INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION

COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL

Stock Assessment Report 2

Informe de Evaluación de Stocks 2

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2000

CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2000

La Jolla, California

2002

INTRODUCTION

This report consists of seven Background Papers on tunas and billfishes prepared for the 68th meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in San Salvador, El Salvador, on June 19-21, 2001. Most of these include data through 2000. Until recently these Background Papers were published, with minor modifications, in the Annual Reports of the IATTC. However, to make the IATTC staff's assessments widely available as soon as possible, they are now being published in a new series, the Stock Assessment Reports.

INTRODUCCION

Este informe consiste de siete documentos de información sobre atunes y peces picudos preparados para la 68ª reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en San Salvador (El Salvador) del 19 al 21 de junio de 2001. La mayoría incluyen datos de 2000. Anteriormente se publicaban estos documentos, con leves cambios, en los Informes Anuales de la CIAT. Para permitir difundir las evaluaciones realizadas por el personal de la CIAT con la mayor prontitud posible, se publican ahora en una nueva serie, los Informes de Evaluación de Stocks.

CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean *by* Mark N. Maunder and George M. Watters 5

Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean *by* Mark N. Maunder and George M. Watters 91

Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean *by* George M. Watters and Mark N. Maunder 147

Status of bluefin tuna in the Pacific Ocean *by* William H. Bayliff 247

Status of albacore tuna in the Pacific Ocean 265

Status of swordfish in the eastern Pacific Ocean *by* Michael G. Hinton and William H. Bayliff 297

Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions *by* Patrick K. Tomlinson 339

INDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental *por* Mark N. Maunder y George M. Watters 68

Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental *por* Mark N. Maunder y George M. Watters 133

Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental *por* George M. Watters y Mark N. Maunder 218

Condición del atún aleta azul en el Océano Pacífico *por* William H. Bayliff 258

Condición del atún albacora en el Océano Pacífico 283

Condición del pez espada en el Océano Pacífico oriental *por* Michael G. Hinton y William H. Bayliff 326

Avances en el muestreo de la composición por especie y distribución de frecuencia de talla de la captura de atún del Océano Pacífico oriental *por* Patrick K. Tomlinson 357

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Mark N. Maunder and George M. Watters

CONTENTS

1. Executive summary 5
2. Data 7
3. Assumptions and parameters 9
4. Stock assessment 12
5. Stock status 18
6. Simulated effects of future fishing operations 20
7. Future directions 24
Figures 25
Tables 56
Appendices 63
References 89

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An age-structured, catch-at-length analysis (A-SCALA) is used to conduct this assessment. The analysis method is described by Maunder and Watters (submitted), and readers are referred to that manuscript for technical details.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches from a number of different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Environmental influences on recruitment and fishing efficiency have also been considered in the assessment.

The assessment for 2001 differs in a number of ways from the previous assessment carried out in 2000 (Maunder and Watters 2001):

1. Catch, effort, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include data for 2000.
2. Catch, effort, and length-frequency data for the Japanese longline fisheries have been updated to include data for 1999. Effort data is extrapolated for 2000.
3. Effort data for the Korean longline fisheries have been updated to include data for 1994 to 1997. Effort data are extrapolated for 1998 to 2000.
4. Longline catch data have been updated for the other countries.
5. The modeling period was changed to start in the third quarter of 1980 and run through the first quarter of 2001, to enable the incorporation of alternative environmental data sets into the assessment.
6. Mean length at age and the standard deviation of length at age were estimated in the analysis. Mean length at age was constrained, using a prior based on otolith data.
7. A Beverton-Holt stock-recruitment relationship has been added to the assessment model. The influence of the stock-recruitment relationship was investigated in a sensitivity analysis.

The recruitment of yellowfin tuna to the fisheries in the EPO is variable, and appears to be related to sea-surface temperatures (SSTs). The levels of recruitment to the fishery, at the age of 6 months, are positively correlated with the SSTs at the time of spawning 6 months earlier. However, this relationship may be an artifact of the seasonal characteristics that occur in both recruitment and SST. It appears that

the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1984 and 1985-1999; see Maunder and Watters (2001) for estimates starting in 1975), the second being higher than the first. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass; the higher recruitment regime producing greater biomasses. The spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO was below the level that will support the average maximum sustainable yields (AMSYs) during the low-recruitment regime, but above that level during the high-recruitment regime. The two different productivity regimes may support two different levels of AMSY and associated SBRs. The current SBR is above the SBR level at AMSY and also within the range that has been suggested as target levels for other species. The effort levels are estimated to be less than the levels that will support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large recruitment that entered the fishery in 1998, the catch levels are greater than the corresponding values at the AMSY. Because of the flat yield curve, current effort levels are estimated to produce, under average conditions, catch that is only slightly less than AMSY. Future projections under the current effort levels and average recruitment indicate that the population will decline to an SBR level less than the current level, but will remain above that which will support the AMSY. These simulations were carried out using the average recruitment for the 1980-1999 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1985-1999 period it is likely that the estimates of SBR and catches would be higher.

The analysis indicates that a very strong cohort entered the fishery in 1998 and that this cohort increased the population biomass during 1999. However, this cohort has now moved through the population and the biomass decreased in 2000. There is also an indication that the most recent recruitments are low, which may lead to lower biomass and catches, as is indicated by future projections under the current effort level. The lower SSTs may also indicate that the most recent recruitments will prove to be lower. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

The overall average weights of yellowfin tuna that are caught have consistently been much less than the critical weight, indicating that, from the yield-per-recruit standpoint, the yellowfin tuna in the EPO are not harvested at the optimal size. There is substantial variability in the average weights of the yellowfin taken by the different fisheries, however. In general, the floating-object (Fisheries 1-4), unassociated (Fisheries 5 and 6), and baitboat (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller fish than do the dolphin (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern (Fishery 7) dolphin fisheries. The AMSY calculations indicate that the yield levels could be greatly increased if the fishing effort were directed toward the fisheries that catch yellowfin that are closest to the critical weight (longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins). This would also increase the SBR levels.

Moderate changes in the level of surface fishing effort are predicted to have a substantial effect on SBR, the total catch of the longline fleet, and the average weight of fish in the catch from all fisheries combined. Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent of its recent average would decrease the SBR, average weight of fish in the combined catch, and total catch taken by the longline fleet. Reducing the level of surface fishing effort to 75 percent of its recent average would have the opposite effects. The catch from surface fisheries would increase only slightly with a 25% increase in the level of surface fishing effort. The catch from surface fisheries would decrease moderately with a 25% decrease in the level of surface fishing effort. Avoiding the capture of unmarketable yellowfin tuna around floating objects, particularly FADs, would not significantly affect the SBRs and catches, but would moderately increase the average weight.

A sensitivity analysis was carried out to determine the effect of a stock-recruitment relationship. The results suggest that the model with a stock-recruitment relationship fits the data slightly better than the base case. The results from the analysis with a stock-recruitment relationship are more pessimistic, and they suggest that the effort level is higher than that which would produce AMSY; however the yield at this effort level is only slightly less than AMSY. The current biomass is estimated to be less than the

biomass that would give rise to AMSY.

The assessment results are very similar to the results from the 2000 assessment presented by Maunder and Watters (2001). The major difference is that the recruitment of 1998 is now estimated to be a little lower and that the recruitment of 1999 is estimated to be larger. This leads to a more optimistic result for the future projections.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for July 1980-December 2000 were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2000, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of 27 March 2001. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

The number of years used in the analysis was reduced compared to the 2000 assessment (Maunder and Watters 2001). The assessment uses data starting in July 1980 to correspond to the environmental data used to explain recruitment and catchability. This environmental data start in 1980, but the 6 month lag between spawning and entry to the model requires that the modeling start in the third quarter of 1980. Previous analyses carried out in October 2000 for bigeye tuna (Anonymous 2000) showed that reducing the time frame from 1975 to 1980 did not greatly affect the results.

2.1. Definitions of the fisheries

Sixteen fisheries are defined for the stock assessment of yellowfin tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine, baitboat, and longline), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The yellowfin fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery is illustrated in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also shown in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined such that, over time, there is little change in the size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 1-2, 4, 13-14, and 16), and sets made on a mix of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 15).

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of yellowfin, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used throughout this report (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001).

All three of these types of data are used to assess the stock of yellowfin tuna. Removals by Fisheries 10-12 are simply landings (Table 2.1). Removals by Fisheries 1-4 are landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2) (Table 2.1). The removals by Fisheries 5-9 are landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Removals by Fisheries 13-16 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.2) (Table 2.1).

New and updated catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-10 and 13-16) have been incorporated into the current assessment. The data for 1998 and 1999 have been updated, and those for 2000 are new (compared to those presented by Maunder and Watters (2001) in the previous assessment of yellowfin from the EPO). New data on catch and effort for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) during 1999 have been incorporated into the current assessment.

2.2.1. Catch

A major change in the assessment compared to that of 2000 is the inclusion of Korean longline data from 1994 to 1997. These data, which were not available for previous assessments, cover about 12% of the

total annual longline catch of yellowfin in the EPO. The Korean data were converted from catch in weight to catch in numbers by assuming that the average weights of fish in the Korean catches were equal to those in the Japanese catches (on an annual basis) from Okamoto and Bayliff (in prep.). The Korean and Taiwanese longline catches for 1998-1999 were extrapolated, assuming that these catches, as a proportion of the Japanese catches, are the same, by quarter, as in 1997. New catch data from the United States (1991-1999) and French Polynesia (1999) were also included in the analysis.

For this assessment, the Japanese longline data are available through 1999. This includes one additional year compared to the previous assessment. For the assessment we assume that the total longline effort (scaled to include nations other than Japan) in 2000 is equal to the longline effort in 1999. The total 2000 longline catch is thus a function of the 1999 effort, the estimated numbers in 2000, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries.

Trends in the catch of yellowfin tuna in the EPO during each quarter from June 1980 to December 2000 are illustrated in Figure 2.2. The majority of catch of yellowfin has been taken by purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from July 1, 1980, and substantial amounts of yellowfin were already being removed from the EPO by that time. Maunder and Watters (2000) have described the yellowfin catch in the EPO from 1975 to 1999. One main characteristic of the catch during this period is the increase in catch taken since about 1993 by purse-seine sets associated with floating objects.

Compared to 1999, surface fishery catches in 2000 increased in Fisheries 1 (180%), 3 (13%), 9 (203%), and 10 (63%), and decreased in Fisheries 2 (4%), 4 (42%), 5 (28%), 6 (41%), 7 (8%), and 8 (3%). (The values in brackets indicate the percentages of increase or decrease). This indicates that there was more catch taken in the southern areas in 2000 than in 1999. Compared to 1998, estimated longline catches in numbers decreased in 1999 by 40% and 16% for north and south, respectively.

Although the catch data presented in Figure 2.2 are in weight, the catches in numbers of fish are used to account for longline removals of yellowfin in the stock assessment.

2.2.2. Effort

New effort for this assessment includes 2000 effort data for the surface fisheries and 1999 effort data for the Japanese longline fishery.

A complicated method, described by Maunder and Watters (2001), was used to estimate the amount of fishing effort in days fished exerted by purse-seine vessels.

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO are plotted in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-10 and 13-16) is in days fishing. It is assumed that the fishing effort in Fisheries 13-16 is equal to that in Fisheries 1-4 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 13-16 are derived from those taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.3). Fishing effort for longliners (Fisheries 11 and 12) is in numbers of hooks. Maunder and Watters (2001) discuss the historic fishing effort.

Compared to 1999, surface fishery effort in 2000 increased in Fisheries 1 (185%), 2 (32%), 3 (70%), 6 (16%), and 9 (120%), and decreased in Fisheries 4 (14%), 5 (23%), 7 (8%), 8 (3%), and 10 (39%). This indicates that there was a significant move to the southern areas in 2000, compared to 1999. Compared to 1998, estimated total longline effort in 1999 increased for the northern fishery (88%) and decreased for the southern fishery (32%). (The values in brackets indicate the percentages of increase or decrease).

The longlining effort data for yellowfin tuna is taken from the IATTC landings database. These landings include data provided to the IATTC staff by French Polynesia, Japan, Mexico, the Republic of Korea, Taiwan, and the USA. The most reliable, consistent, and complete effort data are available for the Japanese longline fleet, and these are used in the assessment model, along with the associated catch data, to provide information on abundance. To enable the inclusion of catch data from the other nations into the

assessment, the Japanese effort data is scaled by the ratio of the Japanese catch to the total catch. This allows the inclusion of all the longline catch data into the assessment, while using only the Japanese effort data to provide information on abundance.

The IATTC databases do not contain catch and effort information from longlining operations conducted in the EPO during 2000. To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, it is assumed that the amount of longlining effort exerted during each quarter of 2000 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 1999.

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that yellowfin tuna are discarded from catches made by purse-seine vessels for one of two reasons. First, they may be discarded because of inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel). Second, they may be discarded because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (submitted). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish are killed. Maunder and Watters (2001) describe how discards are implemented into the yellowfin assessment. One difference from the assessment of 2000 is that the discard rates are not smoothed over time. Not including temporal smoothing should allow for a better representation of recruitment in the model.

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch yellowfin tuna of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is illustrated in Figure 2.4. Maunder and Watters (2001) describe the sizes of yellowfin caught by each fishery. In general, floating object, unassociated, and baitboat fisheries catch small yellowfin, while dolphin and longline fisheries catch large yellowfin.

The length frequencies of the catch during 2000 from the 10 surface fisheries were very similar to those seen over the whole modeling period. The strong cohort that was seen in the floating-object fisheries during 1998 and 1999 moved through the unassociated fisheries during 1999 and 2000 and entered the dolphin-associated fisheries in 2000. There is no evidence of any strong cohorts entering the floating-object fisheries in 2000.

The length frequencies of the catch during 1999 for the longline fisheries were very different to those seen over the whole modeling time period. There is an indication of a cohort of medium-size fish moving into the longline fisheries. However, this cohort was not predicted by the model, and the fish are too large to be consistent with the strong cohort seen in the other fisheries.

2.4. Auxiliary data

No auxiliary data (*e.g.* data from tagging studies) were used in the current assessment of yellowfin tuna in the EPO.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The way in which growth is modeled within the A-SCALA method has recently been modified (Maunder and Watters submitted). In the previous assessment of yellowfin (Maunder and Watters 2001), growth was considered to occur in two phases (a phase in which growth was not assumed to follow any particular functional form and a phase in which it was assumed to follow a von Bertalanffy curve). The modified growth model is parameterized to be more flexible. The modified model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments can be constrained to be similar to a specific growth curve (perhaps taken from the literature)

or fixed so that the growth curve can be treated as something that is known with certainty. If the growth increments are estimated as free parameters they are constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The modified growth model is also designed so that the size and age at which fish are first recruited to the fishery must be specified. For the current assessment, it is assumed that yellowfin are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) when they are 30 cm long and two quarters old.

The growth of yellowfin tuna was estimated by Wild (1986), who used the Richards growth equation and counts of daily increments in yellowfin otoliths (L_∞ = 188.2, annual k = 0.724, t_0 = 1.825 years, m = 1.434). In the assessment for yellowfin, the Richards growth curve is approximated by fitting a von Bertalanffy growth curve to the Richards growth curve. This von Bertalanffy growth curve is used as a prior in the assessment. This method allows the growth curve to differ from that estimated by Wild (1986) if there is sufficient information in the data to suggest such a difference.

The following weight-length relationship, from Wild (1986), was used to convert lengths to weights in this stock assessment:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

where w = weight in kilograms and l = length in centimeters.

3.1.2. Recruitment and reproduction

The way in which recruitment is modeled within the A-SCALA method has recently been modified (Maunder and Watters submitted). In the previous two assessments of yellowfin, no assumptions were made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment (Maunder and Watters 2001). The A-SCALA method has now been modified so that a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship can be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and a parameter called steepness. Steepness is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning stock size is reduced to 20% of its unexploited level, and it controls how quickly recruitment decreases when the spawning stock size is reduced. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning stock size) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning stock size). In practice, it is often difficult to estimate steepness because the spawning stock may not have been reduced to less than 20% of its unexploited level and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that cause recruitment to be extremely variable. The basecase assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. This assumption is the same as that used in the 2000 assessment (Maunder and Watters 2001). The influence of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is investigated in a sensitivity analysis. It is assumed that yellowfin tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur more than twice per year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in an appropriate range (Schaefer 1998). It is also assumed that recruitment may have a seasonal pattern and may be related to sea-surface temperature (SST).

An assumption is made about the way that recruitment can vary around its expected level, as determined from the stock-recruitment relationship. It is assumed that recruitment should not be less than 25 percent of its expected level and not greater than four times its expected level more often than about 1 percent of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Yellowfin tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 30 cm (about 2 quarters old) (see Section 2.3). At this size (age), the fish are vulnerable to being discarded from fisheries that catch fish in association with floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 13-16).

The spawning potential of the population is calculated from the numbers of fish, proportion of females, percent mature, batch fecundity, and spawning frequency (Schaefer 1998). These quantities (except numbers) are calculated for each age-class based on the mean length at age given by the von Bertalanffy growth equation that is used as a prior for mean length at age. The spawning potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the SBRs. The relative fecundity at age and the sex ratio at age are shown in Figures 3.3 and 3.4, respectively.

3.1.3. Movement

The evidence of yellowfin tuna movement in the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001). For the purposes of the current assessment, it is assumed that yellowfin move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the start of each quarter of the year. However, this is not necessarily the best representation of the population structure.

3.1.4. Natural mortality

For the current stock assessment, it is assumed that, as yellowfin tuna grow older, the natural mortality rate (*M*) changes. This assumption is similar to that made in previous assessments by the IATTC staff, where the natural mortality rate is assumed to increase for females after they reach the age of 30 months (*e.g.* Anonymous 1999). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and the natural mortality rate is treated as a rate for males and females combined. The values of quarterly *M* used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.1. These values were calculated by making the assumptions described above, fitting to sex ratio data (Schaefer 1998), and comparing the values with those estimated for yellowfin in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000; Hampton and Fournier 2000). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific natural mortality schedule for yellowfin tuna in the EPO is calculated.

3.1.5. Stock structure

The exchange of yellowfin between the EPO and the central and western Pacific has been studied by examination of data on tagging, morphometric characters, catches per unit of effort, sizes of fish caught, *etc*., and it appears that the mixing of fish between the EPO and the areas to the west of it is not extensive. Therefore, for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

The current stock assessment includes the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin tuna in the EPO. This assumption is supported by observations that spawning of yellowfin is temperature-dependent (Schaefer 1998). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of yellowfin in the EPO, a temperature variable is incorporated into the stock assessment model, and it is determined whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. For the current assessment, SST anomalies in an area combined of two rectangles from 20°N-10°S latitude and 100°W-150°W longitude and 10°N-10°S latitude and 85°W-100°W longitude are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The temperature data were included in the model based on the quarter during which the fish were hatched. The data are posted on the Internet (http://Ingrid.ldeo.Columbia.edu) by the United States National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Centers for Environmental Prediction, and made available through the Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction Data Library.

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1. It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear, and several different environmental indices have been investigated. For the floating-object fisheries we hypothesized that a high absolute difference between the current speed at 25 m and 240 m

(vertical shear) could cause the purse-seine gear to operate inefficiently. Therefore, we included vertical shear as an explanatory covariate of catchability for these fisheries. Zonal velocities (velocities in the east-west direction) were used for Fisheries 1, 2, and 4, and meridional velocities (velocities in the north-south direction) were used for Fishery 3. We hypothesize that during periods when the thermocline is shallow, yellowfin are more likely to be near the surface, and therefore more likely to be detected and caught by sets on unassociated schools and schools associated with dolphins. Therefore, we included an approximation to thermocline depth, the depth of the 20˚ isotherm, as an explanatory covariate of catchability for these fisheries. We also used an approximation to thermocline depth for the baitboat and longline fisheries. Because the longline fisheries do not target yellowfin, and longline gear has a specific vertical structure, the amount of yellowfin vulnerable to the longline gear may change as the thermocline changes. We also used an approximation to thermocline depth for the floating-object fisheries. We also used SST for the southern longline fishery because it was estimated to be significant in the 2000 assessment. Analyses are carried out to determine whether there are statistically-significant relationships between these data and estimates of the efficiency of various fisheries. For the current assessment, anomalies for "core areas" inside the fishery boundaries (illustrated in Figure 2.1) were included as candidate environmental variables. The boundaries of these core areas are provided in Table 3.1, and the data were obtained from the same source as those used for modeling an environmental effect on recruitment.

It should be noted that environmental conditions were assumed not to affect the efficiencies of the fisheries that catch yellowfin from the discard fisheries (Fisheries 13-16). This assumption was made for Fisheries 13-16, because the catch and effort data from these fisheries are assumed to be so variable that they cannot provide the information needed to determine whether there is a significant environmental effect (see Section 4).

4. STOCK ASSESSMENT

A-SCALA, an age-structured statistical catch-at-length analysis model (Maunder and Watters, submitted), and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of the yellowfin tuna stock in the EPO. The A-SCALA model is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term "statistical" indicates that the model implicitly recognizes that data collected from fisheries do not perfectly represent the population; there is uncertainty in our knowledge about the dynamics of the system and about how the observed data relate to the real population. The model uses quarterly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After these parameters have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock.

The A-SCALA method was first used to assess yellowfin tuna in the EPO in 2000 (Maunder and Watters, 2001). The main changes in the method for the present assessment are the inclusion of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (as a sensitivity), the omission of the random walk component of catchability, the estimation of mean length at age and the standard deviation of length at age, and shortening of the modeling time frame (July 1980 to January 2001).

The following parameters have been estimated for the current stock assessment of yellowfin tuna in the EPO:

1. recruitment to the fishery in every quarter from the third quarter of 1980 through the last quarter of 2000 (this includes estimation of recruitment anomalies, a seasonal effect, and an environmental effect);
2. quarterly catchability coefficients for the 16 fisheries that take yellowfin from the EPO (this includes estimation of environmental and random effects);
3. selectivity curves for 12 of the 16 fisheries (Fisheries 13-16 have an assumed selectivity curve);

4. initial population size and age-structure;
5. mean length at age (Figure 3.2);
6. amount of variation in length at age;

The values of the parameters in the following list are assumed to be known for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. fecundity of females at age (Figure 3.3);
3. sex ratio at age (Figure 3.4);
4. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16);
5. steepness of the stock-recruitment relationship (steepness = 1 for the basecase assessment).

4.1. Indices of abundance

Catches per unit of effort (CPUEs) have been used as indices of abundance in previous assessments of yellowfin tuna from the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). It is important to note, however, that trends in the CPUE will not always follow trends in the biomass or abundance. There are many reasons why this could be the case. For example, if fishermen become more or less efficient at catching fish while the biomass is not changing the CPUEs would increase or decrease despite the lack of trend in biomass. The CPUEs of the 16 fisheries defined for the current assessment of yellowfin in the EPO are illustrated in Figure 4.1. Trends in longline CPUE are based only on the Japanese data. A discussion of historical catch rates can be found in Maunder and Watters (2001), but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

On average, CPUE was less in 2000 than it was in 1999 for the floating-object and unassociated fisheries (2, 27, 33, 32, 7, 50%, respectively, for Fisheries 1 to 6). For these fisheries the CPUE was generally substantially higher during the first quarter of 2000 than during the first quarter of 1999 but lower for the second, third, and fourth quarters of 2000 than for the corresponding quarters of 1999. On average, the CPUE was higher for the dolphin-associated fisheries and the baitboat fishery during 2000 than it was during 1999 (0, 0, 38, 168% respectively, for Ffisheries 7 to 10). On average, CPUE for the Japanese longline fisheries was lower in the north (68%) and higher in the south (23%) during 1999 than during 1998. (The percentages in the brackets indicate the changes.)

4.2. Assessment results

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data for the 16 fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly. The 16 predicted time series of yellowfin catches are almost identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely, because it is difficult to estimate biomass if the total amount of fish removed from the stock is not well known.

It is also important to predict the size-composition data as accurately as possible, but, in practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the total catch. Accurately predicting the size composition of the catch is important because these data contain most of the information that is necessary for modeling recruitment and growth, and, thus, for estimating the impact of fishing on the stock. Predictions of the size compositions of yellowfin tuna caught by Fisheries 1-12 are summarized in Figure 4.2, which simultaneously illustrates the average observed and predicted size compositions of the catches for these 12 fisheries. (The size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 13-16 are not included in this discussion.) The predicted size compositions for 11 of the 12 fisheries with size-composition data (Fisheries 2-12) are good (Figure 4.2). The predicted size composition for the remaining fishery has a higher peak than the observed size composition (Fishery 1, Figure 4.2). The catches in this fishery are small, and the differences in the observed and predicted size compositions for this fishery should not significantly influence the size-specific removals from the population. A

description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3.

The results presented in the following section are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect estimates of the biomass and recruitment in recent years.

4.2.1. Fishing mortality

There is variation in fishing mortality exerted by the fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO, but no obvious temporal pattern is apparent during the modeling time frame (Figure 4.3). Fishing mortality changes with age (Figure 4.3b). The fishing mortality for young yellowfin is low. There are two peaks at around ages 8 and 12 quarters, which correspond to fisheries on floating objects/unassociated and dolphin-associated, respectively. The fishing mortality rate also increases for the oldest yellowfin. The population has not been greatly impacted by the increase in effort associated with floating objects that has occurred since 1993.

The fishing mortality rates vary over time because the amount of effort exerted by each fishery changes over time, because different fisheries catch yellowfin tuna of different ages (the effect of selectivity), and because the efficiencies of various fisheries change over time (the effect of catchability). The latter two effects are discussed in the following paragraphs; the first effect (changes in effort) was addressed in Section 2.2.1 (also see Figure 2.3).

Selectivity curves estimated for the 16 fisheries defined in the stock assessment of yellowfin tuna are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects select mostly yellowfin that are about 3 to 8 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1-4), with slightly older fish selected for in the southern offshore region (Fishery 1). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin select fish older than those caught by sets on floating objects (about 5 to 10 quarters old, Figure 4.4, Fisheries 5 and 6). Purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins in the northern and coastal regions select mainly mid-aged fish (7 to 14 quarters old, Fisheries 7 and 8). The dolphin-associated fishery in the south (Fishery 9) selects mainly older yellowfin (11 or more quarters). Longline fisheries for yellowfin also select mainly older individuals (about 9 or more quarters, Figure 4.4, Fisheries 11 and 12), with the southern fishery selecting slightly younger fish. Baitboats (Fishery 10) select yellowfin similar in size to those caught in purse-seine sets on floating objects (about 4 to 7 quarters old).

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin tuna taken in association with floating objects are assumed to be composed only of yellowfin recruited to the fishery for 3 quarters or less (aged 2-4 quarters, Figure 4.4, Fisheries 13-16). (Additional information regarding the treatment of discards is given in Section 2.2.2.)

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in association with floating objects has generally declined over time, except for an increase in the last two years (Figure 4.5a, Fisheries 1-4). These fisheries have also shown high temporal variation in catchability. Changes in fishing technology and the behavior of fishermen may have decreased the catchability of yellowfin during this time.

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in unassociated schools has also been highly variable over time (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6).

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in dolphin-associated sets has been less variable in the northern and coastal areas than in the other fisheries (Figure 4.5a, Fisheries 7 and 8). These fisheries show a slight increasing trend over time. The catchability in the southern fishery (Fishery 9) is more variable.

The ability of baitboats to capture yellowfin tuna has been highly variable over time (Figure 4.5a, Fishery 10). There are multiple periods of high and low catchability and a slight increase over time.

The ability of longline vessels to capture yellowfin tuna has been more variable in the northern fishery

(Fishery 11), which catches fewer yellowfin, than in the southern fishery (Fishery 12). In the southern fishery, the catchability appears to have been higher before than after 1985.

The catchabilities of small yellowfin tuna by the discard fisheries are shown in Figure 4.5b (Fisheries 13-16).

Only the SST for the southern longline fishery showed a highly significant correlation with the environment variables tested (Table 4.3). Applied to all fisheries as a group (excluding the discard fisheries), the significance of the relationship was dependent on the criteria used. Despite its significance, the correlation between SST and catchability in the longline southern fishery does not appear to be a good predictor of catchability (Figure 4.5c).

4.2.2. Recruitment

In the previous assessment, the abundance of yellowfin tuna being recruited to fisheries in the EPO appeared to be correlated to SST anomalies at the time that these fish were hatched. When SST was included in the analysis, there was a significant relationship between recruitment and SST (Table 4.3). However, inclusion of a seasonal component in recruitment was also significant. Including both the environmental and seasonal effects in the assessment is not significant, indicating that the environmental effect is providing information only on seasonal changes in recruitment and not in the long-term trends. It is interesting to note that the estimates of absolute recruitment are essentially identical (except for the last two quarters) for the two environmental indices and when no index is used. This indicates that there is sufficient information in the data to estimate recruitment, and the correlation with the environmental index does not add information to the analysis. However, the index may allow for prediction of recruitment occurring in 2001.

It is possible that other oceanographic variables influence the recruitment, and the IATTC staff intends to consider other environmental indices as candidates for explaining the variation in recruitment. This will include trying to determine whether the environmental index should be based on conditions during the early juvenile phase, rather than solely during the larval phase. Identifying one or more environmental variables that are correlated with recruitment would be useful for making predictions about future recruitments.

Over the range of predicted biomasses shown in Figure 4.8, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.6, right panel). The apparent relationship between biomass and recruitment is due to what is thought to be a regime shift in productivity (Tomlinson 2001). The increased productivity caused an increase in recruitment, which, in turn, increased the biomass. Therefore, in the long term, high recruitment is related to high biomass and low recruitment to low biomass. The two regimes of recruitment can be seen as two clouds of points in Figure 4.6 (right panel).

A sensitivity analysis was carried out, fixing the Beverton-Holt steepness parameter at 0.75. This means that recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population when the population is reduced to 20% of its unexploited level. (The best estimate of steepness was 0.66.) However, the significance of the stock-recruitment relationship differs, depending on the criteria used (Table 4.3). Given the current information and the lack of contrast in the biomass since 1985, the hypothesis of two regimes in recruitment is as plausible as a relationship between population size and recruitment. A description of the results when a stock-recruitment relationship is used appears in Section 4.4.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. The large recruitment estimated in the 2000 assessment that entered the discard fisheries in the third quarter of 1998 (6 months old) was still estimated to be the strongest cohort seen since 1980, but it is not estimated to be as strong as in the previous assessment. The recruitments in the third and fourth quarters of 1999 were estimated to be higher than in the previous assessment and of a similar magnitude to recruitment seen in the 1990s (excluding the large

recruitment in 1998). Recruitment to the discard fisheries in 2000 has been estimated to be low, but this is based on few data, so these estimates are highly uncertain. Another characteristic of the recruitment that was also apparent in previous assessments is the regime change in the recruitment levels, starting during the last quarter of 1983. The recruitment was, on average, greater after than before 1983. This change in recruitment levels produces a similar change in biomass (Figure 4.8). The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for the most recent year (Figure 4.7). The average coefficient of variation (CV) on the estimates of recruitment is 0.20.

The estimates of low recruitment to the fishery for the most recent quarters were derived from the 2000 length-frequency data for the floating-object fisheries (Figure 4.8). Yellowfin are recruited to these fisheries at the age of 9 months (3 quarters). Therefore, cohorts hatched during the fourth quarter of 1999 and first quarter of 2000 will appear in the floating-object fisheries length-frequency data for the third and forth quarters of 2000, respectively. There were low catch rates (Figure 4.1), and few 9-month-old yellowfin caught in the floating-object fisheries during the third and fourth quarters of 2000, which apparently indicates that few yellowfin that were hatched during the fourth quarter of 1999 and the first quarter of 2000 survived to enter the floating-object fishery. There is no information in the length-frequency data about the cohorts hatched after the first quarter of 2000, so the abundances of these cohorts, which will enter the floating-object fisheries in 2001, are unknown.

The estimates of the most recent recruitments are highly uncertain, as can be seen from the large confidence intervals (Figure 4.7), due to the limited data available for these cohorts. In addition, the floating-object fisheries catch only a small portion of the total catch of yellowfin, and the catch during the last quarter of 2000 was low due to regulations restricting fishing on floating objects that were imposed to prevent overfishing of bigeye. The shortage of small fish in the length-frequency data for 2000, which is assumed to be due to low recruitment, could also be due to biased length-frequency samples, changes in the growth rate of the fish, changes in the selectivity of the gear, or more discarding of small tuna. During 2001, when the fish recruited in 2000 enter the fisheries in unassociated schools, it will be possible to estimate the recruitment for that cohort with more confidence.

The uncertainty in the estimates of the recruitments for 1999 and 2000 also cause uncertainty in the estimates of the current biomass (Figure 4.9).

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin tuna that are one and a half or more years old. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. During 1980-1983 the biomass of yellowfin was about 200,000 mt. It then increased rapidly during 1983-1985, and reached about 400,000 mt in 1985. Since then it has been relatively constant at about 450,000 mt. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is fairly well known. The average CV on the estimates of the biomass is 0.15.

The spawning biomass is defined as the relative total egg production (of all the fish in the population). The estimated trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.9, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for biomass, described in the previous paragraph. The confidence intervals on the spawning biomass estimates indicate that the spawning biomass is also fairly well known. The average CV of the estimates of the spawning biomass is 0.16.

It appears that trends in the biomass of yellowfin tuna can be explained by the trends in both fishing mortality and recruitment. Simulation results (see Maunder and Watters (2001) for a description) suggest that the fishing mortality affects the total biomass. The simulated biomass trajectory without fishing and the biomass trajectory estimated from the stock assessment model are overlaid in Figure 4.10. The large

difference in biomass indicates that fishing has a large impact on the biomass of yellowfin in the EPO. The large increase in biomass during 1984-1985 was caused by an increase in average recruitment (Figure 4.7) and an increase in the average size of the fish caught (Anonymous, 1999), but increased fishing pressure prevented the biomass from increasing further during the 1986-1990 period.

4.2.4. Average weights of fish in the catch

The overall average weights of the yellowfin tuna caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 10-15 kg for most of the period from 1980 to 2000, but have differed considerably among fisheries (Figures 4.10 and 5.2). The average weight was greatest during the 1984-1992 period (Figure 5.2) when the effort from the floating object and unassociated fisheries was lower (Figure 2.3). The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each fishery (Figure 4.10). The lowest average weights (about 1 kg) are produced by the discard fisheries, followed by the baitboat fishery (about 4-5 kg), the floating-object fisheries (about 4-5 kg for Fisheries 2-4 and 10 kg for Fishery 1), the unassociated fisheries (about 10 kg), the northern and coastal dolphin-associated fisheries (about 20-30 kg), and the southern dolphin-associated fishery and the longline fisheries (each about 40-50 kg). The yellowfin caught by the northern longline fishery (Fishery 11) are, on average, larger than those caught by the southern longline fishery (Fishery 12).

4.3. Comparisons to external data sources

The estimated growth curve is compared to the otolith data of Wild (1986). The otolith data were used to generate the prior for mean length at age, so they should be similar. At early ages (< 8 quarters) the estimated mean length at age is very similar to that estimated from the otolith data, even though the prior differs from the otolith data. At intermediate ages (8-15 quarters), the mean length at age is greater than indicated by the otolith data. There are no otolith information for old yellowfin.

4.4. Sensitivity to assumptions

A sensitivity analysis was carried out to determine the effect of the stock-recruitment relationship. The basecase analysis was carried out with no stock-recruitment relationship. An alternative analysis was carried out with the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship fixed at 0.75. This implies that when the population is reduced to 20% of its unexploited level, the expected recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population. The results suggest that the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship, but, given the amount of data used in the analysis, the difference is not statistically significant. The estimated biomass is less than when no stock-recruitment relationship is assumed (Figure A.1). Estimates of absolute recruitment are very similar (Figure A.2).

4.5. Comparison to previous assessments

The assessment results are very similar to the results from the 2000 assessment presented by Maunder and Watters (2001). The major difference is that the large recruitment in 1998 is not estimated to be as high and that the recruitment in 1999 is estimated to be larger. This leads to a more optimistic result for the future projections (see section 6).

4.6. Summary of the results from the assessment model

The recruitment of yellowfin tuna to the fisheries in the EPO is variable, and appears to be related to the SSTs. High levels of recruitment to the fishery (at age 6 months) are related to high SSTs at the time of spawning 6 months earlier. However, this correlation may be an artifact of seasonal recruitment. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1984 and 1985-2000) and that the population has been in the high-recruitment regime for approximately the last 16 years. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass; the higher recruitment regime producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these two regimes, but the evidence is weak and is

probably biased, due to the apparent regime shift.

The analysis indicates that a very strong cohort, which has provided increased biomass and increased catches during 1999 and early 2000, entered the fishery in 1998. There is also an indication the most recent recruitments are low, which may lead to lower biomass and catch levels. The SSTs corresponding to these recruitments were also low, which is a further indication that recent recruitment could be low. However, these estimates of recent recruitment are based on limited information, so they are very uncertain.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. In general, the floating-object (Fisheries 1-4), unassociated (Fisheries 5 and 6), and baitboat (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the dolphin (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern region (Fishery 7) dolphin fisheries.

None of the environmental indices tested show promise for predicting catchability. However, other untested environmental indices may prove to be better at predicting catchability.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of yellowfin tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and AMSY.

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely developed as guides for fisheries management. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks it manages, but some possible reference points are described in the following three subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The ratio of spawning biomass during a period of harvest to that which might accumulate in the absence of fishing is useful for assessing the status of a stock. This ratio, termed the "spawning biomass ratio" (SBR), is described by Maunder and Watters (2001).

Estimates of quarterly SBR_t for yellowfin in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the third quarter of 1980 to the first quarter of 2001). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest (S_t) are presented in Section 4.2.2. The equilibrium spawning biomass after a long period with no harvest ($S_{F=0}$) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level expected from an unexploited population. The SBR level that would give rise to AMSY (SBR_{AMSY}) is estimated to be about 0.23.

At the beginning of 2001, the spawning stock of yellowfin tuna in the EPO was considerably reduced. The estimate of SBR at this time was about 0.38, with lower and upper 95% confidence limits of 0.27 and 0.48, respectively. It is important to note that the estimate of the lower confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.23), indicating that, at the beginning of 2001, the spawning stock of yellowfin in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock were at the AMSY level.

