 000	5 270 339 000	1 564 716 000	138 469 000	16 989 000	2 104 000
1987/1988	261 363	3371	0.2052	9 961 348 000	5 432 792 000	4 184 076 000	1 572 530 000	260 840 000	34 653 000	2 459 000
1988/1989	294 095	3776	0.4237	5 810 251 000	4 682 059 000	2 297 139 000	1 250 580 000	290 648 000	64 595 000	7 548 000
1989/1990	109 942	1630	0.2622	3 316 850 000	2 222 967 000	1 547 267 000	450 867 000	163 179 000	51 179 000	11 950 000

Table 2

Physical data, costs (in US dollars), and operating characteristics of a representative boat in the Pacific sardine fishery of the Gulf of California

<i>Vessel characteristics</i>	
Type of vessel	Purse seiner
Keel length	25 m
Engine Hp	520
Market value	\$ 350 000
<i>Annual variable costs</i>	
Gear loss	\$ 5000
Fuel	\$ 50 400
Lubricants	\$ 10 800
Food	\$ 12 000
Crew share	28% of gross earnings
<i>Annual fixed costs</i>	
Depreciation and interest costs	\$ 35 000
Insurance	\$ 14 000
Business expenses	\$ 35 000
Maintenance and repairs	\$ 42 000
<i>Operating characteristics</i>	
Operating days per year	240
Catch per fishing trip	70 t
Catch per boat year	2593 t

Fishing is regarded mainly as an economic activity (Chávez, 1994; Chávez and Arreguín-Sánchez, 1994; McGarvey, 1994); thus, a rough cost-benefit (*C/B*) analysis was conducted. Costs included fixed and variable costs and crew shares (Table 2). Income was based on the landed sardine price. All costs were considered fixed due to the difficulty of predicting trends under the highly variable economic situation currently prevailing in Mexico. Most data for this analysis were provided by the local office of the Fishing Chamber. Data on price and depreciation rate of an average fishing vessel were obtained directly from the insurance policies. A thorough economic analysis should consider variability of data used; our present study, however, pretended to be a rough approximation only, and a more detailed examination is beyond our present goals. For the same reason, a discount rate was not considered here. As with catch, the *C/B* rate was analyzed for the period of available data (1972/1973–1989/1990), then *C/B* rates were estimated for each *F* level in the simulated period.

Fishing mortality *F* and fishing effort *E* in number of fishing trips were available for the same period considered, and the catchability coefficient ($q=F/E$)

was estimated for each fishing season from 1972–1973 to 1989–1990. An average *q* was then computed and used as constant in the simulations. Although studies have shown that *q* might not be linear in *F* (Arreguín-Sánchez, 1996), for the period considered here, a linear relationship was found ($r=0.59$, $p<0.05$). Hence, for the simulated period (1990–1991 to 2039–2040), *E*'s were calculated for each *F* level multiplying *F* by $q=0.0001$, regarded as constant.

3. Results

The behavior of the model was examined by comparing simulated catch and recruitment data to those observed for the 1972–1973 to 1989–1990 seasons (Figs. 1 and 2). Although simulation output and observed data show the same general trends for both landings and recruitment, there are periods during which the simulated results for recruitment overestimate or underestimate those resulting from VPA analysis (Fig. 1(A) and Fig. 2(A)). Those are years of either poor or good recruitment during which the model fails to simulate them adequately (Fig. 1(B) and Fig. 2(B)). Catches show the greatest difference during the 1975–1976 season (Fig. 1(C) and Fig. 2(C)).

It is not surprising to find important deviations of predicted and observed recruitment data for the last two seasons of the series. This is a common characteristic when one uses VPA, where accuracy is lowest for the last age classes of the series (Pope, 1972; Jones, 1984).

Simulation of the sardine population size for 1990–1991 to 2039–2040 with $F=0$ (no fishing) shows five-year cycles both in numbers and biomass, caused by density dependence and the age structure of the model (Fig. 3(A) and (B)).

The deterministic version of the model predicts decreasing amplitude of these oscillations as *F* increases (Fig. 3(C) and (D)) to slightly less than 0.5. Above this value the population collapses (Fig. 3(E) and (F)). The long-run yield as a function of *F* (Fig. 4(A)) shows that optimal yield (OY) is obtained at $F=0.475$, while *C/B* has high values (1.4) at low levels of *F* and beyond $F=0.475$ ($C/B=1.1$), the function plummets, reaching a $C/B=1$ at $F=0.5$ (Fig. 4(A)).

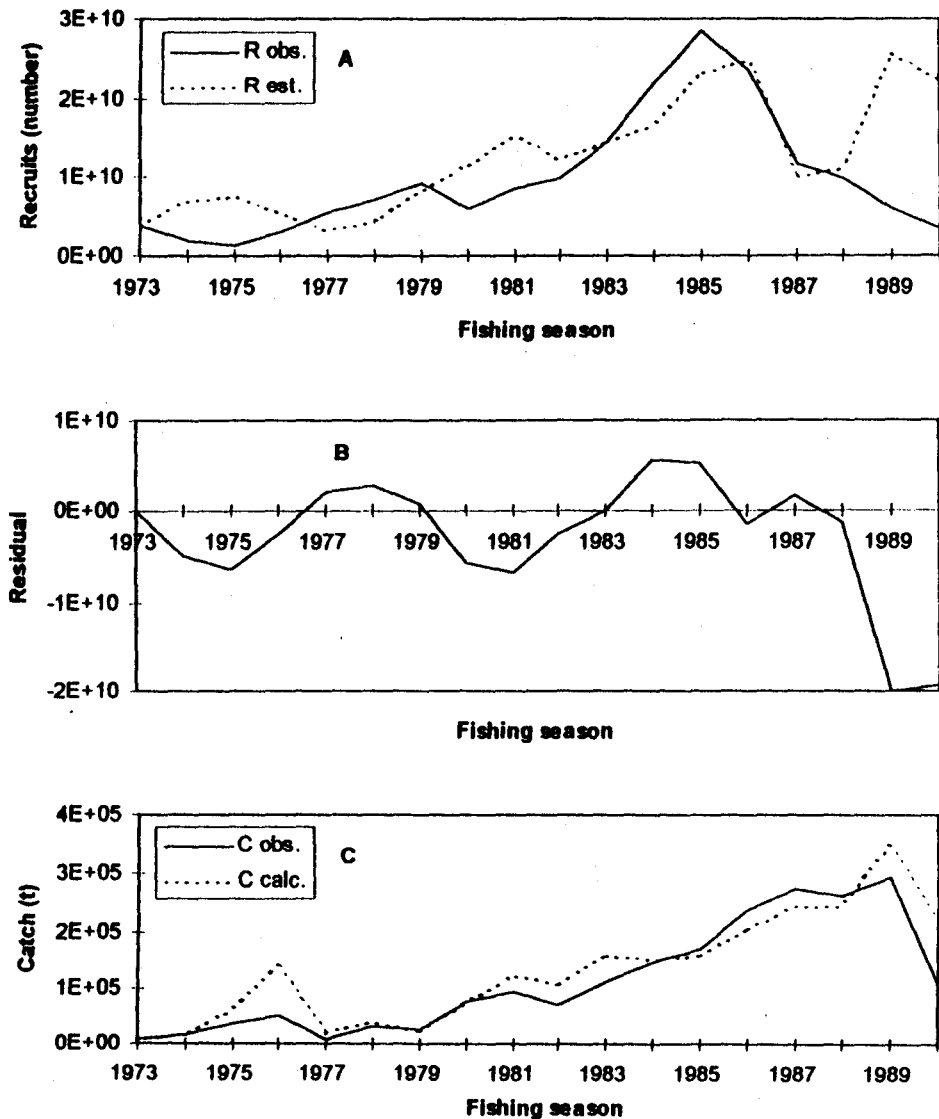


Fig. 1. Comparison between VPA and deterministic model simulation values: (A) recruitment, (B) recruitment residuals and (C) yield.

As for the model with incorporated stochastic variation, its behavior is very similar to the former, but although the oscillations are damped as F increases, they never totally disappeared (Fig. 5(A)–(F)). Fig. 4(B) shows that OY is obtained by $F=0.275$ and C/B behaves similarly to that of the deterministic version, but plummeting occurs at $F=0.3$, and $C/B=1$ at $F=0.3$ (Fig. 4(B)).

4. Discussion

Very likely the differences between observed and simulated catch and recruitment are caused by environmental variability, not included in this simulation model (e.g., Wespestad and Terry, 1984; Hall et al., 1988). However, the model proved to be an appropriate tool for analyzing dynamic long-term trends of

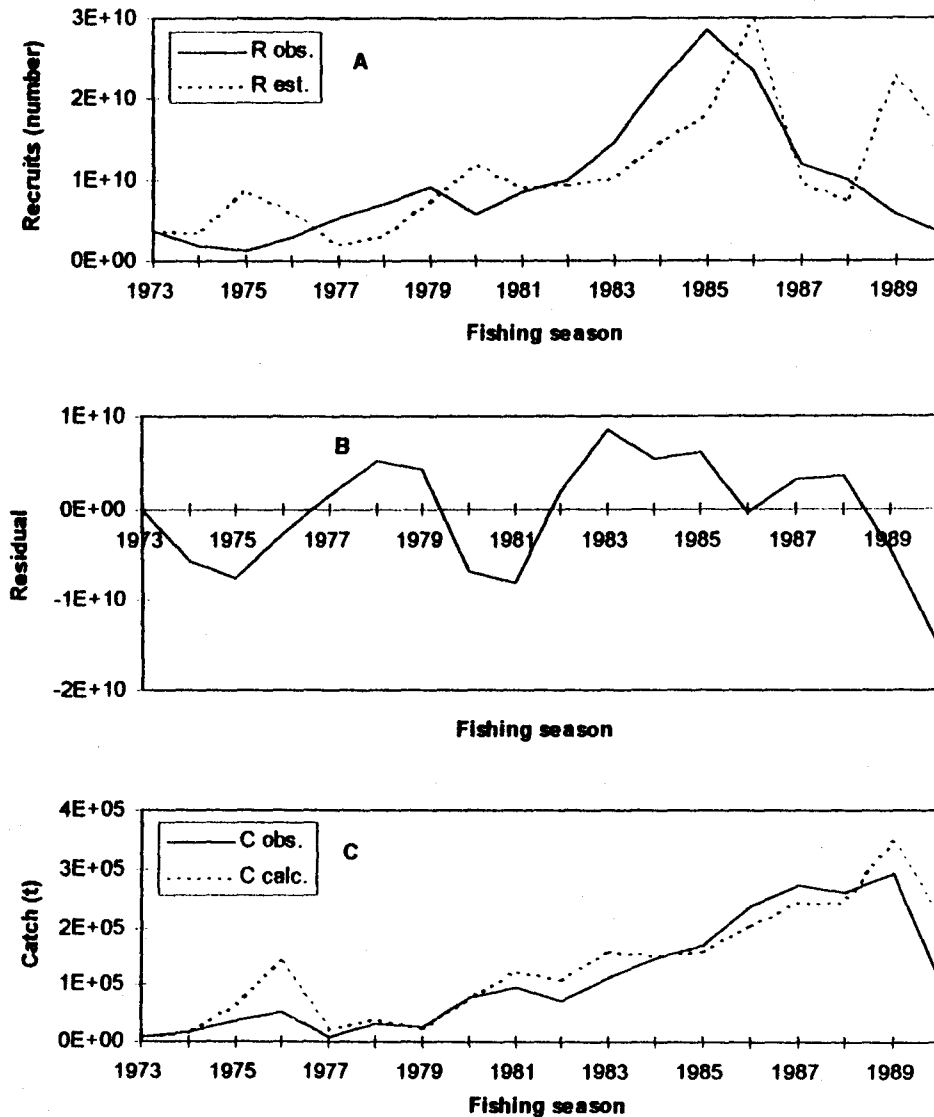
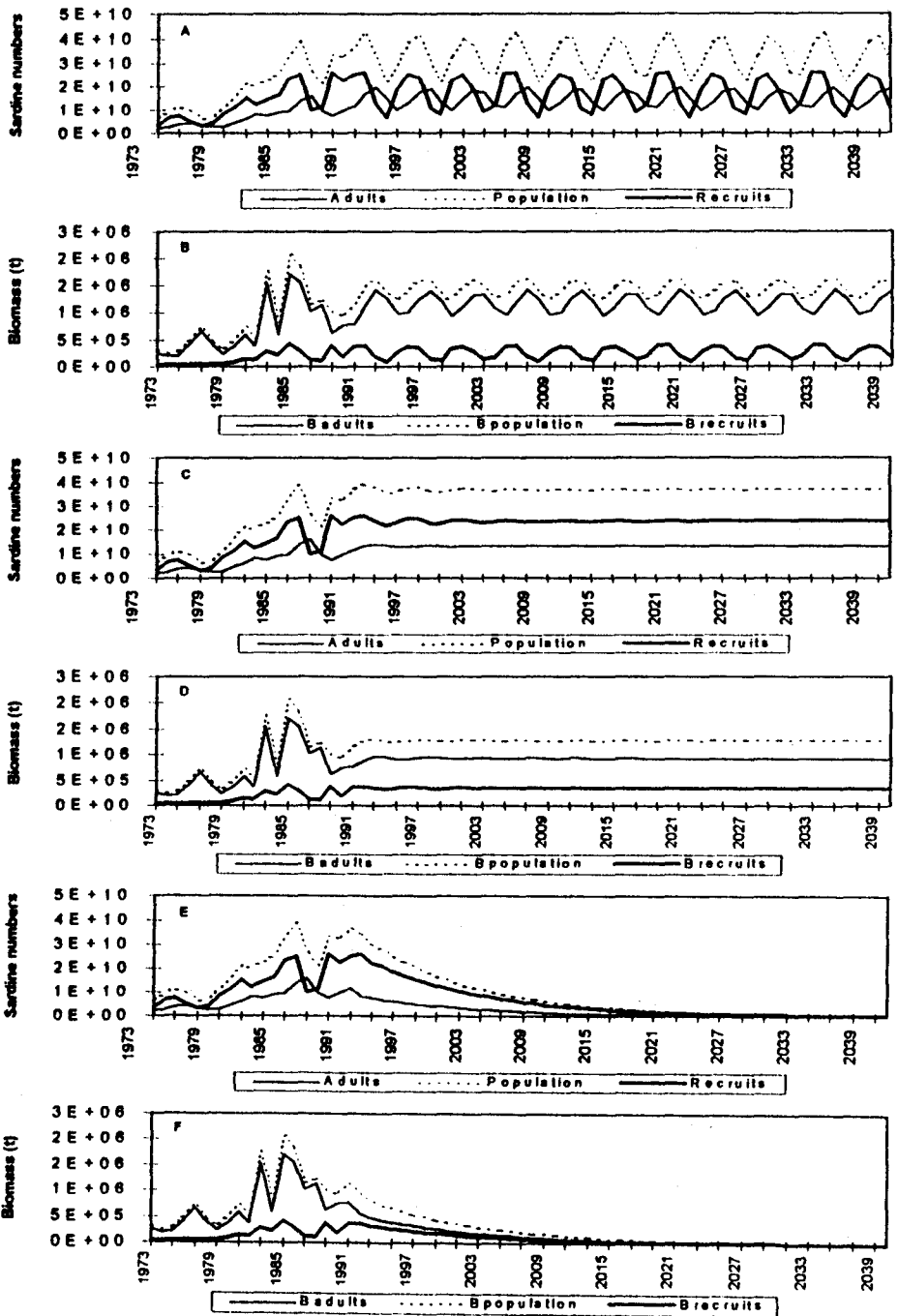


Fig. 2. Comparison between VPA and probabilistic model simulation values: (A) recruitment, (B) recruitment residuals and (C) yield.

the Pacific sardine in the Gulf of California, and the expected long-term yields for various levels of fishing mortality (Wespestad and Terry, 1984). The large difference in recruitment for 1989/1990, the last year of the series used to fit the model, as mentioned above, most probably reflects weakness of VPA. It is unlikely that this might have influenced results of the simulation because, as shown in Figs. 3 and

5, all population trajectories quickly attain stable oscillations and steadily decline when fishing mortality is introduced.

The five-year cycles in the sardine population size resulting from age structure and density dependence were also found by Cisneros-Mata et al. (1996). This accounts for the cyclic pattern observed in the residuals (Fig. 1(B) and Fig. 2(B)). Oscillation damping



Observed tendencies over 50 years of the deterministic Pacific sardine abundance and biomass model simulation. $F=0$ (A, B), $F=0.7$ (E, F).