A time series of SBR estimates for yellowfin tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. The historical trends in SBR are similar to those described by Maunder and Watters (2001). In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.11. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2000 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than the level that would be expected to occur if the population were at the AMSY level (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.23 in Figure 5.1. For all of the early period (1980-1984), however, the spawning biomass was estimated to be below the AMSY level.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Yield-per-recruit calculations, which are also useful for assessing the status of a stock, are described by Maunder and Watters (2001). The critical weight for yellowfin tuna in the EPO has been estimated to be about 40.6 kg (Figure 5.2).

The average weight of yellowfin tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 15 kg at the end of 2000 (Figure 5.2), which is considerably less than the critical weight. The average weight of yellowfin in the combined catches has, in fact, been substantially less than the critical weight since 1980 (Figure 5.2).

The various fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO take fish of different average weights (Section 4.2.4). The longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the dolphin fishery in the southern region (Fishery 9) catch yellowfin with average weights close to the critical weight (Figure 4.11). Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin fisheries perform better under the critical weight criteria.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of AMSY is the maximum, long-term yield that can be achieved under average conditions, using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. AMSY calculations are described by Maunder and Watters (2001). The calculations are changed from 2000 to include the Beverton-Holt stock-recruitment relationship where applicable.

At the start of 2001, the biomass of yellowfin tuna in the EPO appears to have been above the level that would be expected to produce the AMSY, and the recent catches have been above the AMSY level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (see Figure 4.4) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce the AMSY is greater than the current level of effort, as the effort at AMSY is 119 percent of the current level of effort. It is important to note, however, that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the AMSY level. Therefore changes in the long-term levels of effort will only marginally change the catches, while considerably changing the biomass. The spawning stock biomass changes substantially with changes in the long-term fishing mortality (Figure 5.3). Decreasing the effort, which may also reduce the cost of fishing, would provide only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass.

The apparent regime shift in productivity that began in 1985 may require a different approach to estimating the AMSY. Different regimes will give rise to different values for the AMSY. This is discussed by Maunder and Watters (2001).

The estimation of the AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. If an additional management objective is to maximize the AMSY, the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the southern dolphin fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the northern and coastal dolphin fisheries (Fisheries 7 and 8), and then the unassociated fisheries (Fisheries 5 and 6) and the southern floating-object fishery (Fishery 1) (Table 5.2). The fisheries that catch yellowfin by making purse-seine sets on floating objects (except in the southern region, Fisheries 2-4) and the baitboat fishery (Fishery 10) will perform the worst (Table 5.2). If an additional management objective is to maximize the S_{AMSY}, the longline fishery in the north (Fishery 11) and the southern dolphin fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the southern longline fishery (Fishery 12) and the northern

and coastal dolphin fisheries (Fisheries 7 and 8), the unassociated fisheries, the fisheries that catch yellowfin by making purse-seine sets on floating objects (except in the southern region, Fisheries 2-4), and the baitboat fishery (Fishery 10) (Table 5.2).

Of the fisheries that catch the majority of yellowfin tuna (unassociated and dolphin fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin fisheries perform better under both the AMSY and S_{AMSY} objectives. Limiting fishing to dolphin-associated sets would increase the AMSY to 337,366 mt, 36% greater than under the current effort allocation. This would also increase the relative egg production by 13%. Limiting fishing to sets on unassociated schools would decrease the AMSY to 199,414 mt, 20% less than under the current effort allocation. This would also decrease the relative egg production by 40%. It is not known, however, whether the fisheries that would produce greater AMSYs would be efficient enough to catch the full AMSYs predicted.

5.4. Sensitivity analysis

When the Beverton-Holt stock-recruitment relationship is included in the analysis with a steepness of 0.75, the SBR is reduced and the SBR level that produces AMSY is increased (Figure A.3). The SBR is estimated to be less than that at AMSY for the whole modeling time period. The current effort level is estimated to be above the level required to produce AMSY (Figure A.4), but, due to the recent large recruitment, current catch is about equal to AMSY. In contrast to the analysis without a stock-recruitment relationship, the addition of this relationship may cause catch to be significantly reduced as effort is increased beyond the level required for AMSY. As can be seen in Figure A.4, the analysis without a stock-recruitment relationship has a relative yield curve equal to the relative yield per recruit curve because recruitment is constant. The equilibrium catch under the current effort levels is estimated to be only slightly less than AMSY, indicating that reducing effort will not greatly increase the catch.

5.5. Summary of stock status

Historically, the SBR of yellowfin tuna in the EPO has been below the level that will support the AMSY, but above that level for most of the last 16 years. The increase in the SBR is attributed to a regime change in the productivity of the population. The two different productivity regimes may support two different AMSY levels and associated SBR levels. The current SBR is within the range that has been suggested as target levels for other species. The effort levels are estimated to be less than those that will support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large number of recruits entering the fishery in 1998, the catch levels are higher than the corresponding values at AMSY. Because of the flat yield curve, the average equilibrium yield at current effort levels is only slightly less than AMSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the results are more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level that would support AMSY.

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight, and therefore, from the yield-per-recruit standpoint, yellowfin in the EPO are overfished. The AMSY calculations indicate that catches could be greatly increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBR levels.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study, using the method described by Maunder and Watters (2001), was conducted to gain further understanding of how, in the future, hypothetical changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet might simultaneously affect the stock of yellowfin tuna in the EPO and the catches of yellowfin by the various fisheries. Several scenarios were constructed to define how the various fisheries that take yellowfin in the EPO would operate in the future and also to define the future dynamics of the yellowfin stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

The following scenarios have been specified to describe the hypothetical amount of fishing effort that might be exerted by the surface fleet during 2001-2005.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75% of the average amount of effort it exerted during 1999-2000.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 1999-2000.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125% of the average amount of effort it exerted during 1999-2000.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort during the fourth quarters of 2001, 2002, 2003, 2004, and 2005 is equal to 75% of the average effort exerted during the fourth quarters of 1999 and 2000.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2001 through 2005, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 1999 (again by quarter). Assumptions about selectivity, catchability, discards, and population dynamics are the same as these in the assessment model (Maunder and Watters 2001).

It was assumed that the catchability of yellowfin tuna for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Future levels of catchability for each fishery were assumed to be equal to the average catchability for that fishery during 1999 and 2000. (These averages for fishing effort are computed on a quarterly basis.)

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded yellowfin tuna. In the first scenario, it is assumed that all discarded fish will die. In the second scenario, it is assumed that either there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded yellowfin survive.

The recruitment during 2001 through 2005 was assumed to vary randomly around the same expected level from the stock-recruitment relationship (*i.e.* average recruitment in the base case because it does not assume a stock-recruitment relationship) and to be as variable as the recruitment during 1980-2000. It should be noted that the estimates of recruitment from the stock assessment model appear to be autocorrelated (Figure 4.7), but in the simulation study the recruitment was not autocorrelated. Adding autocorrelation to the simulated time series of recruitment would cause the simulation results to be more variable.

6.3. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, the average weight of yellowfin tuna in the catch of all fisheries combined, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 1-10), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12). It is important to note that there is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4 and Table 6.1. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the parameters estimated by the stock assessment model correctly describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled.

6.3.1. Predicted SBRs

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have substantial effects on the SBR (Figure 6.1 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent, average level is predicted to decrease the

median estimate of the SBR by about 23% by the end of 2005 (Table 6.1; compare 50% quantiles for "average surface effort" to those for "125% surface effort"). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 26% (Table 6.1; compare 50% quantiles for "average surface effort" to those for "75% surface effort"). Under current effort levels, it is predicted that at the end of 2005 the SBR would remain, on average, higher than SBR_{AMSY} (Table 6.1; compare the 20% quantiles for the SBR to the estimated SBR_{AMSY} of 0.23). This result is consistent with the previous estimate that, under average conditions, current levels of fishing effort should be increased to achieve the AMSY (Section 5.3). However, SBR is estimated to reduce of the projection time period due to lower recruitment estimated during 2000.

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is predicted to be insensitive to assumptions about the status of discarded yellowfin tuna (Figure 6.1 and Table 6.1). If small yellowfin that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about the same as that predicted when the discarded yellowfin are assumed to die (Table 6.1; compare 50% quantiles for "average surface effort" to those for "average, no discards"). This is an important result because it suggests that preventing catches of unmarketable yellowfin around floating objects (or ensuring that the discarded fish will survive) would not significantly increase the spawning stock.

6.3.2. Predicted average weights of yellowfin tuna in the combined catch

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the average weight of yellowfin tuna caught by fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent average would, after 5 years, decrease the average weight of fish in the combined catch by about 11% (Table 6.1; compare 50% quantiles for "average surface effort" to those for "125% surface effort"). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average would increase the average weight of yellowfin in the catch by about 13% (Table 6.1; compare 50% quantiles for "average surface effort" to those for "75% surface effort"). Under all of the simulated effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2005 would be substantially less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 40.6 kg to the 80% quantiles in Table 6.1). Thus, it appears that it will not be possible to maximize the yield per recruit without substantially reducing the amount of fishing effort exerted by the surface fleet. This conclusion could change if, in the future, the surface fleet is able to catch larger (older) yellowfin.

If the fisheries that catch yellowfin tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) would moderately increase the average weight of fish in the combined catch during 2005 (Figure 6.1 and Table 6.1). This result is to be expected because the discard fisheries (Fisheries 13-16) catch large numbers of small fish, and this influences the estimates of the average weight.

6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries

Since the simulation study was conducted under the assumptions that the catchability will remain constant for every fishery continuing to operate in the EPO (see Section 6.1.2) and that recruitment will vary randomly around the average, increases in future levels of surface fishing effort are expected to cause short-term increases in the catches taken by these fisheries (Fisheries 1-10). The reverse is also true; decreases in the future level of surface fishing effort are expected to cause a short-term decrease in the catch. It is also important to note that if the future level of effort increases (or decreases) by 25%, the catch will not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. For example, if the future level of effort increases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2005 would increase by only 2% compared to that predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50% quantiles from "average surface effort" to those from "125% surface effort). Similarly, if the future level of effort decreases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2005 would decrease by about

10% (Table 6.1; compare 50% quantiles from "average surface effort" to those from "75% surface effort").This lack of sensitivity of the future catch by the surface fishery to increases in the effort of the surface fishery is consistent with the facts that the curve relating average sustainable yield to fishing mortality is nearly flat at the top and that the current amount of fishing effort being exerted in the EPO produces an average yield that is very close to the AMSY (see Section 5.3 and Figure 5.3).

If the fisheries that catch yellowfin tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing the capture of unmarketable fish (or ensuring that the discarded fish survive) would slightly increase the future catches of the surface fleet (Figure 6.3 and Table 6.1). Preventing the capture of unmarketable fish would increase the quarterly surface catch during 2005 by about 3% (Table 6.1; compare 50% quantiles from "average surface effort" to those from "average, no discards"). Preventing the capture of unmarketable fish would increase the catch taken by the surface fleet because an increased number of small fish would survive and the total biomass of recruiting cohorts would increase from gains due to growth (Section 5.2).

6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet

The results from the simulation study suggest that future changes in the amount of effort exerted by the surface fleet would substantially affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The quarterly longline catch during 2005 would increase by about 32% if the surface effort were reduced to 75% of its recent average for the next 5 years (Table 6.1; compare 50% quantiles from "average surface effort" to those from "75% surface effort"). Similarly, the quarterly longline catch during 2005 would decrease by about 24% if the surface fishing effort were increased to 125% of its recent average (Table 6.1; compare 50% quantiles from "average surface effort" to those from "125% surface effort").

The future catch taken by longline vessels is predicted to be insensitive to whether the surface fleet continues to catch unmarketable yellowfin around floating objects (Figure 6.4 and Table 6.1). Preventing catches of unmarketable yellowfin would increase the quarterly longline catch during 2005 by about 5% (Table 6.1; compare 50% quantiles from "average surface effort" to those from "average, no discards"). This result is consistent with prediction that the SBR would increase only slightly if the catches of unmarketable fish are prevented.

6.4. Summary of the simulation results

The strong cohort of yellowfin tuna that was apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1998 (Figure 4.7) caused the SBR to increase during 1999. However, the following weak cohorts that entered the fishery in 1999 and 2000 may reduce the SBR levels.

It is predicted that future changes in the level of surface fishing effort would substantially affect the SBR, moderately affect the average weight of fish in the catch of all fisheries combined, and substantially affect the total catch of the longline fleet (Fisheries 11 and 12) (Table 6.1). Increasing the level of surface fishing effort to 125% of its recent average would decrease the SBR (Figure 6.1), decrease the average weight of fish in the combined catch (Figure 6.2), and decrease the total catch taken by the longline fleet (Figure 6.4). Reducing the level of surface fishing effort to 75% of its recent average would have the opposite effects. The catch from surface fisheries would actually decrease slightly with a 25% increase in the level of surface fishing effort. The catch from surface fisheries would decrease moderately with a 25% decrease in the level of surface fishing effort.

It is predicted that preventing the catches of unmarketable yellowfin tuna occurring around floating objects, particularly FADs (or ensuring that the discarded fish survive), would have insignificant effects on the SBRs and catches, but increase the average weight moderately.

The results from these simulations have been calculated, using the average recruitment for the 1980-2000 period. As was mentioned in Section 4, it appears that yellowfin have been in a higher productivity regime for the last 15 years. If the simulations were repeated, using an average recruitment based on the

1985-1999 period, it is likely that the estimates of the SBRs and catches would be greater.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. New data collected during 2001 and updated data for 2000 will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff also intends to screen other types of environmental data for use in the stock assessment model.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained from the tagging and otolith studies that the IATTC staff has conducted over the years can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of yellowfin abundance from the CPUEs of purse seiners fishing in the EPO. If this work is successful, the results will, as far as possible, be integrated into future stock assessments.

The IATTC staff also intends to develop methods for estimating uncertainty in AMSY-based quantities.

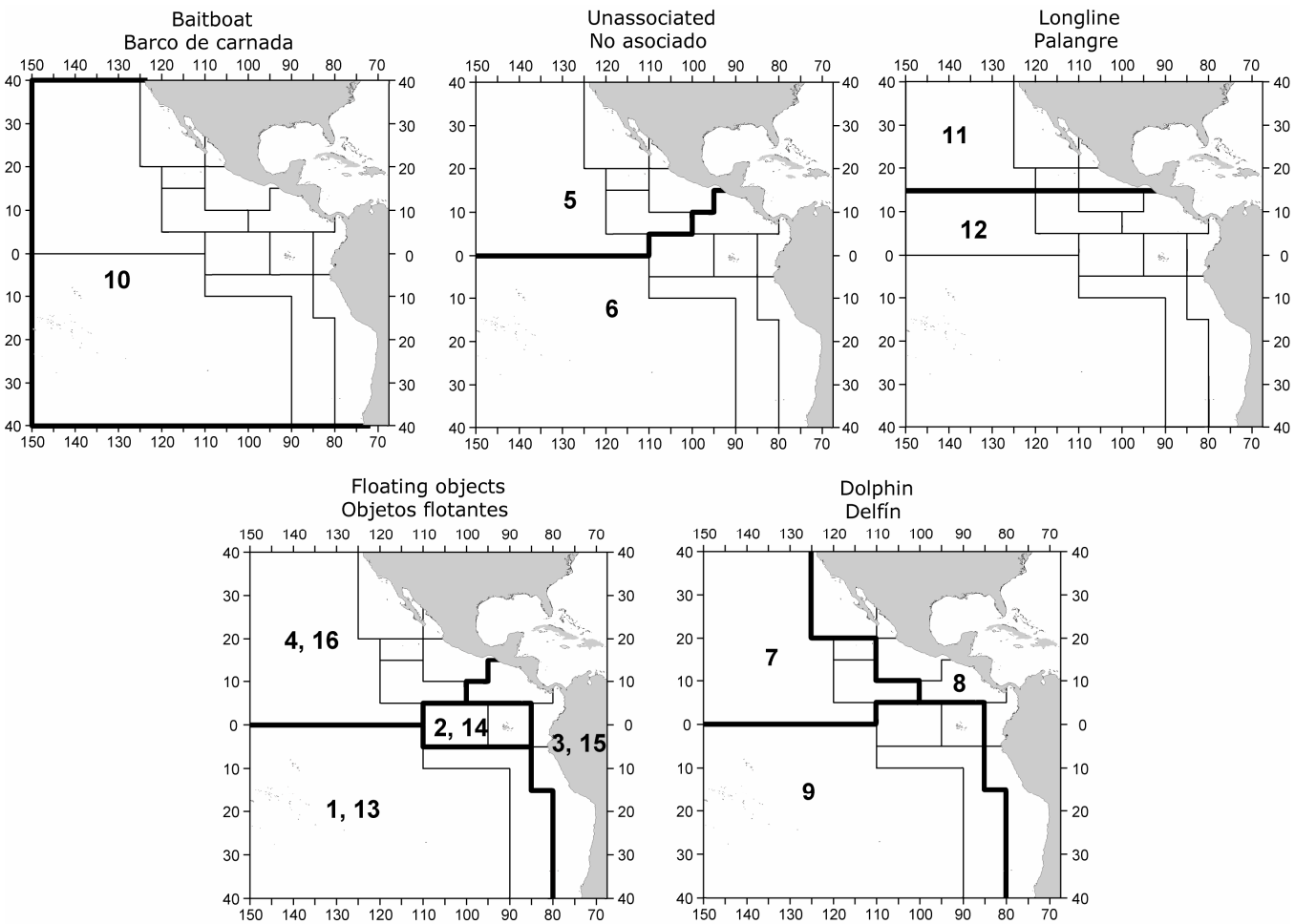

FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

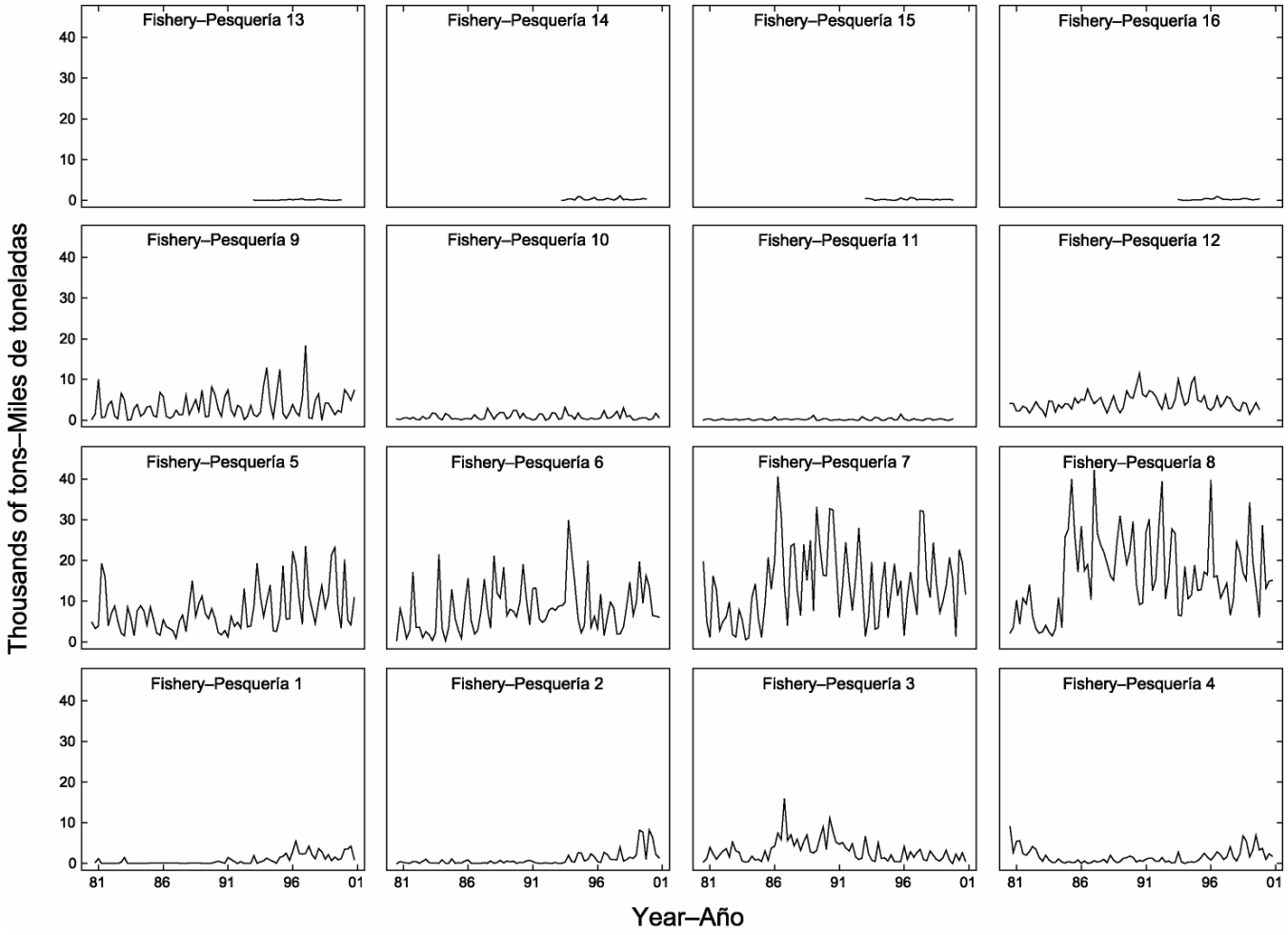

FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catch in numbers for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.
FIGURA 2.2. Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación del stock usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Se estiman las capturas de las Pesquerías 11 y 12 en peso multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

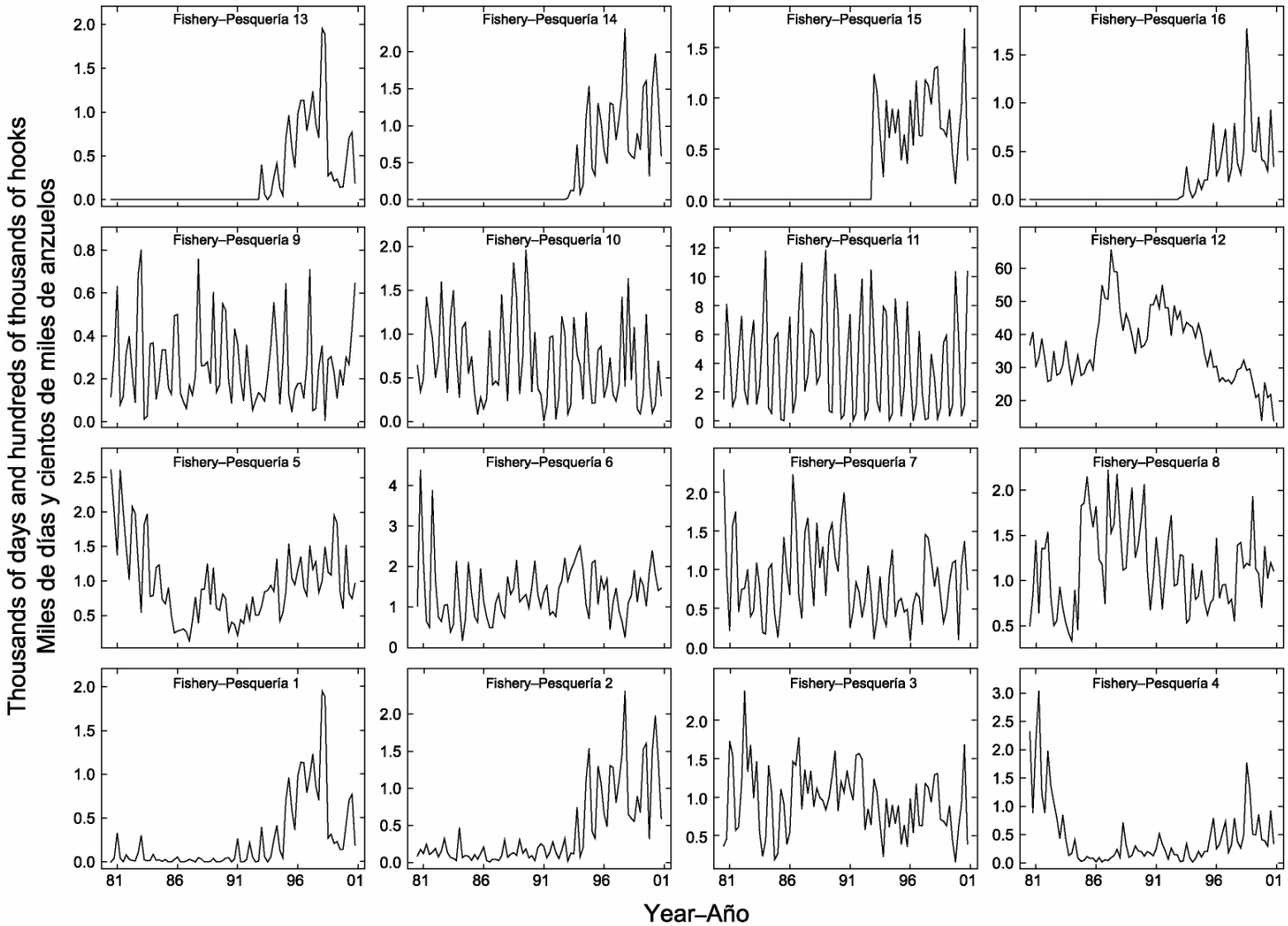

FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in numbers of hooks.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en días de pesca, y el de las Pesquerías 11 y 12 en número de anzuelos.

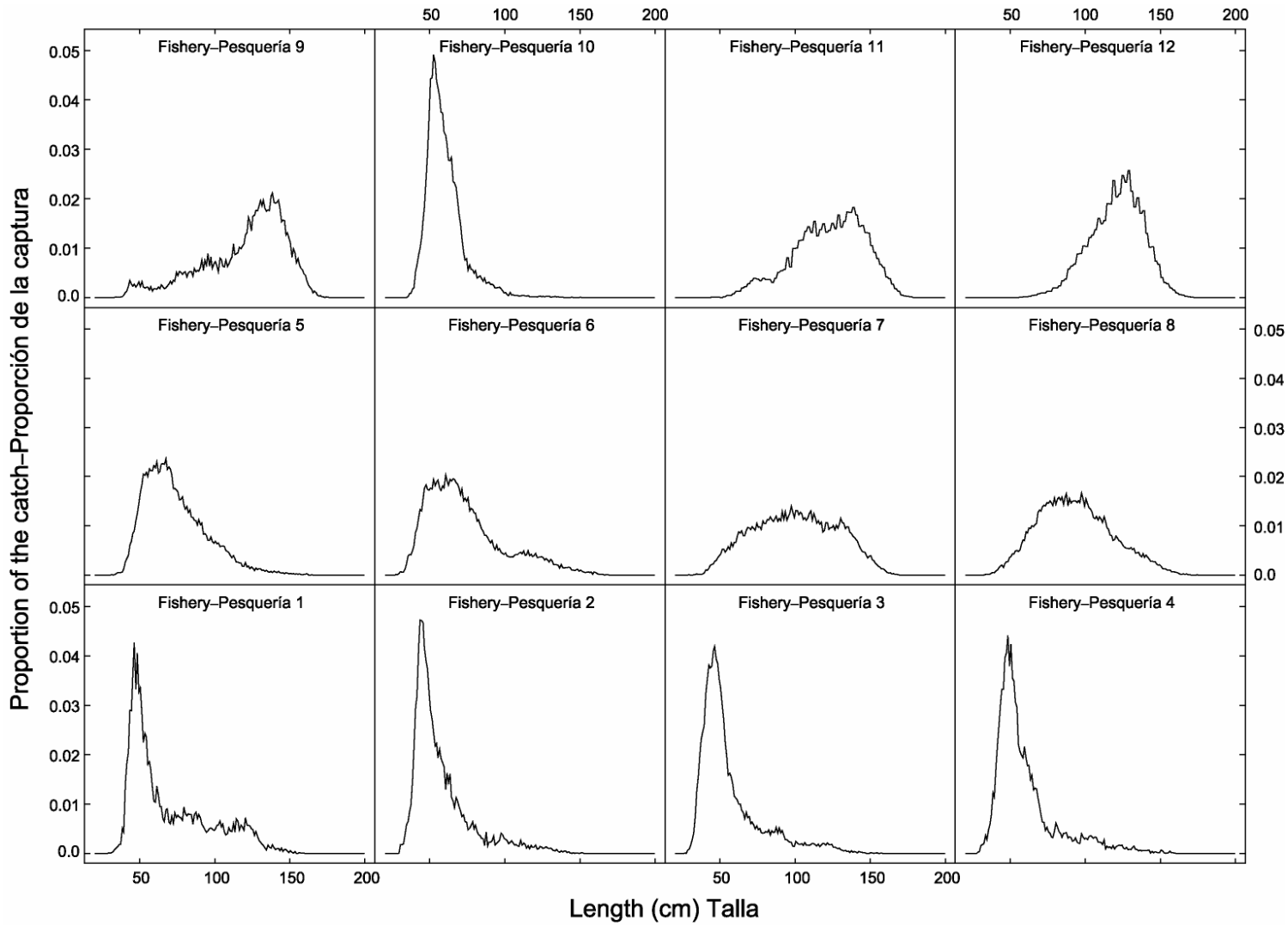

FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches made by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of July 1980 through December 2000.

FIGURA 2.4. Composición media por tamaño de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Los datos abarcan el período de enero de 1975 a diciembre de 2000.

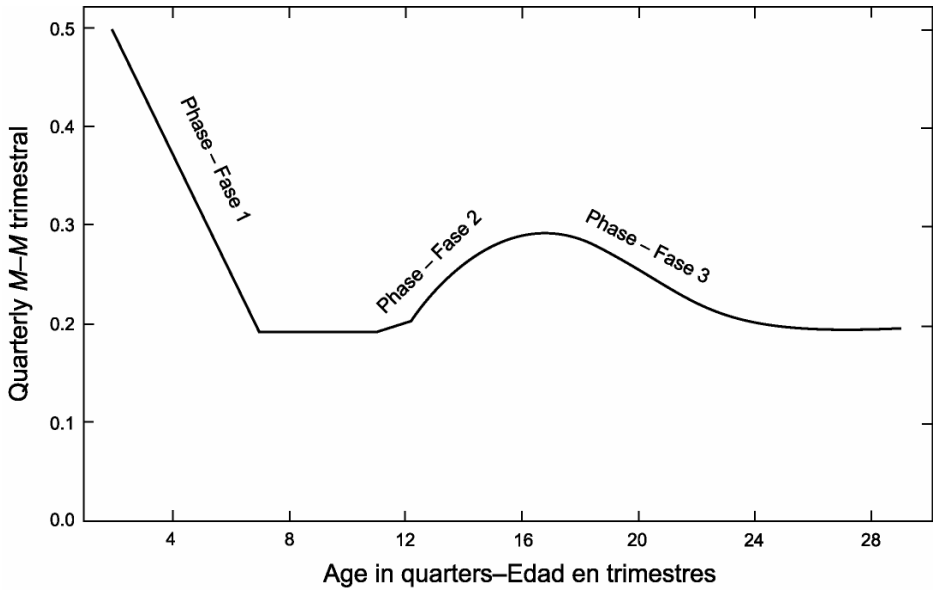

FIGURE 3.1. Natural mortality (*M*) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.
FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (*M*), a intervalos trimestrales, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

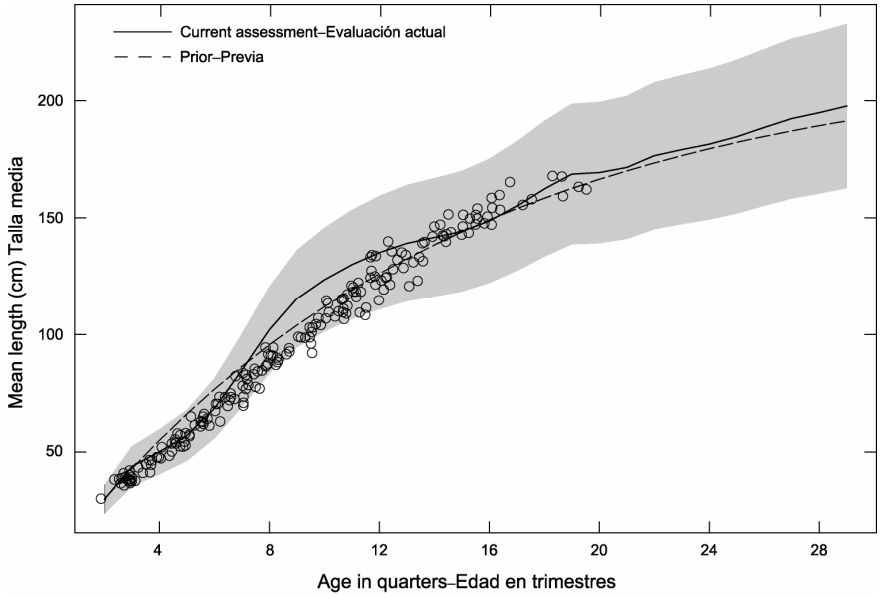

FIGURE 3.2. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The dashed line is the mean length-at-age prior used in the assessment. The circles represent length at age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variance of length-at-age (± 2 sd)
FIGURA 3.2. Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida). La línea de trazos es la distribución previa (*prior*) de la talla a edad usada en la evaluación. Los círculos representan datos de otolitos de talla a edad (Wild 1986). La región sombreada representa la varianza de la talla a edad (± 2 de).

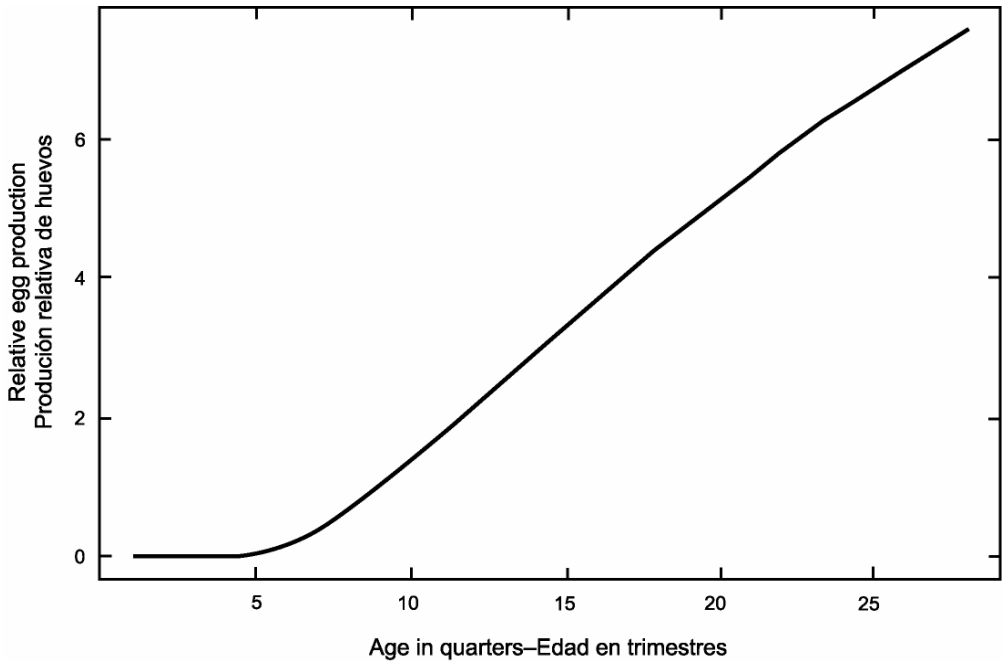

FIGURE 3.3. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.
FIGURA 3.3. Curva de madurez a edad (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.

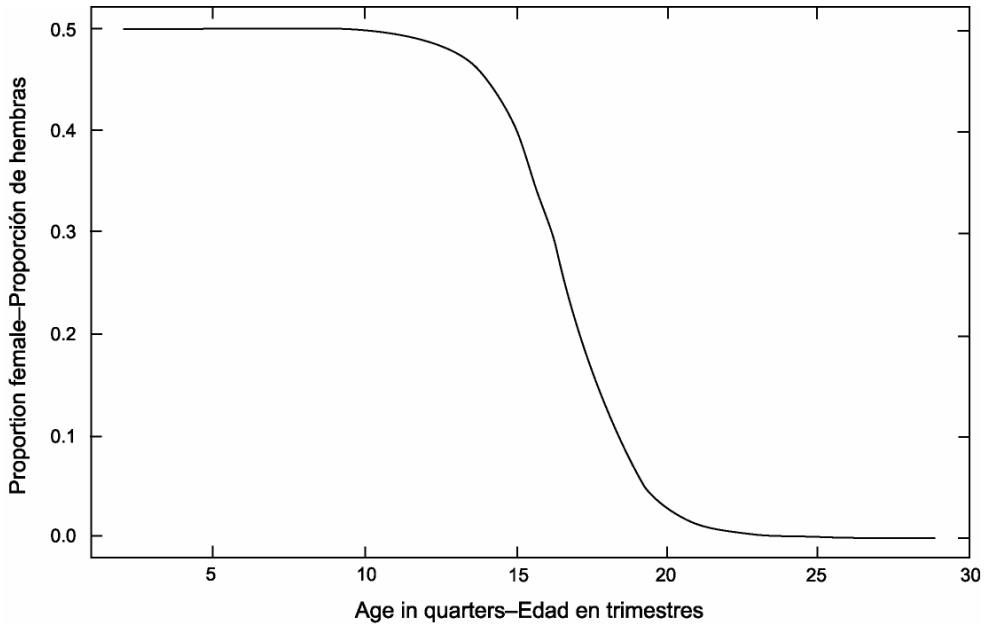

FIGURE 3.4. Sex ratio (from Schaefer 1998) curve used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.
FIGURA 3.4. Curva de proporciones de sexos (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.

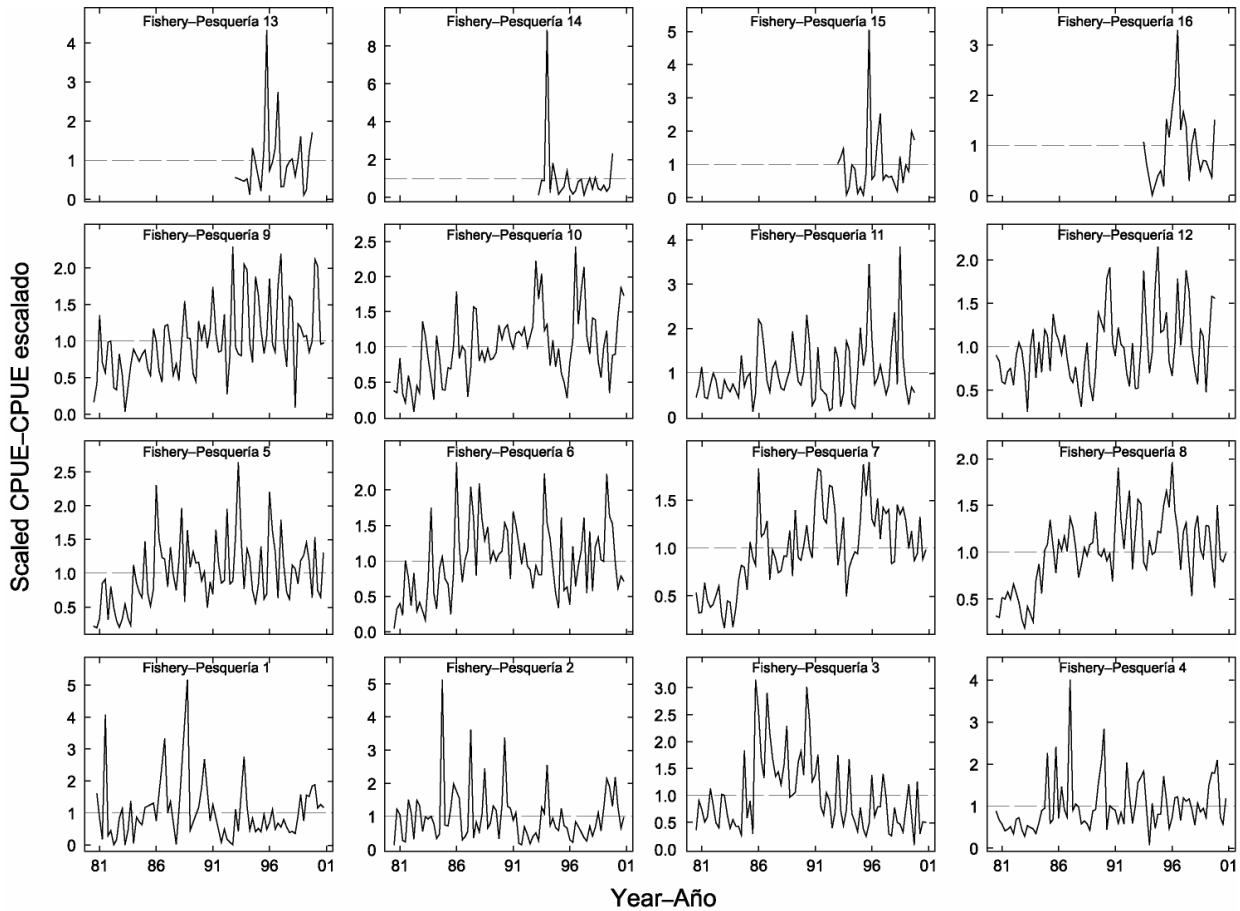

FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 11 and 12 are in numbers of fish caught per number of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. It should be noted that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 11 y 12 en número de peces capturados por número de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

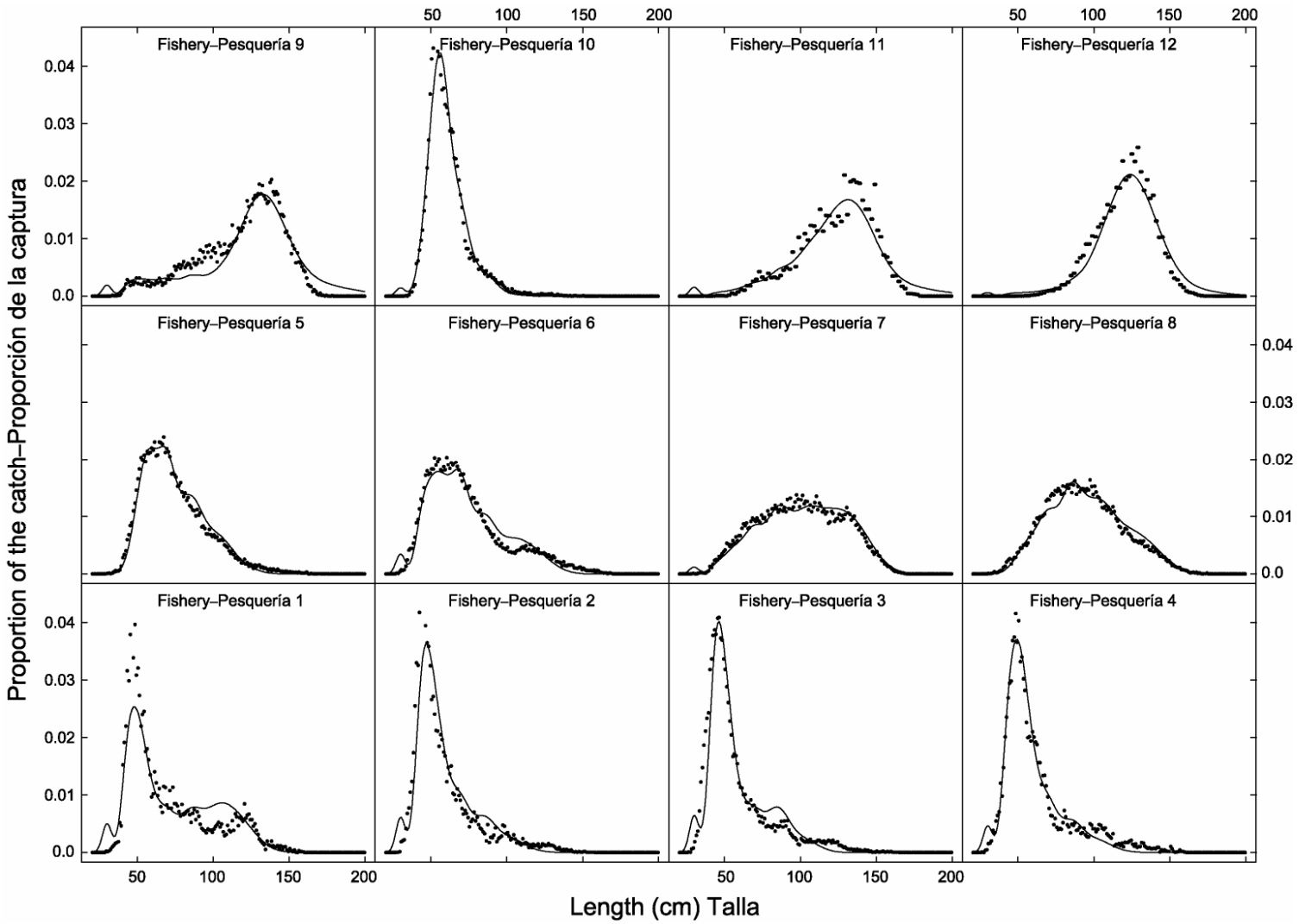

FIGURE 4.2. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (círculos sólidos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO.

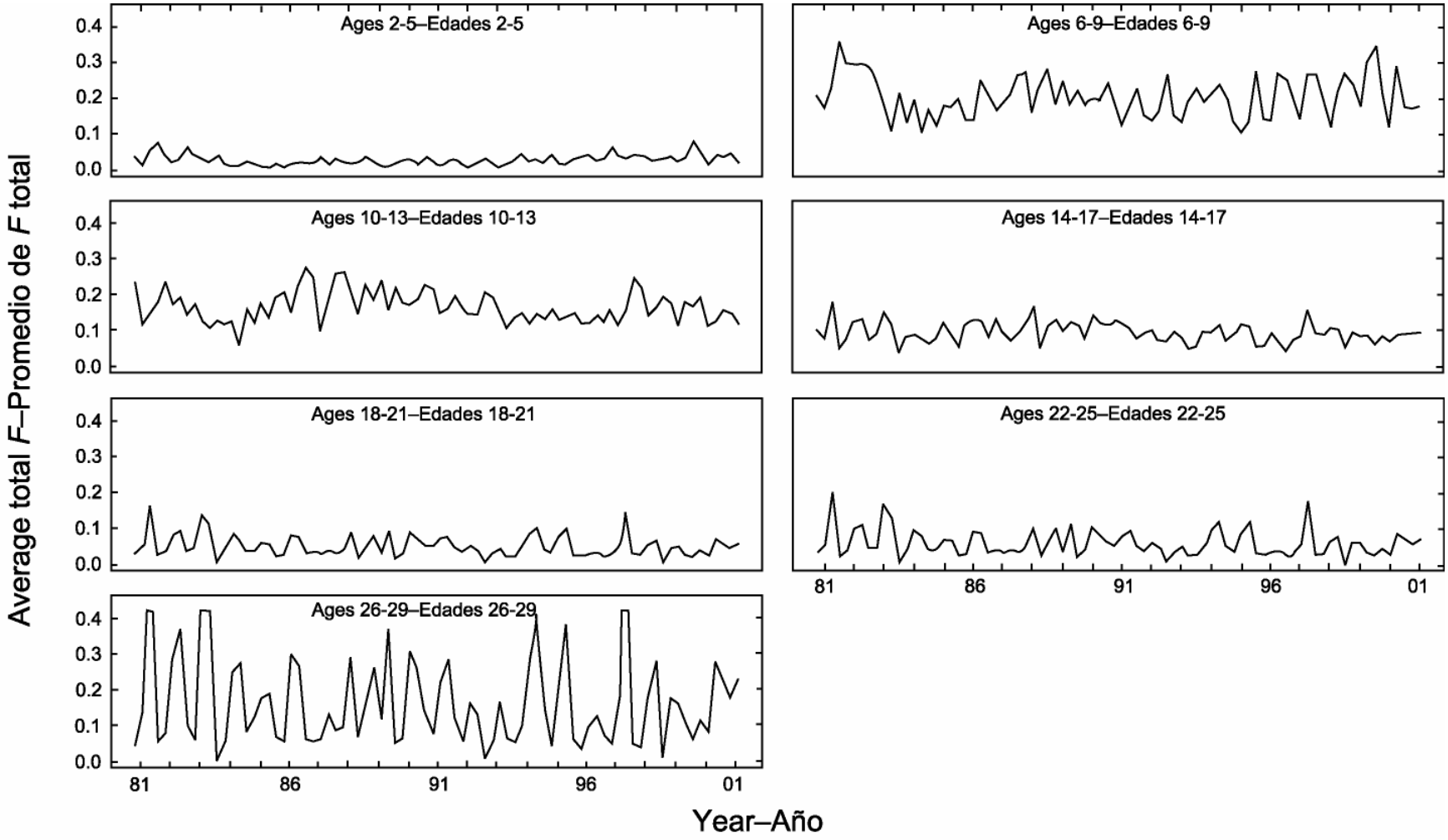

FIGURE 4.3a. Time series of average total quarterly fishing mortality of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.3a. Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales he mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

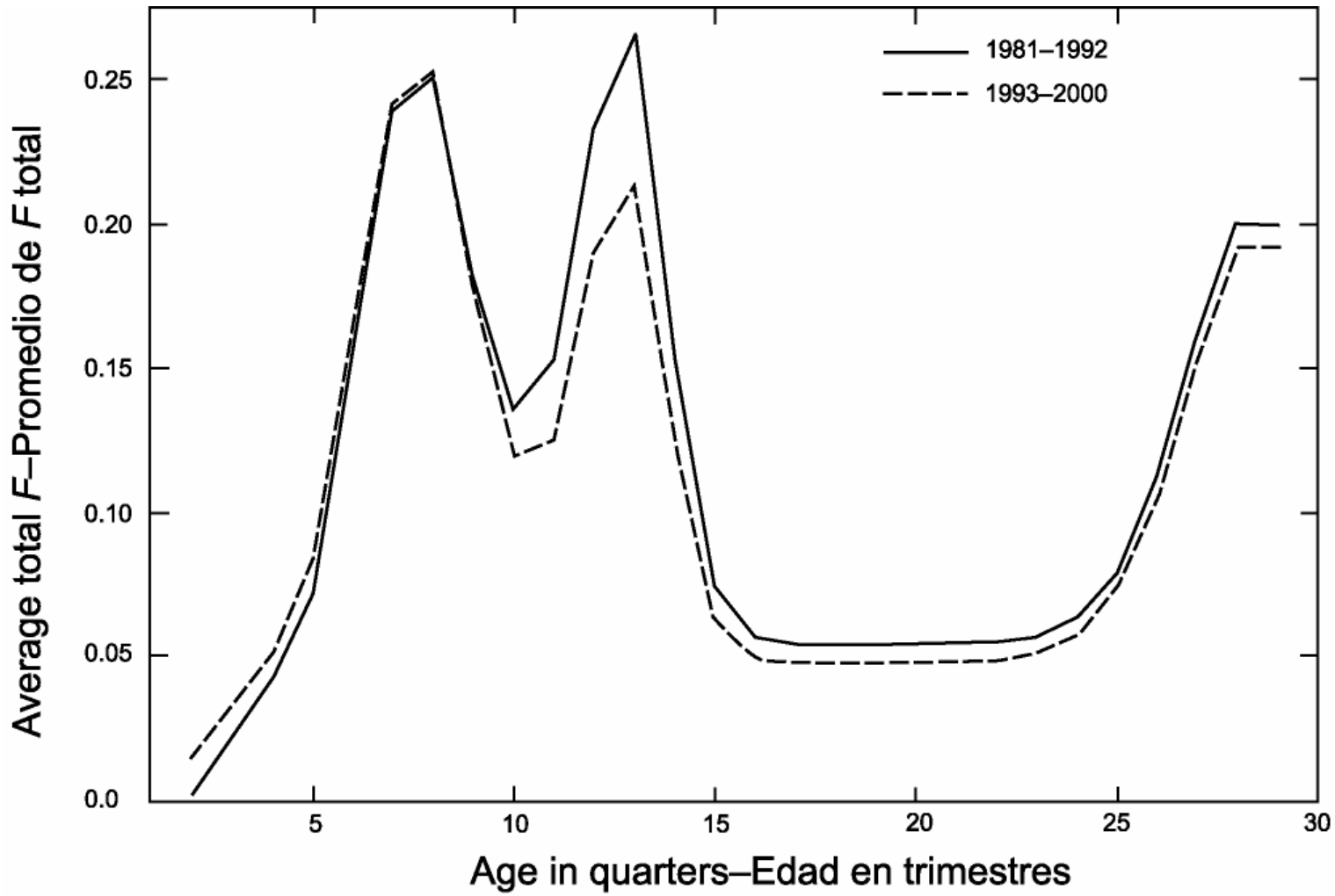

FIGURE 4.3b. Average total quarterly fishing mortality by age of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. The estimates are presented for two time periods, the latter time period relating to the increase in effort associated with floating objects.
FIGURA 4.3b. Mortalidad por pesca total trimestral por edad de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se presentan estimaciones para dos períodos, el segundo relacionado con el esfuerzo asociado con objetos flotantes.

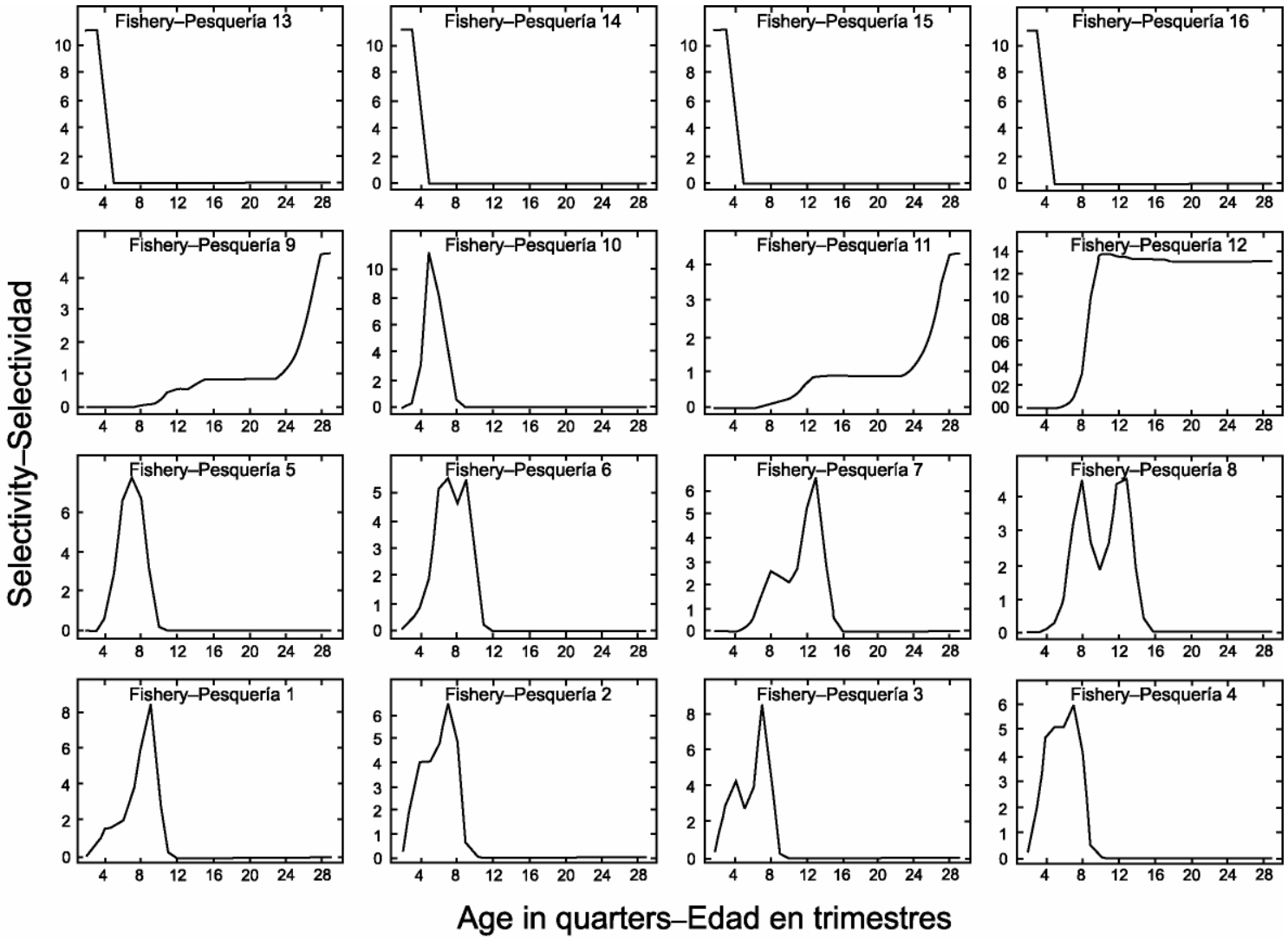

FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 13-16 are based on assumptions.

FIGURA 4.4. Curvas de selectividad para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1 a12 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 13-16 se basan en supuestos.

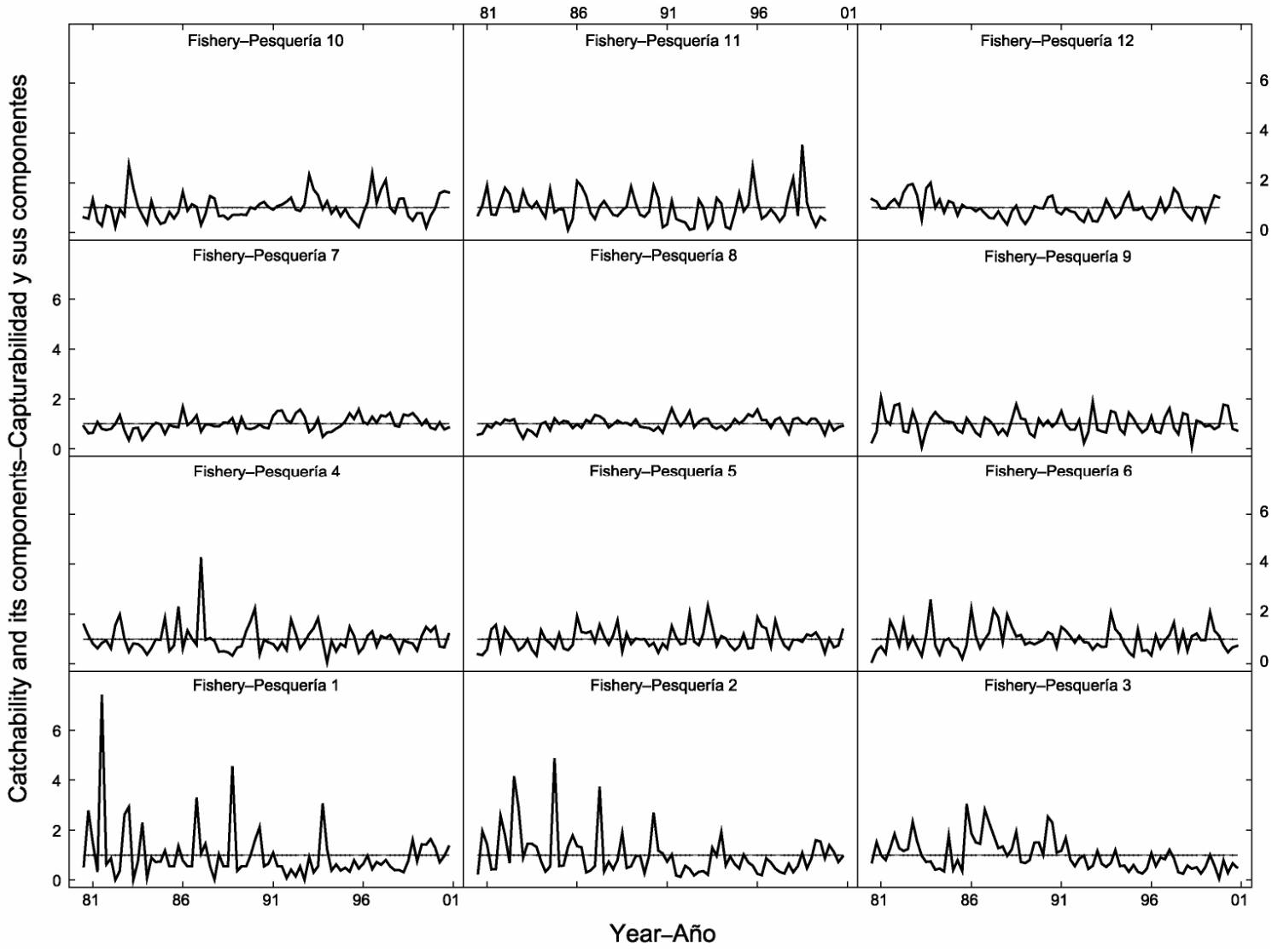

FIGURE 4.5a. Trends in catchability (*q*) for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.
FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (*q*) para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

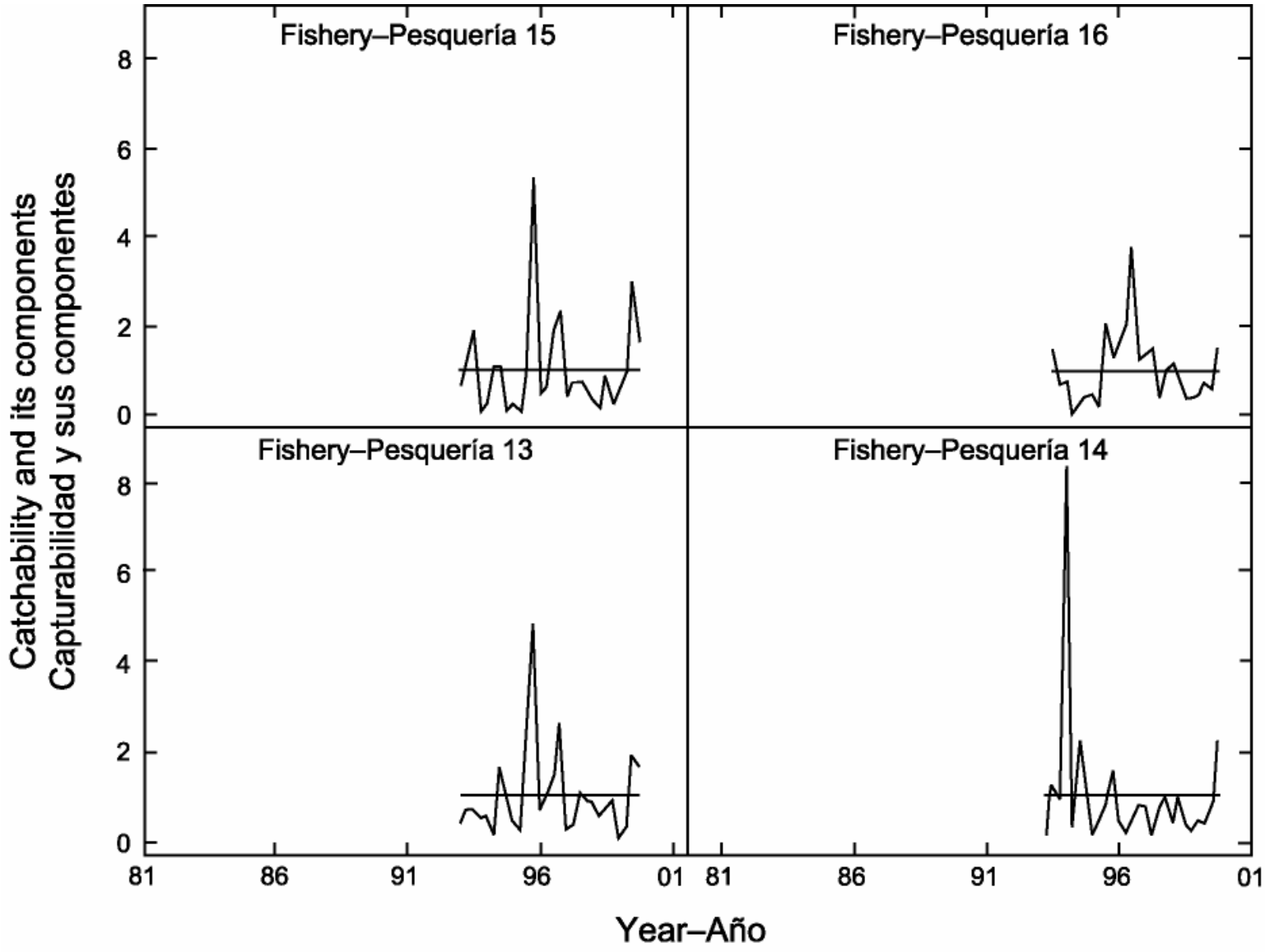

FIGURE 4.5b. Trends in catchability (*q*) for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional detail.
FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (*q*) para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

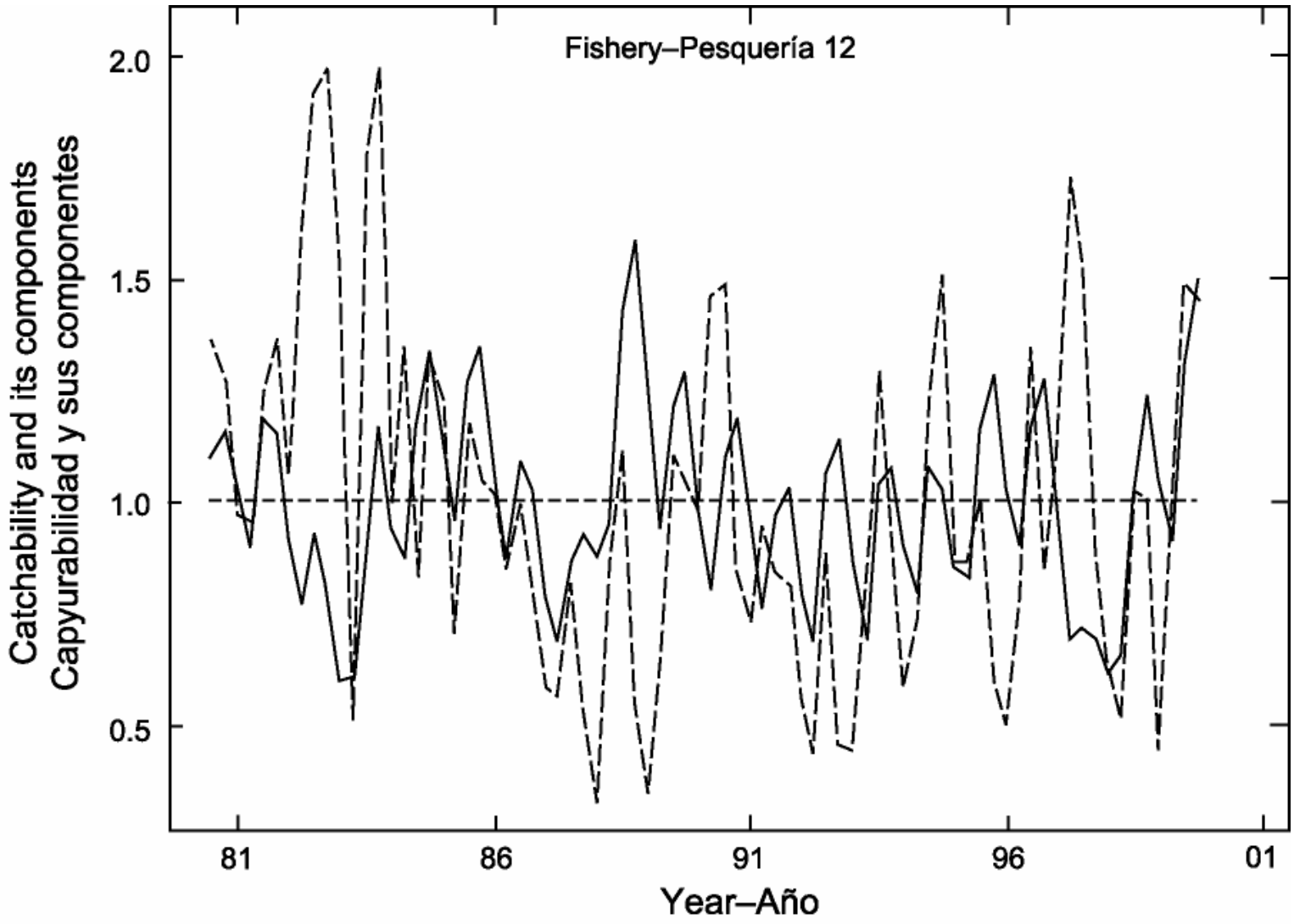

FIGURE 4.5c. Trends in catchability (q) for the southern longline fishery (Fishery 12) when SST is used as an environmental index to explain changes in catchability. The thin line represents the environmental effect. See Figure 4.5a for additional detail.
FIGURA 4.5c. Tendencias en capturabilidad (q) para la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) cuando se usa la TSM como índice ambiental para explicar cambios en la capturabilidad. La línea delgada representa el efecto ambiental. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

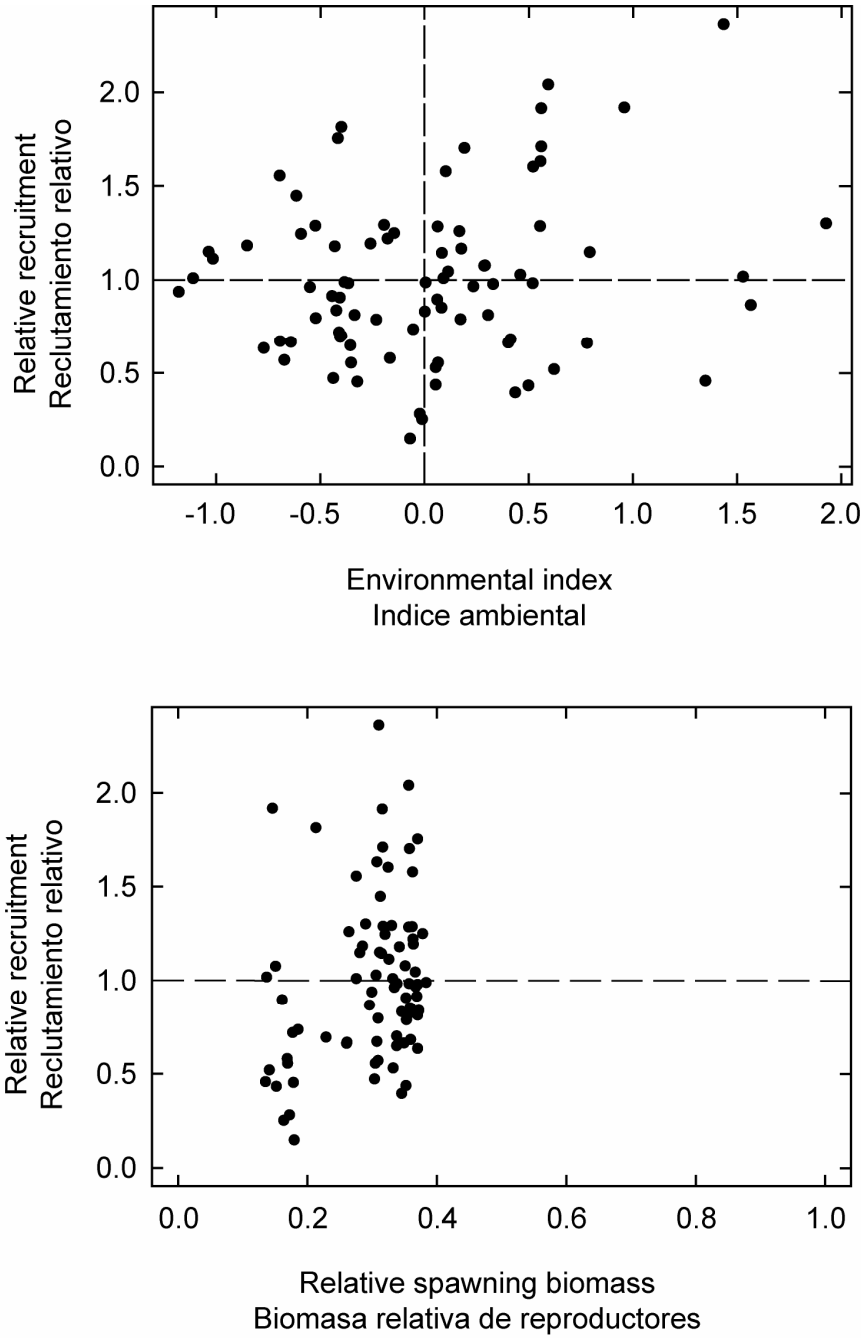

FIGURE 4.6. Estimated relationships between recruitment of yellowfin tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel). The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún aleta amarilla y anomalías de las TSM en es momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior). Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. Se escala la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora media no explotada equivalga a 1,0.

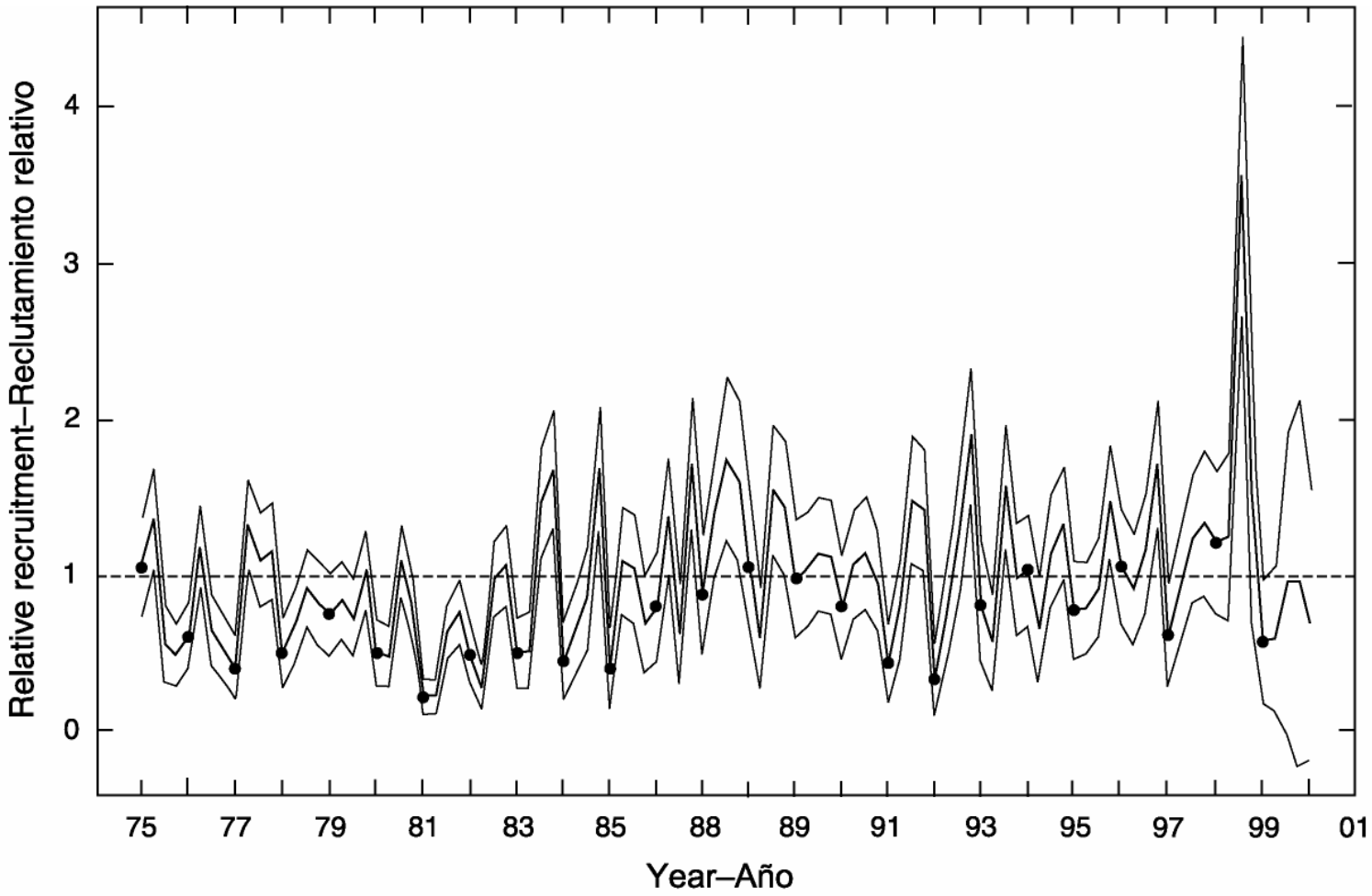

FIGURE 4.7. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7. Reclutamiento estimado de atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y las líneas delgadas los intervalos de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

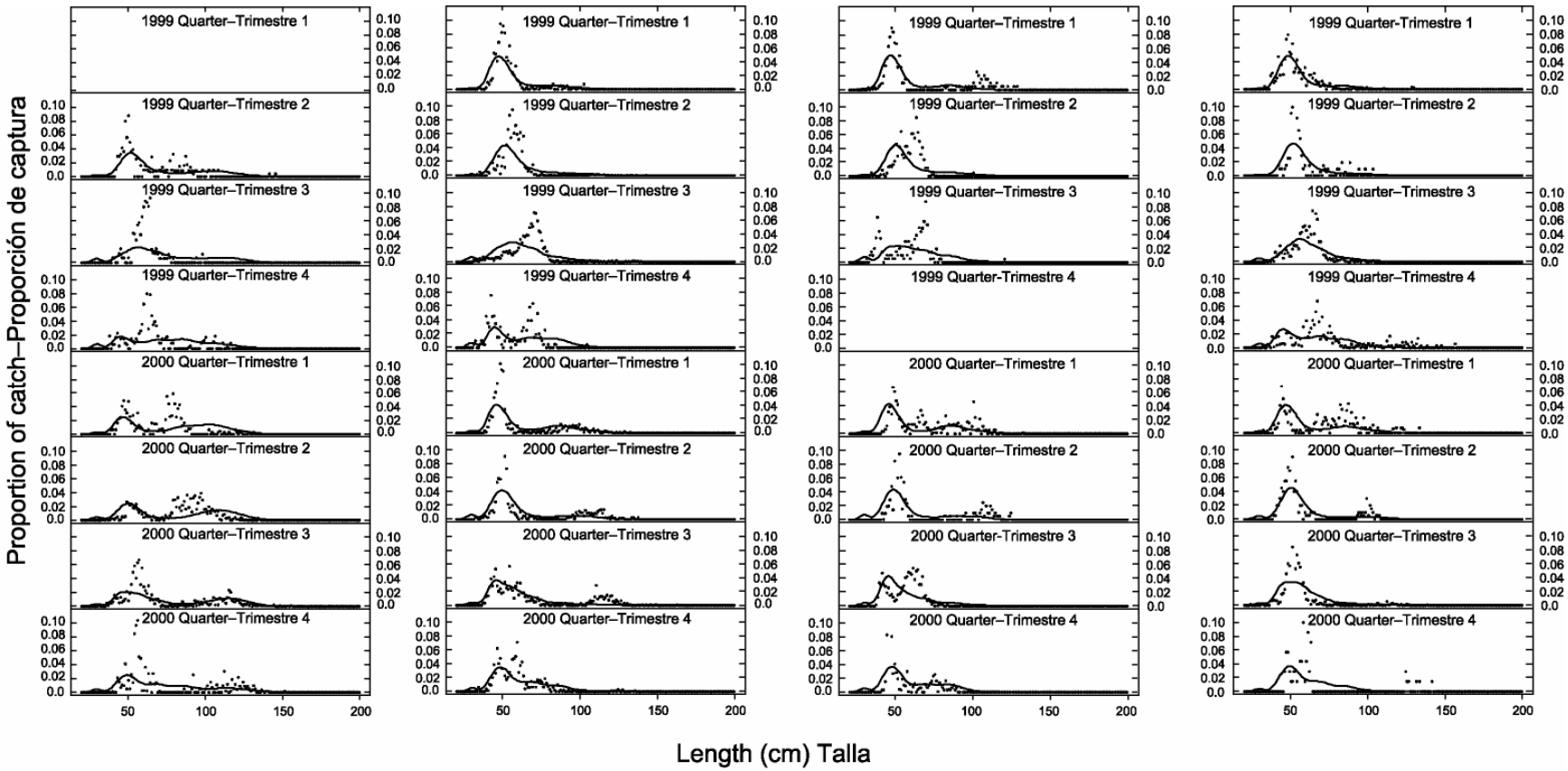

FIGURE 4.8a. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take yellowfin tuna in association with floating objects (Fisheries 1-4 from left to right).