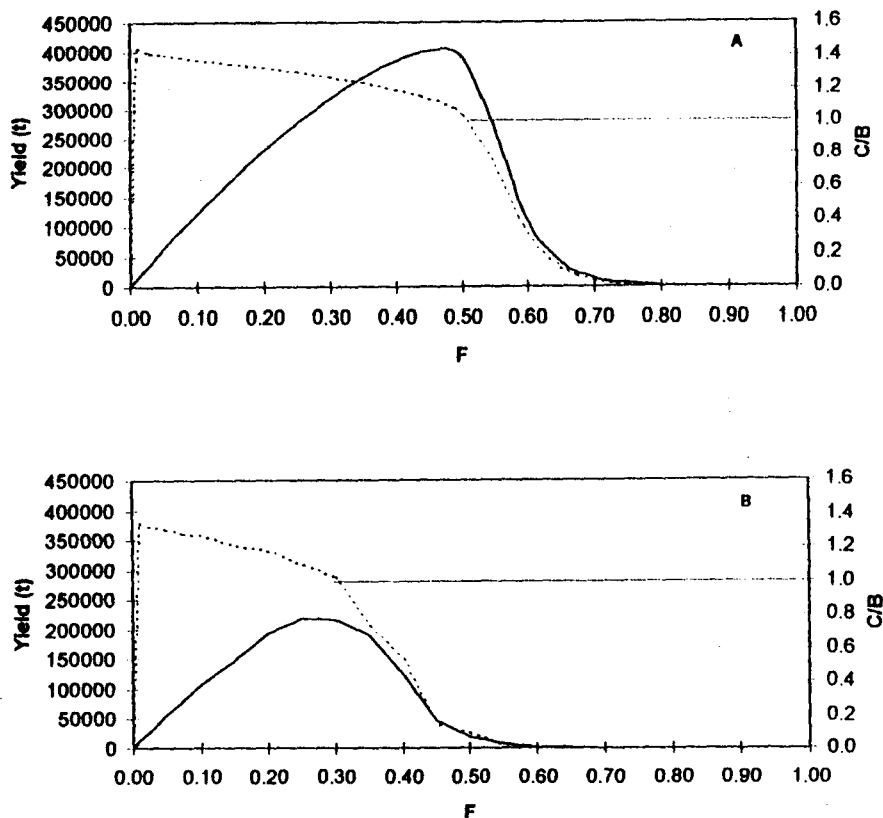


Fig. 4. Annual mean yield and cost/benefit ratio (C/B) as function of F : (A) deterministic model and (B) probabilistic model.

as a result of intensified fishing (up to $F=0.475$) also agrees with previous authors (Ricker, 1954; Basasibwaki, 1972 as quoted by Allen and Basasibwaki (1974)), who have pointed out that an unstable population may be stabilized by taking a large enough catch. This can be intuitively explained due to the fact that F reduces the size of the parental stock, which given a very strong density dependence in turn increases an otherwise low recruitment level. The same argument can be used to explain why a moderate F will produce increased parental stock size when the stock size is at moderate levels.

The simulations also showed that from the biological and economic viewpoint (the C/B rate), population yield might be increased at most to the levels of F exerted during the 1989–1990 fishing season ($F=0.26$), which would result in a yield of about 220 000 t with $C/B=1.1$. This is a relevant result

because if the population is harvested at the level of optimum yield ($F=0.475$ deterministic model or $F=0.275$ probabilistic model), there is a high possibility of collapse because of the increased negative slope of the yield curve beyond this level (Fig. 4(A) and (B)). Furthermore, even if these models incorporate random variation, it is likely that there is even higher variability than that considered because of environmental variations (Parrish et al., 1983; Weststad and Terry, 1984; Winters et al., 1985; Huato-Soberanis and Lluch-Belda, 1987; Lluch-Belda et al., 1989; Jacobson and MacCall, 1995).

One relevant result is that the deterministic and stochastic models yield seemingly similar results for the tuning period (1972–1973 to 1989–1990). Nevertheless, over the long-run the stochastic model gives more realistic results because maximum biological yield and the corresponding F value are in agreement

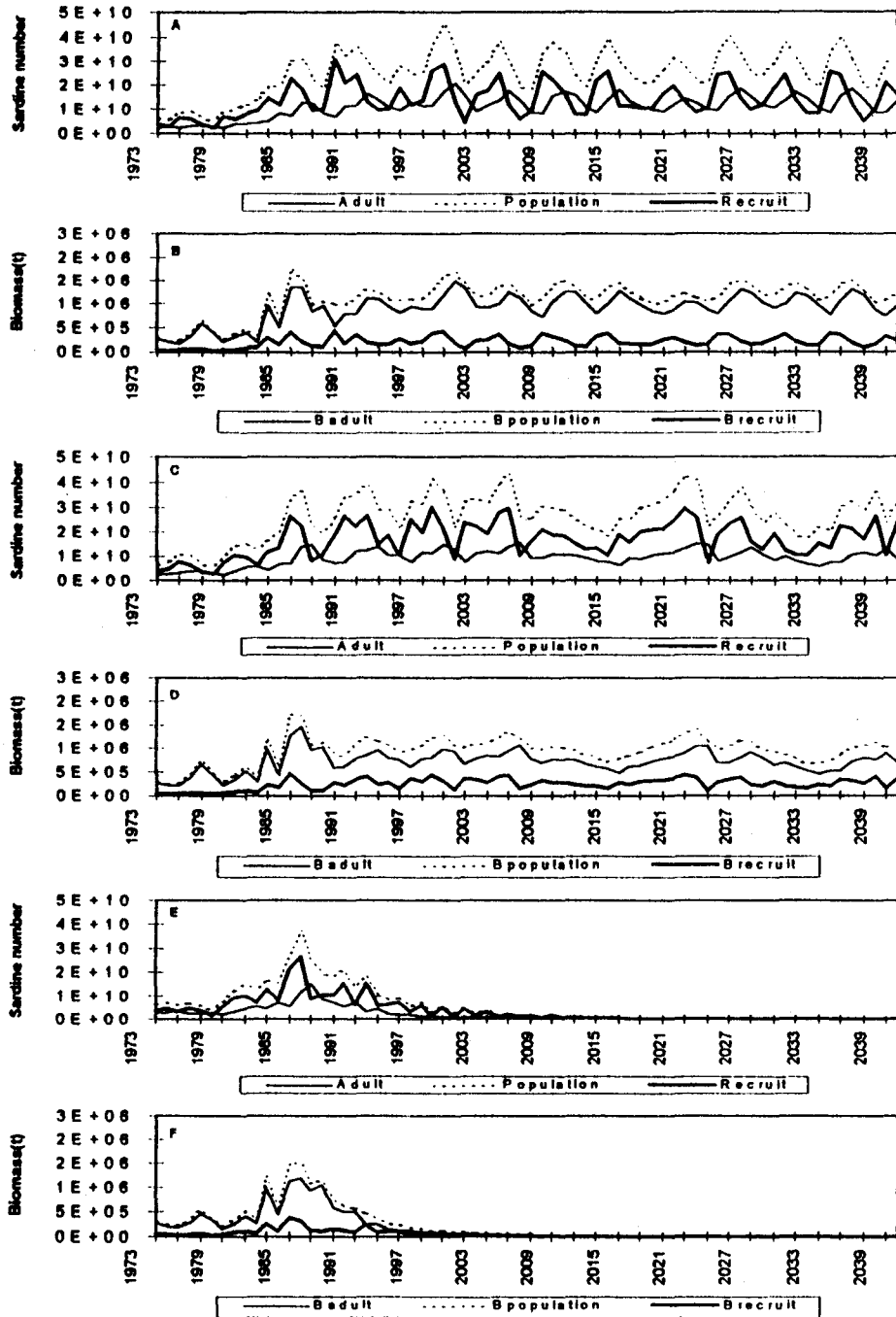


Fig. 5. Observed tendencies over 50 years of the probabilistic Pacific sardine abundance and biomass model simulation. $F=0$ (A, B), $F=0.25$ (C, D), $F=0.7$ (E, F).

with historic catches over the 30 year period of existence of this fishery (e.g. Cisneros-Mata et al., 1995). The deterministic model, by contrast, results in F and MSY which are far larger than the ones ever registered. Consequently, the stochastic model proved to be a more reliable tool to develop management prescriptions for this fishery.

Although F corresponding to MSY for the stochastic version is 0.275, this would yield economic returns slightly below their maximum (MEY). An F value of 0.25 would not only produce higher economic returns, and be safer biologically, but will reduce intrinsic population oscillations, which for management purposes is a desirable characteristic of an exploitable resource. Thus we conclude that a reference value of $0.9F_{MSY}$ is the best option for this fishery. Results of the deterministic analysis are also in agreement with this reference F value in terms of biological and economic optimality.

Illustrating this point, the Pacific sardine population in the Gulf of California reached peak landings during 1988–1989 (292 000 t), after which they collapsed during 1990–1991 to 1992–1993 to a minimum of 7000 t. Later, yields increased from 1993–1994 to 1995–1996, reaching again 200 000 t (Cisneros-Mata et al., 1996), seemingly related to high environmental variability (as shown by sea surface temperature and upwelling indices) in the Gulf of California.

Acknowledgements

We thank F. Arreguín Sánchez, D. Lluch Cota, and two anonymous reviewers for critical review of this work in manuscript form, and E. Glazier who edited an early English version. Partial financial support for MONM was granted by CONACYT.

References

- Allen, R.L., Basasibwaki, P., 1974. Properties of age structure models for fish populations. *J. Fish. Res. Board Canada* 31, 1119–1125.
- Arreguín-Sánchez, F., 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 221–242.
- Basasibwaki, P., 1972. Characteristics of cyclic fluctuations generated by stock–recruit systems. M.Sc. Thesis. Department of Zoology. University of British Columbia, BC.
- Caddy, J.F., Mahon, R., 1995. Reference points for Fisheries management. *FAO Fish Tech. Pap.* 347, 83 pp.
- Chávez, E.A., 1994. Simulación de la pesquería de sierra (*Scomberomorus maculatus*) del Golfo de México. *Rev. Invest. Mar.* 15(3), 209–217.
- Chávez, E.A., Arreguín-Sánchez, F., 1994. Optimizing yields of the king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) fishery in the western and southern Gulf of México. *Sci. Mar.* 59(3–4), 629–636.
- Cisneros-Mata, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., Montemayor-López, G., Santos-Molina, J.P., Morales-Azpeitia, R., 1991. Pesquería de sardina en el golfo de California 1988/1989–1990. Secretaría de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigaciones Pesqueras de Guaymas, Sonora, Technical Report, 80 pp.
- Cisneros-Mata, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., Hammann, M.G., 1995. The rise and fall of the Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* Girard, in the Gulf of California, Mexico. *CalCOFI Rep.* 36, 136–143.
- Cisneros-Mata, M.A., Montemayor-Lopez, G., Nevárez-Martínez, M.O., 1996. Modeling deterministic effects of age structure, density dependence, environmental forcing, and fishing on the population dynamics of *Sardinops sagax caeruleus* in the Gulf of California. *CalCOFI Rep.* 37, 201–208.
- Hall, D.L., Hilborn, R., Stocker, M., Walters, C., 1988. Alternative harvest strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 888–897.
- Huato-Soberanis, L., Lluch-Belda, D., 1987. Mesoscale cycles in the series of environmental indices related to the sardine fishery in the Gulf of California. *CalCOFI Rep.* 28, 128–134.
- Jacobson, L.D., MacCall, A.D., 1995. Stock–recruitment models for Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 566–577.
- Jones, R., 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fish. Tech. Pap.* 256, 118 pp.
- Lluch-Belda, D., Crawford, R.J.M., Kawasaki, T., MacCall, A.D., Parrish, R.H., Schwartzlose, R.A., Smith, P.E., 1989. World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regime problem. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 8, 195–205.
- McGarvey, R., 1994. An age-structured open-access fishery model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 900–912.
- Parrish, R.H., Bakun, A., Husby, D.M., Nelson, S.C., 1983. Comparative climatology of selected environmental processes in relation to eastern boundary current pelagic fish reproduction. In: Sharp, G.D., Csirke, J. (Eds.), *Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources*. San Jose, Costa Rica, April 1983. *FAO Fish. Rep.* 291 (3), 731–777.
- Pope, J.G., 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res. Bull. ICNAF* 9, 65–74.
- Ricker, W.E., 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Canada* 11, 559–623.
- Sharp, G.D., Csirke, J. (Eds.), 1983. *Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species*

- Composition of Neritic Fish Resources. San Jose, Costa Rica, April 1983. FAO Fish. Rep. 291.**
- Shepherd, J.G., 1982. A versatile new stock and recruitment relationship for fisheries and construction of sustainable yield curves. J. Cons. Int. Explor. Mer. 40, 67-75.**
- Walters, C.J., 1986. Adaptive Policy Designing Renewable Resource Management. Macmillan, New York, NY, p. 374.**

- Wespestad, V.G., Terry, J.M., 1984. Biological and economic yields for eastern Bering Sea walleye pollock under differing fishing regimes. N. Am. J. Fish. Manag. 4, 204-215.**
- Winters, G.H., Dalley, E.L., Moores, J.A., 1985. Fortuity disguised as fisheries management: the case history of Fortune Bay herring. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51, 900-912.**

FISHERIES RESEARCH

Submission of manuscripts: Manuscripts should be submitted in triplicate to the Editorial Office of *Fisheries Research*, P.O. Box 181, 1000 AD Amsterdam, The Netherlands.

Enquiries concerning manuscripts and proofs: questions arising after acceptance of the manuscript, especially those relating to proofs, should be directed to: Elsevier Science Ireland Ltd., Elsevier House, Brookvale Plaza, East Park, Shannon, Co. Clare, Ireland. Tel. (+353) 61 709600, Fax (+353) 61 709113.

Electronic manuscripts. Electronic manuscripts have the advantage that there is no need for the rekeying of text, thereby avoiding the possibility of introducing errors and resulting in reliable and fast delivery of proofs.

For the initial submission of manuscripts for consideration, hardcopies are sufficient. For the processing of *accepted papers*, electronic versions are preferred. After *final acceptance*, your disk plus two, final and exactly matching printed versions should be submitted together. Double density (DD) or high density (HD) diskettes (3.5 or 5.25 inch) are acceptable. It is important that the file saved is in the native format of the wordprocessor program used. Label the disk with the name of the computer and wordprocessing package used, your name, and the name of the file on the disk. Further information may be obtained from the Publisher.

Authors in Japan please note: Upon request, Elsevier Science Japan will provide authors with a list of people who can check and improve the English of their Paper (*before* submission). Please contact our Tokyo office: Elsevier Science K.K., 1-9-15 Higashi-Azabu 1-chome, Minato-ku, Tokyo 106-0044, Japan, Tel. (03) 5561-5032, Fax (03) 5561-5045.

Advertising information: Advertising orders and enquiries can be sent to:

Europe and ROW: Rachel Gresle-Farthing, Elsevier Science Ltd., Advertising Department, The Boulevard, Langford Lane, Kidlington, Oxford OX5 1GB, UK, Tel. (+44) (1865) 843565, fax: (+44) (1865) 843976, e-mail: r.gresle-farthing@elsevier.co.uk

USA and Canada: Elsevier Science Inc., Mr. Tino DeCarlo, 655 Avenue of the Americas, New York, NY 10010-5107, USA, Tel. (+1) (212) 633 3815, fax: (+1) (212) 633 3820, e-mail: t.decarlo@elsevier.com

Japan: Elsevier Science K.K., Advertising Department, 9-15 Higashi-Azabu 1-chome, Minato-ku, Tokyo 106-0044, Japan, Tel. (+81) (3) 5561-5033, fax: (+81) (3) 5561 5047.

For a full and complete Guide for Authors please refer to
Fisheries Research, Vol. 41 No. 1, pp. 107-110.
The instructions can also be found on the World Wide Web:
access under <http://www.elsevier.nl> or <http://www.elsevier.com>

⊗ The paper used in this publication meets the requirements of ANSI/NISO Z39.48.1992 (Permanence of Paper).

Printed in the Netherlands

ANEXO 2

Figura 1. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de marzo de 1990.

Figura 2. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de agosto de 1990.

Figura 3. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1991.

Figura 4. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de mayo de 1991.

Figura 5. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de agosto de 1991.

Figura 6. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de noviembre de 1991.

Figura 7. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1992.

Figura 8. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de mayo de 1992.

Figura 9. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de agosto de 1992.

Figura 10. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de noviembre de 1992.

Figura 11. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1993.

Figura 12. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de mayo de 1993.

Figura 13. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de agosto de 1993.

Figura 14. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de noviembre de 1993.

Figura 15. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1994.

Figura 16. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de mayo de 1994.

Figura 17. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de agosto de 1994.

Figura 18. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de noviembre de 1994.

Figura 19. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1995.