FIGURA 4.8a. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4 de izquierda a derecha).

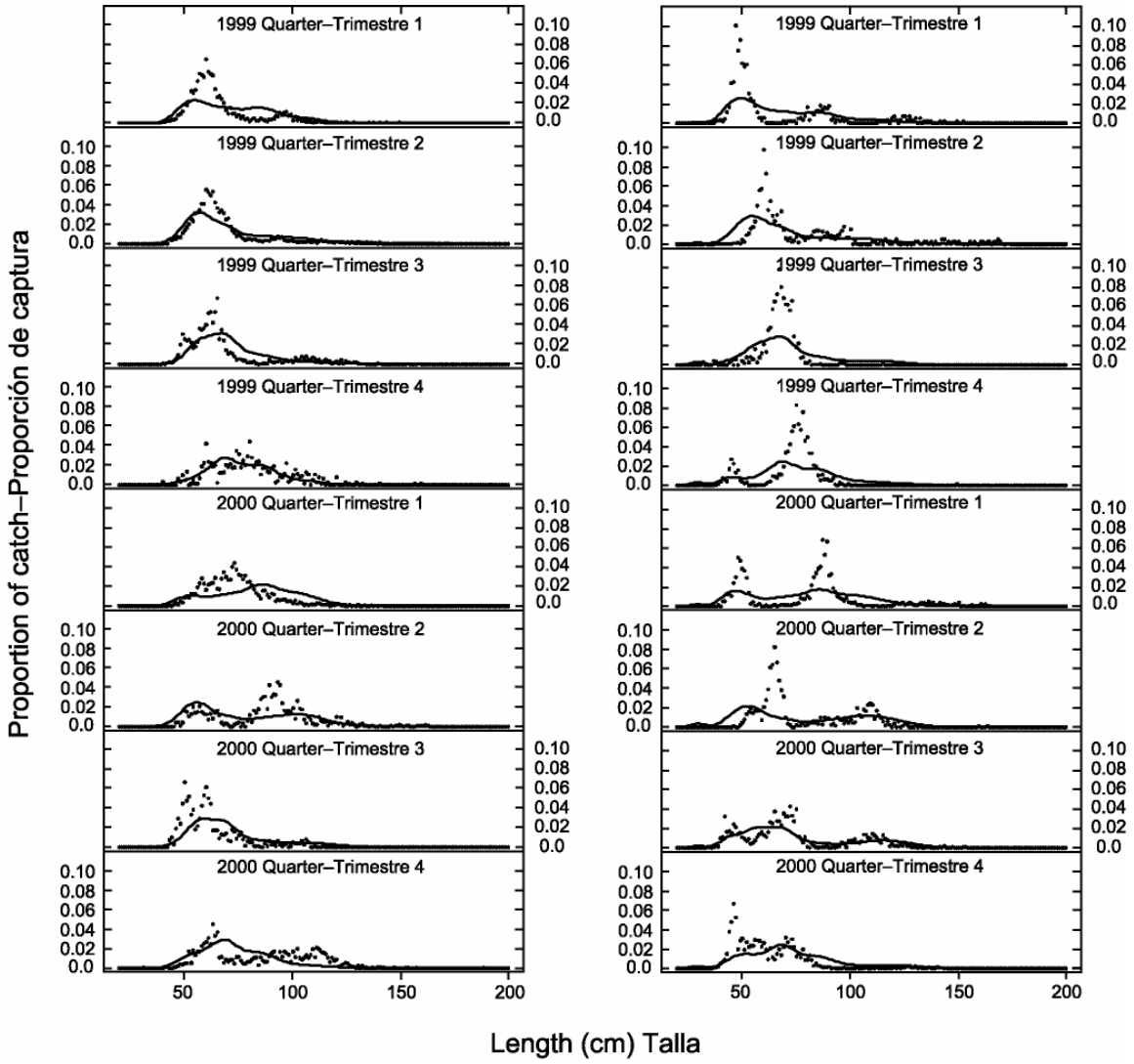

FIGURE 4.8b. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take yellowfin tuna in unassociated schools (Fishery 5 left, Fishery 6 right).

FIGURA 4.8b. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5, izquierda; Pesquerías 6, derecha).

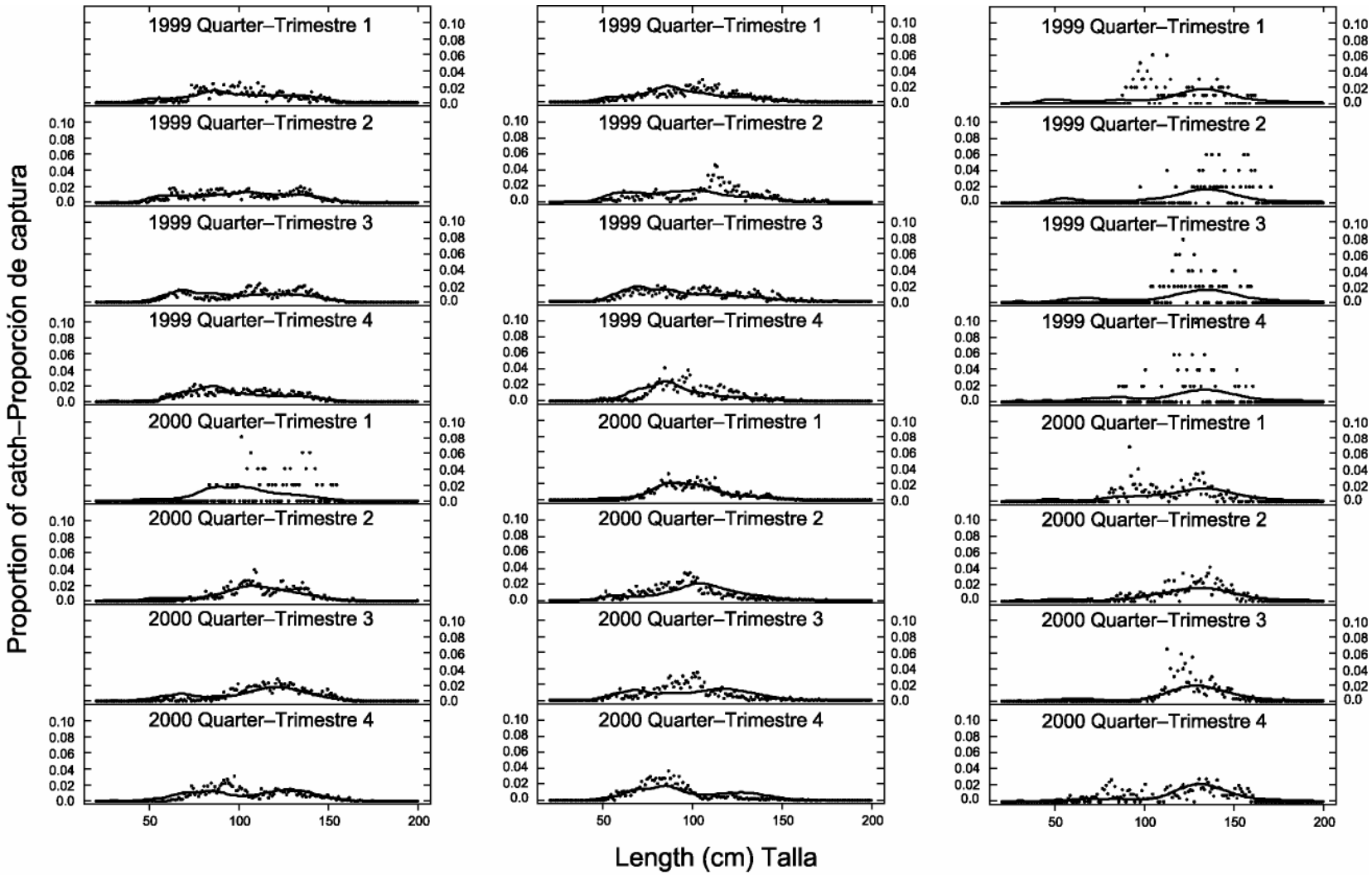

FIGURE 4.8c. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take yellowfin tuna in association with dolphins (Fisheries 7-9 from left to right).

FIGURA 4.8c. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con delfines (Pesquerías 7-9 de izquierda a derecha).

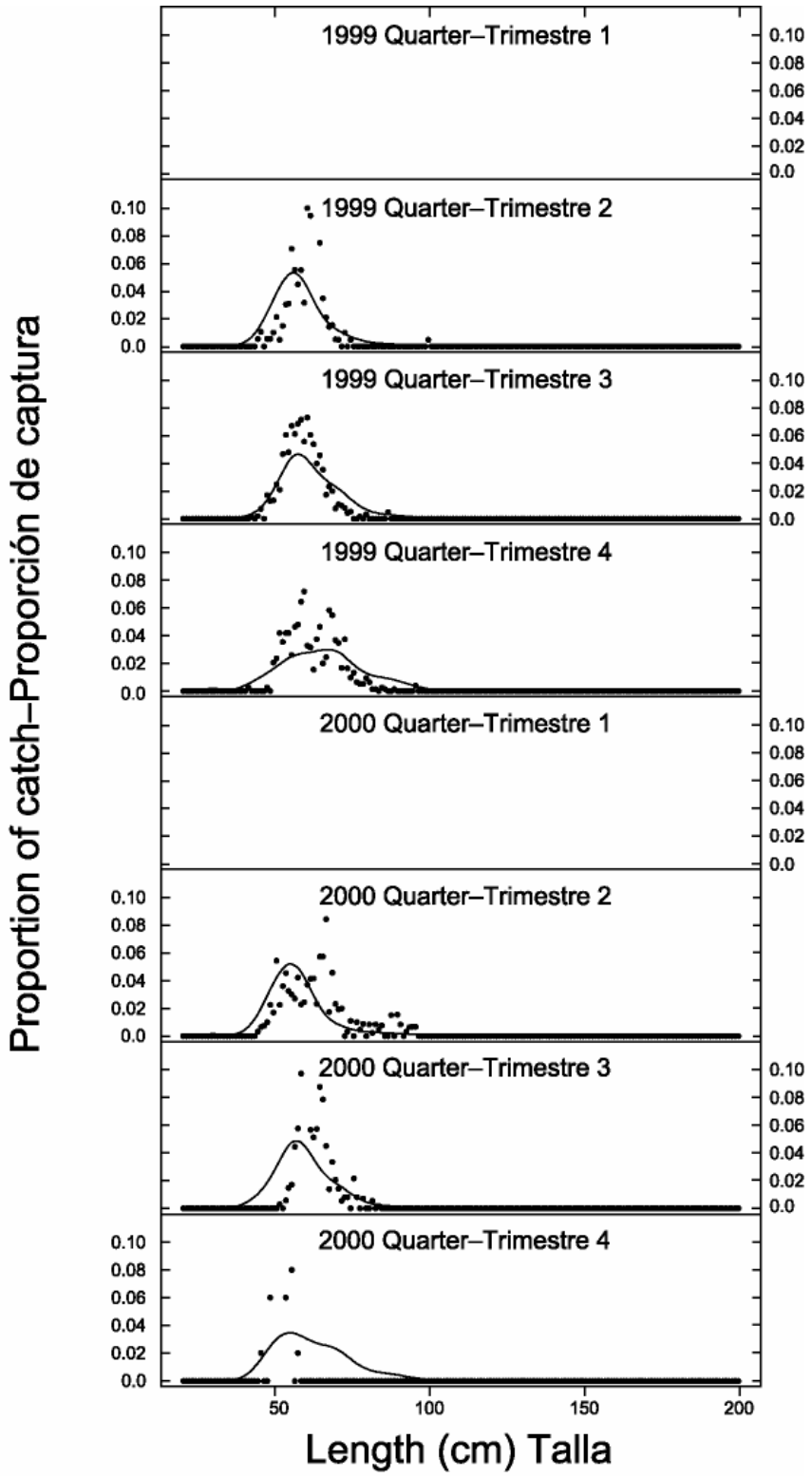

FIGURE 4.8d. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the baitboat fisheries that take yellowfin tuna.

FIGURA 4.8d. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías de carnada que capturan atún aleta amarilla.

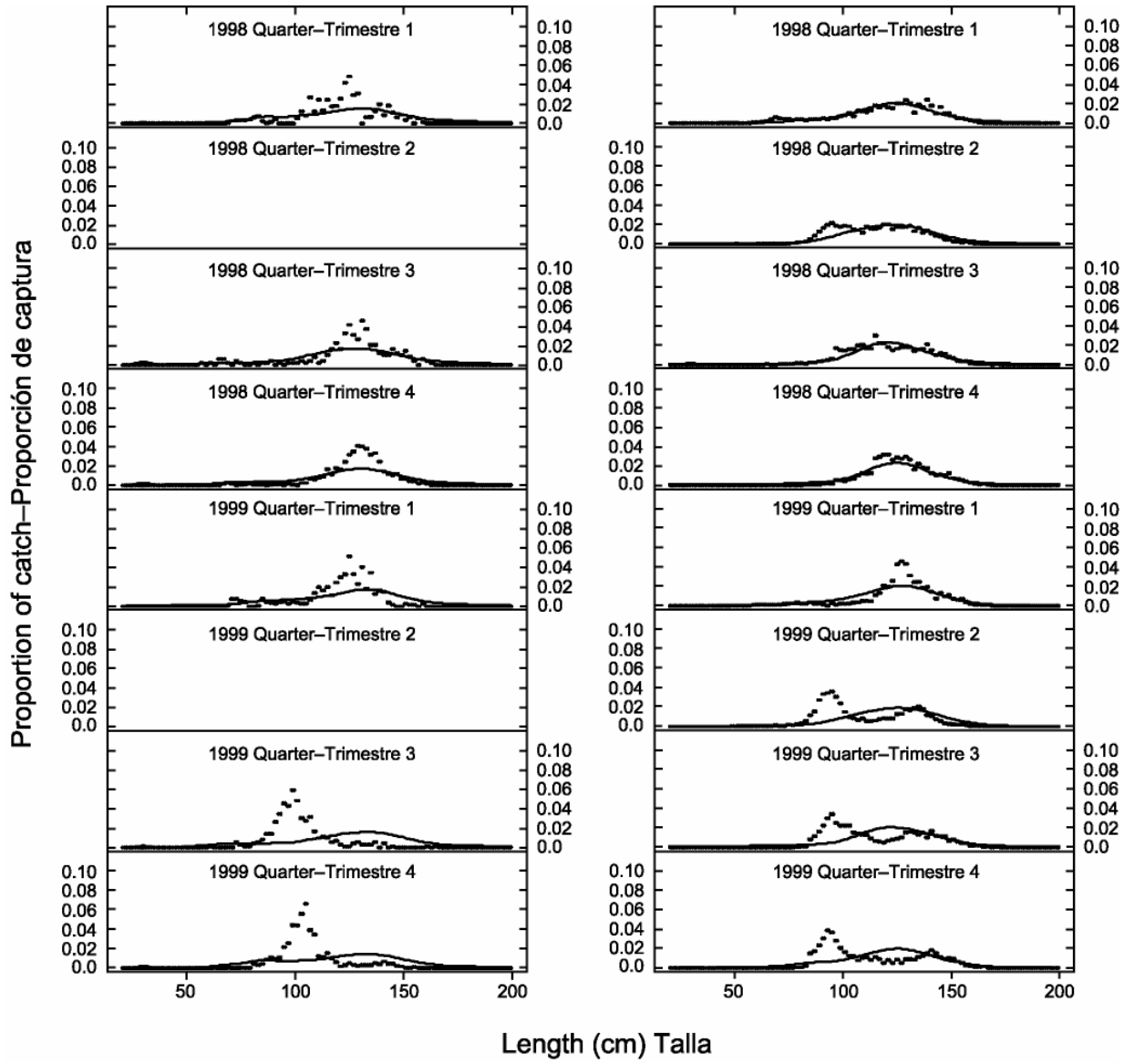

FIGURE 4.8e. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the longline fisheries that catch yellowfin tuna (Fishery 11 left, Fishery 12 right).

FIGURA 4.8e. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías palangreras que capturan atún aleta amarilla (Pesquerías 11, izquierda; Pesquerías 12, derecha).

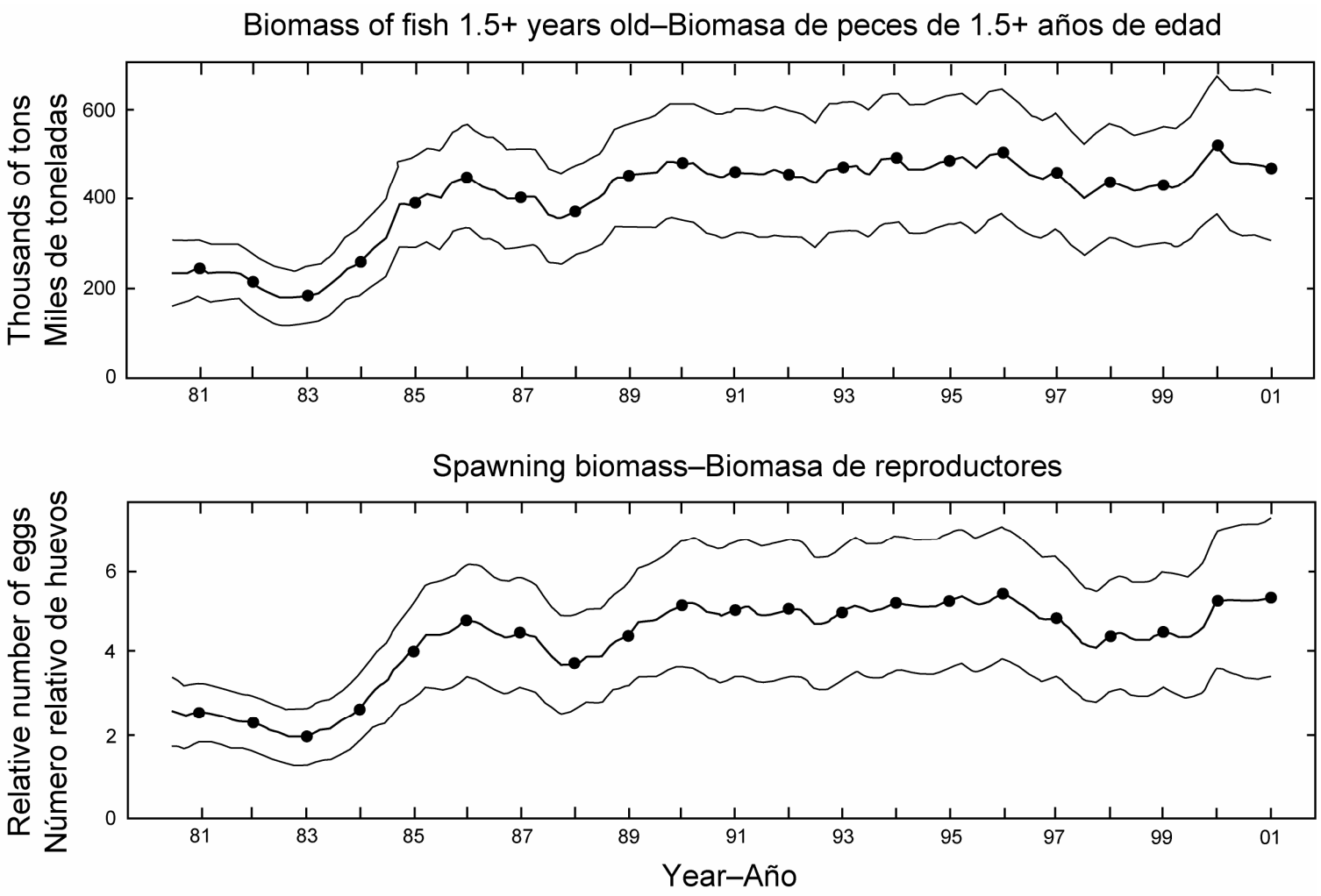

FIGURE 4.9. Estimated biomass and spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9. Biomasa estimada y biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las delgadas los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

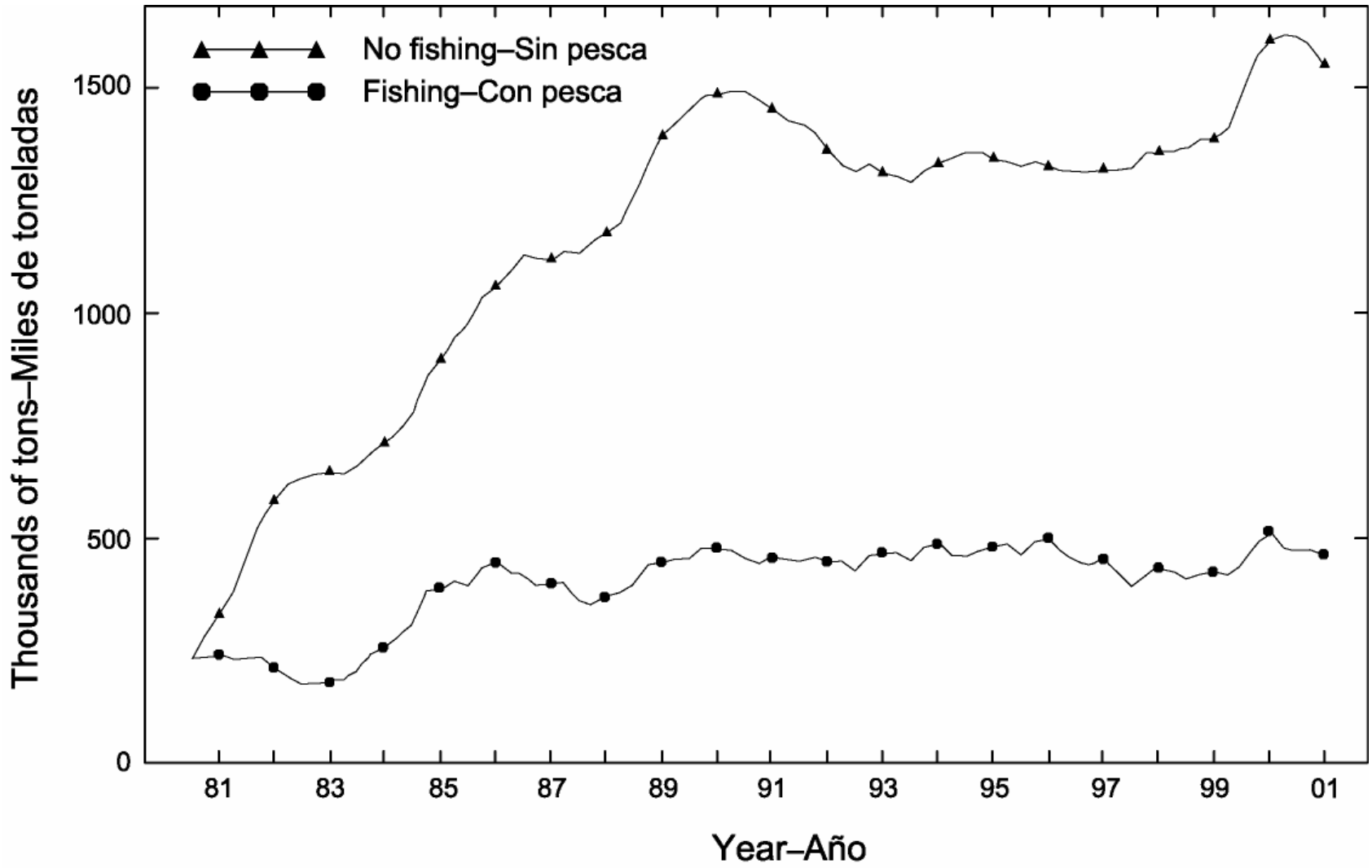

FIGURE 4.10. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1980-2000 ("no fishing") and that predicted by the stock assessment model ("fishing").
FIGURA 4.10. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-1999 ("sin pesca") y la predicha por el modelo de evaluación del stock ("con pesca").

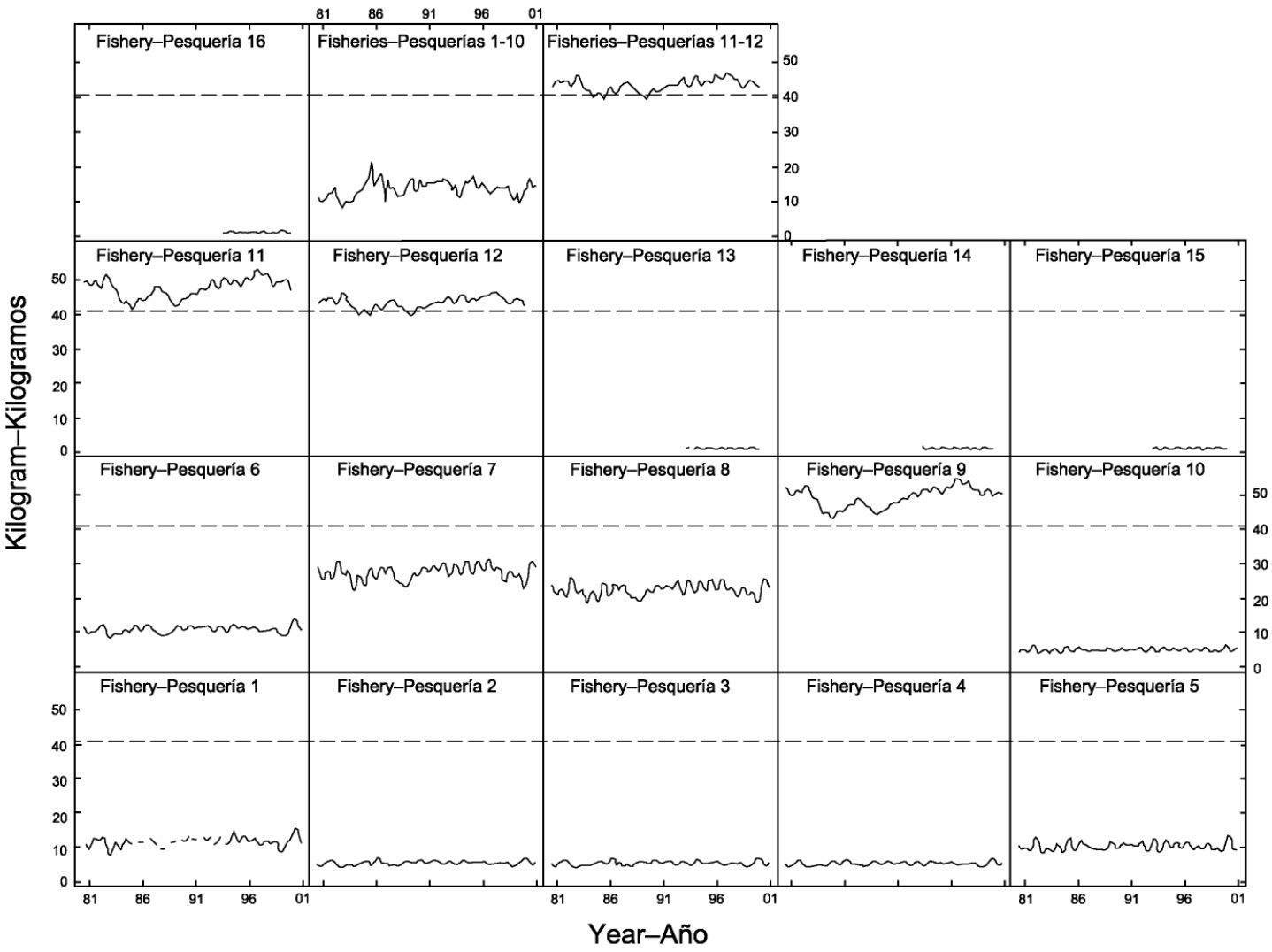

FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for "Fisheries 1-10" is an average of Fisheries 1 through 10, and the time series for "Fisheries 11-12" is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight.
FIGURA 4.11. Peso medio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de "Pesquerías 1-10" es un promedio de las Pesquerías 1 a 10, y la de "Pesquerías 11-12" un promedio de las Pesquerías 11 y 12. La línea de trazos identifica el peso crítico.

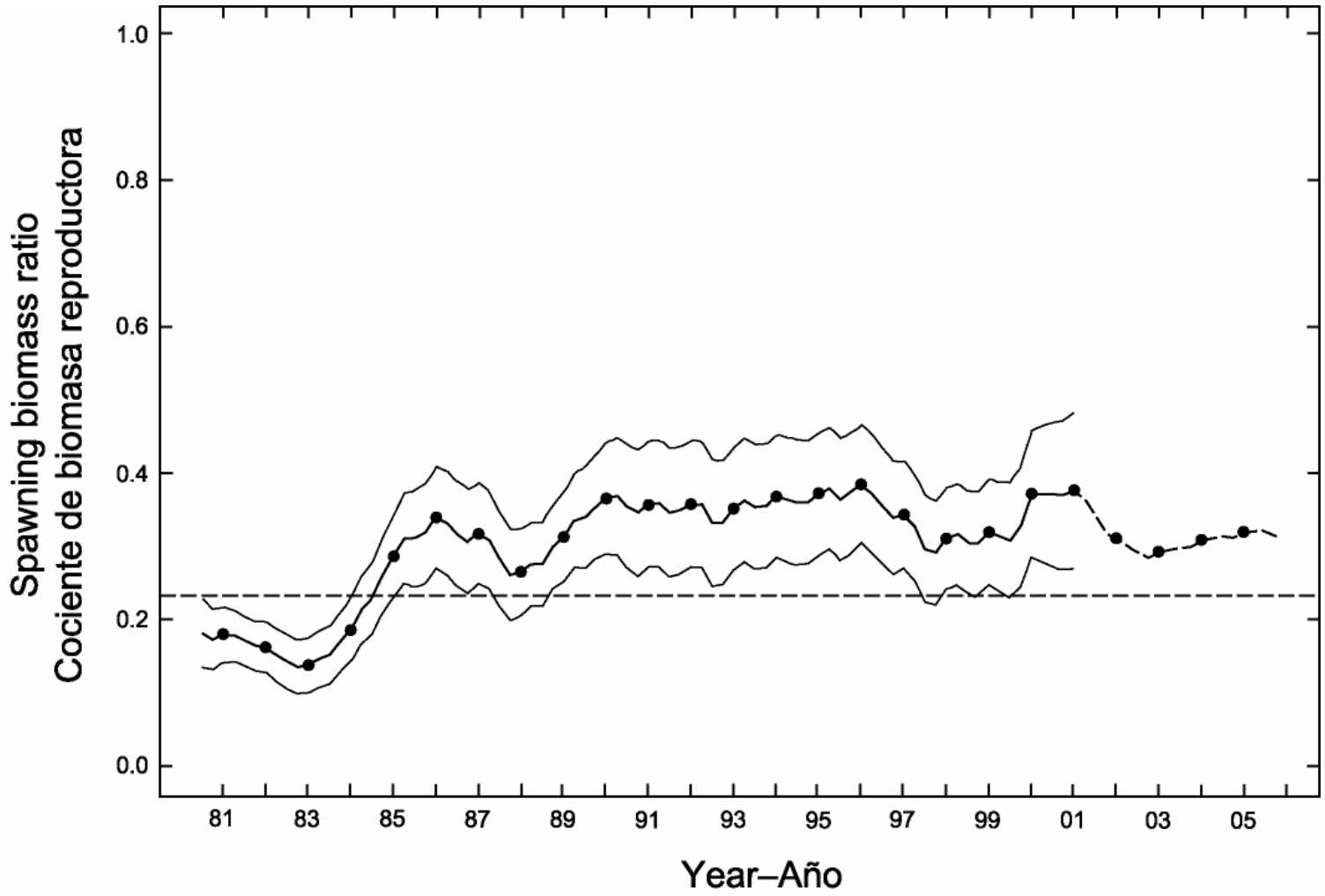

FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The dashed extension to the solid line represents the projected SBR under current effort and average recruitment. The thin line represents approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.23) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA 5.1. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO. La extensión de trazos de la línea sólida representa el SBR proyectado con el esfuerzo y el reclutamiento medio actuales. La línea delgada represento los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,23) identifica el SBR en RPMS.

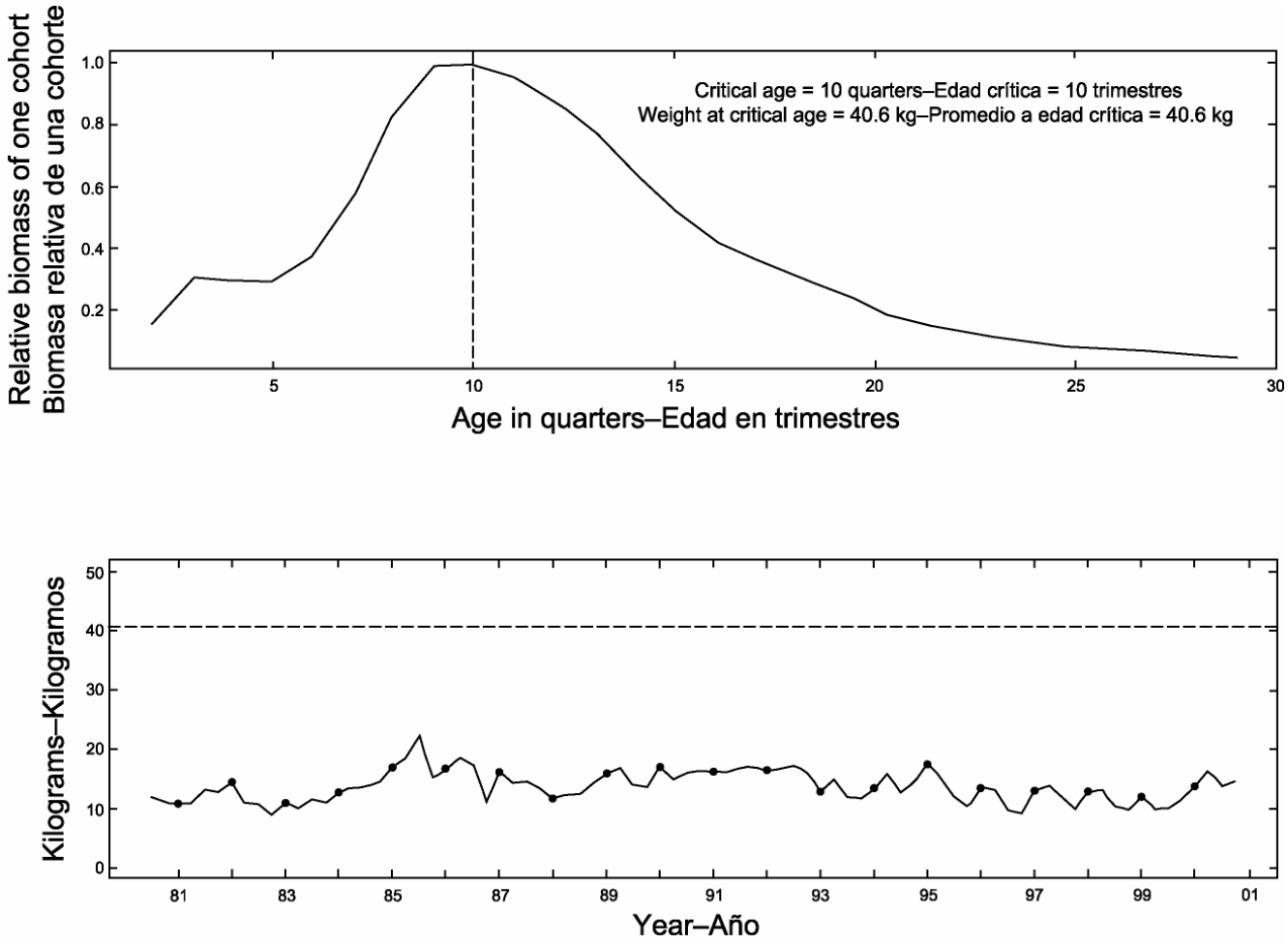

FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the "critical age" and "critical weight" (Section 5). The critical weight is drawn as the horizontal dashed line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit.