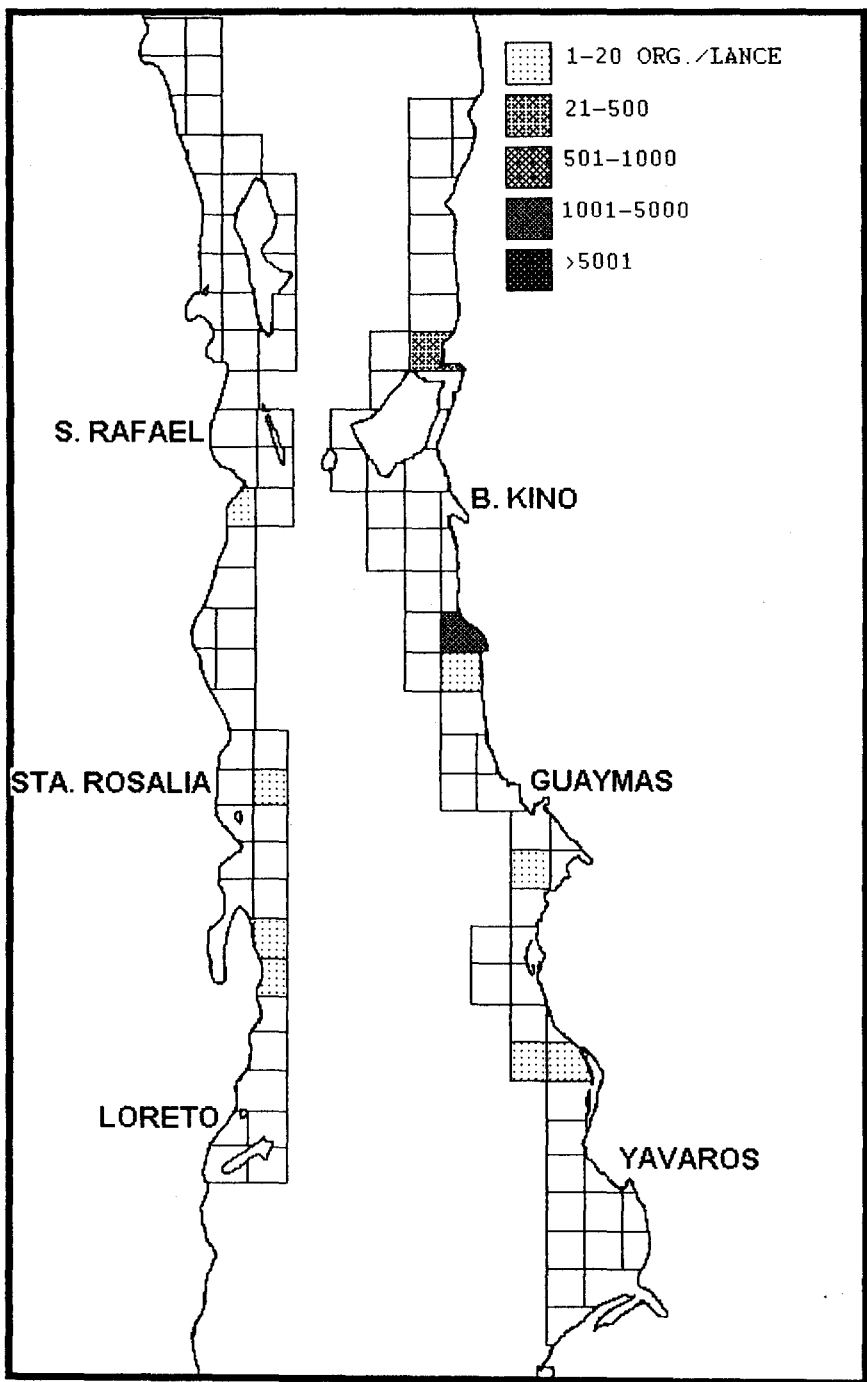
Figura 20. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de mayo de 1995.

Figura 21. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de agosto de 1995.

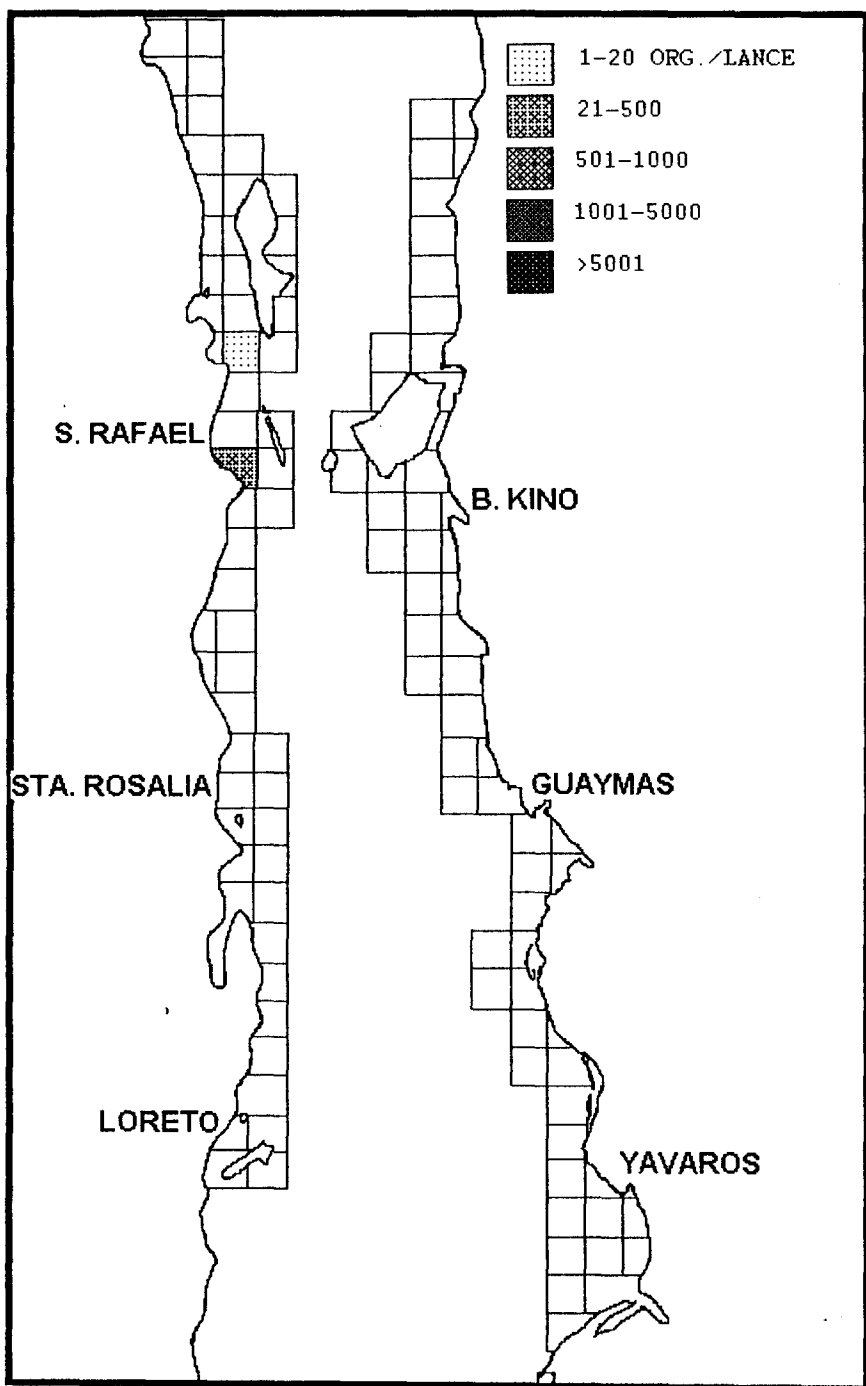
Figura 22. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de noviembre de 1995.

Figura 24. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de mayo de 1996.

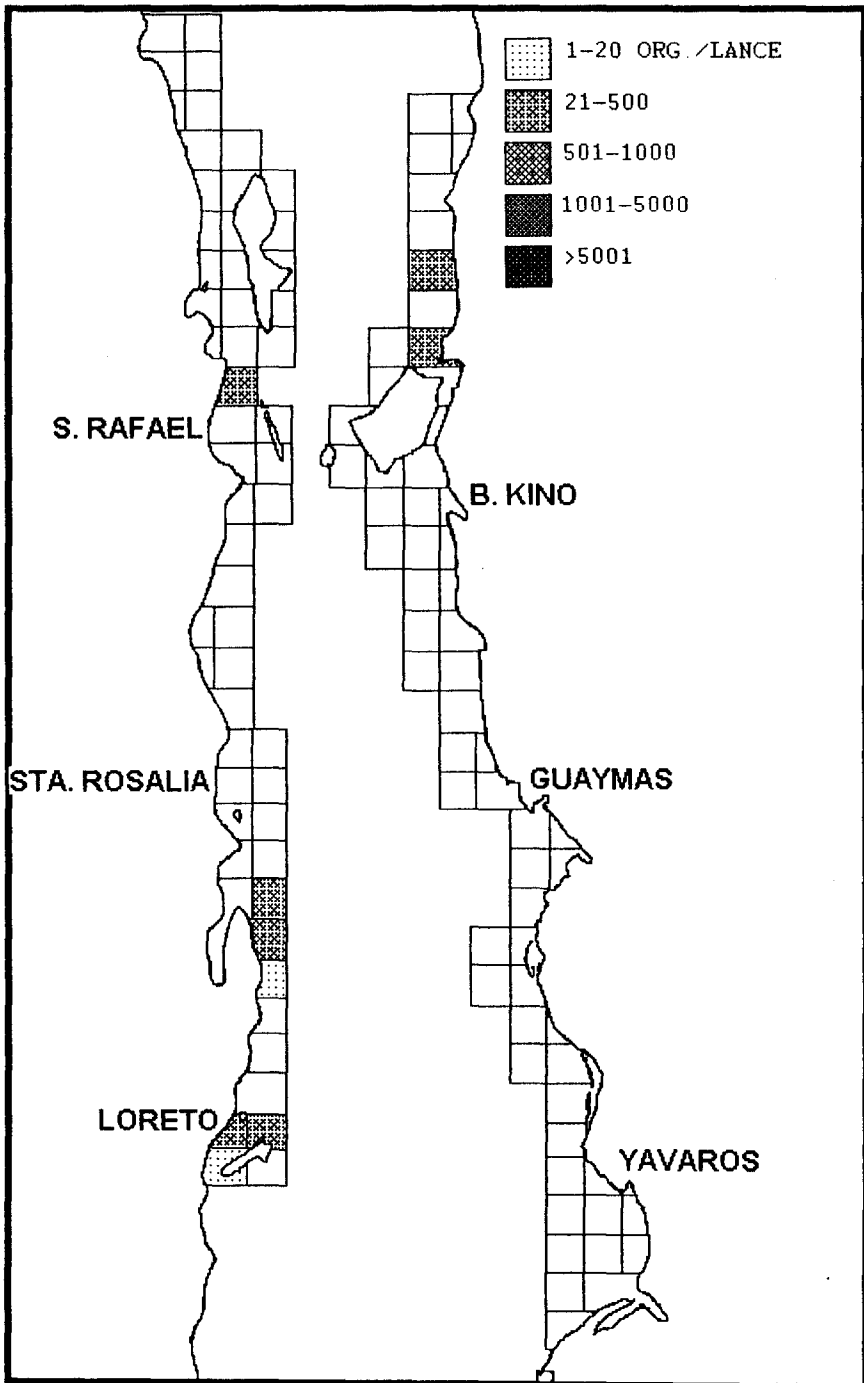
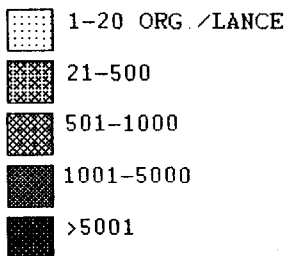
Figura 25. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de noviembre de 1996.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif
 mes de marzo de 1990.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif
 mes de agosto de 1990.



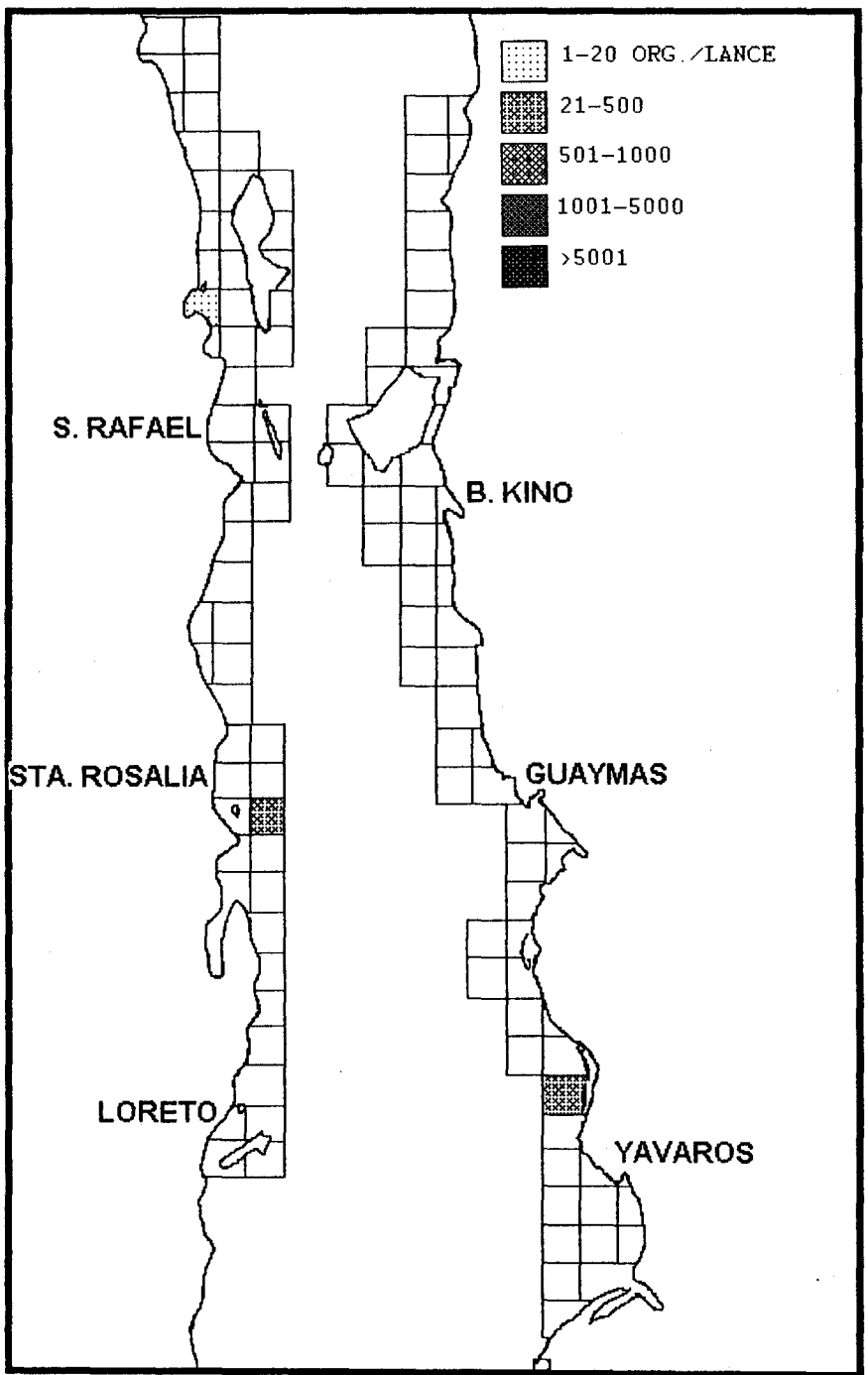
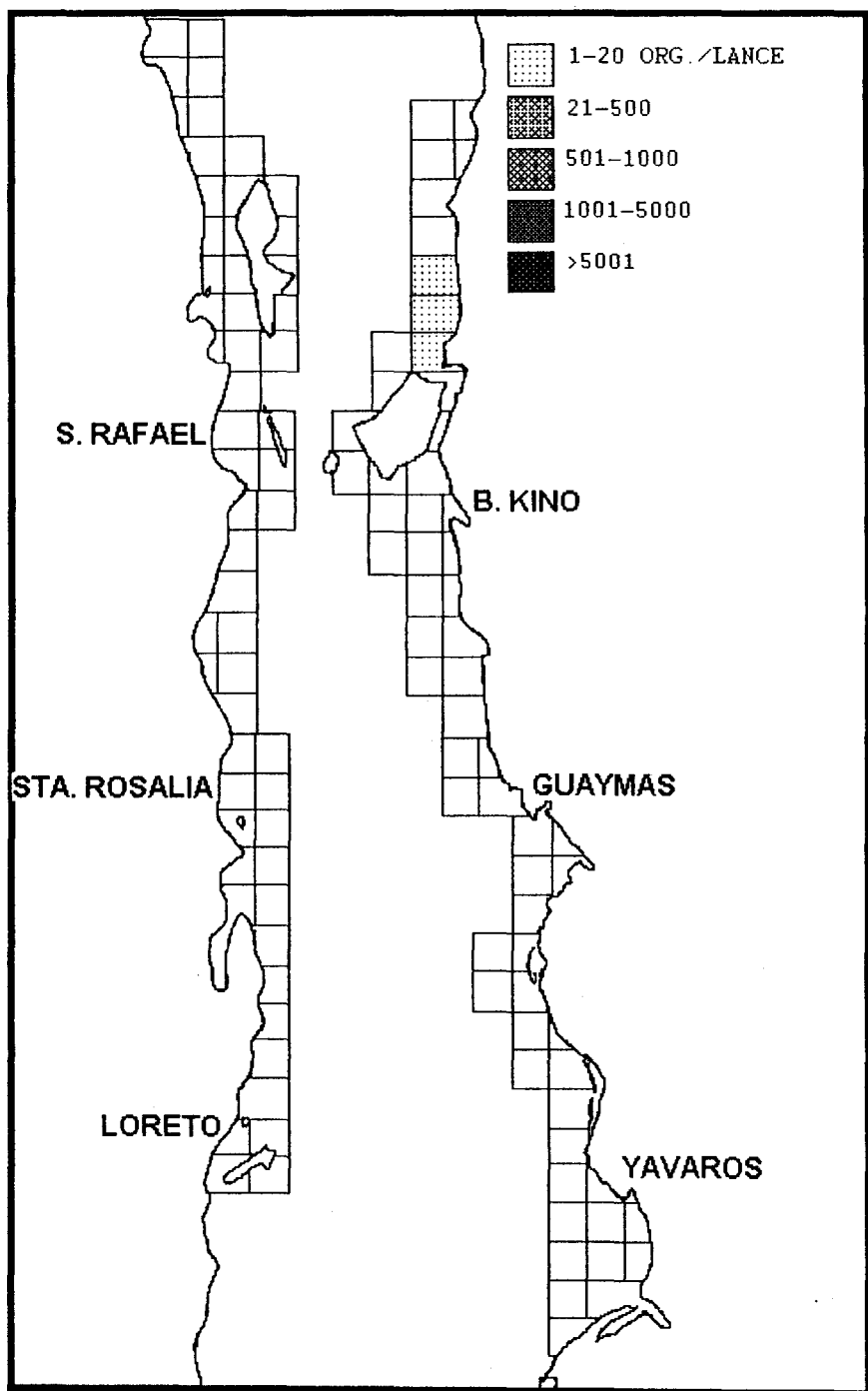
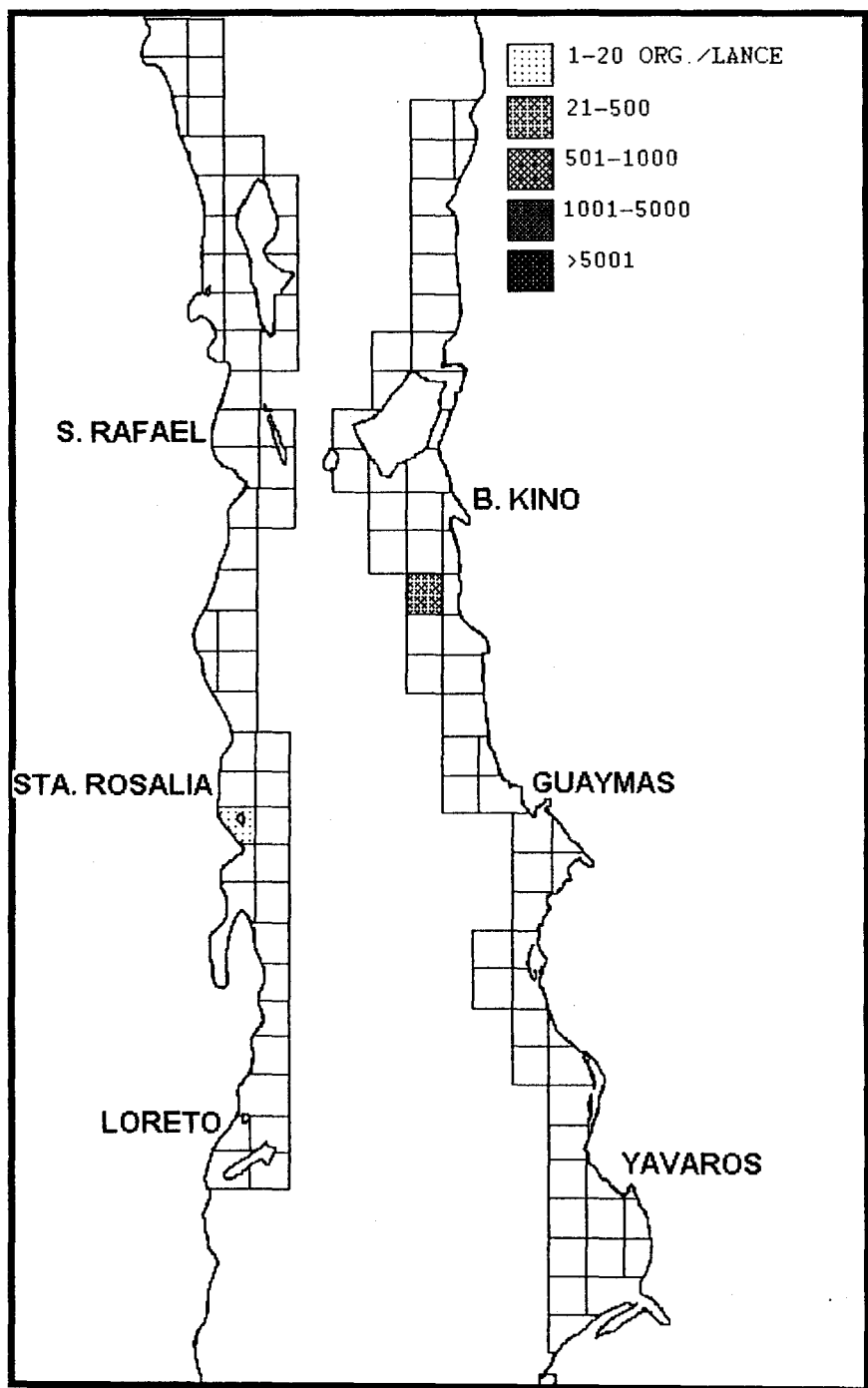