FIGURA 5.2. Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de aleta amarilla, e identifica la "edad crítica" y el "peso crítico" (Sección 5). El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.

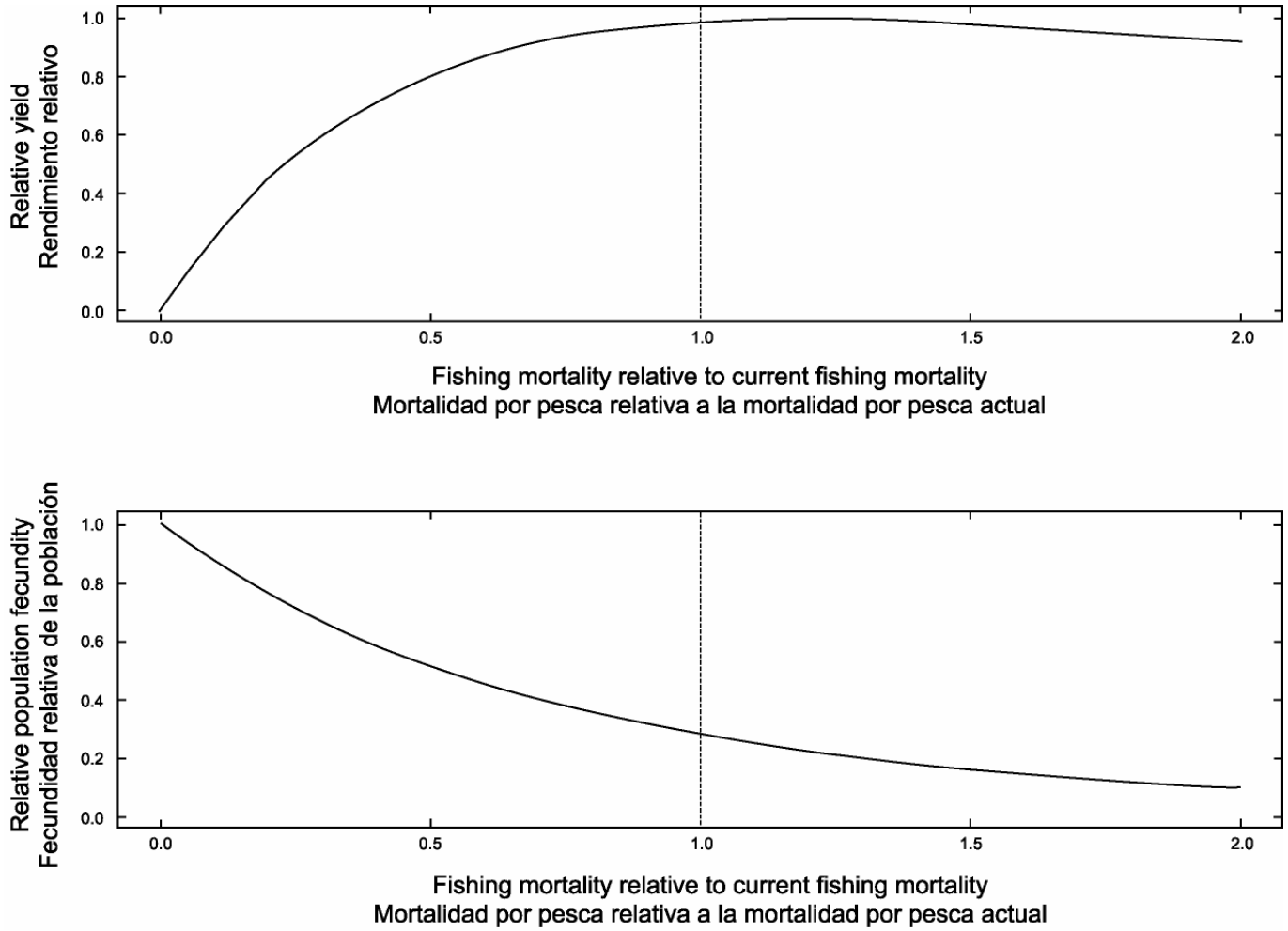

FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA 5.3. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún aleta amarilla bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

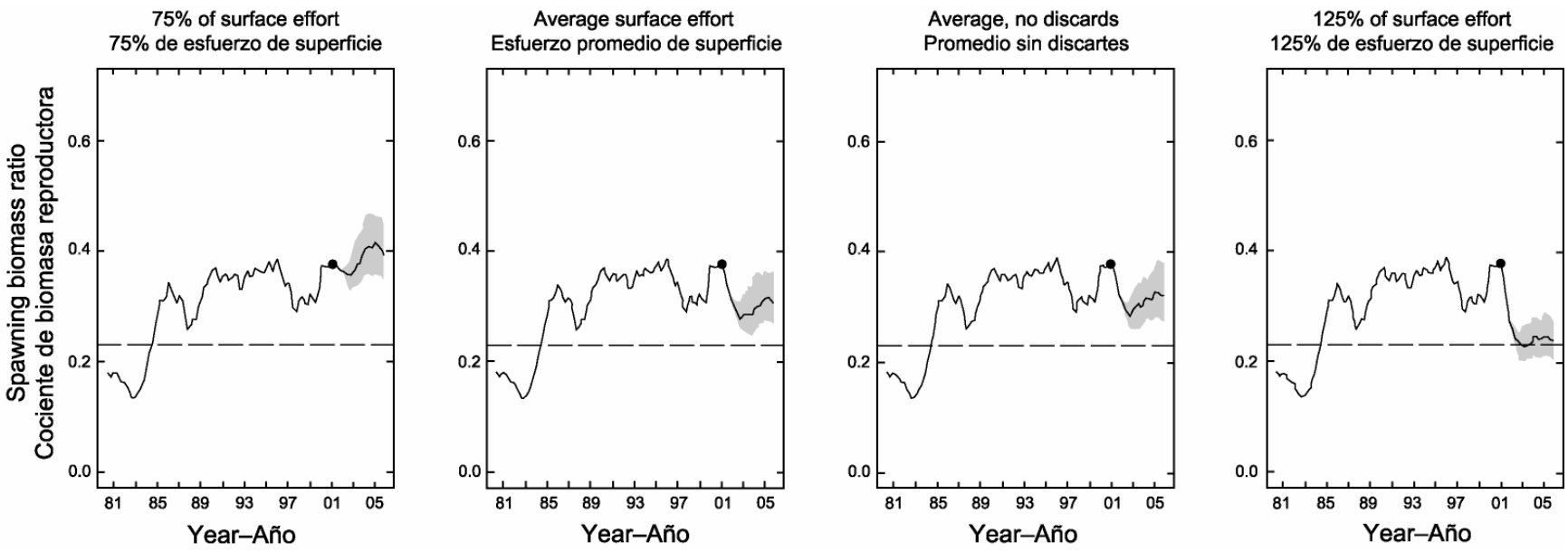

FIGURE 6.1. Simulated SBRs during 2001-2005 for yellowfin tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines (at 0.23) identify SBR_{AMSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.1. SBR simulados durante 2001-2005 para el atún aleta amarilla en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas señalan las regiones delineadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales (en 0.23) identifican SBR_{RPMS} (Sección 5.3).

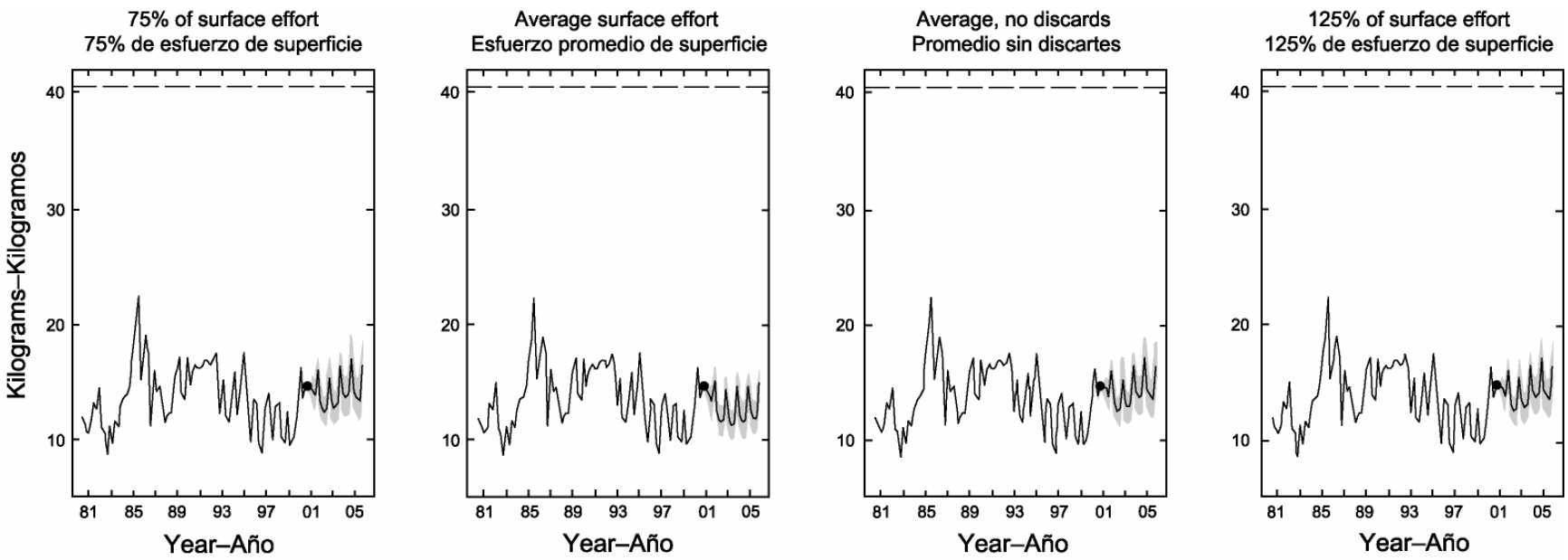

FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of yellowfin tuna in the combined catch during 2001-2005. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated average weights are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. The estimated critical weight is drawn as a horizontal dashed line in each panel.

FIGURA 6.2. Estimaciones simuladas del peso medio del atún aleta amarilla en la captura combinada durante 2001-2005. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los pesos medios simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas señalan las regiones delineadas por los cuantiles de 20% y 80% de los pesos medios simulados. La línea de trazos horizontal en cada recuadro representa el peso crítico estimado.

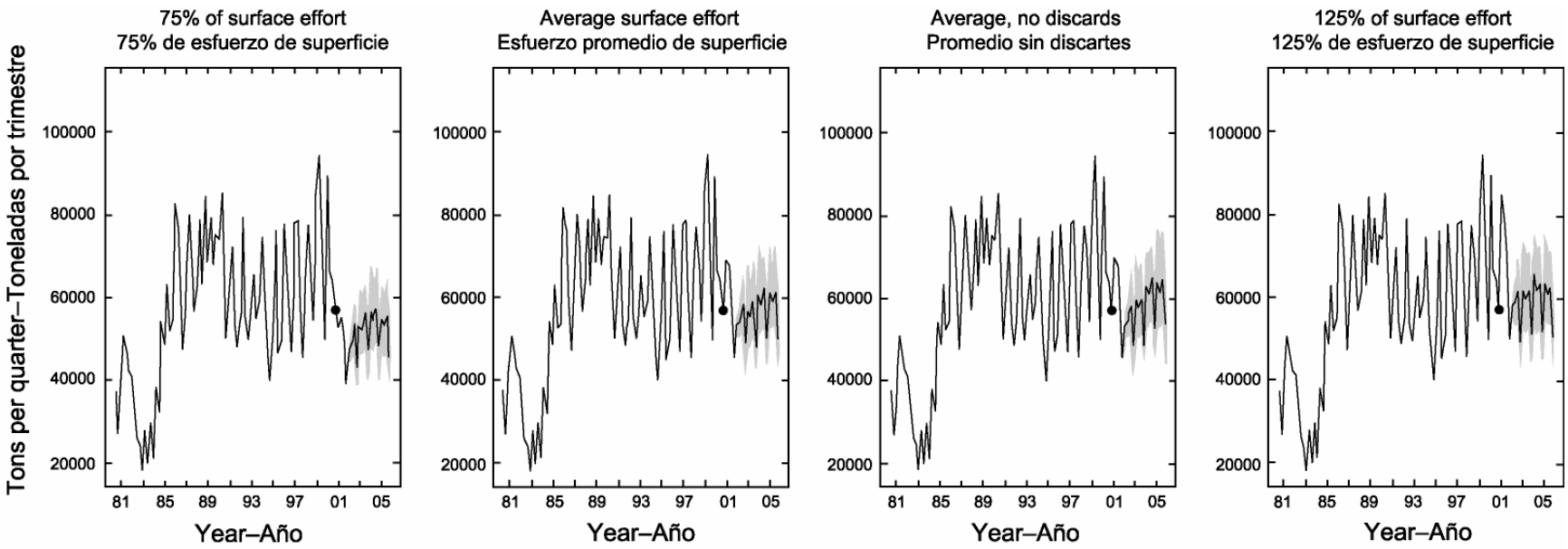

FIGURE 6.3. Simulated catches of yellowfin tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2001-2005. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches taken by these fisheries.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2001-2005. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas en estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas señalan las regiones delineadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas realizadas por estas pesquerías.

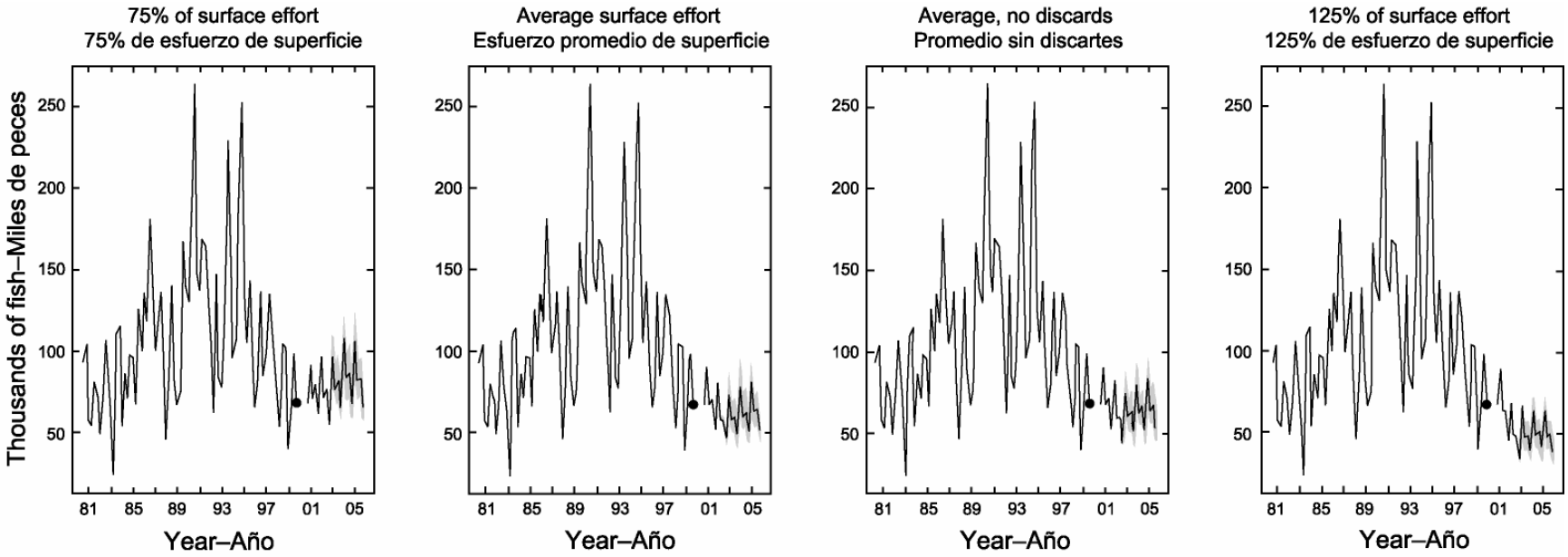

FIGURE 6.4. Simulated catches of yellowfin tuna taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2001-2005. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches taken by these fisheries.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2001-2005. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas en estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas señalan las regiones delineadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas realizadas por estas pesquerías.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; LL = palangre; FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1975-2000	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process–descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	FLT	1975-2000	7, 9	
3	PS	FLT	1975-2000	5-6, 13	
4	PS	FLT	1975-2000	1-4, 8, 10	
5	PS	UNA	1993-2000	1-4, 8, 10	landings + discards–descargas + descartes
6	PS	UNA	1975-2000	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DOL	1990-2000	2-3, 10	
8	PS	DOL	1975-2000	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DOL	1975-2000	7, 9, 11-12	
10	BB		1975-2000	1-13	landings only—descargas solamente
11	LL		1975-1999	N of-de 15°N	
12	LL		1975-1999	S of-de 15°N	
13	PS	FLT	1993-2000	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
14	PS	FLT	1993-2000	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
15	PS	FLT	1993-2000	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
16	PS	FLT	1993-2000	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

TABLE 3.1. Core areas for which temperature data were summarized and used in the stock assessment model to determine whether there are significant environmental influences on the efficiency of some surface fisheries for yellowfin tuna in the EPO.
TABLA 3.1. Zonas núcleo cuyos datos de temperatura fueron resumidos y usados en el modelo de evaluación del stock para determinar si existen influencias ambientales significativas sobre la eficacia de ciertas pesquerías de superficie de atún aleta amarilla en el OPO.

Fishery	Approximate boundary	
	Latitude range	Longitude range
Pesquería	Límites aproximados	
	Rango de latitud	Rango de longitud
1	0º-10ºS	110ºW-150ºW
2	5ºN-5ºS	85ºW-110ºW
3	5ºN-15ºS	70ºW-85ºW
4	8ºN-0º	110ºW-150ºW
5	20ºN-0º	100ºW-140ºW
6	9ºN-15ºS	80ºW-130ºW
7	20ºN-0º	110ºW-140ºW
8	15ºN-5ºN	85ºW-110ºW
9	5ºN-15ºS	85ºW-120ºW
10	15ºN-25ºN	95ºW-115ºW
	5ºN-5ºS	85ºW-95ºW
11	15ºN-30ºN	120ºW-150ºW
12	15ºN-15ºS	85ºW-150ºW

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment to the fishery at the age of two quarters (thousands of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. Biomass is defined as the total weight of yellowfin one and half years of age and older; spawning biomass is estimated with the maturity schedule and sex ratio data of Schaefer (1998) and scaled to have a maximum of 1.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería a la edad de dos trimestres (en miles de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año), y biomasa reproductora relativa del atún aleta amarilla en el OPO. Se define la biomasa como el peso total de aleta amarilla de año y medio o más de edad; se estima la biomasa reproductora con el calendario de madurez y datos de proporciones de sexos de Schaefer (1998) y la escala tiene un máximo de 1.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1.5+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1.5+	Biomasa reproductora relativa
1981	60,986	242,608	0.46
1982	105,541	214,036	0.42
1983	148,696	182,843	0.36
1984	135,372	258,229	0.48
1985	118,258	388,440	0.74
1986	152,927	446,253	0.88
1987	209,367	400,183	0.82
1988	175,576	370,362	0.69
1989	154,139	449,302	0.81
1990	157,754	478,241	0.95
1991	161,607	459,282	0.93
1992	155,026	451,612	0.93
1993	148,198	467,362	0.91
1994	157,439	488,023	0.96
1995	142,871	481,936	0.97
1996	181,232	501,009	1.00
1997	162,165	455,563	0.89
1998	244,717	434,619	0.81
1999	141,322	428,081	0.83
2000	122,645	514,683	0.97
2001		466,526	0.98

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of yellowfin tuna. The ages are expressed in quarters after hatching.
TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún aleta amarilla. Se expresan las edades en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	30.00	0.52	16	148.61	71.77
3	43.94	1.68	17	154.99	81.70
4	50.11	2.51	18	162.41	94.38
5	57.08	3.76	19	168.72	106.15
6	68.55	6.60	20	169.29	107.27
7	84.77	12.71	21	171.54	111.72
8	102.03	22.50	22	176.50	121.99
9	115.44	32.93	23	179.07	127.57
10	123.53	40.58	24	181.47	132.90
11	130.01	47.51	25	184.60	140.10
12	135.11	53.50	26	188.57	149.60
13	139.14	58.58	27	192.33	158.99
14	141.62	61.86	28	194.84	165.49
15	144.22	65.43	29	197.69	173.06

TABLE 4.3. Hypothesis tests for recruitment and catchability. The hypothesis tests are based on two criteria; the Akaike Information Criterion (AIC) and the Bayesian Information Criterion (BIC). Both criteria take into consideration the number of parameters being estimated. In addition, the BIC takes into consideration the number of data points used in the analysis. As the number of data points increases, accepting additional parameters under the BIC is more difficult than under AIC. In the table, a negative AIC or BIC indicates that that model is significantly better than the base case. A model is a significant improvement over another model that has fewer parameters, if the AIC or BIC is lower in the model with more parameters. The likelihood for the basecase is –697514.4. For the BIC, n = 1000 is used only to illustrate the sensitivity of the tests to the criteria used; in a analysis with diverse data types and the inclusion of penalties, it is difficult to determine the actual sample size.

TABLA 4.3. Pruebas de hipótesis para reclutamiento y capturabilidad, basadas en dos criterios; el Criterio de Información de Akaike (AIC) y el Criterio de Información Bayesiano (BIC). Ambos criterios toman en consideración el número de parámetros que se estima. Además, el BIC toma en consideración el número de puntos de datos usados en el análisis. A medida que aumenta el número de puntos de datos, aceptar parámetros adicionales bajo el BIC es más difícil que bajo el AIC. En la tabla, un AIC o BIC negativo indica que el modelo es significativamente mejor que el caso base. Un modelo es significativamente mejor que otro que tiene menos parámetros si el AIC o BIC es más bajo en el modelo con más parámetros. La verosimilitud para el caso base es –697514,4. Para el BIC, se usa n = 1000 solamente para ilustrar la sensibilidad de las pruebas al criterio usado; en un análisis con tipos diversos de datos y la inclusión de sanciones, es difícil determinar el tamaño real de la muestra.

	-ln(likelihood)	Additional parameters	-ln(likelihood) difference	AIC	BIC (n = 1000)
	-ln(verosimilitud)	Parámetros adicionales	diferencia -ln(verosimilitud)	AIC	BIC (n = 1000)
Environmental recruitment relationship – Relación ambiental del reclutamiento	-697517.9	1	-3.5	-4.9	-0.01
Seasonal recruitment relationship - Relación estacional del reclutamiento	-697523.0	2	-8.6	-13.2	-3.3
Seasonal and environmental recruitment relationships – Relaciones ambiental y estacional del reclutamiento	-697523.4	3	-9.0	-11.9	2.8
Steepness = 0.66 – Inclinación = 0,66	-697517.1	1	-2.7	-3.4	1.5
Environmental-catchability relationship – Relación ambiental-capturabilidad	-697529.2	12	-14.8	-5.5	53.4
SST-catchability relationship for southern longline – Relación TSM-capturabilidad	-697527.9	1	-13.5	-25.0	-20.0

TABLE 5.1. AMSY and related quantities for the base case and the stock recruitment relationship sensitivity analysis.
TABLA 5.1. RPMS y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad de la relación stock-reclutamiento.

	Base case Caso base	h = 0.75
AMSY – RPMS	248,488	271,091
B_{msy} - B_{rms}	314,344	553,090
S_{msy} - S_{rms}	3,270	5,950
C_{2000}/AMSY - C_{2000}/RPMS	1.18	1.08
B_{2000}/B_{AMSY} - B_{2000}/B_{RMS}	1.48	0.71
S_{2000}/S_{AMSY} - S_{2000}/S_{RMS}	1.68	0.74
$S_{AMSY}/S_{F=0}$ - $S_{RPMS}/S_{F=0}$	0.23	0.32
$E_{1999\text{-}2000}/E_{AMSY}$ - $E_{1999\text{-}2000}/E_{RPMS}$	0.84	1.51

TABLE 5.2. Estimates of the AMSY, and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY, B_{AMSY}, and S_{AMSY} are in metric tons.
TABLA 5.2. Estimaciones del RPMS, y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y que cada pesquería es la única operando en el OPO. Se expresan las estimaciones de RPMS, B_{RPMS}, y S_{RPMS} en toneladas métricas.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{AMSY}/B_{F=0}$	$S_{AMSY}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{RPMS}/B_{F=0}$	$S_{RPMS}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
1	229,539	265,489	2,530	0.21	0.18	52.4
2	136,971	158,335	1,611	0.12	0.11	18.9
3	131,983	161,798	1,653	0.13	0.12	48.6
4	134,022	142,067	1,451	0.11	0.10	30.3
5	190,563	185,554	1,713	0.14	0.12	9.4
6	211,646	235,374	2,219	0.18	0.16	9.7
7	349,824	374,987	3,720	0.29	0.26	8.1
8	314,575	321,755	3,093	0.25	0.22	6.3
9	405,725	469,417	4,811	0.36	0.34	55.1
10	134,603	40,392	406	0.03	0.03	244.0
11	405,588	433,023	4,326	0.34	0.30	1183.3
12	425,795	394,627	3,702	0.31	0.26	70.4

TABLE 6.1. Summary of the outcomes from 100 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. "Quantiles" identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.
TABLA 6.1. Resumen de los resultados de 100 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los "cuantiles" identifican los niveles a los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos son menores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% equivale a la mediana.

	75% surface effort	Average surface effort	Average surface effort, no discards	125% surface effort
Cuantil	75% del esfuerzo de superficie	Esfuerzo de superficie medio	Esfuerzo de superficie medio, sin descartes	125% del esfuerzo de superficie
SBR for fourth quarter of 2005–SBR para el cuarto trimestre de 2004				
20%	0.35	0.27	0.27	0.21
50%	0.39	0.31	0.32	0.24
80%	0.45	0.36	0.38	0.27
Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2005– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante el cuarto trimestre de 2004				
20%	12.7	11.3	12.5	10.0
50%	14.4	12.7	14.1	11.3
80%	16.4	14.5	15.9	12.9
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2005– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2005				
20%	44766	50160	51317	50064
50%	52208	57775	59533	59017
80%	60377	67420	72498	69447
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2005–Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2005				
20%	67	52	54	39
50%	83	63	66	48
80%	103	79	82	59

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS

ANEXO A: ANALISIS DE LA SENSIBILIDAD

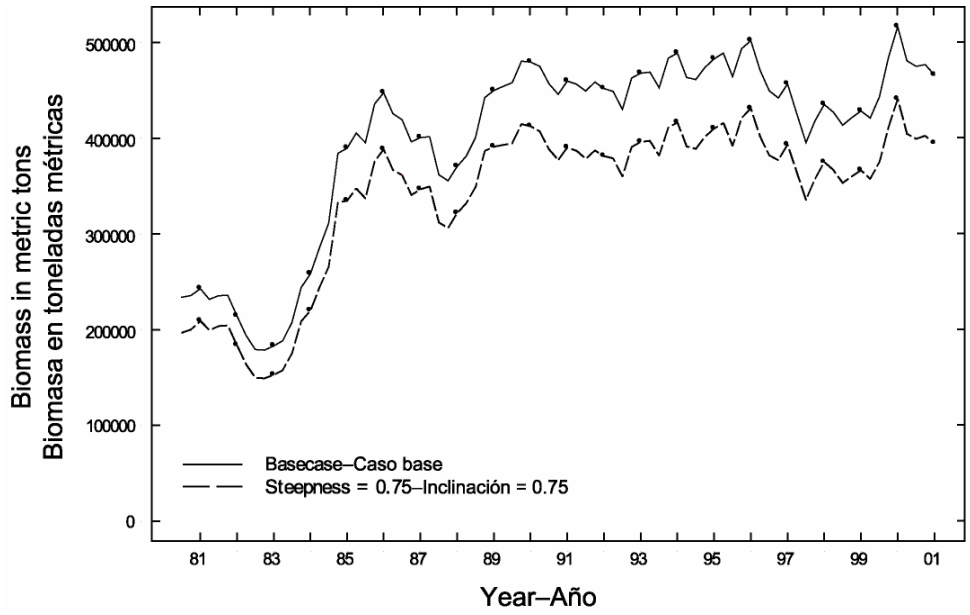

FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de biomasa del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con (inclinación = 0,75).

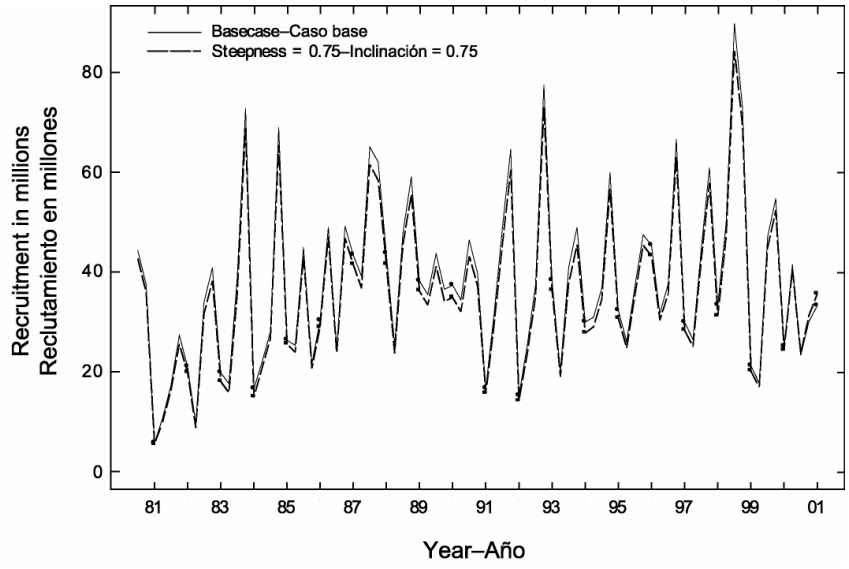

FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con (inclinación = 0,75).

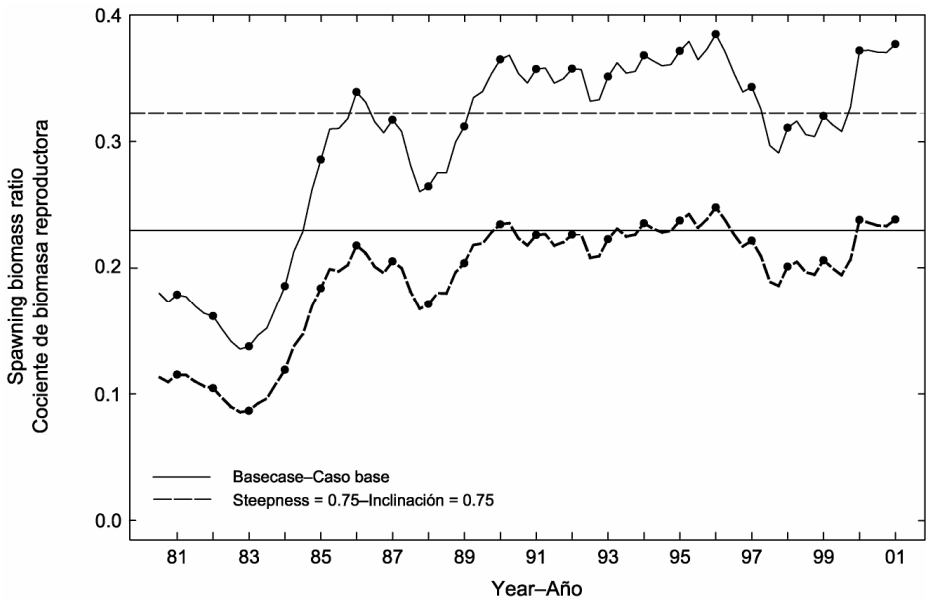

FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBR associated with AMSY.
FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con relación de reclutamiento de stock (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RPMS.

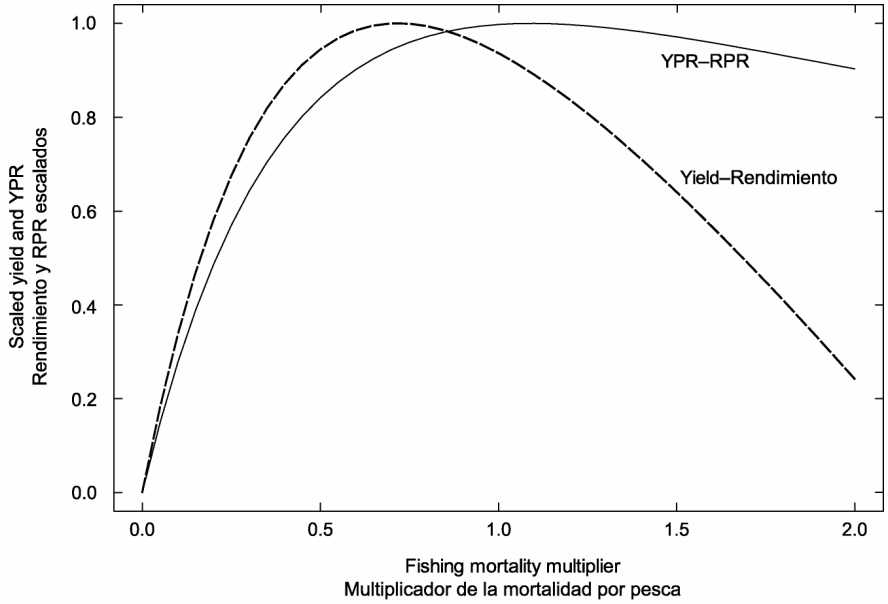

FIGURE A.4. Comparison of the relative yield with the relative yield per recruit when the stock assessment model has a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A4. Comparación del rendimiento relativo con el rendimiento por recluta relativo cunado el modelo de evaluación delstock tiene una relación de recluamiento de stock (inclinación = 0.75).

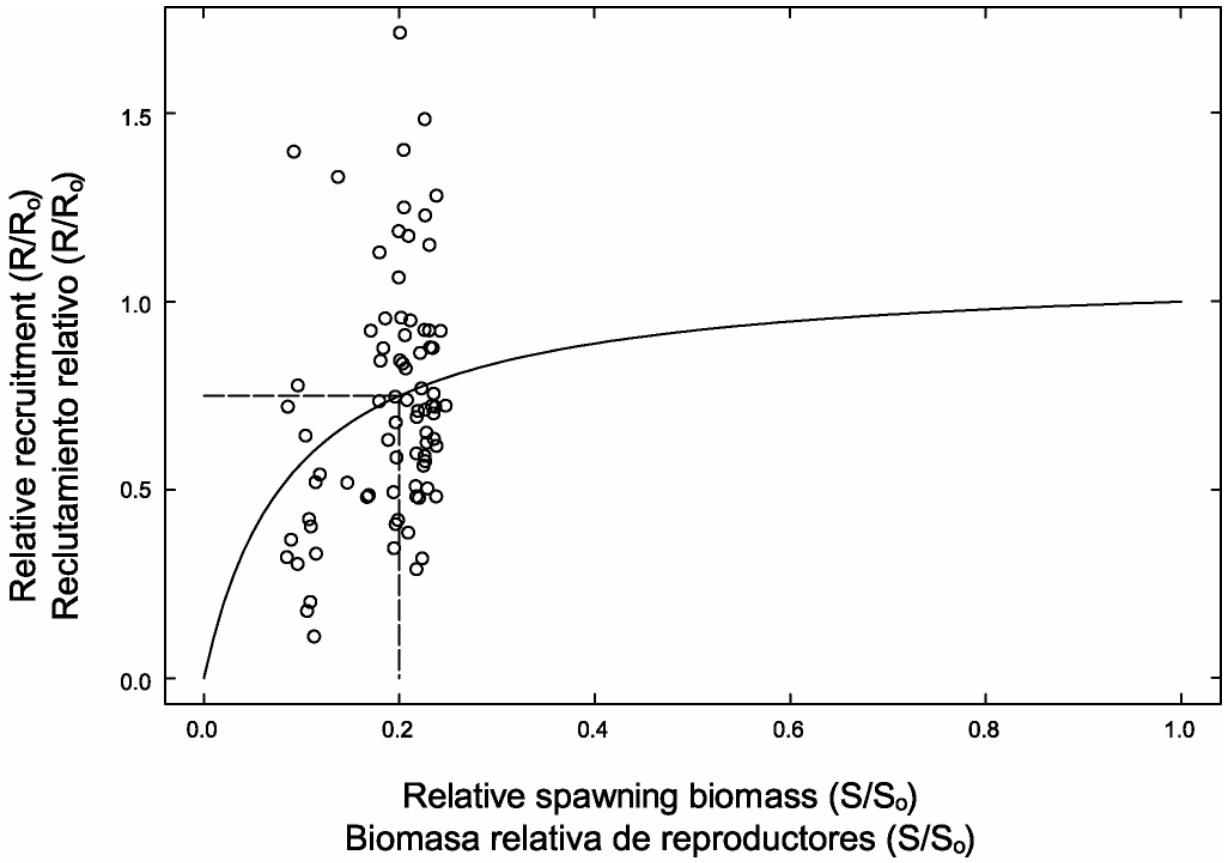

FIGURE A.5. Recruitment plotted against spawning biomass when the analysis has a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.5. Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis tiene una relación de reclutamiento de stock (inclinación = 0,75).

APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASECASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the basecase assessment of yellowfin tuna in the EPO. These results are annual summaries of the age-specific estimates of abundance and total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO B: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún aleta amarilla en el OPO: resúmenes anuales de las estimaciones por edad de la abundancia y las tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

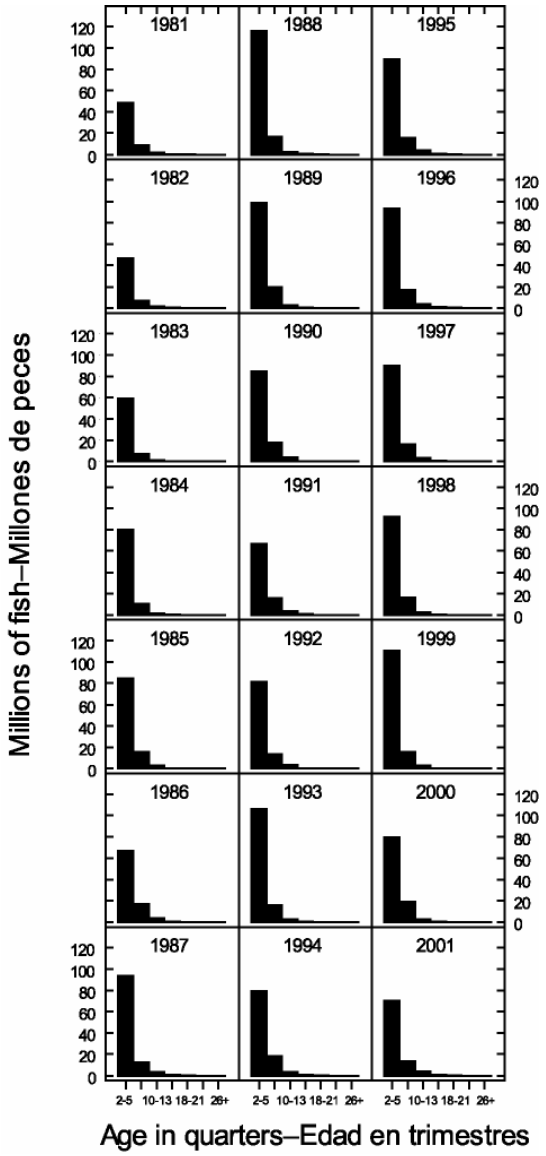

FIGURE B.1. Numbers of yellowfin tuna present in the EPO on 1 January of each calendar year.
FIGURA B.1. Número de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1º de enero de cada año.

TABLE B.1. Average annual fishing mortality rates on yellowfin tuna in the EPO.
TABLA B.1. Tasas de mortalidad por pesca anual media para el atún aleta amarilla en el OPO.

	Age (quarters) – Edad (trimestres)						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1981	0.480578	1.073431	0.783227	0.386014	0.348333	0.482642	1.505821
1982	0.325471	1.012199	0.713537	0.372172	0.309856	0.492876	1.120734
1983	0.23152	0.602318	0.473989	0.280035	0.266575	0.359226	0.899022
1984	0.180289	0.563852	0.521353	0.222962	0.216547	0.289616	0.774782
1985	0.129172	0.729297	0.746045	0.237473	0.187782	0.296936	0.64466
1986	0.216545	0.877859	1.002725	0.292037	0.2012	0.243168	0.590114
1987	0.247735	0.98293	0.963527	0.241795	0.18526	0.288891	0.594399
1988	0.265516	1.001636	0.815542	0.239783	0.184985	0.288079	0.664588
1989	0.206211	0.799594	0.821291	0.304542	0.238569	0.366811	0.968592
1990	0.215921	0.826604	0.850763	0.346115	0.253138	0.343314	0.801293
1991	0.233699	0.754553	0.727356	0.287511	0.230391	0.311776	0.744722
1992	0.211793	0.787255	0.727723	0.188146	0.125654	0.182619	0.377067
1993	0.239335	0.758598	0.514922	0.194345	0.15687	0.259053	0.463788
1994	0.187069	0.788189	0.575446	0.299434	0.279835	0.372801	1.040551
1995	0.192602	0.67594	0.562448	0.250347	0.221262	0.282426	0.826728
1996	0.24035	0.923975	0.564349	0.186975	0.133698	0.221346	0.451633
1997	0.248508	0.997294	0.813058	0.333952	0.295415	0.404546	1.311479
1998	0.280209	0.892401	0.716884	0.245501	0.17999	0.263675	0.712839
1999	0.348877	1.135484	0.69677	0.216854	0.117644	0.171053	0.397299
2000	0.278949	0.831065	0.631807	0.271232	0.239009	0.387291	1.034956

CONDICION DEL ATUN ALETA AMARILLA EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Mark N. Maunder y George M. Watters

INDICE

1. Resumen ejecutive 68
2. Datos 70
3. Supuestos y parámetros 73
4. Evaluación del stock 75
5. Condición del stock 82
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras 84
7. Direcciones futuras 88
Referencias 89
Figuras 25
Tablas 56
Anexos 63

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental. Se usa un análisis con estructura de edades y captura a talla, A-SCALA (del inglés *age-structured, catch-at-length analysis*) para realizar esta evaluación. Se describe el método analítico en Maunder y Watters (presentado), y se refiere a los lectores a dicho manuscrito para los detalles técnicos.

La evaluación de stocks requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de descargas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de stocks. Se consideraron también en la evaluación influencias ambientales sobre el reclutamiento y la eficacia de la pesca.

La evaluación para 2001 es diferente en varias maneras de la evaluación previa realizada en 2000 (Maunder y Watters 2001):

1. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías de superficie para incluir datos de 2000.
2. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías palangreras japonesas para incluir datos de 1999. Se extrapolaron los datos de esfuerzo para 2000.
3. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías palangreras coreanas para incluir datos de 1994 a 1997. Se extrapolaron los datos de esfuerzo para 1998 a 2000.
4. Se actualizaron los datos de captura palangrera para los demás países.
5. Se cambió el período modelado para comenzar en el tercer trimestre de 1980 y seguir hasta el tercer trimestre de 2001, para permitir incorporar conjuntos alternativos de datos en la evaluación.
6. En el análisis se estimaron la talla media a edad y la desviación estándar de la talla a edad. Se constriñó la talla a edad media, usando una distribución previa (*prior*) basada en datos de otolitos.
7. Se añadió una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt al modelo de evaluación. Se investigó la influencia de la relación stock-reclutamiento en un análisis de sensibilidad.

El reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, y parece estar relacionado

con la temperatura superficial del mar (TSM). Los niveles de reclutamiento a la pesquería, a la edad de 6 meses, están correlacionados positivamente con la TSM en el momento de cría 6 meses antes. Sin embargo, es posible que esta relación sea un artefacto de las características estacionales que ocurren en el reclutamiento y las TSM. Parece que la población de aleta amarilla ha experimentado dos regímenes de reclutamiento distintos (1975-1984 y 1985-1999; ver Maunder y Watters (2001) para las estimaciones que comienzan en 1975), con el segundo más alto que el primero. Estos dos regímenes corresponden a dos regímenes en biomasa; el régimen más alto produjo biomasas mayores. El cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel que soportaría los rendimientos promedio máximos sostenibles (RPMS) durante el régimen de reclutamiento bajo, pero por encima de dicho nivel durante el régimen de reclutamiento alto. Es posible que los dos regímenes de productividad soporten dos niveles distintos de RPMS y de SBR asociados. El SBR actual está por encima del nivel de SBR en RPMS, y también dentro del rango propuesto de niveles objetivo para otras especies. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los niveles que soportarán el RPMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías). Sin embargo, debido al reclutamiento grande que ingresó a la pesquería en 1998, los niveles de captura son mayores que los valores correspondientes en RPMS. A raíz de la curva plana DE rendimiento, se estima que los niveles actuales de esfuerzo producirán, bajo condiciones medias, una captura tan sólo ligeramente inferior al RPMS. Proyecciones a futuro con los niveles actuales de esfuerzo y reclutamiento medio indican que la población disminuirá a un nivel de SBR inferior al actual, pero seguirá por encima del nivel que soportaría el RPMS. Se realizaron estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1980-1999. De haberse usado el reclutamiento medio de 1985-1999, es probable que las estimaciones de SBR y capturas serían mayores.

El análisis indica que una cohorte muy fuerte ingresó a la pesquería e 1998 y que esta cohorte incrementó la biomasa de la población durante 1999, pero esta cohorte ya pasó por la población y la biomasa disminuyó en 2000. Existen también indicios de que los reclutamientos más recientes fueron bajos, llevando posiblemente a biomasas y capturas menores, tal como indican las proyecciones al futuro con el nivel actual de esfuerzo. Las TSM más bajas podrían también indicar que los reclutamientos más recientes resultarán ser menores. No obstante, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

El peso medio actual del atún aleta amarilla en la captura ha sido siempre inferior al peso crítico, indicando que, del punto de vista de rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO no es pescado al tamaño óptimo. La variabilidad en el peso promedio del aleta amarilla capturado por distintas pesquerías es sustancial. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y de carnada (Pesquería 10) capturan peces más jóvenes y pequeños que las pesquerías sobre delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y la pesquería sobre delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías sobre delfines costera (Pesquería 8) y del norte (Pesquería 7). Los cálculos de RPMS indican que se podrían incrementar mucho los niveles de rendimiento si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia las pesquerías que capturan los aletas amarillas más cercanos al peso crítico (pesca con palangre y cerquera sobre delfines). Esta aumentaría también los niveles de SBR.

Se predice que cambios moderados en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían sustancialmente el SBR, la captura total de la flota palangrera, y el peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas. Aumentar el nivel de esfuerzo de pesca al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR, el peso medio del pescado en la captura combinada, y la captura total de la flota palangrera. Reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente ejercería los efectos contrarios. La captura de las pesquerías de superficie aumentaría sólo ligeramente con un aumento de 25% en el nivel del esfuerzo de pesca de superficie, y disminuiría moderadamente con una disminución de 25% en dicho nivel. Evitar la captura de atún aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes, particularmente plantados, no afectaría de formo significativa los SBR y las capturas, pero incrementaría moderadamente el peso medio.

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de una relación stock-reclutamiento. Los resultados sugieren que el modelo con una relación stock-reclutamiento se ajusta a los datos ligeramente mejor que el caso base. Los resultados del análisis con una relación stock-reclutamiento son más pesimistas, y sugieren que el nivel de esfuerzo está por encima del nivel que produciría el RPMS; sin embargo, el rendimiento en este nivel de esfuerzo es sólo ligeramente inferior al RPMS. Se estima que la biomasa actual es inferior a la biomasa que daría lugar al RPMS.

Los resultados de la evaluación son muy similares a los resultados de la evaluación de 2000 presentada por Maunder y Watters (2001). La diferencia más importante es que se estima que el reclutamiento de 1998 es ahora un poco menor y que el reclutamiento de 1999 es mayor. Esto lleva a un resultado más optimista para las proyecciones futuras.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de julio de 1980 a diciembre de 2000 para llevar a cabo la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. Los datos de 2000, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT el 27 de marzo de 2001. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

Se redujo el número de años usados en el análisis con respecto a la evaluación de 2000 (Maunder y Watters 2001). La evaluación usa datos a partir de julio de 1980 para corresponder con los datos ambientales usados para explicar el reclutamiento y la capturabilidad. Estos datos ambientales comienzan en 1980, pero el retraso de 6 meses entre el desove y el ingreso al modelo requiere que el modelo comience en el tercer trimestre de 1980. Análisis previos realizados en octubre de 2000 para el atún patudo (Anónimo 2000) demuestran que reducir el período de 1975 a 1980 no afectó los resultados de forma importante.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación del stock de atún aleta amarilla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, carnada, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de aleta amarilla, y en la Figura 2.1 se ilustra la extensión espacial de cada pesquería y también los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (DAP, o plantados) (Pesquerías 1-2, 4, 13-14, y 16) y lances sobre una mezcla de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y DAP (Pesquerías 3 y 15).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación del stock de aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1. Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usados en todo este informe (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001).

Se usan los tres tipos de datos para evaluar el stock de atún aleta amarilla. Las extracciones por las Pesquerías 10-12 son simplemente descargas (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5-9 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Las extracciones por las Pesquerías 13-16 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1).

Se incorporaron en la evaluación actual datos de captura y esfuerzo nuevos y actualizados para las pes-

querías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se actualizaron los datos de 1998 y 1999, y los de 2000 son nuevos (en comparación con los que presentaron Maunder y Watters (2001) en la evaluación anterior del aleta amarilla del OPO). Se incorporaron en la evaluación actual datos de captura y esfuerzo nuevos para las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) durante 1999.

2.2.1. Captura

Un cambio importante en la evaluación con respecto a la de 2000 es la inclusión de datos de palangreros coreanos de 1994-1997. Estos datos, que no estuvieron disponibles para las evaluaciones previas, abarcan un 12% de la captura palangrera anual total de aleta amarilla en el OPO. Fueron convertidos de captura en peso a captura en número suponiendo que el peso medio del pescado en las capturas coreanas fue igual al de las capturas japonesas (sobre una base anual) en Okamoto y Bayliff (en preparación). Se extrapolaron las capturas palangreras coreanas y taiwanesas para 1998-1999, suponiendo que dichas capturas, como proporción de las capturas japonesas, son iguales, por trimestre, que en 1997. Se incluyeron también en el análisis nuevos datos de captura de Estados Unidos (1991-1999) y Polinesia Francesa (1999).

Para esta evaluación se dispone de datos de palangreros japoneses hasta 1999 inclusive, un año más que en la evaluación anterior. Se supone que el esfuerzo palangrero total (escalado para incluir países además de Japón) en 2000 es igual al esfuerzo palangrero en 1999. La captura palangrera total en 2000 es por lo tanto una función del esfuerzo de 1999, los números estimados en 2000, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras.

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre junio de 1980 y diciembre de 2000. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de julio de 1980, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de aleta amarilla en el OPO. Maunder y Watters (2000) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 1999. Una característica principal de la captura durante este período es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros asociados con objetos flotantes.

En comparación con 1999, las capturas de las pesquerías de superficie en 2000 aumentaron en las Pesquerías 1 (180%), 3 (13%), 9 (203%), y 10 (63%), y disminuyeron en las Pesquerías 2 (4%), 4 (42%), 5 (28%), 6 (41%), 7 (8%), y 8 (3%). (Los valores en paréntesis indican el aumento o disminución porcentual). Esto señala que hubo una captura mayor en las zonas del sur en 2000 que en 1999. En comparación con 1998, las capturas palangreras estimadas disminuyeron en 1999 por un 40% y 16% en el norte y el sur, respectivamente.

Aunque los datos de captura un la Figura 2.2 están expresados en pesos, se usan capturas en número de peces para tomar en cuenta las extracciones palangreras de atún aleta amarilla en la evaluación de stocks.

2.2.2. Esfuerzo

El esfuerzo nuevo en esta evaluación incluye datos de esfuerzo en 2000 para las pesquerías de superficie y datos de esfuerzo en 1999 para la pesquería palangrera japonesa.

Se usó un método complicado, descrito por Maunder y Watters (2001), para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros.

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 16 pesquerías definidas para la evaluación de stock de atún aleta amarilla en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16) en días de pesca. Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 13-16 es igual a aquél en las Pesquerías 1-4 (Figura 2.3) porque las capturas de las Pesquerías 13-16 se derivan de las de las Pesquerías 1-4 (ver Sección 2.2.3). Se expresa el esfuerzo palangrero (Pesquerías 11 y 12) en número de anzuelos. En Maunder y Watters (2001) se comenta el esfuerzo de pesca histórico.

En comparación con 1999, el esfuerzo de la pesquería de superficie en 2000 aumentó en las Pesquerías 1 (185%), 2 (32%), 3 (70%), 6 (16%), y 9 (120%), y disminuyó en las Pesquerías 4 (14%), 5 (23%), 7 (8%), 8 (3%), y 10 (39%). (Los valores en paréntesis indican el aumento o disminución porcentual). Esto señala que ocurrió un desplazamiento importante hacia las zonas del sur en 2000 con respecto a 1999. En comparación con 1998, el esfuerzo palangrero total estimado en 1999 aumentó en la pesquería del norte (88%) y disminuyó en la del sur (32%).

Los datos de esfuerzo palangrero para el atún aleta amarilla provienen de la base de datos de descargas de la CIAT. Dichas descargas incluyen datos suministrados a la CIAT por Estados Unidos, Japón, la República de Corea, México, Polinesia Francesa, y Taiwan. Los datos de esfuerzo más fiables, consistentes, y completos son los de la flota palangrera japonesa, y son usados en el modelo de evaluación, junto con los datos de captura asociados, para proveer información sobre la abundancia. Para permitir incluir dato de captura de otras naciones en la evaluación, se escalan los datos japoneses de esfuerzo por la proporción de la captura japonesa a la captura total. Esto permite incluir todos los datos de captura palangrera en la evaluación y al mismo tiempo usar solamente los datos japoneses de esfuerzo para proveer información sobre la abundancia.

Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 2000. Para llevar a cabo la evaluación del stock de atún aleta amarilla, se supuso que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido durante cada trimestre de 2000 fue igual al esfuerzo del trimestre correspondiente de 1999.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de stocks, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos de estima la cantidad de aleta amarilla descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (presentado). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla. Una diferencia de la evaluación de 2000 es que no se suavizan las tasas de descarte con el tiempo. No incluir una suavización temporal debería permitir una mejor representación del reclutamiento en el modelo.

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan atún aleta amarilla de varios tamaños. En la Figura 2.4 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillas capturados por cada pesquería. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y carnada capturan aleta amarilla pequeño, mientras que las de delfines y palangreras capturan aleta amarilla grande.

Las frecuencias de talla de la captura durante 2000 de las 10 pesquerías de superficie fueron muy similares a las observadas durante el período entero del modelo. La cohorte fuerte observada en las pesquerías sobre objetos flotantes durante 1998 y 1999 pasó por las pesquerías de cardúmenes no asociados durante 1999 y 2000 e ingresó a las pesquerías asociadas con delfines en 2000. No hay evidencias de que cohortes fuertes hayan ingresado a las pesquerías sobre objetos flotantes en 2000.

Las frecuencias de talla de la captura de las pesquerías palangreras durante 1999 fueron muy diferentes a las que se observaron para el período entero del modelo. Hay indicaciones del ingreso de una cohorte de peces de tamaño mediano a las pesquerías palangreras. Sin embargo, esta cohorte no fue predicha por el modelo, y los peces son demasiado grandes para ser consistentes con la cohorte fuerte observada en las otras pesquerías.

2.4. Datos auxiliares

No se usaron datos auxiliares (de estudios de marcado, por ejemplo) en esta evaluación del atún aleta amarilla del OPO.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

La forma en que se modela el crecimiento en el método A-SCALA fue modificada recientemente (Maunder y Watters, presentado). En la evaluación anterior del aleta amarilla (Maunder y Watters 2001), se consideró que el crecimiento ocurría en dos fases (una en la cual no se suponía que el crecimiento siguiese una forma funcional particular y otra en la que se supuso que seguía una curva de von Bertalanffy). El modelo de crecimiento modificado es parametrizado para que sea más flexible. Es estructurado para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Se pueden constreñir estos incrementos para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizá de la literatura) o fijados para permitir tratar la curva de crecimiento como algo que se sabe con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres son constreñidos para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monotónicamente. El modelo de crecimiento modificado está también diseñado para que se tenga que especificar el tamaño y la edad a las cuales los peces son reclutados a la pesquería por primera vez. Para la evaluación actual se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) cuando miden 30 cm y son de dos trimestres de edad.

El crecimiento del atún aleta amarilla fue estimado por Wild (1986), usando la ecuación de crecimiento de Richards y conteos de los incrementos diarios en los otolitos de la especie (L_∞ = 188,2, k anual = 0,724, t_0 = 1,825 años, m = 1,434). En la evaluación del aleta amarilla, se aproxima la curva de crecimiento de Richards ajustando una curva de crecimiento de von Bertalanffy a la curva de crecimiento de Richards. Se usa esta curva de von Bertalanffy como distribución previa en la evaluación. Este método permite a la curva de crecimiento ser distinta de la que estimó Wild (1986) si hay suficiente información en los datos para señalar esta diferencia.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Wild (1986), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

La forma en que se modela el reclutamiento en el método A-SCALA fue modificada recientemente (Maunder y Watters, presentado). En las dos evaluaciones anteriores del aleta amarilla, no se hicieron supuestos sobre la relación entre la biomasa de adultos (o abundancia) y el reclutamiento (Maunder y Watters 2001). Se ha modificado el método A-SCALA para permitir especificar una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y un parámetro denominado inclinación (*steepness*). Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño del stock reproductor al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño del stock reproductor. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal del tamaño del stock reproductor) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente del tamaño del stock reproductor). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación porque el stock reproductor podría no estar reducido a menos del

20% de su nivel no explotado y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que causan que el reclutamiento sea extremadamente variable. La evaluación del caso base supone que no hay ninguna relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento. Este supuesto es el mismo que se usó en la evaluación de 2000 (Maunder y Watters 2001). Se investiga la influencia de una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en un análisis de sensibilidad.

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Es posible que el reclutamiento ocurra más de dos veces al año porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Schaefer 1998). Se supone también que el reclutamiento podría tener un patrón estacional y estar relacionado con la temperatura superficial del mar (TSM).

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación stock-reclutamiento. Se supone que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel esperado más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 2 trimestres de edad) (Sección 2.3). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a ser descartados de pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 13-16).

Se calcula el potencial de desove de la población a partir del número de peces, la proporción de hembras, el porcentaje maduro, la fecundidad por camada, y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). Se calculan estas cantidades (excepto el número de peces) para cada clase de edad con base en la talla media a edad arrojada por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy usada como distribución previa para talla media a edad. Se usa el potencial de desove de la población en la relación stock-reclutamiento y para determinar los SBR. En las Figuras 3.3 y 3.4 se ilustran la fecundidad relativa por edad y la proporción de sexos por edad, respectivamente.

3.1.3. Desplazamientos

La evidencia acerca de los desplazamientos del atún aleta amarilla en el EPO es resumida por Maunder y Watters (2001). Para los propósitos de la presente evaluación se supone que las tasas de desplazamiento del aleta amarilla en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. No obstante, esta no es necesariamente la mejor representación de la estructura de la población.

3.1.4. Mortalidad natural

Para la presente evaluación del stock, se supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (*M*) cambia. Este supuesto es similar al que hizo el personal de la CIAT en evaluaciones previas, para las cuales se supuso que la tasa de mortalidad natural de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo, Anónimo 1999). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se trata la tasa de mortalidad natural como una sola tasa para ambos sexos combinados.

En la Figura 3.1 se grafican los valores de *M* trimestral usados en la presente evaluación del stock. Se obtuvieron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos, ajustando los datos de proporción de sexos (Schaefer 1998), y comparando los valores con aquéllos estimados para el aleta amarilla en el Pacífico occidental y central (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2000). Maunder y Watters (2001) describen en detalle el cálculo de la tabla de mortalidad natural por edad para el atún aleta amarilla en el OPO.

3.1.5. Estructura del stock

Se ha estudiado el intercambio de aleta amarilla entre el OPO y el Pacífico central y occidental mediante

el análisis de datos sobre marcado, características morfométricas, capturas por unidad de esfuerzo, tamaño del pescado capturado, etc., y parece que la mezcla de peces entre el OPO y las zonas más al oeste no es extensa. Por lo tanto, para los propósitos de la presente evaluación de stocks, se supone que existen dos stocks, uno en el OPO y el otro en el Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

La presente evaluación del stock incluye el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO. Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del aleta amarilla depende de la temperatura (Schaefer 1998). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de aleta amarilla en el OPO, se incorpora una variable de temperatura en el modelo de evaluación del stock, y se determina si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la TSM en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por latitud 20°N-10°S y longitud 100°O-150°O y el otro por latitud 10°N-10°S y longitud 85°O-100°O, como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se incluyeron estos datos en el modelo con base en el trimestre durante el cual fueron criados los peces. Los datos son puestos en el Internet (http://Ingrid.ldeo.Columbia.edu) por los Centros Nacionales de Predicción Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA) de EE.UU., a través de la Biblioteca de Datos del Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction.

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1. Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca, y se investigaron varios índices ambientales diferentes. Para las pesquerías sobre objetos flotantes se postuló que una diferencia absoluta alta entre la velocidad de la corriente a 25 m y a 240 m (corte vertical) podría causar que el arte de cerco funcionase ineficazmente. Se incluyo por lo tanto corte vertical como covariable explicativa de capturabilidad para esas pesquerías. Se usaron velocidades zonales (velocidades en dirección este-oeste) para las Pesquerías 1, 2, y 4, y velocidades meridionales (velocidades en dirección norte-sur) para la Pesquería 3. Se postula que es más probable que los aletas amarillas estén cerca de la superficie durante períodos cuando la termoclina está a poca profundidad, y que por ende es más probable que sean detectados y capturados en lances sobre cardúmenes no asociados y asociados con delfines. Se incluyó por lo tanto una aproximación de la profundidad de la termoclina, la profundidad del isóbato de 20°, como covariable explicativa de capturabilidad para esas pesquerías. Se usó también una aproximación de la profundidad de la termoclina para las pesquerías de carnada y palangreras. Ya que las pesquerías palangreras no dirigen su esfuerzo hacia el aleta amarilla, y el arte de palangre tiene una estructura vertical específica, la cantidad de aleta amarilla vulnerable a dicha arte podría cambiar con la termoclina. Se usó también una aproximación de la profundidad de la termoclina para las pesquerías sobre objetos flotantes. Se usó también la TSM para la pesquería palangrera del sur porque se estimó ser significativa en la evaluación de 2000. Se realizaron análisis para determinar si existen relaciones estadísticamente significativas entre estos datos y estimaciones de la eficacia de varias pesquerías. Para la presente evaluación, se incluyeron anomalías en "zonas núcleo" dentro de los límites de la pesquería (ilustradas en la Figura 2.1) como candidatos de variable ambiental. Se detallan los límites de estas zonas núcleo en la Tabla 3.1, y se obtuvieron los datos de la misma fuente que los que se usaron para modelar un efecto ambiental sobre el reclutamiento.

Cabe destacar que se supuso que las condiciones ambientales no afectan la eficacia de las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16). Se hizo este supuesto en el caso de estas pesquerías porque se supone que los datos de captura y esfuerzo de esas pesquerías son tan variables que no pueden proporcionar la información necesaria para determinar si existe un efecto ambiental significativo (Sección 4).

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan A-SCALA, un modelo de dinámica de población estructurado por edades (Maunder y Watters, presentado), e información contenida en datos de captura, esfuerzo, y composición de tamaños para eva-

luar la condición del stock de atún aleta amarilla en el OPO. El modelo A-SCALA se basa en el método descrito por Fournier *et al*. (1998). El término "estadístico" indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación entre los datos observados y la población real. El modelo usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación del stock comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación del stock.

Se usó el método A-SCALA por primera vez para evaluar el atún aleta amarilla en el OPO en 2000 (Maunder y Watters, 2001). Los cambios principales en ele método para esta evaluación son la inclusión de una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (como sensibilidad), la omisión de un componente de trayectoria aleatoria de capturabilidad, la estimación de talla media a edad y la desviación estándar de talla a edad, y la reducción del período modelado (julio de 1980 a enero de 2001).

Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual del stock de atún aleta amarilla del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el tercer trimestre de 1980 hasta el último trimestre de 2000 (incluye estimación de anomalías del reclutamiento, un efecto estacional, y un efecto ambiental);
2. coeficientes trimestrales de capturabilidad para las 16 pesquerías que capturan aleta amarilla del OPO (incluye estimación de efectos ambientales y aleatorios);
3. curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías (las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población;
5. talla media a edad (Figura 3.2);
6. grado de variación en la talla a edad.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual del stock de atún aleta amarilla en el OPO:

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);
2. fecundidad de hembras a edad (Figura 3.3);
3. proporción de sexos a edad (Figura 3.4);
4. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
5. inclinación de la relación stock-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base).

4.1. Indices de abundancia

Se han usado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del atún aleta amarilla del OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones por esto; por ejemplo, si la eficacia de captura de pescado de los pescadores aumenta o disminuye mientras que la biomasa no cambia, las CPUE se incrementaría o disminuiría a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 16 pesquerías definidas en esta evaluación del aleta amarilla en el OPO. Las tendencias en la CPUE palangrera se basan en los datos japoneses únicamente. En Maunder y Watters (2001) se comentan las tasas históricas de captura, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

En promedio, la CPUE fue menor en 2000 que en 1999 para las pesquerías sobre objetos flotantes y atunes no asociados (2, 27, 33, 32, 7, 50%, respectivamente, para las Pesquerías 1 a 6). Para estas pesquerías la CPUE fue generalmente sustancialmente mayor durante el primer trimestre de 2000 que durante el

primer trimestre de 1999, pero menor durante los demás trimestres de 2000 que durante los trimestres correspondientes de 1999. En promedio, la CPUE fue mayor para las pesquerías asociadas con delfines y la pesquería de carnada durante 2000 que durante 1999 (0, 0, 38, 168% respectivamente, para las Pesquerías 7 a 10). En promedio, la CPUE de las pesquerías palangreras japonesas fue menor en el norte (68%) y mayor en el sur (23%) durante 1999 que durante 1998. (Los valores en paréntesis indican el cambio porcentual.)

4.2. Resultados de la evaluación

El ajuste del método A-SCALA a los datos de captura y de composición por tamaño para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO es bastante bueno. Se constriñe el modelo de evaluación para ajustarlo a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente, y las 16 series de tiempo de capturas de aleta amarilla predichas son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2. Es importante predecir los datos de captura con exactitud, porque es difícil estimar la biomasa si no se sabe bien la cantidad total de pescado extraído del stock.

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante predecir estos datos con precisión porque contienen la mayor parte de la información necesaria para modelar el reclutamiento y el crecimiento, y por ende para estimar el impacto de la pesca sobre el stock. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de atún aleta amarilla capturado por las Pesquerías 1-12. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y predichas de las capturas de estas doce pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 13-16 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para 11 de las 12 pesquerías con datos de composición por tamaño (Pesquerías 2-12) son buenas (Figura 4.2); la de la pesquería restante muestra un pico más alto que la composición por tamaño observada (Pesquería 1, Figura 4.2). Las capturas en esta pesquería son pequeñas, y las diferencias entre la composición por tamaño observada y predicha no debería afectar de forma significativa las extracciones de la población por tamaño. En la Sección 2.3 se describen las distribuciones por tamaño de la captura de cada pesquería.

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa y del reclutamiento en los últimos años.

4.2.1. Mortalidad por pesca

Hay variación en la mortalidad por pesca ejercida causada por las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO (Figura 4.3), pero no es aparente ningún patrón temporal durante el período del modelo. La mortalidad por pesca cambia con la edad (Figura 4.3b). La mortalidad por pesca de los aletas amarillas jóvenes es baja. Ocurren dos picos alrededor de las edades de 8 y 12 trimestres, que corresponden a las pesquerías sobre objetos flotantes/atunes no asociados y asociadas con delfines, respectivamente. La tasa de mortalidad por pesca aumenta también para los aletas amarillas más viejos. La población no ha sido muy afectada por el aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993.

Las tasas de mortalidad por pesca varían con el tiempo porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan aleta amarilla de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de capturabilidad). En lo siguiente se comentan estos dos últimos efectos; se trata el primero (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3).

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 16 pesquerías definidas en la evaluación del stock de aleta amarilla. Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente

aleta amarilla de unos 3 a 8 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-4), con peces ligeramente mayores seleccionados en la región de altura del sur (Pesquería 1). Lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados seleccionan peces mayores que los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (5-10 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 5 y 6). Lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines en las regiones norte y costera seleccionan principalmente peces de edad mediana (7-14 trimestres, Pesquerías 7 y 8). La pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9) selecciona principalmente aleta amarilla mayor (11 trimestres o más). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente ejemplares mayores (unos 9 trimestres o más, Figura 4.4, Pesquerías 11 y 12), y la pesquería del sur selecciona aletas amarillas ligeramente menores. Los barcos de carnada (Pesquería 10) seleccionan aletas amarillas de tamaño similar a los que se capturan en lances cerqueros sobre objetos flotantes (unos 4-7 trimestres).

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de aletas amarillas reclutados a la pesquería 3 trimestres o menos (de 2-4 trimestres de edad, Figura 4.4, Pesquerías 13-16). (En la Sección 2.2.2 se presenta información adicional sobre cómo se tratan los descartes.)

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes ha disminuido generalmente con el tiempo (Figura 4.5a, Pesquerías 1-4), con la excepción de un aumento en los dos años más recientes. Estas pesquerías demuestran también una variación temporal elevada en la capturabilidad. Cambios en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores podrían haber reducido la capturabilidad del aleta amarilla durante este período.

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados también fue altamente variable (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6).

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en lances sobre delfines fue menos variable en las zonas norte y costera que en las otras pesquerías (Figura 4.5a, Pesquerías 7 y 8). Estas pesquerías presentan una ligera tendencia ascendente con el tiempo. La capturabilidad en la pesquería del sur (Pesquería 9) es más variable.

La capacidad de barcos de carnada de capturar atún aleta amarilla ha sido altamente variable (Figura 4.5a, Pesquería 10). Hay múltiples períodos de capturabilidad alta y baja y una ligera tendencia con el tiempo.

La capacidad de barcos palangreros de capturar atún aleta amarilla ha sido más variable en la pesquería del norte (Pesquería 11), que captura menos aleta amarilla, que en la del sur (Pesquería 12). En esta última, la capturabilidad parece haber sido mayor antes de 1985 que después.

En la Figura 4.5b se ilustra la capturabilidad de atún aleta amarilla pequeño por las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16).

4.2.2. Reclutamiento

En la evaluación anterior, la abundancia del atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías en el OPO pareció estar correlacionada con las anomalías de las TSM en el momento de cría de esos peces. Cuando se incluyó TSM en el análisis, hubo una relación significativa entre reclutamiento y TSM (Tabla 4.3), pero la inclusión de un componente estacional en el reclutamiento fue asimismo significativo. La inclusión de tanto el efecto ambiental come el estacional en la evaluación no es significativo, señalando que el efecto ambiental está proporcionando información solamente sobre cambios estacionales en el reclutamiento y no en las tendencias a largo plazo. Es interesante notar que las estimaciones de reclutamiento absoluto son esencialmente idénticas (con la excepción de los dos últimos trimestres) para los dos índices ambientales y cuando no se usa ningún índice. Esta señala que hay suficiente información en los datos para estimar el reclutamiento, y la correlación con el índice ambiental no añade información al análisis. Sin embargo, el índice podría permitir predecir el reclutamiento que ocurre en 2001.

Es posible que otras variables oceanográficas influyan sobre el reclutamiento, y el personal de la CIAT

piensa considerar otros índices ambientales como candidatos para explicar la variación en el reclutamiento. Esto incluirá intentar determinar si el índice ambiental debería estar basado en condiciones durante la fase juvenil temprana, y no solamente durante la fase larval. Identificar una o más variables ambientales correlacionadas con el reclutamiento sería útil al hacer predicciones sobre el reclutamiento futuro.

Dentro del rango de biomasas predichas ilustradas en la Figura 4.8, la abundancia de reclutas de aleta amarilla parece estar relacionada con la biomasa de producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.6, recuadro derecho). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a lo que se cree ser un cambio de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento alto está relacionado con biomasa alta y reclutamiento bajo con biomasa baja. Se pueden observar los dos regímenes de reclutamiento como dos nubes de puntos en la Figura 4.6 (recuadro derecho).

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt en 0,75. Esto significa que el reclutamiento es el 75% del reclutamiento de una población no explotada cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado. (La mejor estimación de la inclinación fue 0,66.) El significado de la relación stock-reclutamiento varía según los criterios usados (Tabla 4.3). Dada la información actual y la falta de contraste en la biomasa desde 1985, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos igual de verosímil que una relación entre tamaño de población y reclutamiento. En la Sección 4.4 se presenta una descripción de los resultados cuando se usa una relación stock-reclutamiento.

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. Se estima todavía que el reclutamiento grande estimado en la evaluación de 2000 que ingresó a las pesquerías de descarte en el tercer trimestre de 1998 (a la edad de 6 meses) es la cohorte más fuerte observada desde 1980, pero no se estima ser tan fuerte como en la evaluación anterior. Se estimó que los reclutamientos en los trimestres tercero y cuarto de 1999 fueron mayores que en la evaluación anterior y de magnitud similar al reclutamiento observado en la década de los 1990 (excluyendo el reclutamiento grande en 1998). Se estima que el reclutamiento a las pesquerías de descarte en 2000 fue bajo, pero esto se basa en pocos datos, y estas estimaciones son altamente inciertas. Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas es el cambio de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del último trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en promedio, mayor después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.8). Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto para el año más reciente (Figura 4.7). El coeficiente de variación (CV) medio de las estimaciones de reclutamiento es 0,20.

Las estimaciones de reclutamiento bajo a la pesquería para los trimestres más recientes fueron derivadas de los datos de frecuencia de talla de 2000 para las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura 4.8). Los aletas amarillas son reclutados a estas pesquerías a 9 meses (3 trimestres) de edad. Por lo tanto, cohortes criadas durante los trimestres cuarto de 1999 y primero de 2000 aparecerán en los datos de frecuencia de talla de las pesquerías sobre objetos flotantes de los trimestres tercero y cuarto, respectivamente, de 2000. Las tasas de captura fueron bajas (Figura 4.1) y se capturaron pocos aletas amarillas de 9 meses de edad en esas pesquerías en esos dos trimestres de 2000, lo cual indica aparentemente que pocos de los aletas amarillas criados durante los trimestres cuarto de 1999 y primero de 2000 sobrevivieron hasta ingresar a la pesquería sobre objetos flotantes. No hay información en los datos de frecuencia de talla sobre las cohortes criadas después del primer trimestre de 2000, y se ignora la abundancia de las mismas, que ingresarán a las pesquerías sobre objetos flotantes en 2001.

Las estimaciones de los reclutamientos más recientes son altamente inciertas, tal como señalan los grandes intervalos de confianza (Figura 4.7), debido a los datos limitados disponibles para estas cohortes. Además, las pesquerías sobre objetos flotantes capturan solamente una pequeña porción de la captura to-

tal de aleta amarilla, y la captura durante el último trimestre de 2000 fue baja debido a la restricción de la pesca sobre objetos flotantes para evitar la pesca excesiva de atún patudo. La escasez de peces pequeños en los datos de frecuencia de talla de 2000, que se supone ser debida a reclutamiento bajo, podría también deberse a muestras de frecuencia de talla sesgadas, cambios en las tasas de crecimiento de los peces, cambios en la selectividad de las artes de pesca, o a mayor descarte de atunes pequeños. Durante 2000, cuando los peces reclutados en 2000 ingresen a la pesquería en cardúmenes no asociados, será posible estimar el reclutamiento de esa cohorte con mayor confianza.