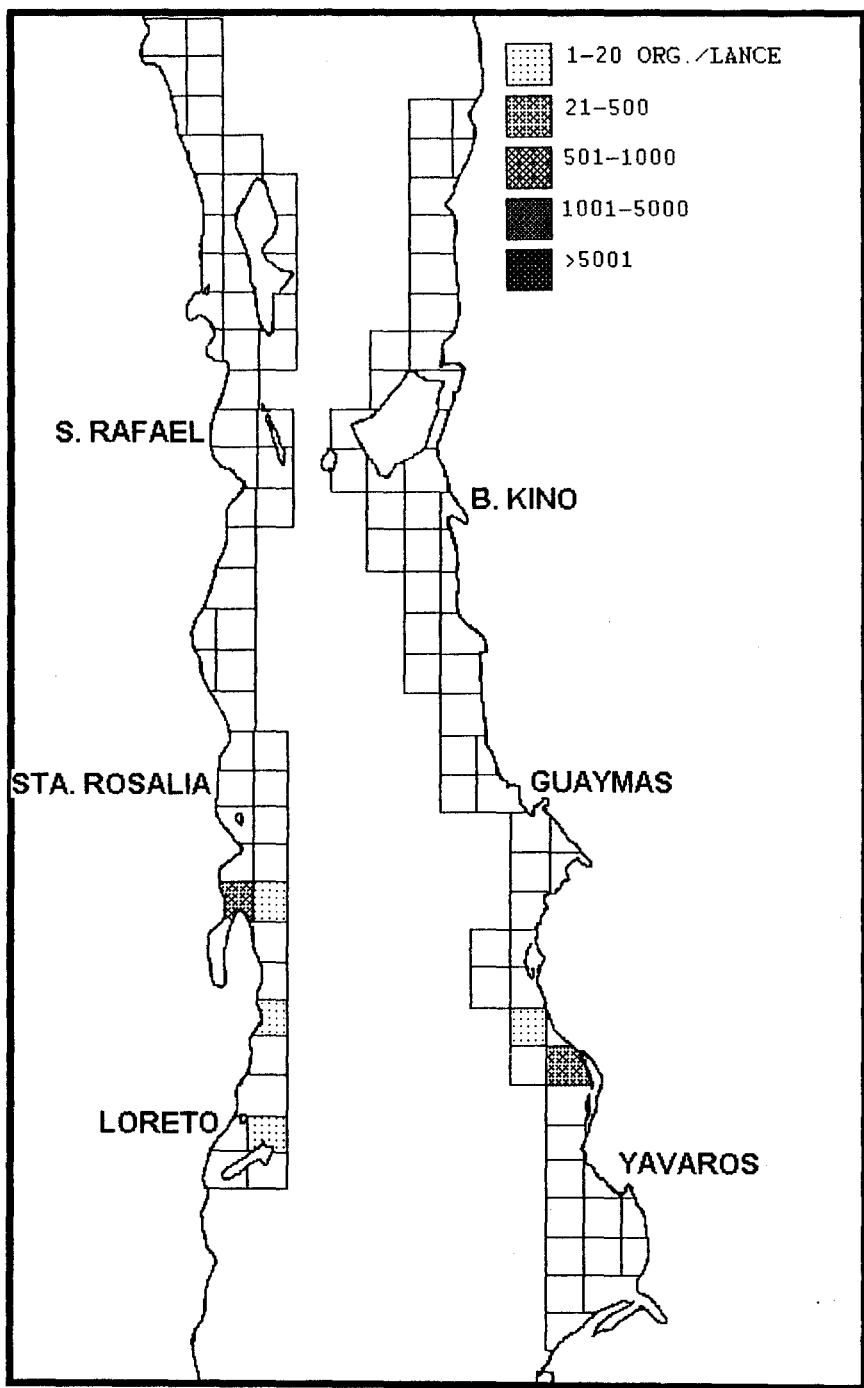
Figura 4. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif durante el mes de mayo de 1991.



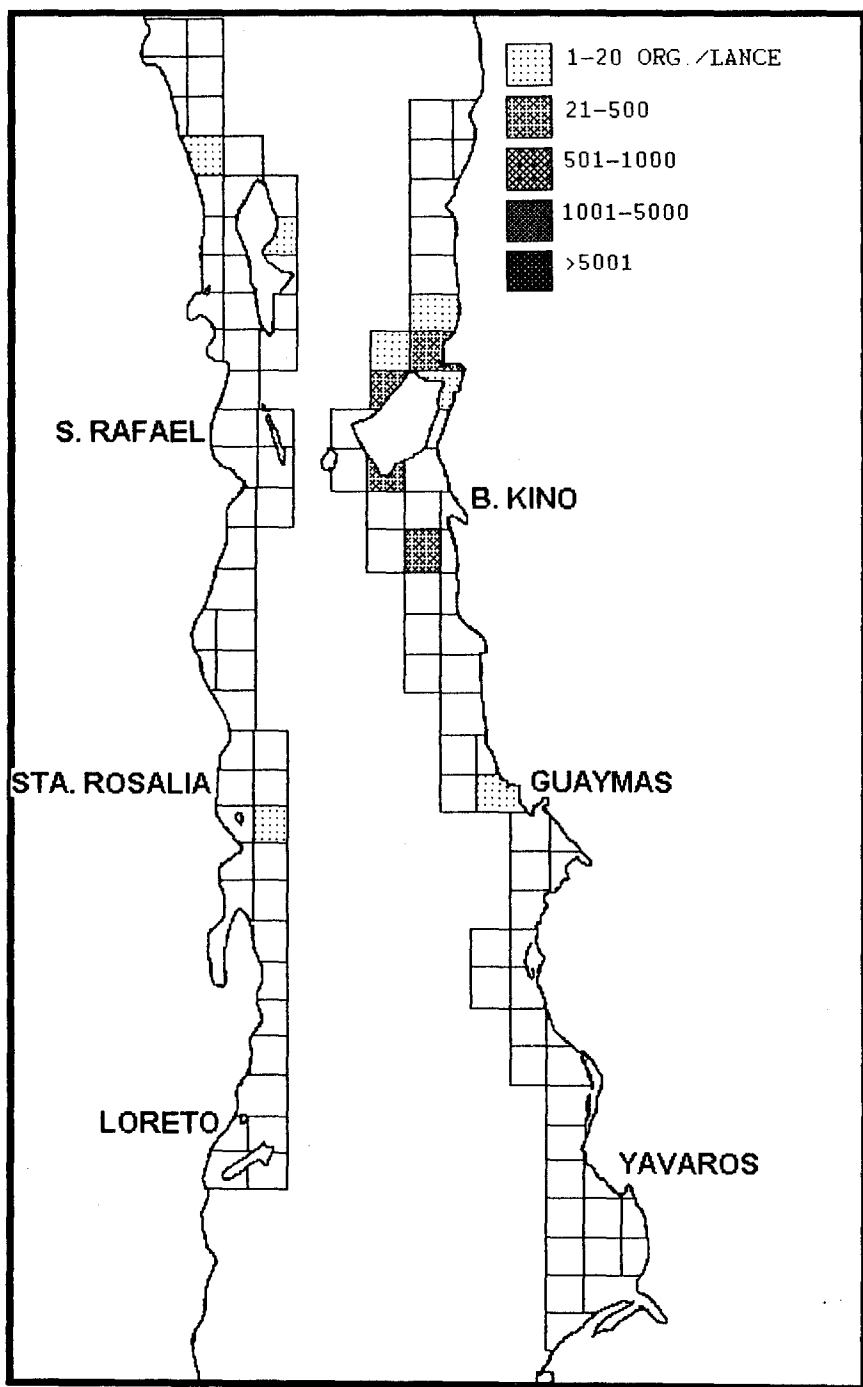
Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California en los meses de agosto de 1991.



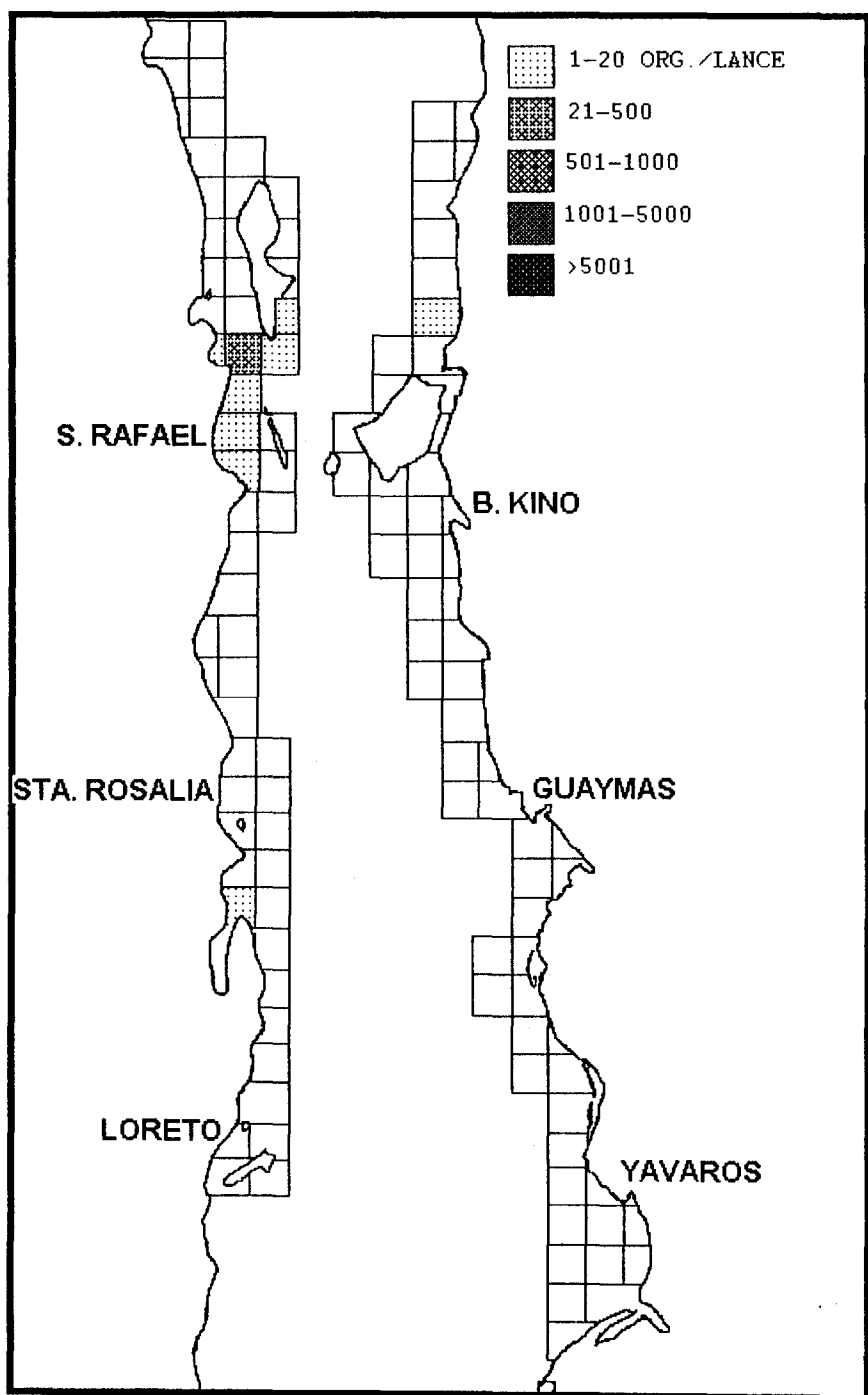
Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif
 mes de noviembre de 1991.



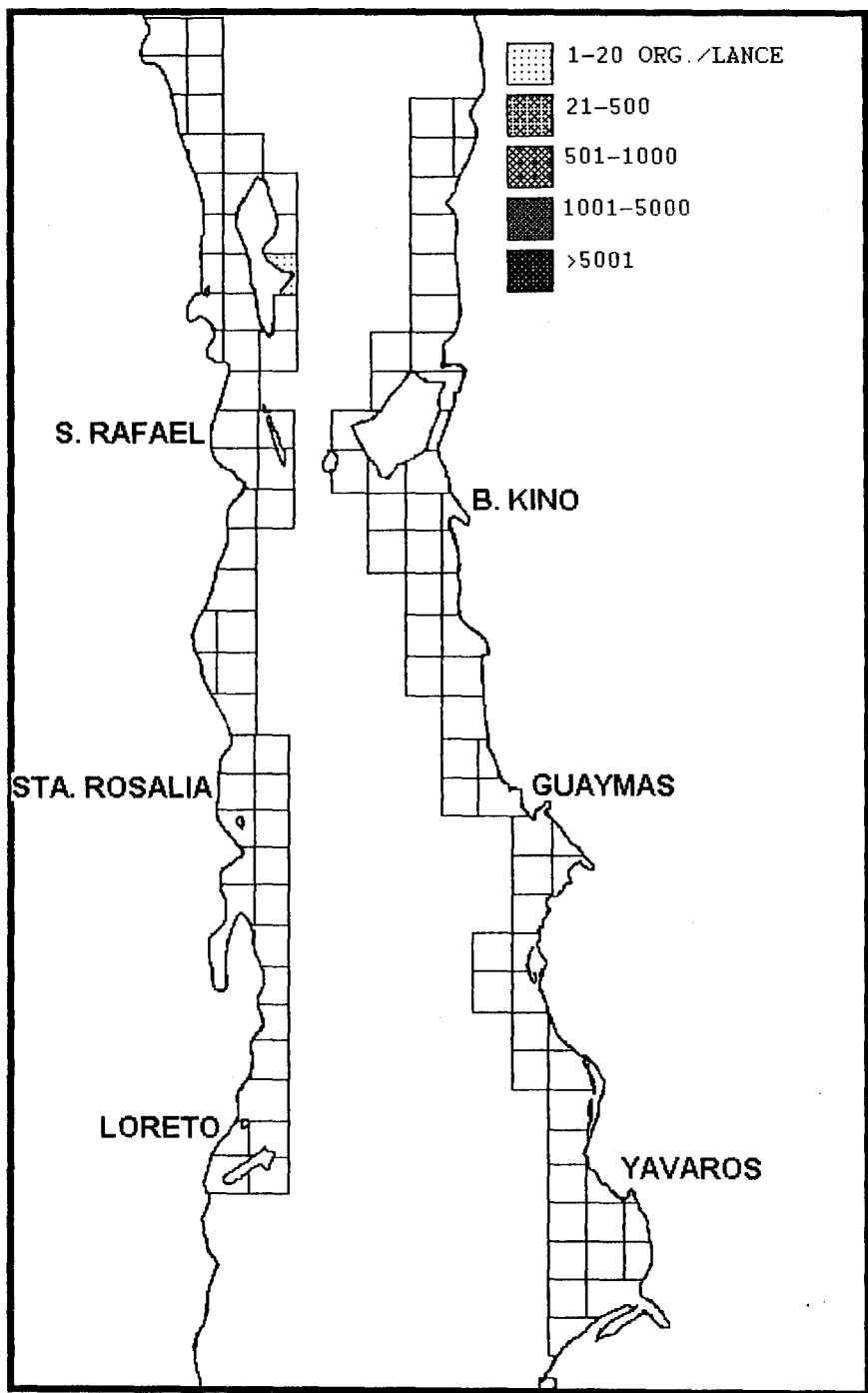
Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif
 mes de enero de 1992.



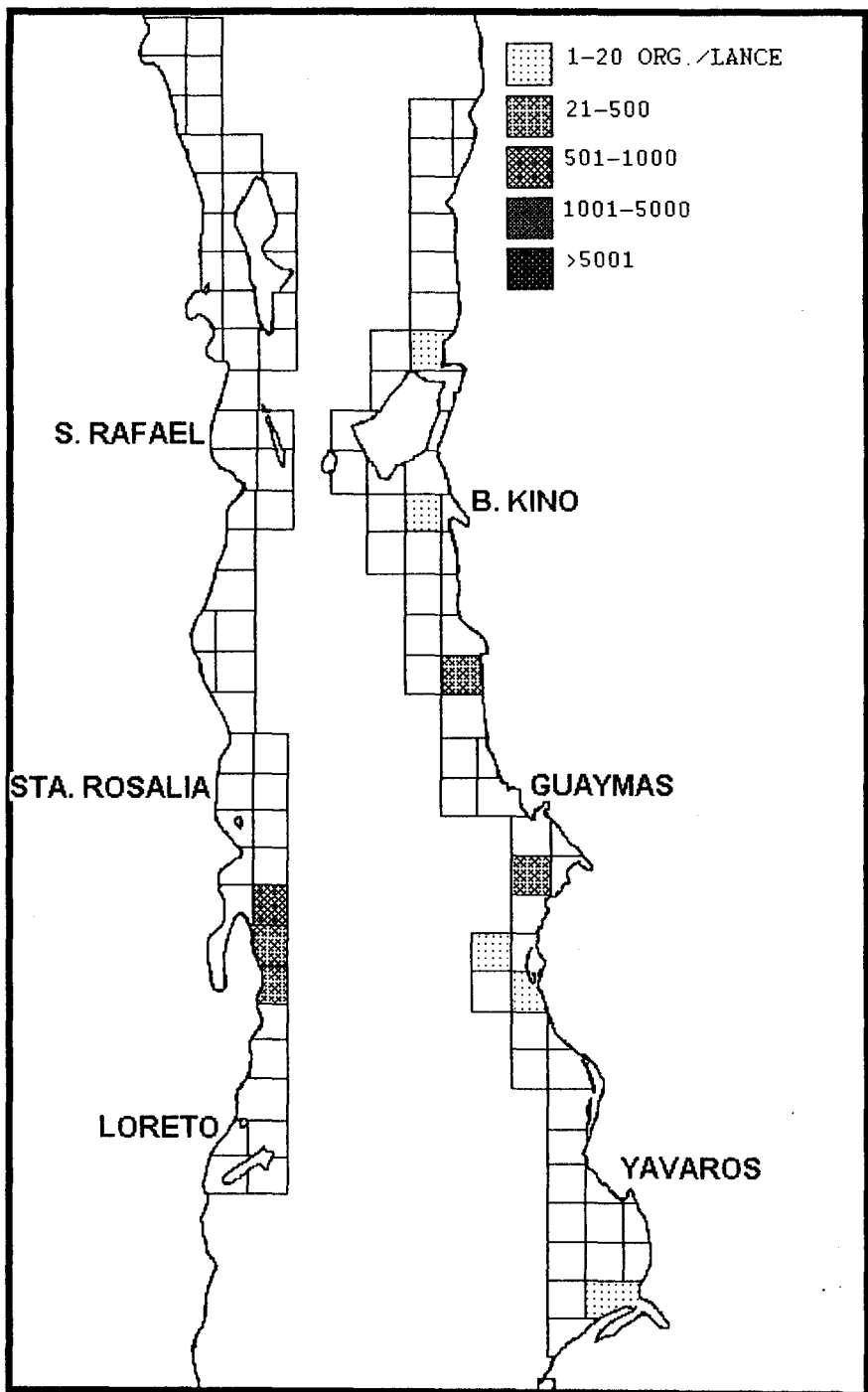
Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif
 mes de mayo de 1992.

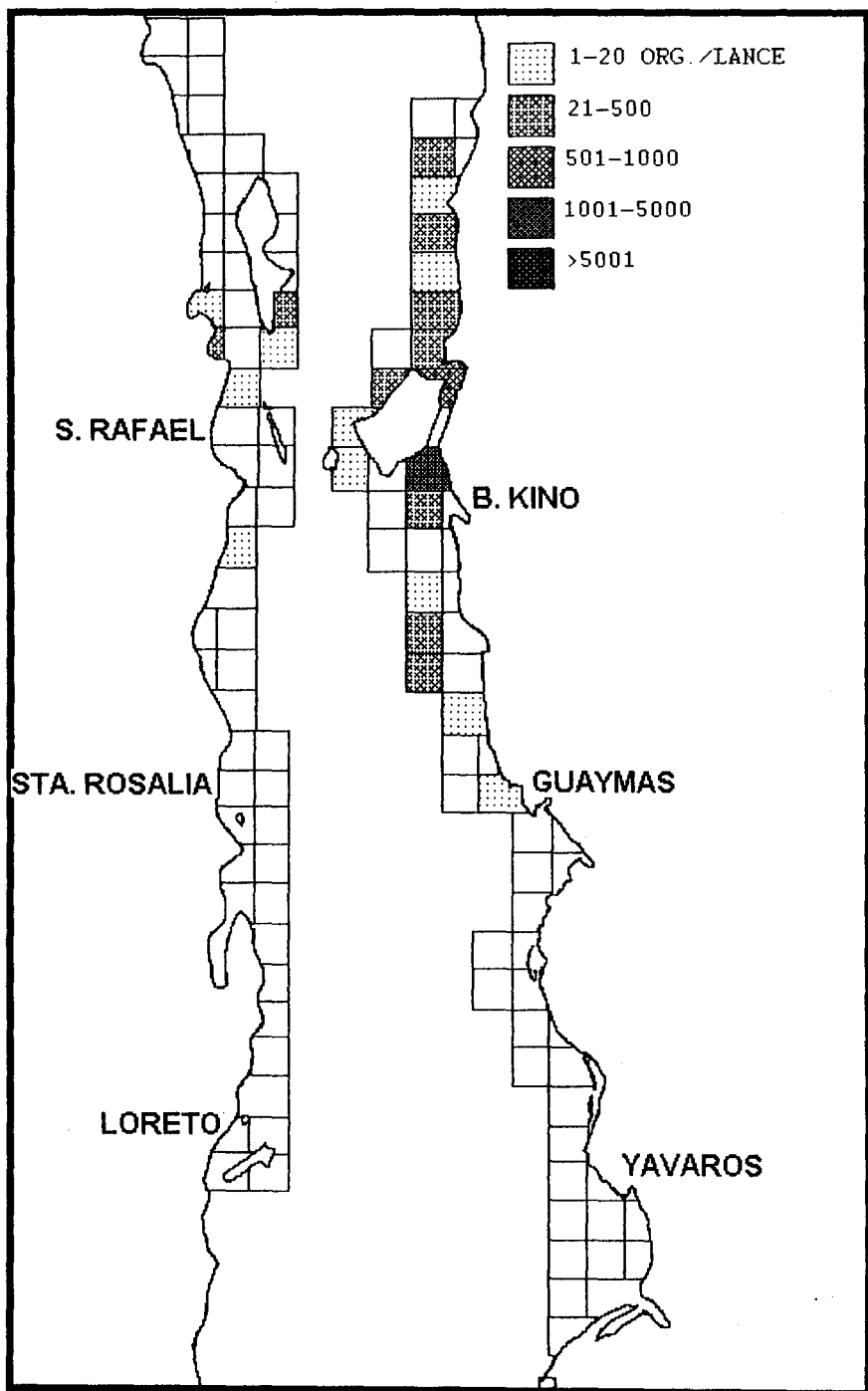


Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California, agosto de 1992.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali
 mes de noviembre de 1992.





Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali
 mes de mayo de 1993.

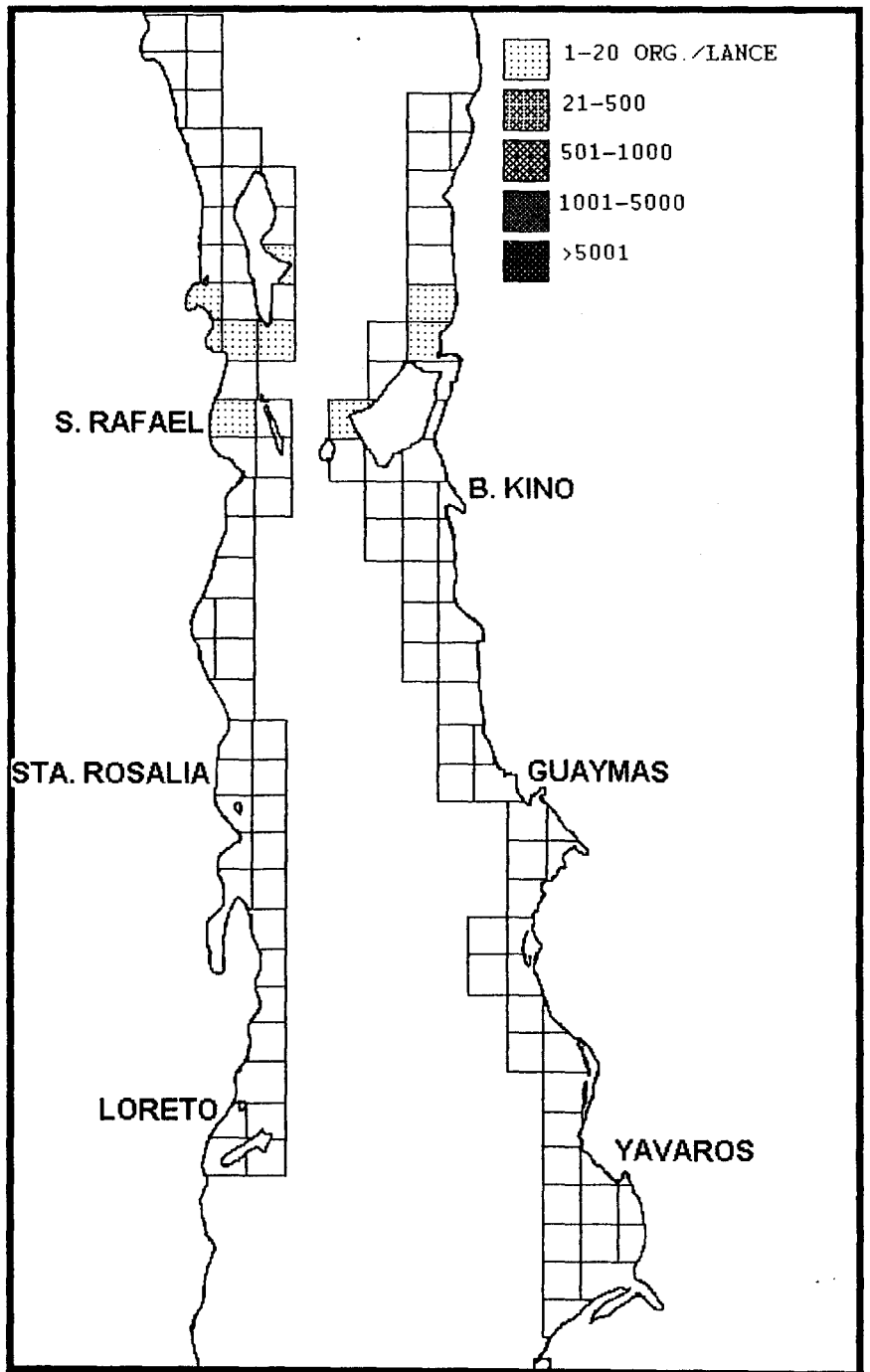
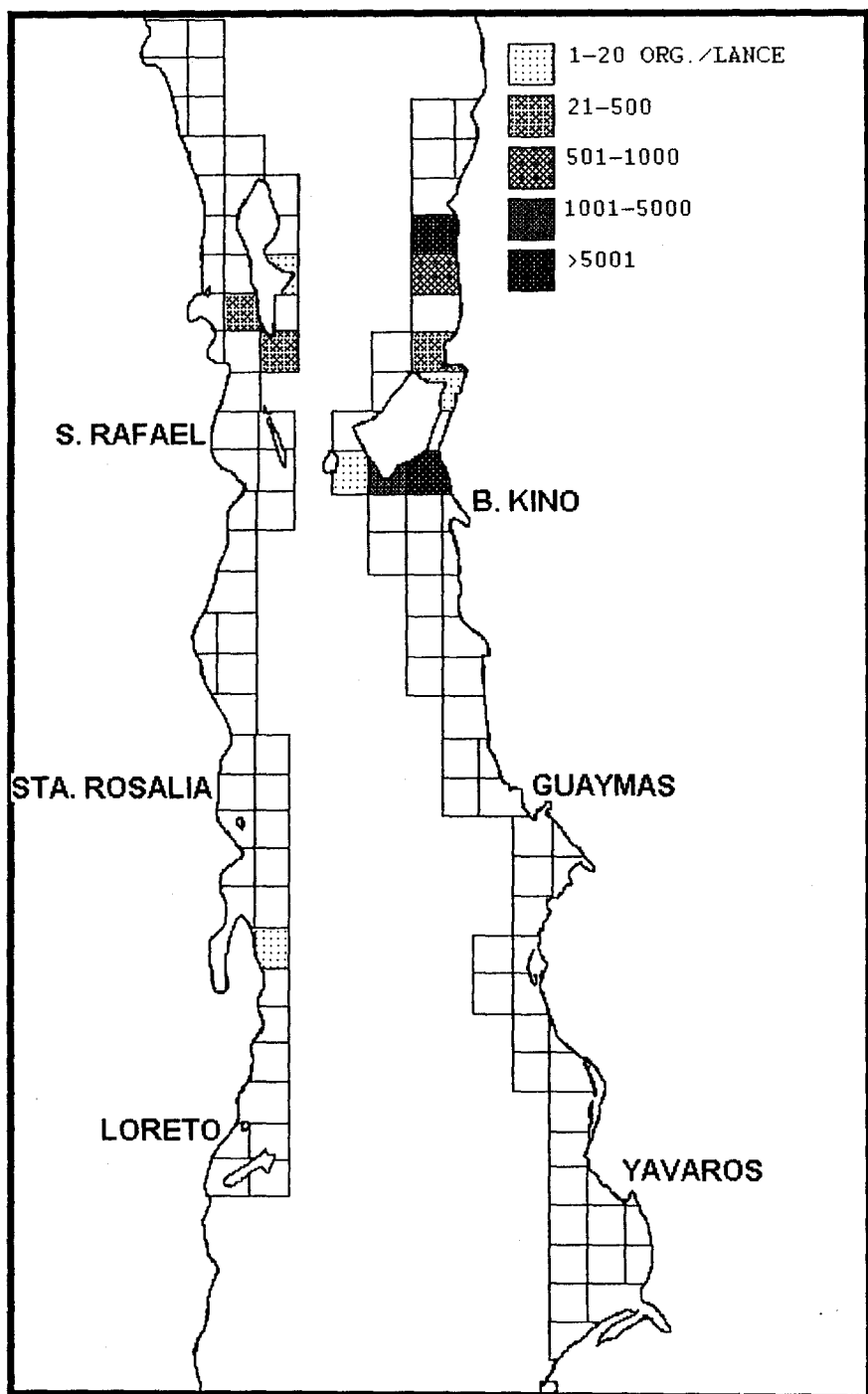


Figura 13. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cal durante el mes de agosto de 1993.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali
mes de noviembre de 1993.