La incertidumbre en las estimaciones de los reclutamientos de 1999 y 2000 causa también incertidumbre en las estimaciones de la biomasa actual (Figura 4.9).

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de un año y medio o más de edad. En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en la biomasa de aleta amarilla en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Durante 1980-1983 la biomasa fue unas 200.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1985, alcanzando unas 400.000 toneladas en 1985, desde cuando ha permanecido relativamente constante en unas 450.000 toneladas. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa es 0,15.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos (de todos los peces en la población). En la Figura 4.9 se ilustra también la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido tendencias similares a las de la biomasa, descritas en el párrafo anterior. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa reproductora indican asimismo que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,16.

Parece que las tendencias en la biomasa de atún aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Los resultados de simulaciones (ver descripción en Maunder y Watters (2001)) sugieren que la mortalidad por pesca afecta la biomasa total. En la Figura 4.10 se sobreponen las trayectorias de biomasa simulada sin pesca y de biomasa estimada con el modelo de evaluación del stock. La gran diferencie en biomasa indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO. El gran aumento en biomasa durante 1984-1985 fue causado por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.7) y un aumento en el tamaño medio de los peces capturados (Anónimo, 1999), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa aumentar más durante 1986-1990.

4.2.4. Peso promedio de peces en la captura

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 10-15 kg durante la mayor parte del período de 1980-2000, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figuras 4.10 y 5.2). El peso medio fue máximo durante 1984-1992, cuando el esfuerzo en las pesquerías sobre objetos flotantes y cardúmenes no asociadas fue menor (Figura 2.3). El peso medio de los aletas amarillas capturados por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.10). El peso medio más bajo (alrededor de 1 kg) es producido por las pesquerías de descarte, seguidas por la pesquería de carnada (unos 4-5 kg), las pesquerías sobre objetos flotantes (unos 4-5 kg para las Pesquerías 2-4 y 10 kg para la Pesquería 1), las pesquerías no asociadas (unos 10 kg), las pesquerías sobre delfines del norte y costera (unos 20-30 kg), y la pesquería sobre delfines del sur y las pesquerías palangreras (unos 40-50 kg en cada caso). Los aletas amarillas capturados por la pesquería palangrera del norte (Pesquería 11) son, en promedio, más grandes que los que captura la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

Se comparó lo curva de crecimiento estimada con los datos de otolitos de Wild (1986). Se usaron los datos de otolitos para generar la distribución previa para talla media a edad, por lo que deberían ser similares. A edades de menos de 8 trimestres la talla media a edad estimada es muy similar a la que se estima a partir de los datos de otolitos, pese a que la distribución previa es diferente de los datos de otolitos. A edades intermedias (8-15 trimestres), la talla media a edad es mayor que la que indican los datos de otolitos. No hay información de otolitos para aletas amarillas viejos.

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de la relación stock-reclutamiento. Se realizó el análisis del caso base sin una relación stock-reclutamiento. Se realizó un análisis alternativo con la inclinación de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt fijada en 0,75. Esto implica que cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado, el reclutamiento esperado es el 75% del reclutamiento de una población no explotada. Los resultados sugieren que el análisis con una relación stock-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación, pero, dada la cantidad de datos usados en el análisis, la diferencia no es estadísticamente significativa. La biomasa estimada es menor que cuando no se supone una relación stock-reclutamiento (Figura A.1). Las estimaciones de reclutamiento absoluto son muy similares (Figura A.2).

4.5. Comparación con evaluaciones previas

Los resultados de la evaluación son muy similares a los resultados de la evaluación para 2000 presentada por Maunder y Watters (2001). La diferencia principal es que se estima que el reclutamiento grande en 1998 es menor y el reclutamiento en 1999 mayor. Este conduce a un resultado más optimista para las proyecciones futuras (ver sección 6).

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

El reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, y parece estar relacionado con las TSM. Niveles altos de reclutamiento a la pesquería (a la edad de 6 meses) están relacionados con TSM altas en el momento de desove 6 meses antes. Sin embargo, es posible que esta correlación sea un artefacto del reclutamiento estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha vivido dos regímenes distintos de reclutamiento (1975-1984 y 1985-2000), y que la población lleva actualmente unos 16 años en un régimen de reclutamiento alto. Los dos regímenes de reclutamiento corresponden a dos regímenes en biomasa: el régimen de reclutamiento alto produce niveles de biomasa mayores. Una relación stock-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y está probablemente sesgada, debido al cambio de régimen aparente.

El análisis indica que una cohorte muy fuerte ingresó a la pesquería en 1998, y ha aumentado la biomasa y las capturas durante 1999 y principios de 2000. Existen también indicios de que los reclutamientos más recientes fueron bajos, lo cual podría llevar a niveles de biomasa y captura más bajos. Las TSM correspondientes a estos reclutamientos fueron también bajas, otra indicación de que el reclutamiento reciente podría ser bajo. Sin embargo, estas estimaciones del reclutamiento reciente se basan en información limitada, y son muy inciertas.

El peso medio del aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y de carnada (Pesquería 10) capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías sobre delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y sobre delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías sobre delfines costera (Pesquería 8) y del norte (Pesquería 7).

Ninguno de los índices ambientales probados pareció prometedor para la predicción de la capturabilidad. No obstante, es posible que otros índices todavía por probar funcionen mejor para predecir la capturabili-

dad.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Se evalúa la condición del stock de atún aleta amarilla en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y RPMS.

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para los stocks de los que responde, pero en las tres subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición del stock basada en biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se podría acumular en ausencia de pesca es útil para evaluar la condición de un stock. Se denomina este cociente, descrito por Maunder y Watters (2001), el cociente de biomasa reproductora, o SBR (*spawning biomass ratio*).

Se computaron estimaciones de SBR_t trimestral para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación del stock (del tercer trimestre de 1980 al primer trimestre de 2001). En la Sección 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t). Se estimó la biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre al nivel promedio esperado de una población no explotada. Se estima el nivel de SBR que daría lugar al RPMS (SBR_{RPMS}) en un 0,23.

Al principio de 2001, el stock reproductor de atún aleta amarilla en el OPO estaba considerablemente reducido. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0.38, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,27 y 0,48, respectivamente. Es importante notar que la estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,23), señalando que, al principio de 2001, el stock reproductor de aleta amarilla en el OPO era probablemente mayor de lo que se esperaría si el stock estuviese al nivel de RPMS.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para atún aleta amarilla en el OPO. Las tendencias históricas en el SBR son similares a aquéllas descritas por Maunder y Watters (2001).

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,11. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2000 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población estuviese al nivel de RPMS (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,23 en la Figura 5.1. Sin embargo, se estima que durante todo el período temprano (1980-1984), la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel de RPMS.

5.2. Evaluación de la condición del stock con base en el rendimiento por recluta

Los cálculos del rendimiento por recluta, útiles para evaluar la condición de un stock, son descritos por Maunder y Watters (2001).

Se estimó el peso crítico para atún aleta amarilla en el OPO en unos 40,6 kg (Figuras 3.1 y 4.12, respectivamente).

El peso medio del atún aleta amarilla en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 15 kg al fin de 2000 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico desde 1980 (Figura 5.2).

Las varias pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO capturan peces de distintos pesos me-

dios (Sección 4.2.4). El peso promedio de los aletas amarillas capturados por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería sobre delfines en la región sur (Pesquería 9) es cercano al peso crítico (Figura 4.11). De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y sobre delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías sobre delfines son mejores con respecto al criterio de peso crítico.

5.3. Evaluación de la condición del stock con base en RPMS

Mantener los stocks de atunes a niveles capaces de producir el RPMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RPMS es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Los cálculos del RPMS son descritos por Maunder y Watters (2001). Se cambiaron los cálculos de 2000 para incluir la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en casos aplicables.

Al principio de 2001, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por encima del nivel que se espera produciría el RPMS, y las capturas recientes han estado por encima del nivel de RPMS (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.4), el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RPMS es mayor que el nivel actual de esfuerzo, ya que el esfuerzo en RPMS es 119% del nivel de esfuerzo actual. Es importante notar, sin embargo, que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RPMS. Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. La biomasa del stock reproductor cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.3). Reducir el esfuerzo, que también podría reducir el costo de la pesca, causaría una reducción marginal en el rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora.

El cambio aparente en el régimen de productividad que comenzó en 1985 podría requerir un enfoque diferente a la estimación del RPMS. Regímenes distintos darán lugar a valores distintos del RPMS. Se discute la cuestión en Maunder y Watters (2001).

La estimación del RPMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RPMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan aleta amarilla en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada pesquería. Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar el RPMS, las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería sobre delfines del sur (Pesquería 9) tendrán el mejor desempeño, seguidas por las pesquerías sobre delfines costera y del norte (Pesquerías 7 y 8), y luego las pesquerías no asociadas (Pesquerías 5 y 6) y la pesquería sobre objetos flotantes del sur (Pesquería 1) (Tabla 5.2). Las pesquerías que capturan aleta amarilla en lances cerqueros sobre objetos flotantes (excepto en la región del sur, Pesquerías 2-4) y la pesquería con carnada (Pesquería 10) tendrán el peor desempeño (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el S_{RPMS} al máximo, la pesquería palangrera del norte (Pesquería 11) y la pesquería sobre delfines del sur (Pesquería 9) serán las mejores, seguidas por la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) y las pesquerías sobre delfines costera y del norte (Pesquerías 7 y 8), las pesquerías no asociadas, las pesquerías que capturan aleta amarilla en lances cerqueros sobre objetos flotantes (excepto en la región del sur, Pesquerías 2-4) y la pesquería con carnada (Pesquería 10) (Tabla 5.2).

De las pesquerías que capturan la mayoría del atún aleta amarilla (pesquerías no asociadas y sobre delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías sobre delfines son las mejores para los dos objetivos de RPMS y S_{RPMS}. Limitar la pesca a lances asociados con delfines aumentaría el RPMS a 337.366 toneladas, un 36% más que bajo la asignación actual de esfuerzo. Esto aumentaría también la producción relativa de huevos en un 13%. Limitar la pesca a lances sobre atunes no asociados reduciría el RPMS a 199.414 toneladas,

un 20% menos que bajo la asignación actual de esfuerzo. Esto reduciría también la producción relativa de huevos en un 40%. Sin embargo, no se sabe si las pesquerías que producirían los RPMS mayores serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RPMS predichos.

5.4. Análisis de sensibilidad

Al incluir la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en el análisis con una inclinación de 0,75, se reduce el SBR y aumenta el nivel de SBR que produce el RPMS (Figura A.3). Se estima que el SBR es inferior al nivel de RPMS durante todo el período del modelo. Se estima que el nivel actual de esfuerzo está por encima del nivel necesario para producir el RPMS (Figura A.4), pero, debido al reclutamiento grande reciente, la captura actual es aproximadamente igual al RPMS. Por contraste con el análisis sin una relación stock-reclutamiento, añadir esta relación podría resultar en una reducción significativa de la captura ya que el esfuerzo es incrementado por encima del nivel necesario para el RPMS. Tal como se observa en la Figura A.4, el análisis sin una relación stock-reclutamiento muestra una curva de rendimiento relativa igual a la curva de rendimiento per recluta relativa porque el reclutamiento es constante. Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RPMS, señalando que reducir el esfuerzo no aumentaría mucho la captura.

5.5. Resumen de la condición del stock

Históricamente el SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel que soportaría el RPMS, pero durante la mayor parte de los 16 últimos años ha estado por encima de dicho nivel. Se atribuye el aumento en el SBR a un cambio de régimen en la productividad de la población. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RPMS y de SBR asociados. El SBR actual cae dentro del rango que se ha propuesto como nivel objetivo para otras especies. Se estima que los niveles de esfuerzo son inferiores a los que soportarían el RPMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías). No obstante, debido al gran número de reclutas que ingresó a la pesquería en 1998, los niveles de captura son más altos que los valores correspondientes en RPMS. Debido a la curva plana de rendimiento, el rendimiento de equilibrio medio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RPMS.

Si se supone una relación stock-reclutamiento, los resultados son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel que soportaría el RPMS.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es muy inferior al peso crítico, y por lo tanto, del punto de vista de rendimiento por recluta, la pesca del aleta amarilla en el OPO es excesiva. Los cálculos de RPMS indican que las capturas podrían ser incrementadas mucho si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines. Esto aumentaría también los niveles de SBR.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación, usando el método descrito por Maunder y Watters (2001), para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar el stock de atún aleta amarilla en el OPO y las capturas de aleta amarilla por las distintas pesquerías. Se construyeron varios escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan aleta amarilla en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura del stock de aleta amarilla. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se especificaron los escenarios siguientes para describir la cantidad hipotética de esfuerzo de pesca que podría ejercer la flota de superficie durante 2001-2005.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1999-2000.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1999-2000.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1999-2000.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo durante el cuarto trimestre de 2001, 2002, 2003, 2004 y 2005 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 1999 y 2000.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2000 a 2004, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 1999 (también por trimestre). Los supuestos sobre la selectividad, capturabilidad, descartes, y dinámica de poblaciones son los mismos que en el modelo de evaluación (Maunder y Watters 2001).

Se supuso que la capturabilidad de atún aleta amarilla para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. Se supuso que los niveles futuros de capturabilidad para cada pesquería eran iguales a la capturabilidad media para esa pesquería durante 1999 y 2000. (Se computan los promedios de esfuerzo de pesca por trimestre.)

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de atún aleta amarilla. En el primero se supone que todo el pescado descartado muere; en el segundo, que no hubo descartes porque los peces que normalmente se descartan no son capturados o, al mismo efecto, que todos los aletas amarillas descartados sobreviven.

Se supuso que el reclutamiento durante 2001 a 2005 varía al azar alrededor del mismo nivel esperado de la relación stock-reclutamiento (es decir, el reclutamiento medio en el caso base porque no supone una relación stock-reclutamiento) y es igual de variable que el reclutamiento durante 1980-2000. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación del stock parecen estar autocorrelacionadas (Figura 4.7) pero, en el estudio de simulación, el rendimiento no estuvo autocorrelacionado. Añadir autocorrelación a las series de tiempo de reclutamiento simuladas causaría que los resultados de la simulación fuesen más variables.

6.3. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, el peso medio de atún aleta amarilla en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 1-10), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12). Es importante notar que hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4 y la Tabla 6.1. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que los parámetros estimados por el modelo de evaluación del stock describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

6.3.1. SBR predichos

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrán efectos sustanciales sobre el SBR (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Se predice que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que la estimación mediana del SBR disminuya en un 22% para el fin de 2004 (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "125% del esfuerzo de superficie"). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la estimación mediana del SBR en un 48% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles

de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "75% del esfuerzo de superficie"). Con los niveles actuales de esfuerzo, se predice que al fin de 2004 el SBR seguiría, en promedio, superior al SBR_{RPMS} (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 20% del SBR el SBR_{RPMS} estimado de 0,23). Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca deberían ser incrementados para lograr el RPMS (Sección 5.3). Sin embargo, se estima que el SBR reducirá el período de proyección debido al reclutamiento más bajo estimado durante 2000.

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice que el SBR no será sensible a supuestos sobre la situación del atún aleta amarilla descartado (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Si no se captura el aleta amarilla pequeño que normalmente se descarta, o si los peces descartados sobreviven, se predice que el SBR será igual que lo que se predice si se supone que el aleta amarilla descartado muere (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "Esfuerzo de superficie medio, sin descartes"). Este resultado es importante porque sugiere que evitar la captura de aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) no incrementaría el stock reproductor de forma significativa.

6.3.2. Peso promedio predicho de atún aleta amarilla en la captura combinada

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrá efectos moderados sobre el peso promedio de atún aleta amarilla capturado por pesquerías operando en el OPO (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Se predice que, al cabo de 5 años, incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causaría que el peso promedio del aleta amarilla en la captura combinada disminuyera en un 11% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "125% del esfuerzo de superficie"). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementaría el peso promedio del aleta amarilla en la captura en un 13% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "75% del esfuerzo de superficie"). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2005 sería sustancialmente inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 40 kg con los cuantiles de 80% en la Tabla 6.1). Parece por tanto que no será posible maximizar el rendimiento por recluta sin reducir sustancialmente la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie. Esta conclusión podría cambiar si, en el futuro, la flota de superficie captura aletas amarillas más grandes (de mayor edad).

Si las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría moderadamente el peso promedio de peces en la captura combinada durante 2005 (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Este resultado es de esperar porque las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) capturan grandes cantidades de peces pequeños, y esto influye sobre la estimación del peso promedio.

6.3.3. Capturas predichas de las pesquerías de superficie primarias

Ya que se realizó el estudio de simulación bajo los supuestos que la capturabilidad permanecerá constante para cada pesquería que siga operando en el OPO (Sección 6.1.2) y que el reclutamiento variará al azar alrededor del promedio, se espera que aumentos en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie causen aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 1-10). También vale lo contrario: se espera que reducciones en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie causen una reducción a corto plazo en la captura. Es también importante notar que si el nivel futuro de esfuerzo aumenta (o disminuye) por 25%, la captura no necesariamente aumentará (o disminuirá) por el mismo porcentaje. Por ejemplo, si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2005 aumentarían solamente en un 2% mayores con respecto a aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "125% del esfuerzo de superficie"). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye por 25%, las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2005 disminuirían

por un 10% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "75% del esfuerzo de superficie"). Esta falta de sensibilidad de la captura futura por la pesquería de superficie a aumentos en el esfuerzo de dicha pesquería es consistente con que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es casi plana en su cima y que la cantidad actual de esfuerzo de pesca ejercida en el OPO produce un rendimiento promedio muy cercano al RPMS (Sección 5.3 y Figura 5.3).

Si las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar la captura de peces sin valor comercial (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría ligeramente las capturas futuras de la flota de superficie (Figura 6.3 y Tabla 6.1), y aumentaría la captura trimestral de superficie durante 2004 en un 3% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "Esfuerzo de superficie medio, sin descartes"). Incrementaría la captura de la flota de superficie porque un mayor número de peces pequeños sobreviviría y la biomasa total de las cohortes a las que son reclutados aumentaría gracias a ganancias debidas a crecimiento (Sección 5.2).

6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera

Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie afectarían sustancialmente las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). La captura palangrera trimestral durante 2005 aumentaría en un 32% si se redujera el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "75% del esfuerzo de superficie"). Similarmente, la captura palangrera trimestral durante 2005 disminuiría en un 24% si se aumentara el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "125% del esfuerzo de superficie").

Se predice que la captura futura palangrera no es sensible a que la flota de superficie continúe capturando aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Evitar la captura de aleta amarilla sin valor comercial aumentaría la captura palangrera trimestral durante 2005 en un 5% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de "Esfuerzo de superficie medio" con aquéllos de "Esfuerzo de superficie medio, sin descartes"). Este resultado es consistente con la predicción que el SBR aumentaría tan sólo ligeramente si se evitaran las capturas de aleta amarilla sin valor comercial.

6.4. Resumen de resultados de la simulación

La cohorte fuerte de atún aleta amarilla que aparentemente fue reclutada a las pesquerías en el OPO durante 1998 (Figura 4.7) causó que el SBR aumentase durante 2000, pero es posible que las cohortes débiles siguientes que ingresaron a la pesquería en 1999 y 2000 reduzcan los niveles de SBR.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían el SBR sustancialmente, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas moderadamente, y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12), sustancialmente (Tabla 6.1). Incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR (Figura 6.1), el peso promedio de peces en la captura combinada (Figura 6.2), y la captura total de la flota palangrera (Figura 6.4). Reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendría los efectos contrarios. La captura de las pesquerías de superficie disminuiría ligeramente con un aumento de 25% en el nivel del esfuerzo de pesca de superficie, y moderadamente con una reducción de 25% en dicho nivel.

Se predice que evitar las capturas de atún aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes, particularmente plantados, (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) tendría efectos insignificantes sobre los SBR y las capturas, pero incrementaría el peso medio moderadamente.

Se calcularon los resultados de estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1980-

2000. Tal como se comenta en la Sección 4, parece en los últimos 15 años el aleta amarilla ha estado en un régimen de mayor productividad. Es probable que, si se repitieran las simulaciones usando un reclutamiento medio basado en el período de 1985-1999, las estimaciones de los SBR y las capturas serían mayores.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2001 y datos actualizados de 2000.

El personal de la CIAT piensa también considerar otros tipos de datos ambientales para uso en el modelo de evaluación del stock.

7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa continuar desarrollando el método A-SCALA y refinar la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para que se pueda incorporar en los análisis información obtenida de los estudios de marcado y de otolitos realizados en el pasado. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de aleta amarilla a partir de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si este proyecto tiene éxito, se incorporarán los resultados, al grado posible, en evaluaciones futuras del stock.

El personal de la CIAT piensa también elaborar métodos para estimar incertidumbre en cantidades basadas en RPMS.

REFERENCES--REFERENCIAS

Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.

Anonymous. 2000. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Background document prepared for the Scientific Working Group on Bigeye, Inter-American Tropical Tuna Commision. 58p.

Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 445-506.

Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.

Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 16: 1-64.

Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. Calif. Fish Game 46: 301-369.

Clark, WG. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.

Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. Fish. Res. 11: 375-395.

Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.

Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: A length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2105-2116.

Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *In* Risk evaluation and biological reference points for fisheries management, edited by S.J. Smith, J.J. Hunt, and D. Rivard. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 221-230.

Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.

Hampton, J. and D.A. Fournier. 2000. Stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean using a spatially-disaggregated, length-based, age-structured model. Draft of a document to be presented to the Standing Committee on Tunas and Billfishes.

Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. FAO Fish. Tech. Pap. 277: 1-78.

Ishii. T. 1979. Attempt to estimate migration of fish population with survival parameters from tagging experiment data by the simulation method. Inves. Pesq. 43: 301-317.

Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR reanalysis 40-year project. Bull. Amer. Meteor. Soc. 77: 437-471.

Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.

Maunder, M. and G. Watters. submitted. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Draft manuscript submitted to the IATTC Bull.

Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-

Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 5-86.

Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish. 34: 1-24.

Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 205-272.

Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 341-455.

Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *In* Risk evaluation and biological reference points for fisheries management, edited by S.J. Smith, J.J. Hunt, and D. Rivard. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.

Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 320-340.

Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 421-482.

STATUS OF SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Mark N. Maunder and George M. Watters

CONTENTS

1. Executive summary 91
2. Data 91
3. Assumptions and parameters 94
4. Stock assessment 97
5. Stock status 101
6. Simulated effects of future fishing operations 101
7. Future directions 101
   Figures 103
   Tables 128
   Appendix: Additional results from the assessments 131
   References 145

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document presents the most current stock assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean (EPO), estimated with A-SCALA, an age-structured, statistical catch-at-length analysis. This method was used for the 2000 assessments of yellowfin and bigeye tuna in the EPO. This is the first application of the A-SCALA method to skipjack in the EPO, and it should be considered as preliminary.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches of several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Environmental influences on recruitment and fishing efficiency have also been considered in the assessment.

The recruitment of skipjack tuna to the fisheries in the EPO is variable, and appears to be related to sea-surface temperatures (SSTs). The levels of recruitment to the fishery, at the age of 9 months, are positively correlated with the SSTs at the time of spawning 9 months earlier. Fishing mortality is estimated to be low, and biomass fluctuates in response to the variations in recruitment. We did not find a relationship between thermocline depth and catchability in any of the fisheries.

The analysis indicates that a group of very strong cohorts entered the fishery in 1998 and that these cohorts increased the biomass and catches during 1999 and 2000. There is also an indication that the most recent recruitments are very low, which may lead to lower biomasses and catches. The lower SSTs may also indicate that the most recent recruitments will prove to be lower. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

We conducted several different analyses to test the sensitivity to the model assumptions. These models all gave similar trends in biomass and recruitment. Among the models, the estimates of absolute biomass, absolute recruitment, and the spawning biomass ratio (SBR) differed. However, they all indicated that the exploitation rate was low, that recruitment was highly variable, that recruitment drove the trends in biomass, and that fishing has had little effect on the biomass.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1981-December 2000 were used to conduct the stock assessment of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2000, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of 27 March 2001. All

data are summarized and analyzed on a monthly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Skipjack are fished in the EPO by purse seiners (in schools associated with floating objects and in unassociated schools) and by baitboats. Vessels of all sizes participate in these fisheries. Most of the catches are made between northern Baja California and southern Peru, but the catches are relatively low off southern Mexico. The fishery extends westward to about 140°W in equatorial waters. Fisheries associated with floating objects take place mostly off Central America and northern South America, but extend far offshore. The floating objects include both flotsam and fish-aggregating devices (FADs). The fisheries directed at unassociated schools take place mostly off Baja California and off Central America and northern South America. Only small amounts of skipjack are caught in sets on dolphin-associated tunas. Only larger vessels participate in this fishery.

Most of the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye prior to about 1960 were taken by baitboats. These vessels fished from Southern California to northern Chile. The fishery took place mostly within about 250 nautical miles of the coast and in the vicinity of a few offshore islands. There are only a few baitboats left now, all of which are registered in Ecuador, Mexico, or the United States (Anonymous, 2000: Table 2). These vessels are all small, and they fish relatively close to shore off Ecuador, northern Mexico, and Southern California.

Eleven fisheries are defined for the stock assessment of skipjack tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine and baitboat), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The skipjack fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery is illustrated in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also illustrated in Figure 2.1. We have ignored the longline fisheries because they capture a very minimal amount of skipjack. The baitboat fishery and the purse seine fishery that makes sets on schools associated with dolphins have been combined because they consist of only a small fraction of the total skipjack catch.

In general, fisheries are defined such that, over time, there is little change in the size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on FADs (Fisheries 1-2, 4, 8-9, and 11), and sets made on a mix of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 10).

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of skipjack, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1.

The IATTC staff has adopted three definitions relating to catch data; these terms are used throughout this report.

Landings – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and delivered to any landing facility at a subsequent time. (The landings are not necessarily delivered to the landing facility during the same time period that the fish were removed from the population.)

Discards – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and NOT delivered to any landing facility at a subsequent time. (These fish are generally thrown overboard.)

Catch – the total amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time (catch = landings + discards).

All three of these types of data are used to assess the stock of skipjack tuna. Removals by Fishery 7 are simply landings (Table 2.1). Removals by Fisheries 1-4 are landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2) (Table 2.1). The removals by Fisheries 5-6 are

landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Removals by Fisheries 8-11 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.2) (Table 2.1).

2.2.1. Catch

Trends in the catch of skipjack tuna in the EPO during each month between January 1981 and December 2000 are illustrated in Figure 2.2. The majority of catch of skipjack has been taken by purse-seine sets on skipjack associated with floating objects and by purse-seine sets on skipjack in unassociated schools. It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from January 1, 1981, and substantial amounts of skipjack were already being removed from the EPO by that time.

There has been substantial annual and monthly variation in the catches of skipjack tuna made by the surface fleet (Figure 2.2). This variation occurs in the total amount of catch, the spatial distribution of the catch, and in the set type of the catch. In general, catches of skipjack have been dominated by sets on floating objects and unassociated schools, with floating object sets increasing since 1993. There have been some extremely large catches in the central floating-object fishery (Fishery 2) and the southern unassociated fishery (Fishery 6) during 1999 and 2000.

2.2.2. Effort

The method that is used to estimate the amount of fishing effort, in days fished, exerted by purse-seine vessels is described by Watters and Maunder (2001).

Trends in the amount of fishing effort, in days fishing, exerted by the 11 fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO are plotted in Figure 2.3. There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by surface gears. Fishing effort directed at tunas associated with floating objects (Figure 2.3, Fisheries 1-4) was relatively stable during 1981-1993, except that the effort in the early 1980s was greater for the northern offshore floating-object fishery. The effort has increased substantially since 1993 in all the floating-object fisheries except the coastal fishery (Figure 2.3, Fisheries 1, 2, and 4). Fishing effort directed at tunas in unassociated schools has remained relatively stable in the southern fishery (Figure 2.3, Fishery 6), but was reduced in the northern fishery during the late 1980s and early 1990s. It is assumed that the fishing effort in Fisheries 8-11 is equal to that in Fisheries 1-4 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 8-11 are derived from those taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.3). Because Fishery 7 is a combination of both dolphin-associated purse-seine sets and baitboats, and these methods represent only a small fraction of the total skipjack catch in the EPO, the effort is assumed constant for this fishery, and this fishery is not used to provide information on biomass.

The large month-to-month variations in fishing effort illustrated in Figure 2.3 are partly a result of how fisheries have been defined for the purposes of stock assessment. Fishing vessels often tend to fish in different locations at different times of year, and, if these locations are widely separated, this behavior can cause fishing effort in any single fishery to be more variable.

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that skipjack tuna are discarded from catches made by purse-seine vessels for one of two reasons. First, skipjack may be discarded because of inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel). Second, they may be discarded because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of skipjack discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (submitted). Regardless of the reason that skipjack are discarded, it is assumed that all discarded fish are killed.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to all the catches made by purse-seine vessels. No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993, and it is assumed that there were no discards during this period. For surface

fisheries, excluding baitboats, that have operated since 1993 (Fisheries 1-6), there are periods when observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/landings) is equal to the discard rate for the closest time period when observer data were sufficient to estimate the discards. The addition of discards to catches from the purse-seine fleet was not done in previous assessments of skipjack tuna in the EPO. No observer data are available to estimate the discards for the baitboat fishery (contained within Fishery 7), and it is assumed that there are no discards in this fishery.

Discards that result from the process of sorting the catch in the floating-object fisheries (Fisheries 1-4) are treated as separate fisheries (Fisheries 8-11). It is important to treat these discards separately because the size-composition data collected from port sampling (see Section 2.3) cannot provide information about the size of these discarded fish. Thus, discards that result from sorting the catch represent removals for which size compositions must be obtained at sea. IATTC observers collect limited information on the sizes of discarded tunas. All that is known about the fish that are discarded during sorting is that they are mostly small fish that weigh less than about 2.5 kg. By creating fisheries whose catch is composed exclusively of small, discarded fish, it is possible to conduct a stock assessment without detailed data on the size composition of the discards. This is possible because the small fish that are discarded during sorting are likely to belong to only one or a few age classes. The catches taken by Fisheries 8-11 (Figure 2.2) are currently the best estimates of the amount of fish discarded by sorting the catches taken by Fisheries 1-4. Estimates of the amount of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take skipjack associated with floating objects (Fisheries 1-4) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO all catch skipjack tuna of similar sizes (35-75 cm). The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is illustrated in Figure 2.4.

Data on the size compositions of discards from fisheries that catch skipjack in association with floating objects (Fisheries 8-11) are limited. IATTC observers collect information on the size composition of the discards, but they do not currently measure the fish. The observers categorize the fish into the following groups: large (greater than 15 kg), medium (2.5-15 kg), and small (less than 2.5 kg). It is assumed that the catches in Fisheries 8-11 are composed entirely of fish in the small category. Thus, using the weight-length relationship presented in Section 3.1.1, this assumption implies that the catches in Fisheries 8-11 are composed entirely of fish less than about 51 cm in length (less than about 16 months old). It is assumed that skipjack are recruited to the discard fisheries when they are about 9 months old and about 30 cm in length and are not vulnerable to those fisheries after they reach 15 months of age.

2.4. Auxiliary data

No auxiliary data (*e.g.* data from tagging studies) were used in the current assessment of skipjack tuna in the EPO.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The IATTC staff has used a growth rate of 24 cm per year, from Forsbergh (1989), in its yield-per-recruit modeling of skipjack. Bayliff (1988) used tagging data to calculate the following estimates for the parameters of the von Bertalanffy growth equation:

Method	K (annual)	L_∞(mm)
ungrouped	0.658	885
grouped	0.829	846

(With the grouped method all fish that were in the same size-at-release (275-324 mm, 325-374 mm, *etc*.) and time-at-liberty (31-40 days, 41-50 days, *etc*.) groups were combined and treated as single fish to reduce the influence of groups containing large numbers of fish.) Estimates of the lengths of fish at various ages, calculated from the above estimates of the parameters, are shown in Table 3.1.1a. It should be noted, however, that the results of sensitivity analyses performed by Bayliff (1988) indicated that the estimates of the parameters were imprecise. We use the grouped estimates of Bayliff (1988) with the assumption that a 30 cm skipjack is 9 months old. This assumption is based on evidence that skipjack produce about 0.8 rings on their otoliths each day (Wild and Foreman 1980) and a 30-cm skipjack has about 210 rings (Uchiyama and Struhsaker 1981).

The weight-length relationships of skipjack in the EPO is $W = 5.5293\text{x}10^{-6}\ L^{3.336}$, where W = weight in kg and L = length in cm (Hennemuth, 1959).

3.1.2. Recruitment and reproduction

Information on the reproduction of skipjack in the EPO is given by Anonymous (1998: 26) and Schaefer (2001). Spawning is fairly widespread between about 15°N and 10°S from the coast of the Americas to about 130°W at sea-surface temperatures (SSTs) equal to or greater than 24°C. It is assumed that skipjack tuna can be recruited to the fishable population during every month of the year.

No strong assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the stock assessment of skipjack. An assumption is made, however, about the way that recruitment can vary around its average level. It is assumed that recruitment should not be less than 25 percent of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1 percent of the time. These constraints imply that, on a monthly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 8 years.

Skipjack tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 30 cm (about 9 months old) (see Section 2.3). At this size (age), the fish are vulnerable to being discarded from fisheries that catch fish in association with floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 8-11).

The proportion of females in each age-class which are mature is used to estimate the spawning biomass of the stock. All females above age 1 year are assumed to be mature. The sex ratio is assumed to be 50-50, based on the data from Schaefer (2001).

3.1.3. Movement

Information of the movements of skipjack in the EPO is given by Schaefer *et al.* (1961), Fink and Bayliff (1970), and Hunter *et al*. (1986). The percentage of skipjack released in the western Pacific that were at liberty 0 to 30 days, 31 to 180 days, and more than 180 days that traveled more than 500 nautical miles are 0, about 5, and about 30, respectively. Twenty-seven tagged skipjack released in the EPO have been recaptured in the central or western Pacific (Bayliff, 1988: Appendix 2), but no tagged skipjack released in the central or western Pacific have been recaptured in the EPO. It should be recognized that the amounts of tagged fish recaptured at various locations are dependent on the amounts of fishing effort in those locations. If tagging experiments are initiated where the fishing effort is heavy the distances moved by the fish that are recaptured are likely to be less than they would have been if the tagged fish had been released in areas of both heavy and light fishing. Nevertheless, for the purposes of the current assessment, it is assumed that skipjack move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the start of each month of the year.

3.1.4. Natural mortality

Attempts to estimate the natural mortality rate (*M*) of skipjack, and the many problems associated with these studies, are discussed by Wild and Hampton (1994). The IATTC staff has used a value of 1.5, on an annual basis, for *M* in yield-per-recruit analyses (Anonymous, 2000: 69). In contrast to yellowfin and bigeye tuna, skipjack do not show an increase in the proportion of males for older fish (Schaefer 2001). Hampton (2000) showed, using tagging data, that estimates of natural mortality for skipjack in the western Pacific Ocean (WPO) showed higher levels for old and young individuals. The results showed much higher natural mortality rates for skipjack of sizes less than 40 cm and greater than 70 cm. We use the estimates from the WPO (Hampton 2000) to develop a age-specific natural mortality curve to use in the assessment (Figure 3.1). Hampton's estimates of high natural mortality for old skipjack may be an artifact of the tagging data due to older fish moving out of the fishery. Therefore we have assumed that natural mortality is constant over old ages. Hampton's estimates of high natural mortality for young skipjack may also be an artifact of the tagging data due to tagging mortality, so we assume a lower natural mortality.

3.1.5 Stock structure

Skipjack occur throughout the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean, and it is known that there is considerable exchange of fish among areas. The stock structure of skipjack has been studied by various methods, including analyses of catch statistics, life history, tagging, biochemical genetic data, and data on the chemical composition of the otoliths of the fish. Research in these fields has been conducted by many organizations, including the IATTC, the South Pacific Commission (now the Secretariat of the Pacific Community; SPC), the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), and various organizations in Japan. The research results pertinent to a solution to this problem were examined by Argue (1981), and the conclusions were discussed in detail by Anonymous (1984: 88-91). In summary, there were two principal hypotheses for skipjack in the Pacific Ocean. The separate-subpopulation hypothesis stated that there are two or more genetically-distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis stated that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but that there is isolation by distance, *i.e.* the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. It was concluded by Argue (1981) that the available data did not favor either the separate-subpopulation or the clinal hypothesis. Subsequent studies, described by Anonymous (1995: 69-71) have not furnished information that would serve better as the basis for management decisions. (Those studies should not be considered as futile, however, as the information from them may eventually be combined with information to be gathered in the future to achieve a greater understanding of the stock structure of skipjack in the Pacific Ocean.) For the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

The influences of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack in the EPO are discussed by Forsbergh (1989). The abundance of skipjack larvae in the central and western Pacific approximately doubles with each 1-degree increase in SST from 23°C to a maximum of 29°C. The catches per unit of effort (CPUEs) of skipjack by commercial fishing gear in the EPO are positively correlated with the SSTs in the central Pacific 18 months previously. The catches of skipjack by surface gear tend to be reduced during El Niño episodes, however, due to the fact that during such times the depth of the thermocline increases, so that the fish spend less time at the surface than during anti-El Niño years (Joseph and Miller, 1989).

The current stock assessment includes the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of skipjack tuna in the EPO. To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of skipjack in the EPO, a temperature variable is incorporated into the stock assessment model, and it is determined whether there is a statistically-significant relationship between this

temperature variable and estimates of recruitment. For the current assessment, SST anomalies in an area combined of two boxes from 20°N-10°S latitude and 100°W-150°W longitude and 10°N-10°S latitude and 85°W-100°W longitude are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The temperature data were included in the model, based on the month during which the fish were hatched. The data are posted on the Internet (http://Ingrid.ldeo.Columbia.edu) by the U.S. National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Centers for Environmental Prediction, and made available through the Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction Data Library.

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1. It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear. For example, current shear changes the shape of tuna longlines and affects how deep this gear can effectively fish (Mizuno *et al.* 1997). In the current assessment of skipjack tuna in the EPO it is assumed that environmental conditions might affect the efficiency of the surface fisheries that catch skipjack (Fisheries 1-6). Therefore, we included this as an explanatory covariate of catchability for these fisheries. We hypothesize that during periods when the thermocline is shallow, skipjack are more likely to be near the surface and therefore more likely to be detected and caught by purse seiners. Therefore, we included an approximation to thermocline depth, the depth of the 20˚ isotherm, as an explanatory covariate of catchability for these fisheries (Fisheries 1-6). Analyses are carried out to determine whether there are statistically-significant relationships between these data and estimates of the efficiency of various fisheries. For the current assessment, thermocline depth anomalies for "core areas" inside the fishery boundaries (illustrated in Figure 2.1) were included as candidate environmental variables. The boundaries of these core areas are provided in Table 3.1, and the data were obtained from that same source that was used for recruitment.