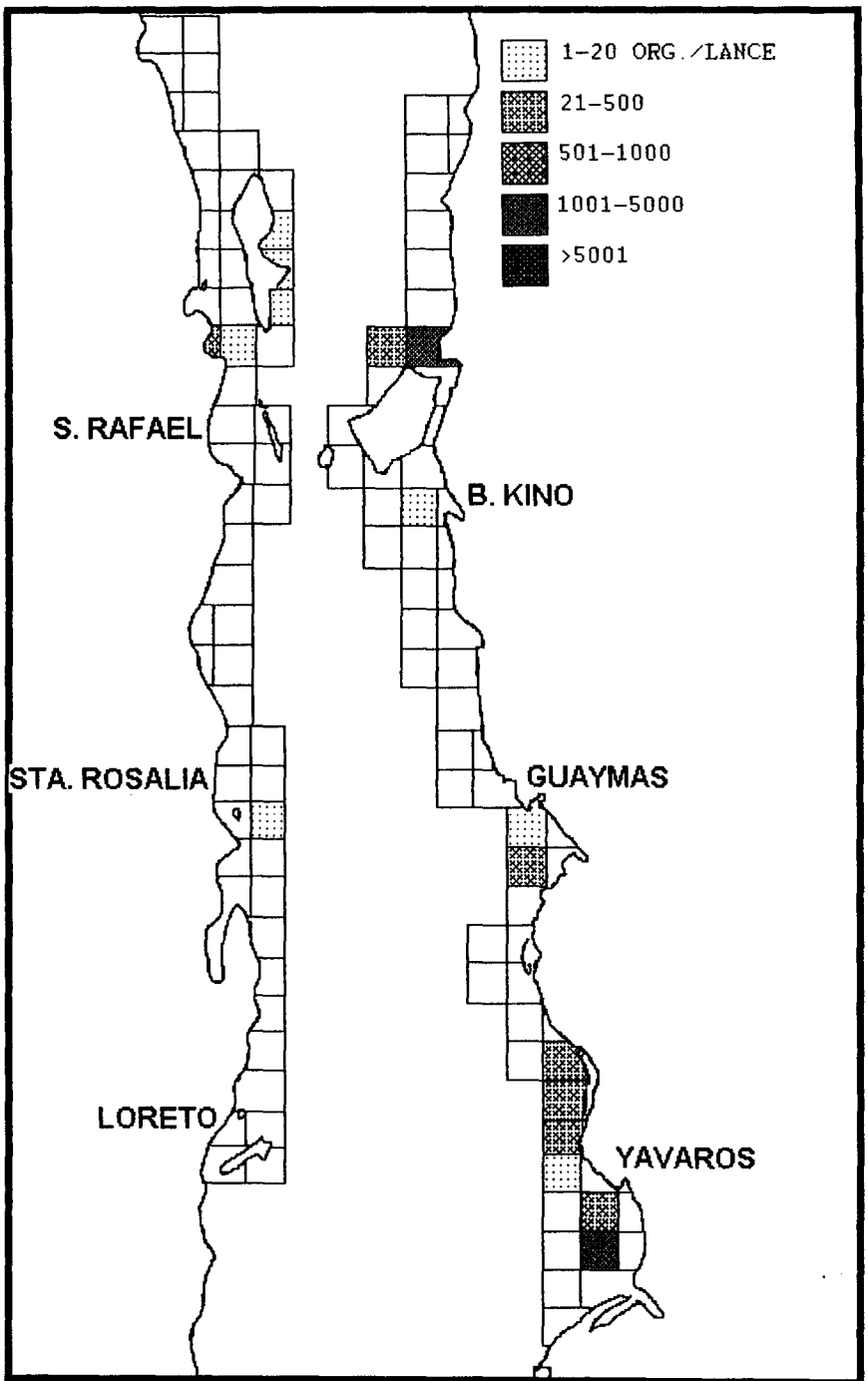
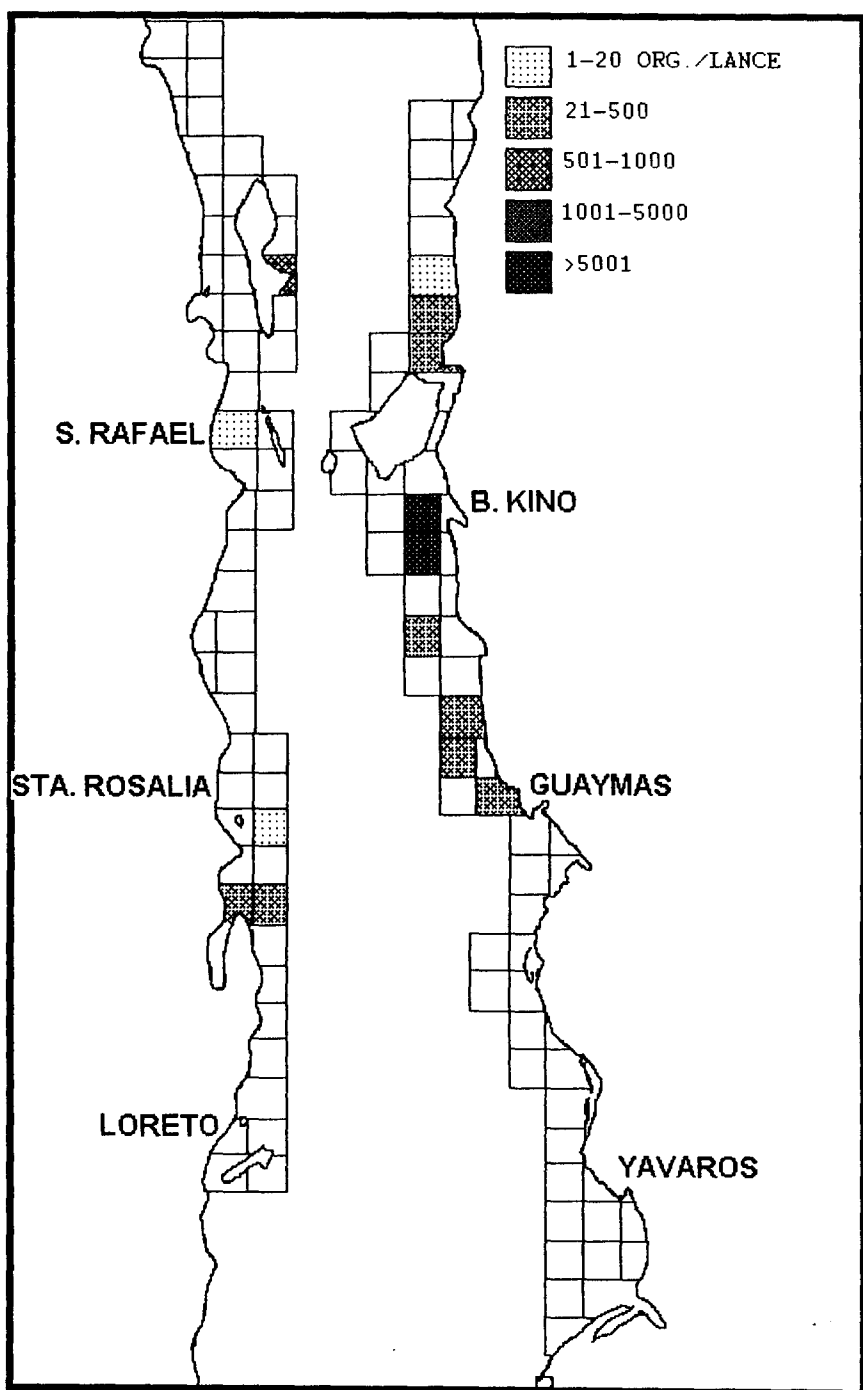
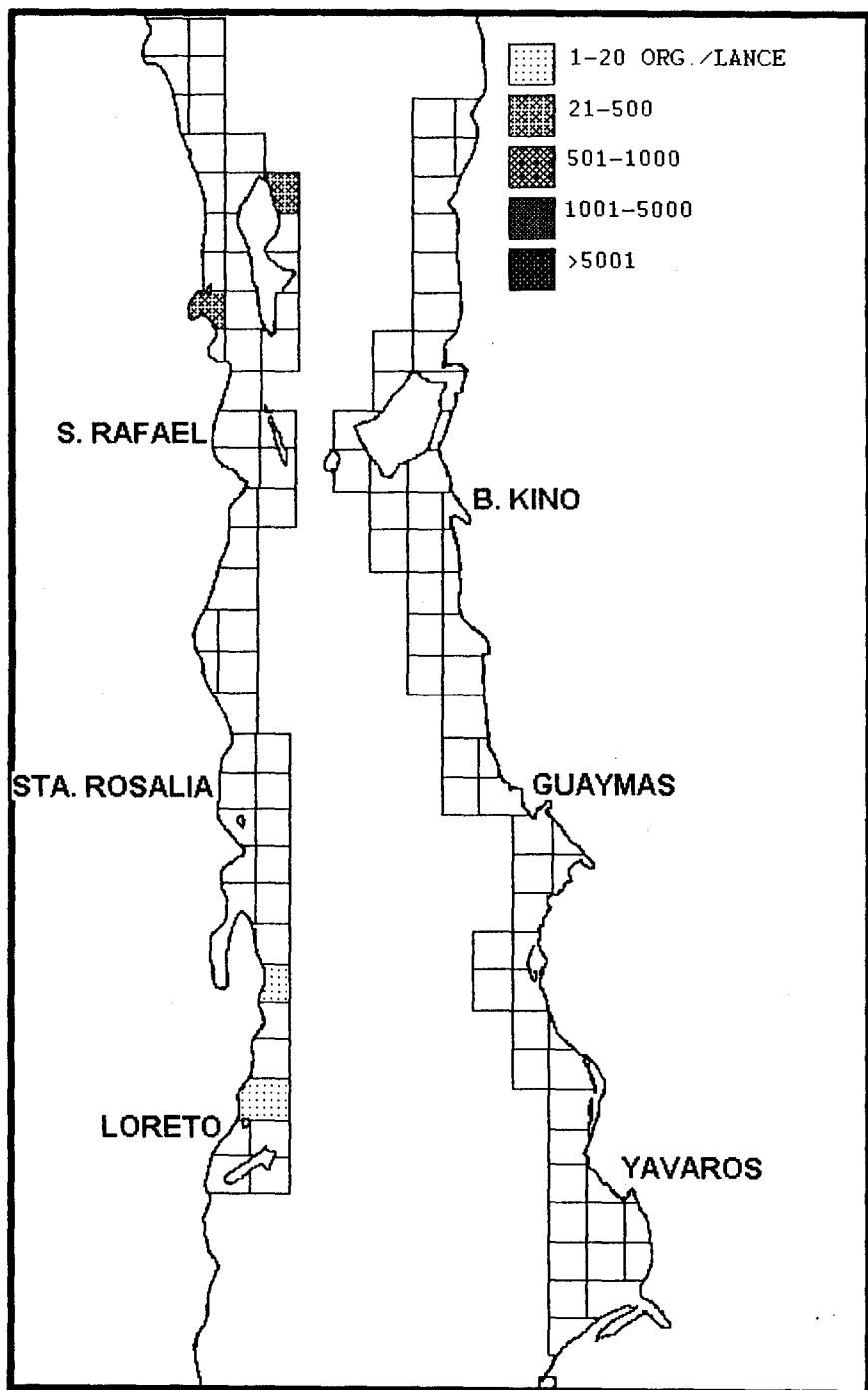


Figura 15. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1994.



. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cal
 l mes de mayo de 1994.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali
 mes de agosto de 1994.

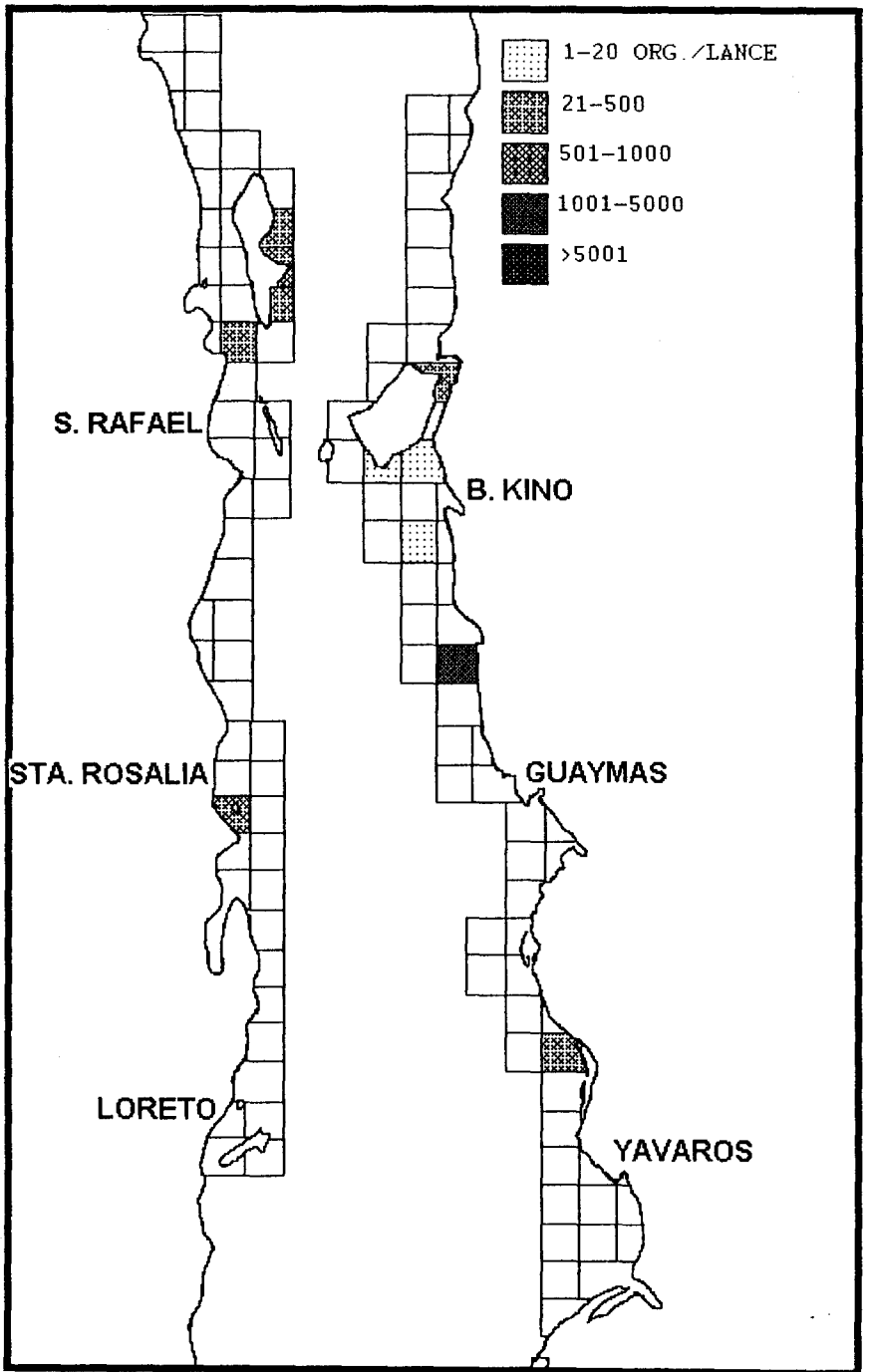
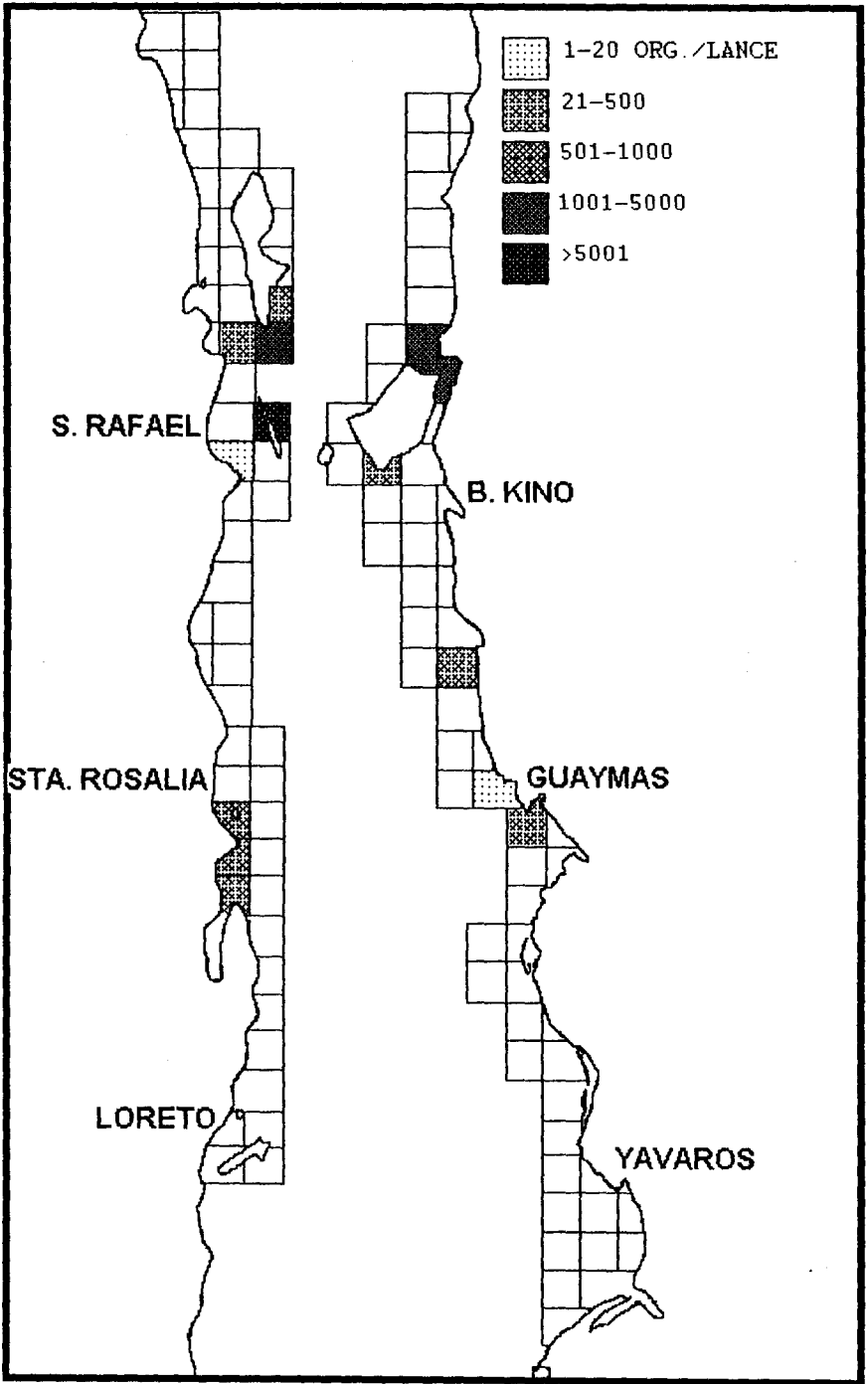


Figura 18. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali durante el mes de noviembre de 1994.



9. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California el mes de enero de 1995.

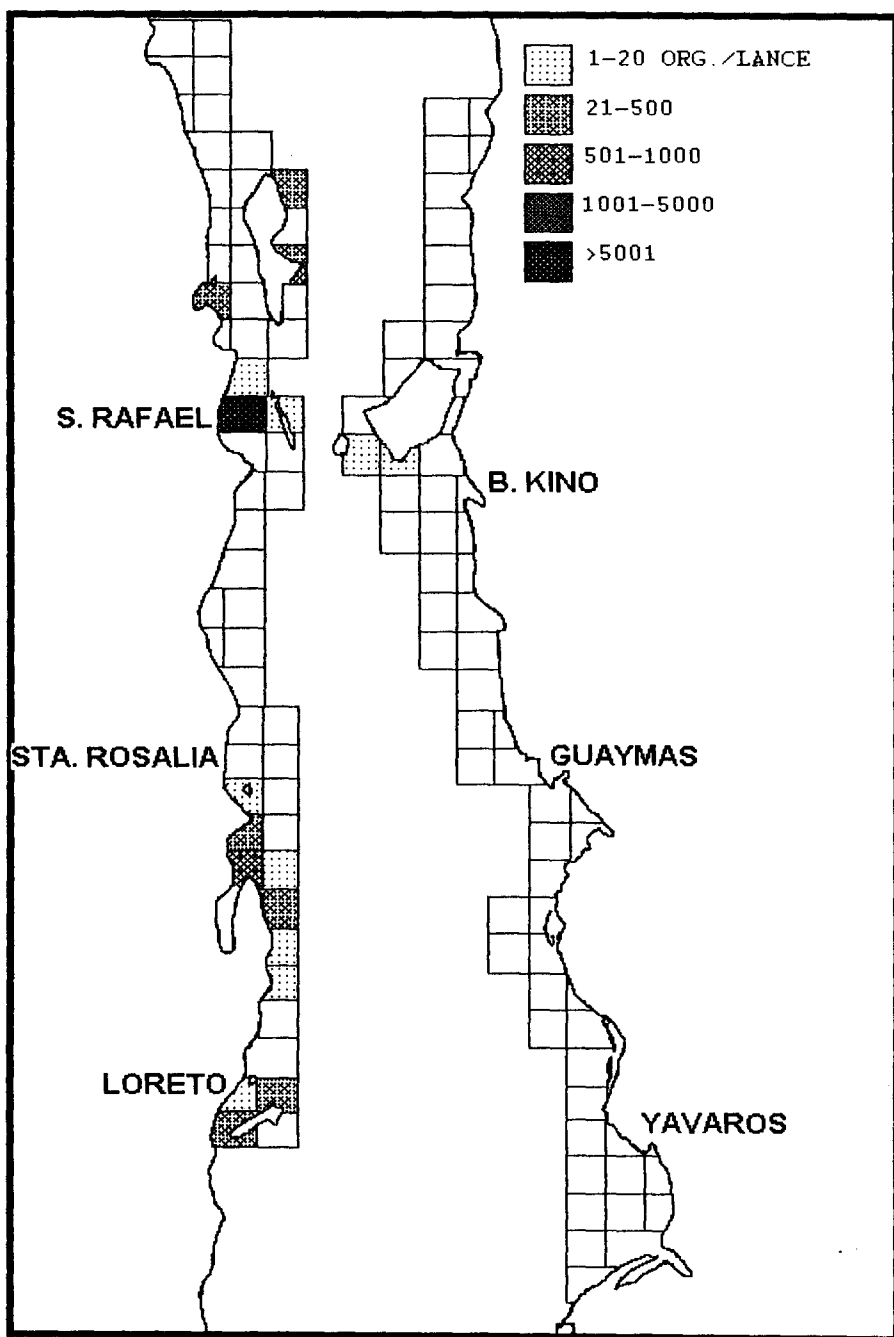
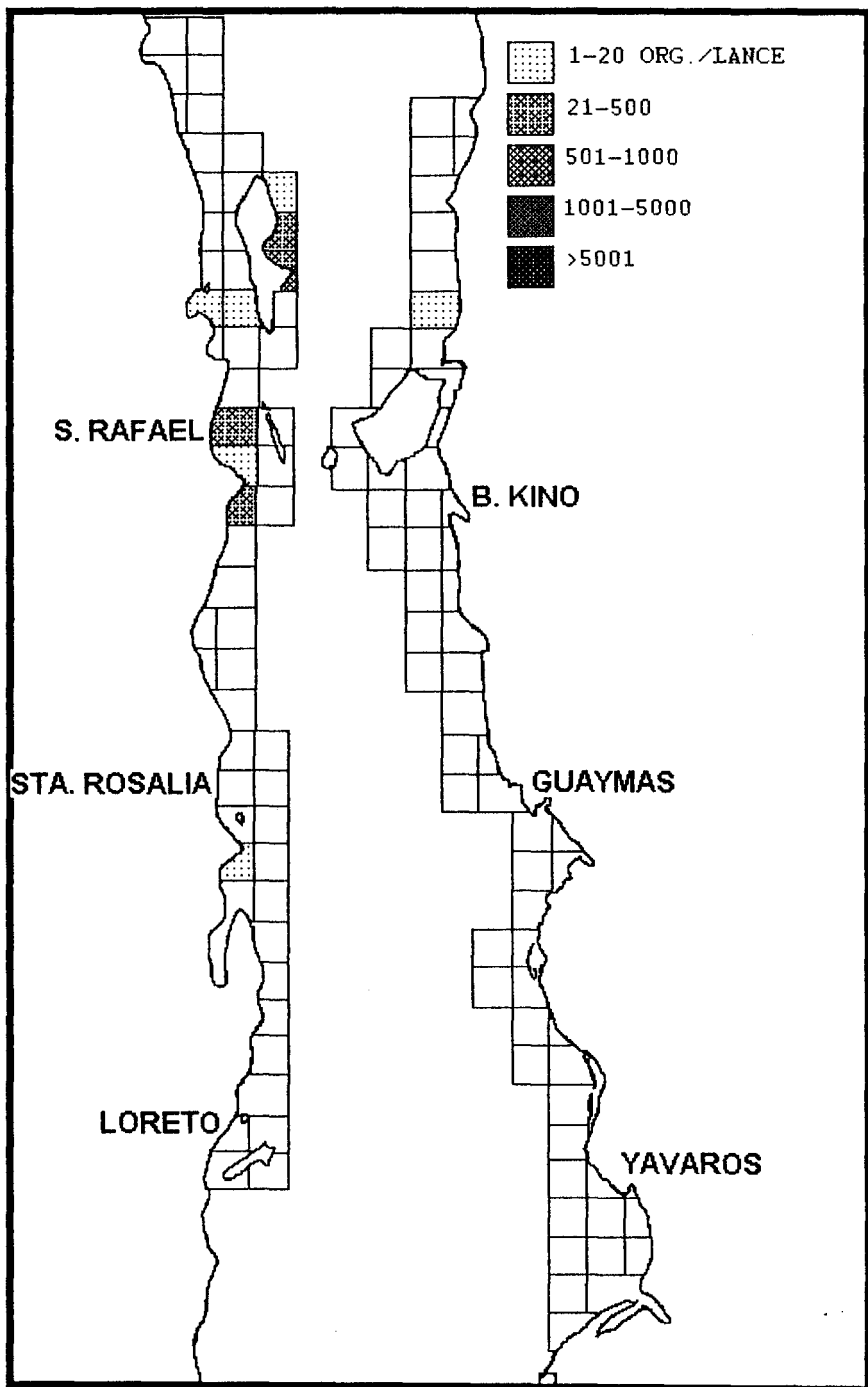
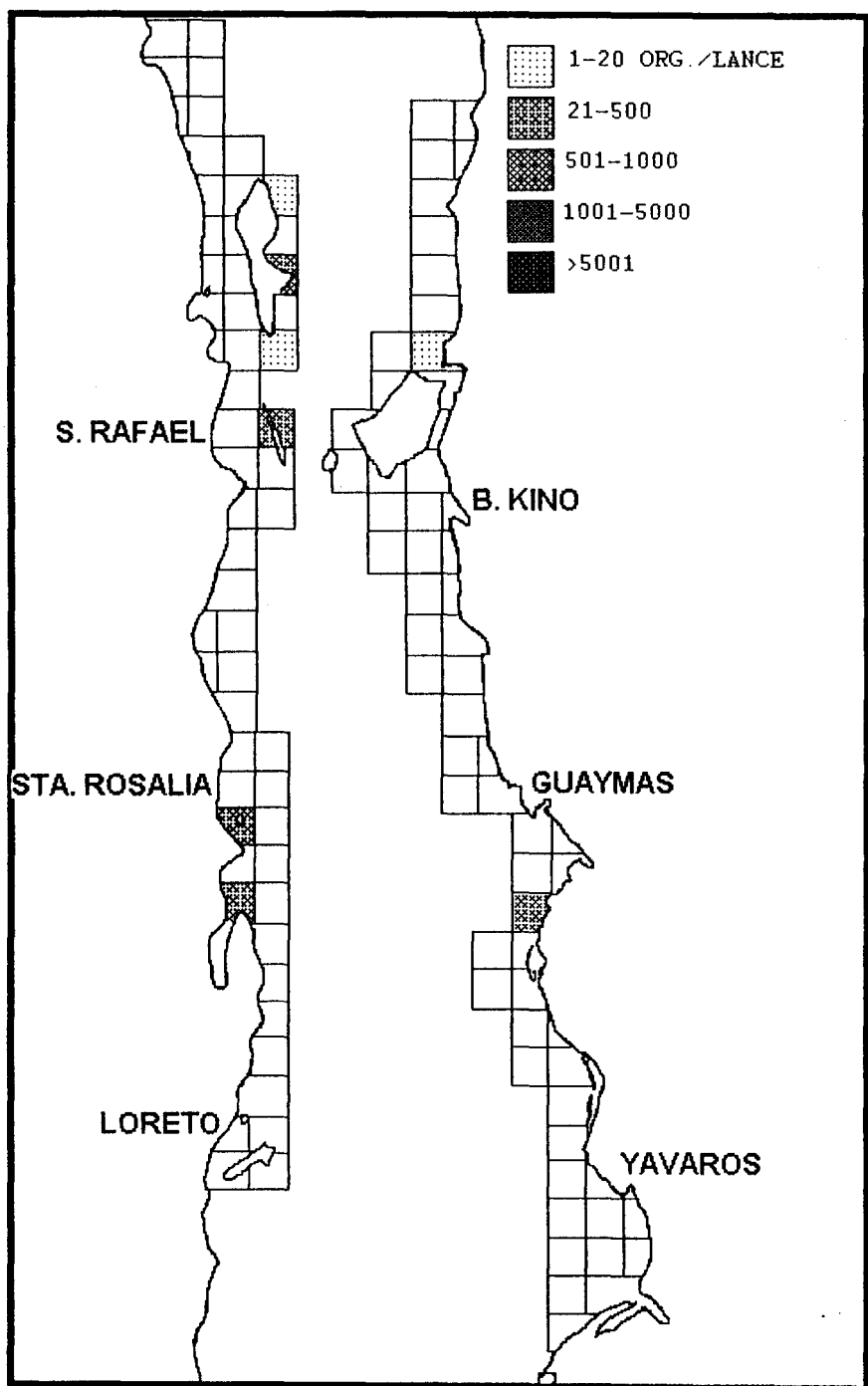


Figura 20. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif durante el mes de mayo de 1995.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali
mes de agosto de 1995.



Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali
 mes de noviembre de 1995.

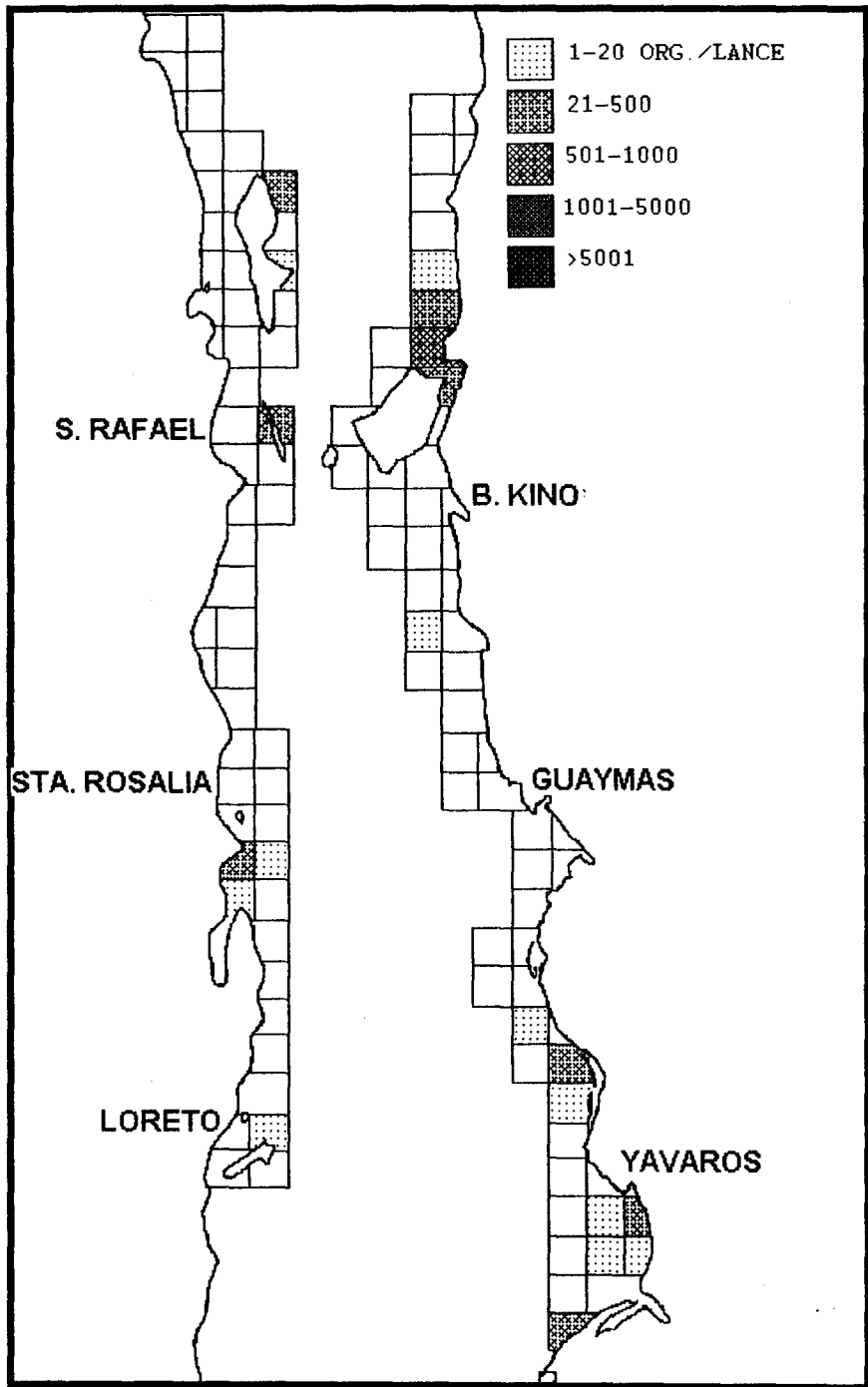


Figura 23. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1996.

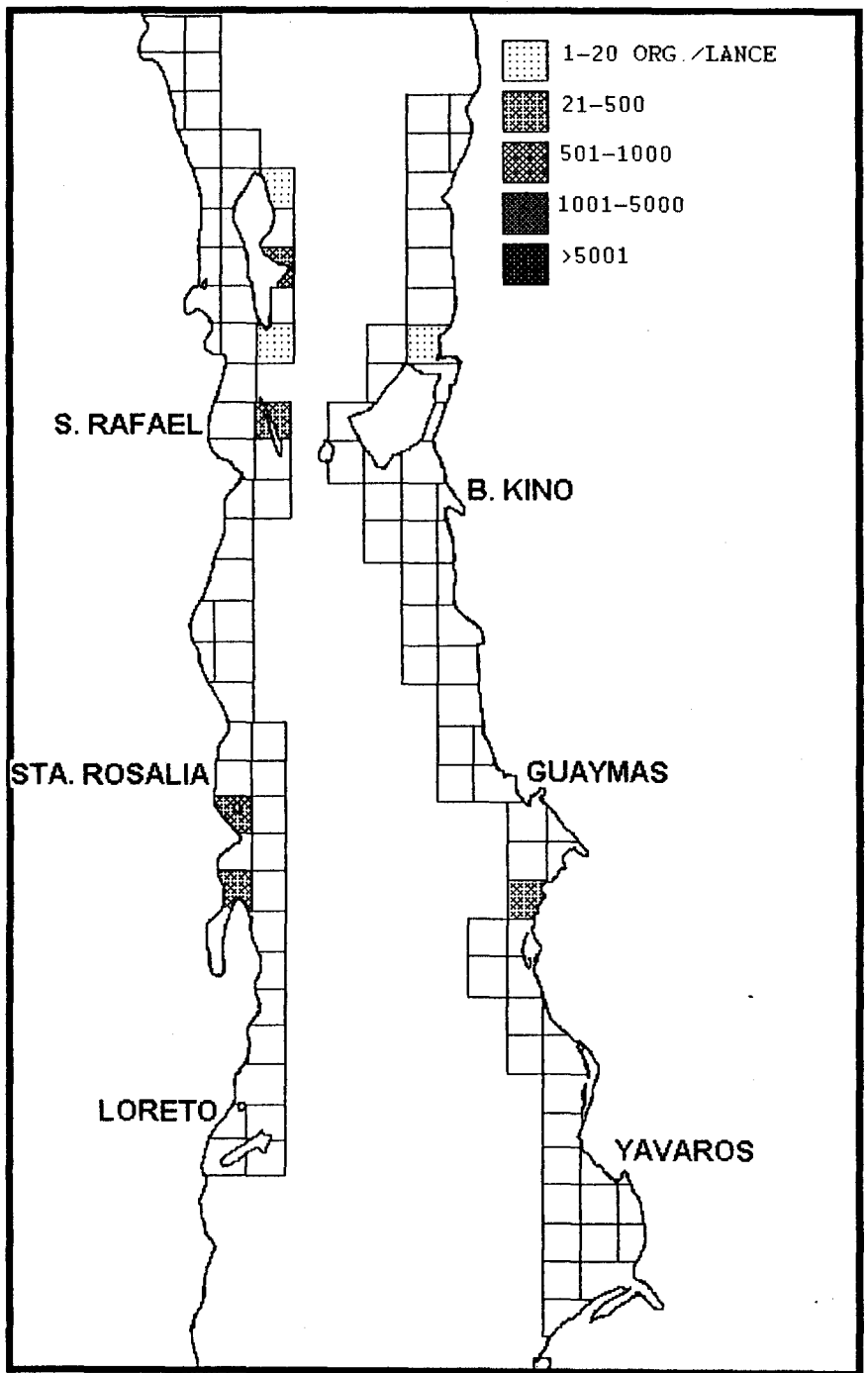


Figura 22. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali durante el mes de noviembre de 1995.

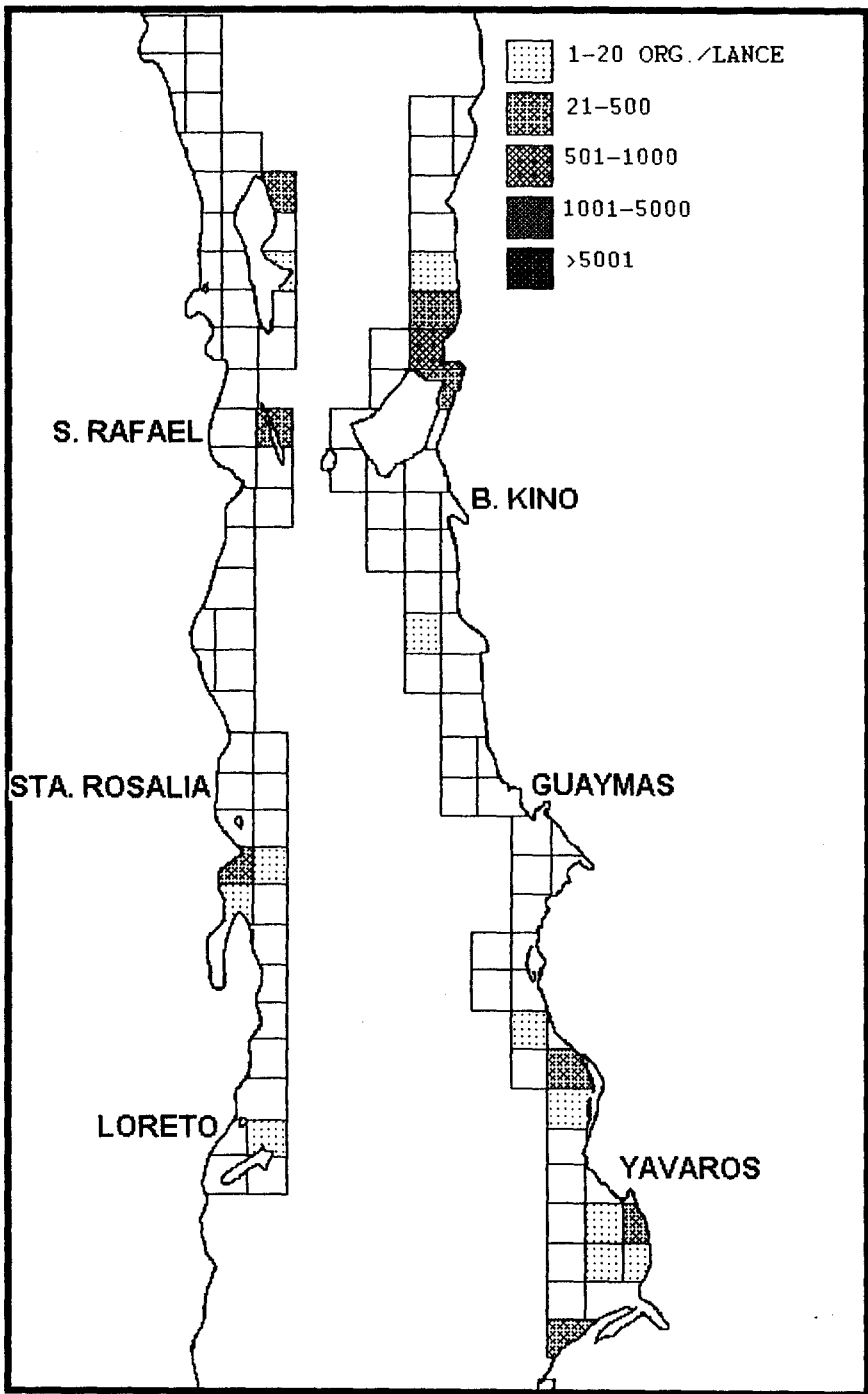


Figura 23. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California durante el mes de enero de 1996.

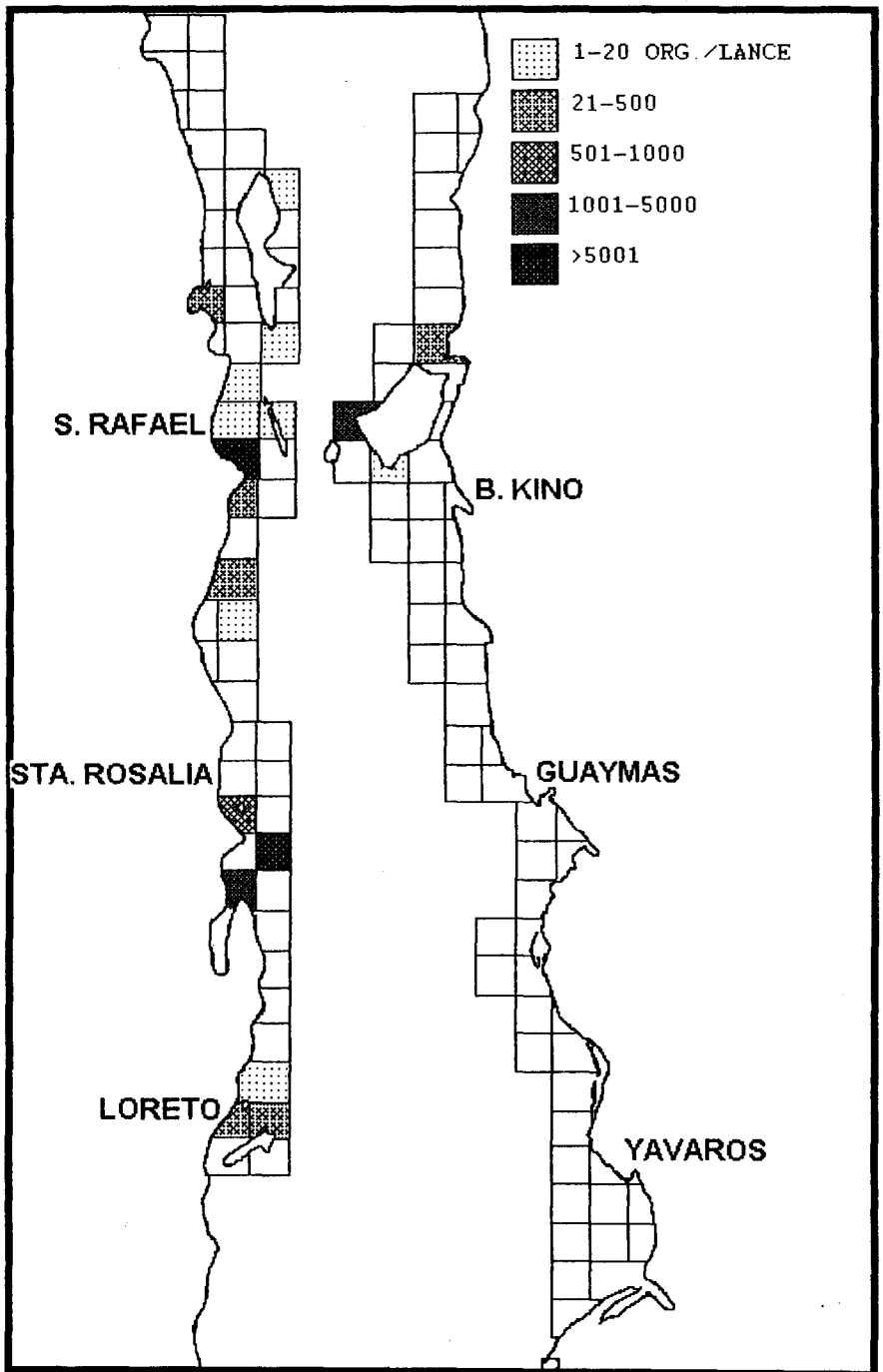


Figura 24. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Calif durante el mes de mayo de 1996.

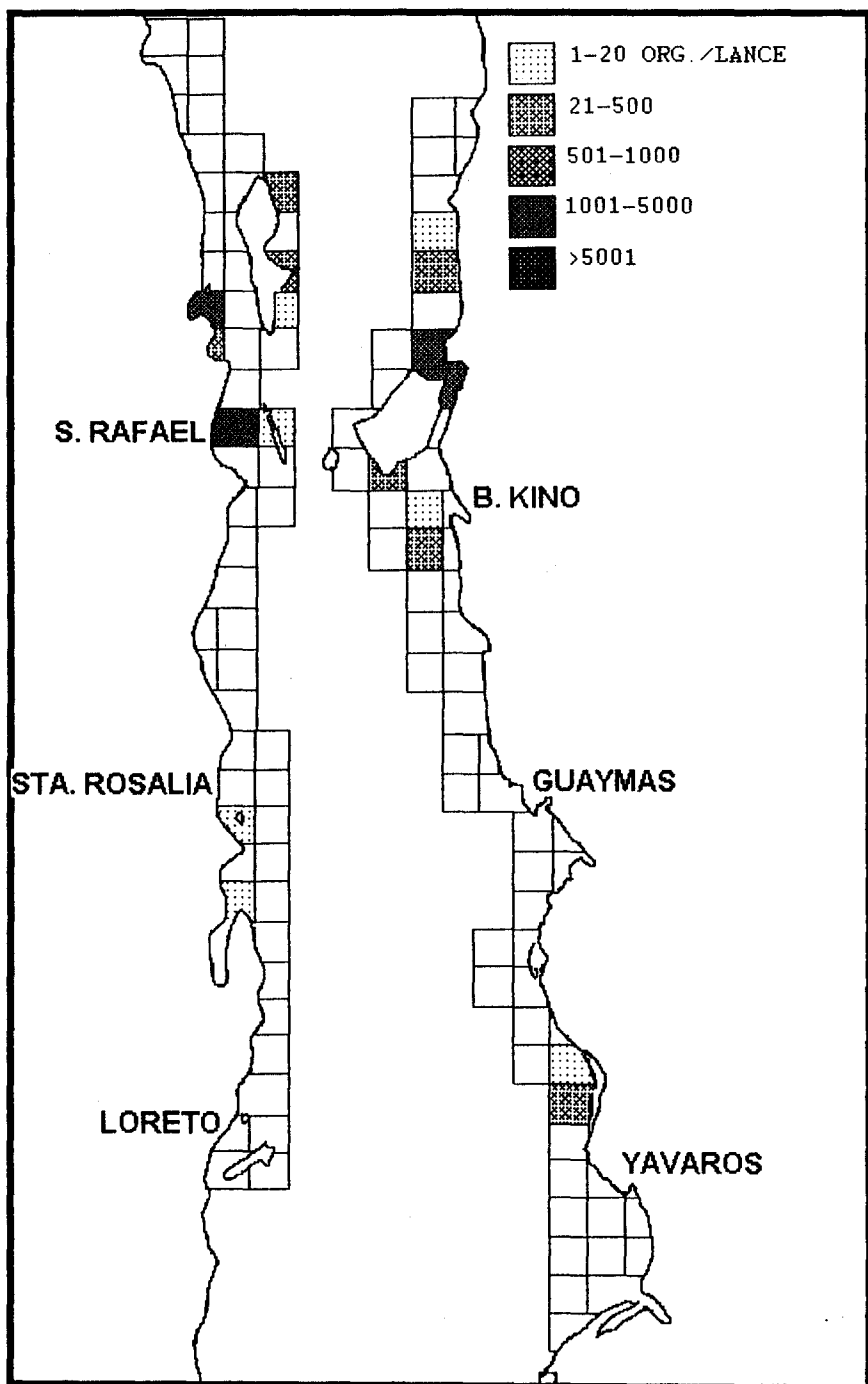


Figura 25. Distribución de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de Cali durante el mes de noviembre de 1996.