It should be noted that environmental conditions were assumed not to affect the efficiencies of the fisheries that catch skipjack from the discard fisheries (Fisheries 8-11) or the combined baitboat and dolphin-associated fishery (Fishery 7). This assumption was made because the catch and effort data from these fisheries are assumed to be so variable or so few that they cannot provide the information needed to determine whether there is a significant environmental effect (see Section 4).

4. STOCK ASSESSMENT

An age-structured population dynamics model A-SCALA (Maunder and Watters, submitted) and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of the skipjack tuna stock in the EPO. This method was used in the 2000 assessments for yellowfin (Maunder and Watters 2001) and bigeye (Watters and Maunder 2001) tuna in the EPO. The model is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term "statistical" indicates that the method implicitly recognizes that data collected from fisheries do not perfectly represent the population; there is uncertainty in our knowledge about the dynamics of the system and about how the observed data relate to the real population. The assessment model uses monthly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the stock assessment model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After the parameters of the model have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock. Skipjack have a higher natural mortality rate than yellowfin and bigeye tuna, so a monthly timeframe is needed to allow information from individual cohorts to be extracted from the length-frequency data.

Since fisheries data are complex, the ways in which the model is fitted to the observed data are constrained. It is fitted by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize the likelihood of having observed the catch and size-composition data, given the amount of fishing effort exerted by each fishery. This likelihood is calculated under a set of constraints. Many of these constraints are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model to observed data on skipjack tuna:

1. The discard fisheries (Fisheries 8-11) should catch only fish of the first few age classes.
2. If a fishery can catch fish of a particular age, it should be able to catch fish that are of somewhat lesser and greater ages.
3. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change slightly from month to month. On average, the events that cause the fishing mortality to be slightly higher or lower should cancel one another out.
4. The data for fisheries whose catch is composed of discards from sorting (Fisheries 8-11) and the combined dolphin associated and baitboat fishery (Fishery 7) provide relatively little information about biomass levels.

It is important to note that the assessment model can, in fact, make predictions that do not adhere strictly to the constraints above, nor to those outlined in Section 3. The constraints are designed so that they can be violated if the observed data provide good evidence against them.

The A-SCALA model has a variety of possible parameter and model structure formulations that can be used. We applied many of these different formulations to the skipjack population in the EPO (see section 4.4). These models all gave similar trends in biomass and recruitment. Among the models, the estimates of absolute biomass and the spawning biomass ratio (SBR) differed. However, they all indicated that the exploitation rate was low, that recruitment was highly variable, and that recruitment drove the trends in biomass. We present two of the models investigated.

Assessment 1

The first model has the estimated and fixed parameters described below. The fishing mortality used to estimate the initial conditions is calculated as the average fishing mortality over the first 2 years. Deviations around the numbers at age in the initial conditions are estimated for the first 10 age classes.

Assessment 2

The second model is the same as Assessment 1, except that the fishing mortality used to estimate the initial conditions is calculated as the average fishing mortality over the first 10 years, and there are no deviations around the numbers at age in the initial conditions. In this analysis the initial conditions are estimated to be similar to what would be expected under average conditions in an unexploited population.

The following parameters have been estimated for the current stock assessment of skipjack tuna in the EPO:

1. recruitment to the fishery in every month from January 1981 through December 2000 (This includes estimation of average recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);
2. monthly catchability coefficients for the 11 fisheries that take skipjack from the EPO (This includes estimation of environmental effects and random effects.);
3. selectivity curves for 7 of the 11 fisheries (Fisheries 8-11 have an assumed selectivity curve.);
4. initial population size and age structure;
5. amount of variation in length at age.

The values of the parameters in the following list are assumed to be known for the current stock assessment of skipjack in the EPO.

1. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. mean length at age (Figure 3.2);
3. maturity of females at age;
4. sex ratio at age;
5. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 8-11).

4.1. Indices of abundance

The CPUEs of the 11 fisheries defined for the current assessment of skipjack in the EPO are illustrated in Figure 4.1. A discussion of this figure is provided in the following two paragraphs, but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

There has been substantial variation in the CPUEs of skipjack tuna of the surface fleet (Figure 4.1, Fisheries 1-6). Prior to 1993, the CPUEs for floating-object sets were fairly consistent, but since then the CPUE has increased, except in the coastal fishery (Fishery 3), and has been particularly high in the most recent years (Figure 4.1, Fisheries 1-4). The CPUEs of skipjack captured in unassociated schools (Figure 4.1, Fisheries 5 and 6) are generally higher in the late 1980s and the late 1990s, with very high CPUEs in 1999 and 2000 for the southern fishery (Fishery 6) and in 1995 and 1999 for the northern fishery (Fishery 5). The northern unassociated fishery has shown more variation. Due to the short time period of the fisheries that discarded skipjack from sorting the catches of Fisheries 1-4 (Figure 4.1, Fisheries 8-11), it is not possible to determine whether there were any trends in CPUE for these fisheries. The combined baitboat and dolphin-associated fishery (Fishery 7) is not presented because we assumed constant effort for this fishery.

4.2. Assessment results

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data for the 11 fisheries that catch skipjack tuna in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly. The 11 time series of skipjack catches predicted with the A-SCALA method are almost identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely, because it is difficult to estimate biomass if the total amount of fish removed from the stock is not well known.

It is also important to predict the size-composition data as accurately as possible, but, in practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the total catch. Accurately predicting the size composition of the catch is important because these data contain most of the information that is necessary for modeling recruitment and growth, and, thus, for estimating the impact of fishing on the stock. Predictions of the size compositions of skipjack tuna caught by Fisheries 1-7 are summarized in Figure 4.2. This figure simultaneously illustrates the average observed size compositions and the average predicted size compositions of the catches for these seven fisheries. (It should be recalled that the size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 8-11 are not included in this discussion.) The predicted size compositions for all the fisheries with size-composition data (Fisheries 1-7) are good (Figure 4.2). A description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3.

The results presented in the following section are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change, and (3) this is only a preliminary analysis, and future modifications are likely.

4.2.1. Fishing mortality

The estimates of fishing mortality differ between the two assessments. We did not find a relationship between thermocline depth and catchability in any of the fisheries.

Assessment 1

The fishing mortality is much higher at the very start and very end of the modeling time period than during the rest of the time period. During most of the time period, the fishing mortality is extremely low, at around 0.01 per month. The age-specific fishing mortality is higher for intermediate ages (13-23 months). The estimates of age-specific selectivity show that floating object fisheries, except the southern offshore fishery (Fishery 1), select older skipjack than do the unassociated fisheries. These same fisheries

show a double hump in the selectivity. For this analysis we assumed that selectivity is constant for all fish 24 or more months old. The catchability is estimated to have been much higher at the start and the end of the modeling time period for all the main surface fisheries. This is consistent with the estimates of fishing mortality, which show a similar pattern.

Assessment 2

The fishing mortality is higher in the last two years than during the rest of the time period. During most of the time period, the fishing mortality is extremely low, at about 0.003 per month. The age-specific fishing mortality is higher for intermediate ages (13-27 months). The estimates of age-specific selectivity show that floating-object fisheries, except the southern offshore fishery (Fishery 1), tend to select older skipjack than do the unassociated fisheries. Most fisheries show a double hump in the selectivity. The catchability is estimated to have been higher during the last two years than during the rest of the time period. This is consistent with the estimates of fishing mortality, which show a similar pattern.

4.2.2. Recruitment

The abundance of skipjack tuna being recruited to fisheries in the EPO appears to be positively correlated with SST anomalies at the time when these fish were hatched (Figure 4.6, left panel). However, SST does not explain all the variation in recruitment. It is possible that other oceanographic variables influence the recruitment, and the IATTC staff intends to consider other environmental indices as candidates for explaining the variation in recruitment. This will include trying to determine whether the environmental index should be based on conditions during the early juvenile phase, rather than solely during the larval phase. Identifying one or more environmental variables that are correlated with recruitment would be useful for making predictions about future recruitments.

Over the range of predicted biomasses shown in Figure 4.8, the abundance of skipjack recruits appears to be unrelated to the biomass of spawners at the time of spawning. (Spawners are defined as female skipjack that are mature; see section 3.1.2) (Figure 4.6, right panel).

The estimated time series of skipjack recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur in each year is presented in Table 4.1. The most conspicuous features of this time series is the very high variation in recruitment from month to month and the large recruitments to the fishery in 1983, 1994-95, and 1998. The analysis indicates that a group of very strong cohorts entered the fishery in 1998 and that these cohorts increased the biomass and catches during 1999 and 2000. There is also an indication the most recent recruitments are very low, which may lead to lower biomasses and catches. The lower SSTs may also indicate that the most recent recruitments will prove to be lower. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

There is very little difference in the relative trends in recruitment between the two assessments, but Assessment 2 indicates much higher absolute recruitment.

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of skipjack tuna that are one or more years old. The trends in the biomass of skipjack in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The biomass has been highly variable during the period 1981 to 2000. Biomass was estimated to be at a very low level in 1981 and increased very rapidly, peaking in 1985, then the fell substantially in 1986. It has fluctuated since then, with high levels during 1995 and 1999. The biomass was estimated to have reduced substantially during 2000.

There is very little difference in the relative trends in biomass between the two assessments, however Assessment 2 has much higher absolute biomass.

4.2.4. Average weights of fish in the catch

The overall average weights of the skipjack tuna caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 3 kg for most of the period from 1981 to 1999, and are similar among fisheries (Figure 4.10). However, for Assessment 1 the average weight was lower in the early 1980s, when the fishing mortality rate was estimated to be high.

4.3. Comparisons to external data sources

No external data are available to compare with the results of this study.

4.4. Sensitivity to assumptions

We conducted a number of different analyses to test the sensitivity to the model assumptions. These models all gave similar trends in biomass and recruitment. Among the models, the estimates of absolute biomass, absolute recruitment, and the spawning biomass ratio (SBR) differed. However, they all indicate that the exploitation rate was low, that recruitment was highly variable, and that recruitment drove the trends in biomass. The assumptions were as follows:

1. high natural mortality for old skipjack;
2. monotonic selectivity for the floating object fisheries;
3. no constraint on recruitment deviations;
4. estimated fishing mortality rate used to generate initial conditions.

4.5. Summary of the results from the assessment model

The recruitment of skipjack tuna to the fisheries in the EPO is variable, and appears to be related to SSTs. The levels of recruitment to the fishery, at the age of 9 months, are positively correlated with the SSTs at the time of spawning 9 months earlier. Fishing mortality is estimated to be low, and biomass fluctuates in response to the variations in recruitment. We did not find a relationship between thermocline depth and catchability in any of the fisheries.

The analysis indicates that a group of very strong cohorts entered the fishery in 1998, and that these cohorts increased the biomass and catches during 1999 and 2000. There is also an indication the most recent recruitments are very low, which may lead to lower biomasses and catches. The lower SSTs may also indicate that the most recent recruitments will prove to be lower. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

We conducted several different analyses to test the sensitivity to the model assumptions. These models all gave similar trends in biomass and recruitment. Among the models, the estimates of absolute biomass, absolute recruitment, and the spawning biomass ratio (SBR) differed. However, they all indicated that the exploitation rate was low, that recruitment was highly variable, that recruitment drove the trends in biomass, and that fishing has had little effect on the biomass.

5. STOCK STATUS

Stock status was not evaluated for skipjack.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

Simulations of the effects of future fishing operations were not carried out for skipjack.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch skipjack tuna in the EPO. New data collected during 2001 and updated data for 2000 will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff also intends to screen other types of environmental data for use in the stock assessment model.

The IATTC staff intends to continue developing the assessment for skipjack. If an acceptable assessment is obtained, stock status will be evaluated, and simulations of the effects of future fishing operations will be carried out.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained from the tagging studies that the IATTC staff has conducted over the years can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of skipjack abundance from the CPUEs of purse seiners fishing in the EPO. If this work is successful, the results will, as far as possible, be integrated into future stock assessments.

The IATTC staff also intends to develop methods for estimating uncertainty in AMSY-based quantities.

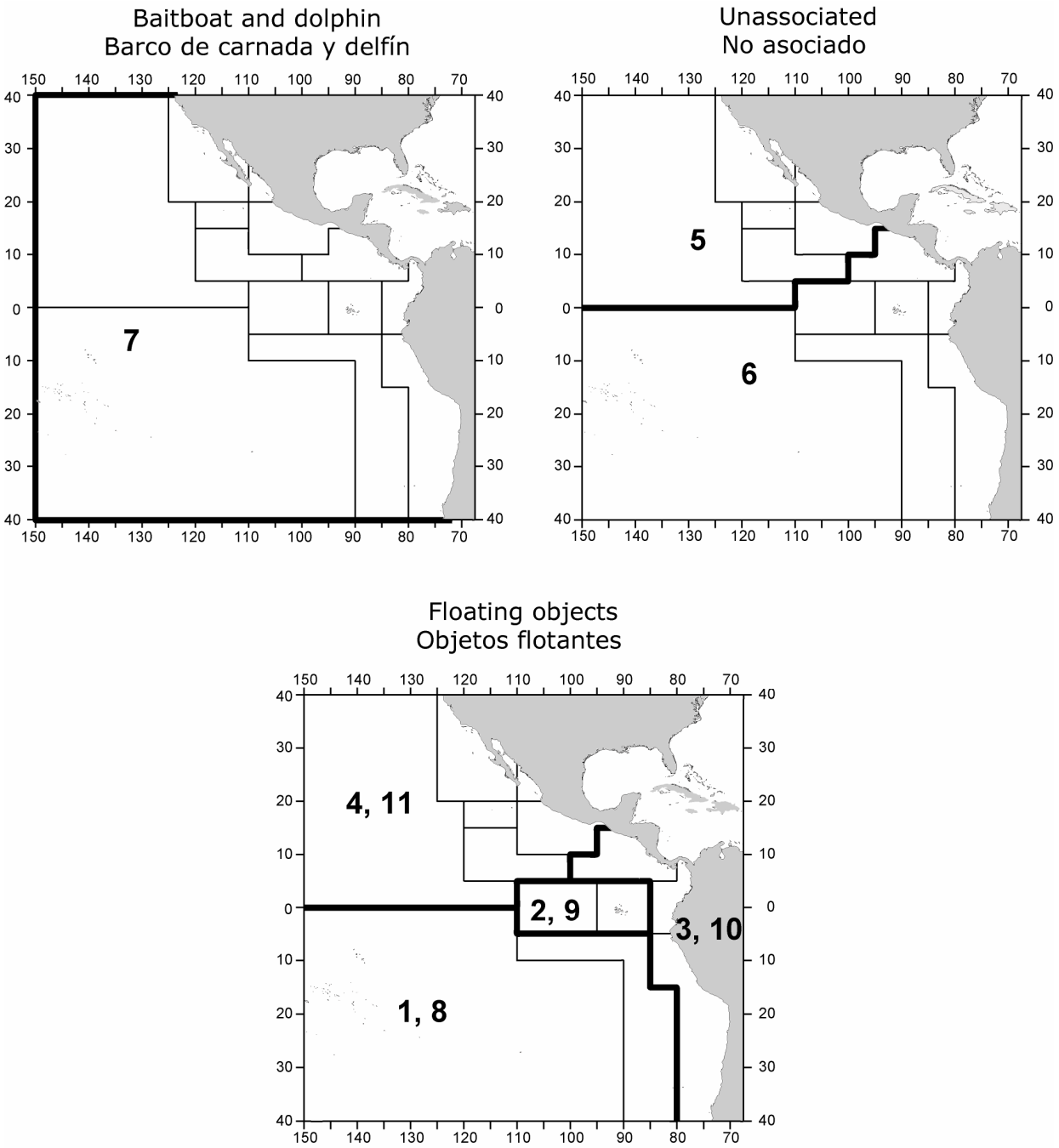

FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún barrilete en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

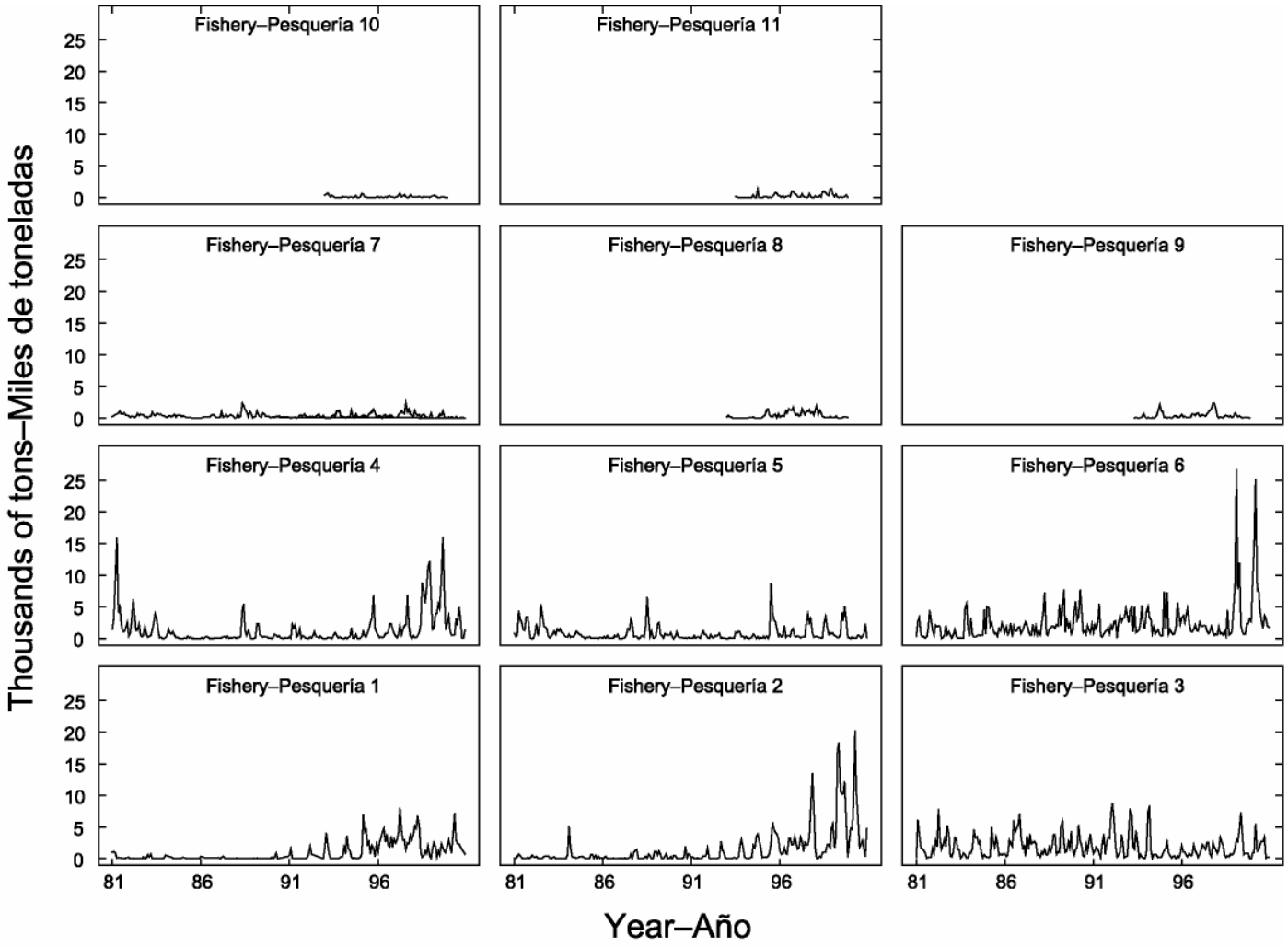

FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a monthly basis, there are twelve observations of catch for each year.

FIGURA 2.2. Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por mes, hay doce observaciones de captura para cada año.

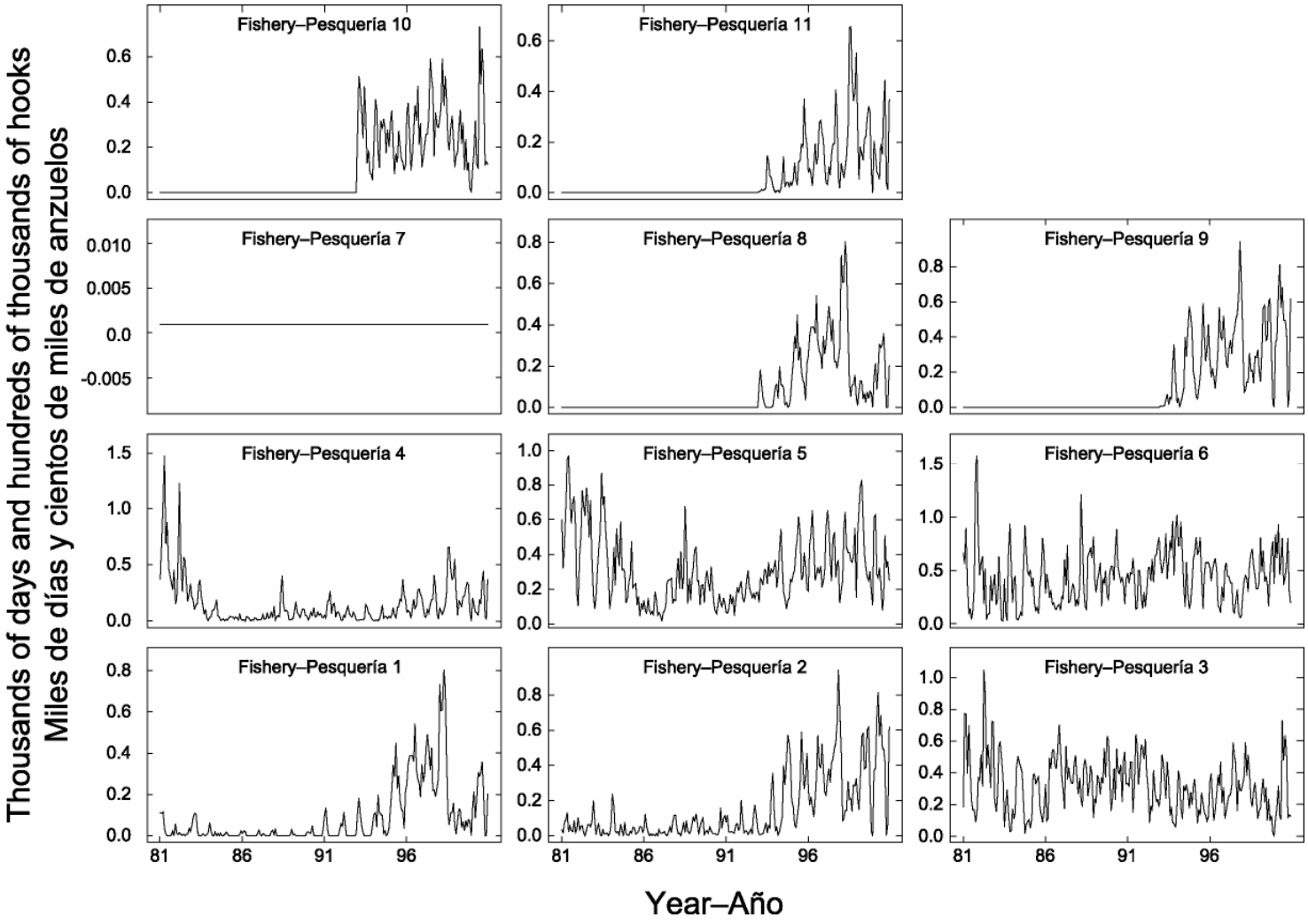

FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a monthly basis, there are twelve observations of effort for each year. The effort is in days fished. Constant effort was assumed for Fishery 7.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por mes, hay doce observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo en días de pesca. Se supuso un esfuerzo constante para la Pesquería 7.

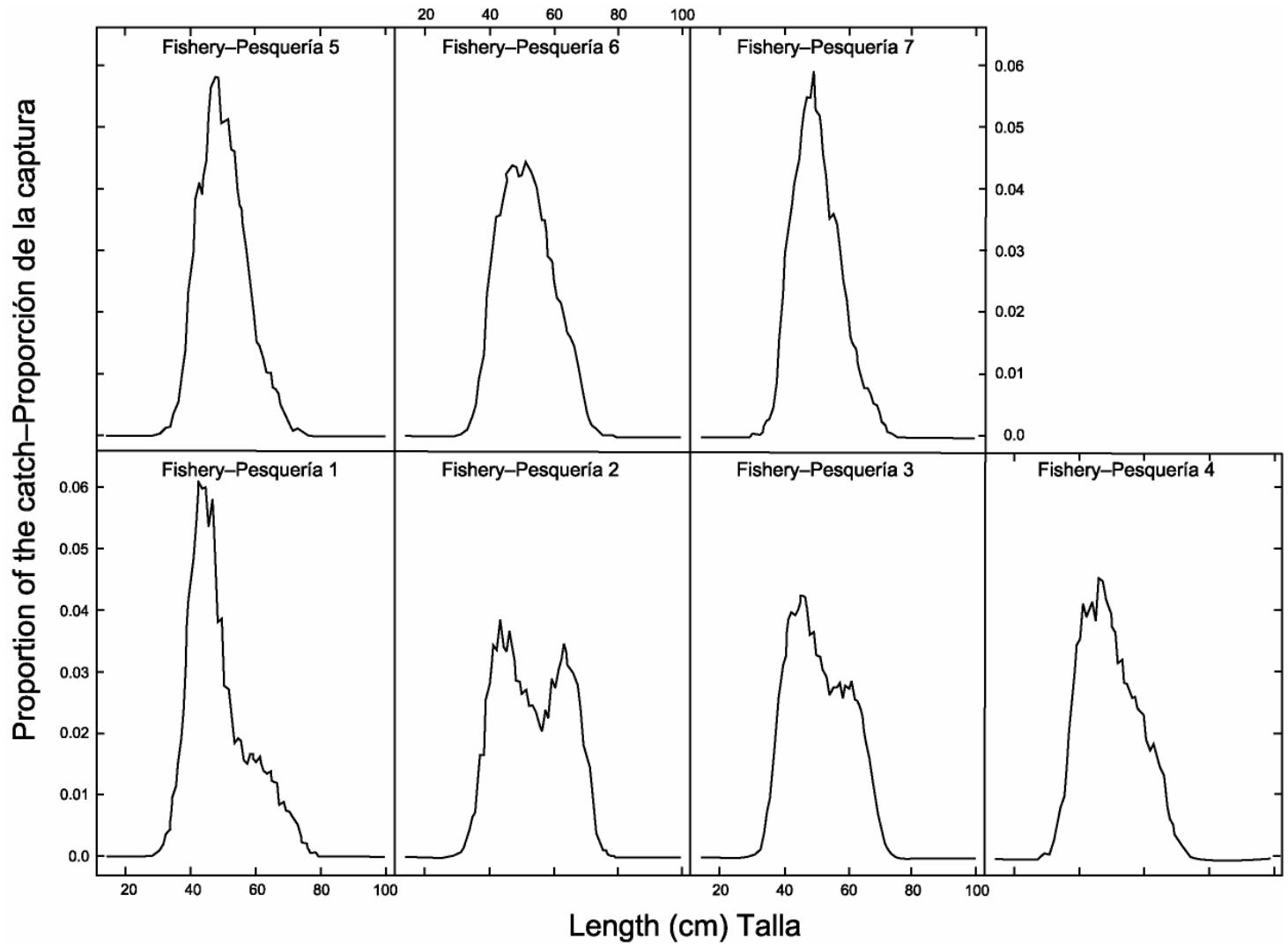

FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches made by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1981 through December 2000.

FIGURA 2.4. Composición media por tamaño de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Los datos abarcan el período de enero de 1981 a diciembre de 2000.

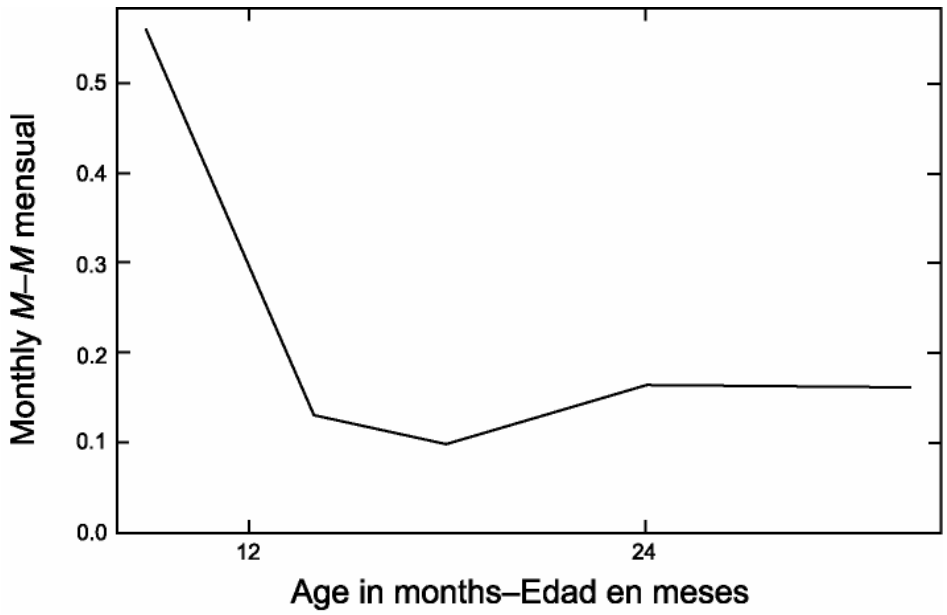

FIGURE 3.1. Natural mortality (*M*) rates, at monthly intervals, used for the assessment of skipjack tuna in the EPO.
FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (*M*), a intervalos mensuales, usadas para la evaluación del atún barrilete en el OPO.

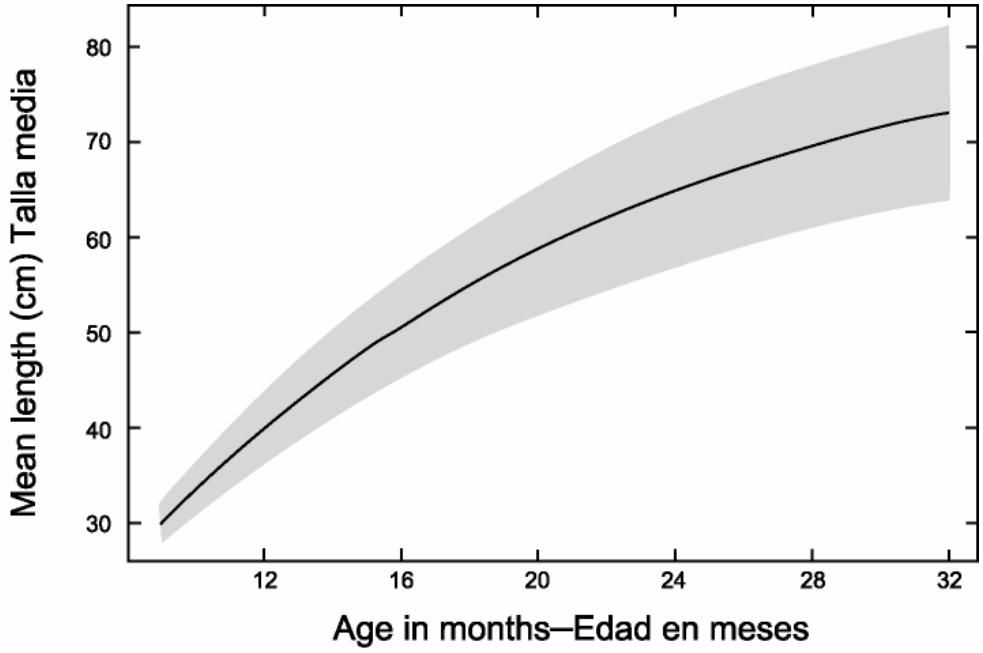

FIGURE 3.2. Growth curve used for the assessment of skipjack tuna in the EPO. The shaded area represents the variance of length-at-age (plus and minus two standard deviations).
FIGURA 3.2. Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún barrilete en el OPO. La zona sombreada representa la varianza de la talla a edad (más y menos dos desviaciones estándar).

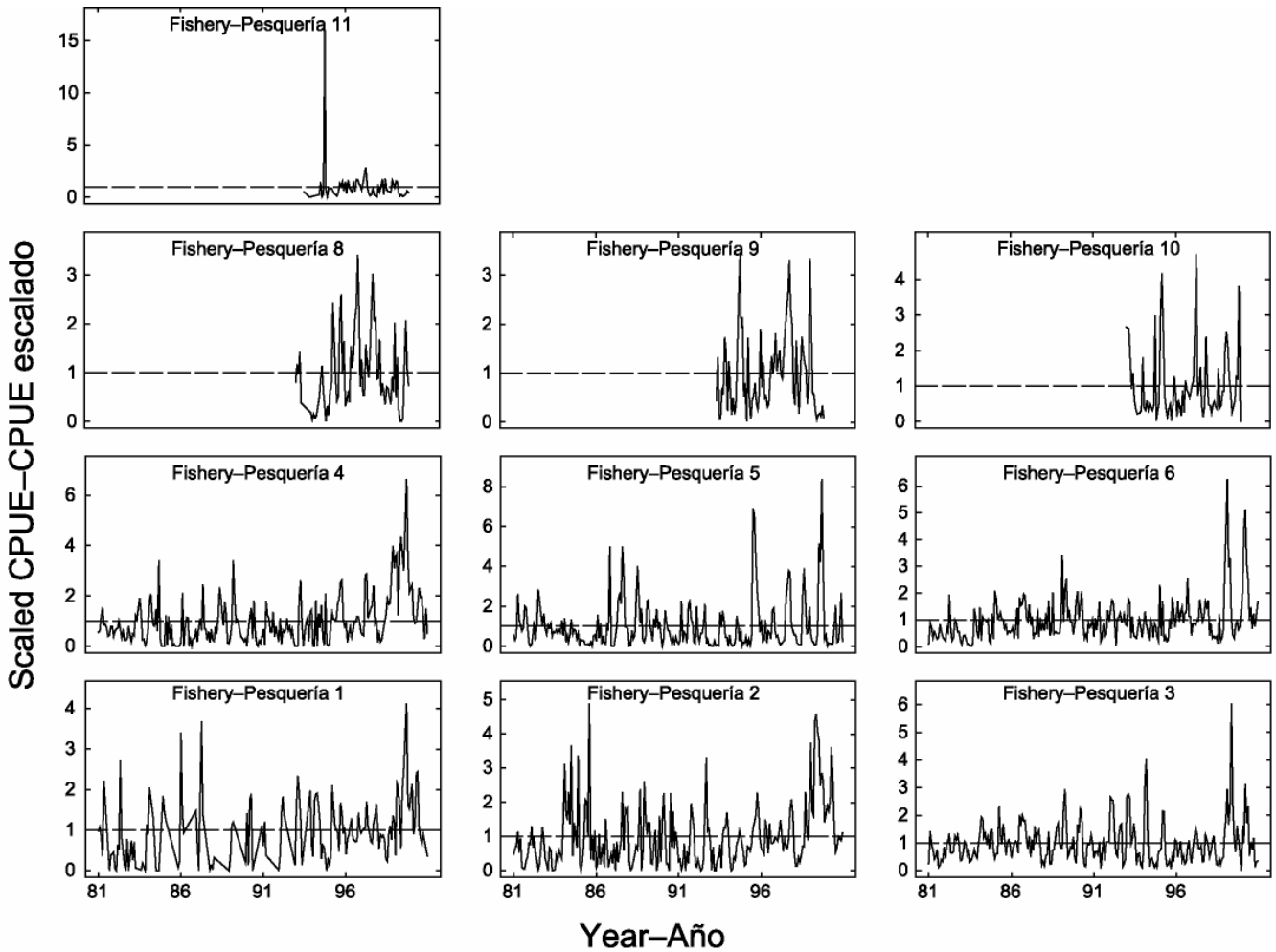

FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a monthly basis, there are twelve observations of CPUE for each year. The CPUEs are in kilograms per day fished. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. It should be noted that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por mes, hay doce observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE en kilogramos por día de pesca. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

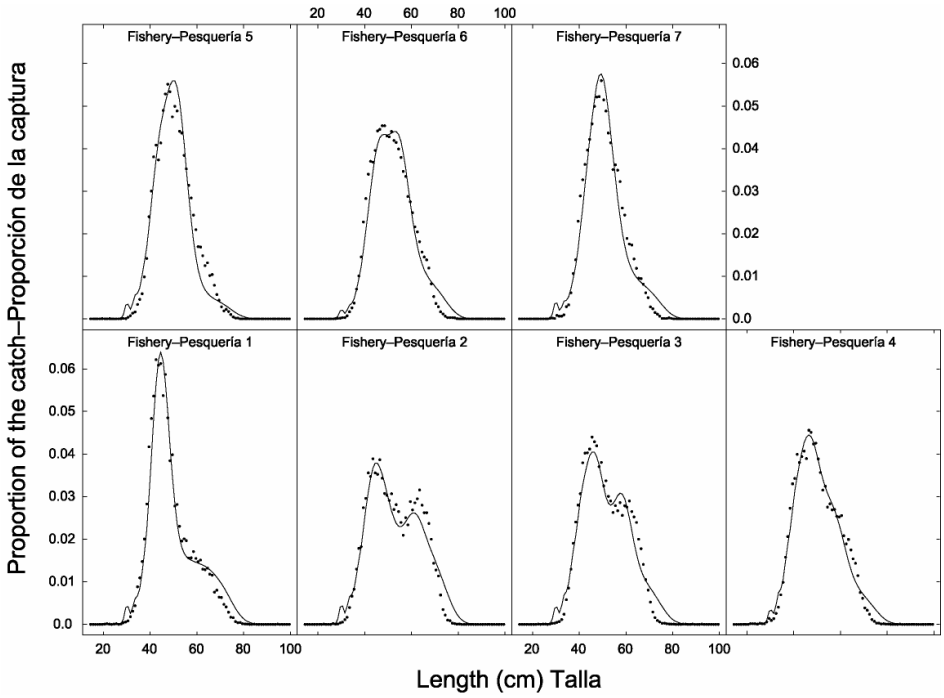

FIGURE 4.2a. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for Assessment 1.
FIGURA 4.2a. Composición media por tamaño observada (círculos sólidos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la Evaluación 1.

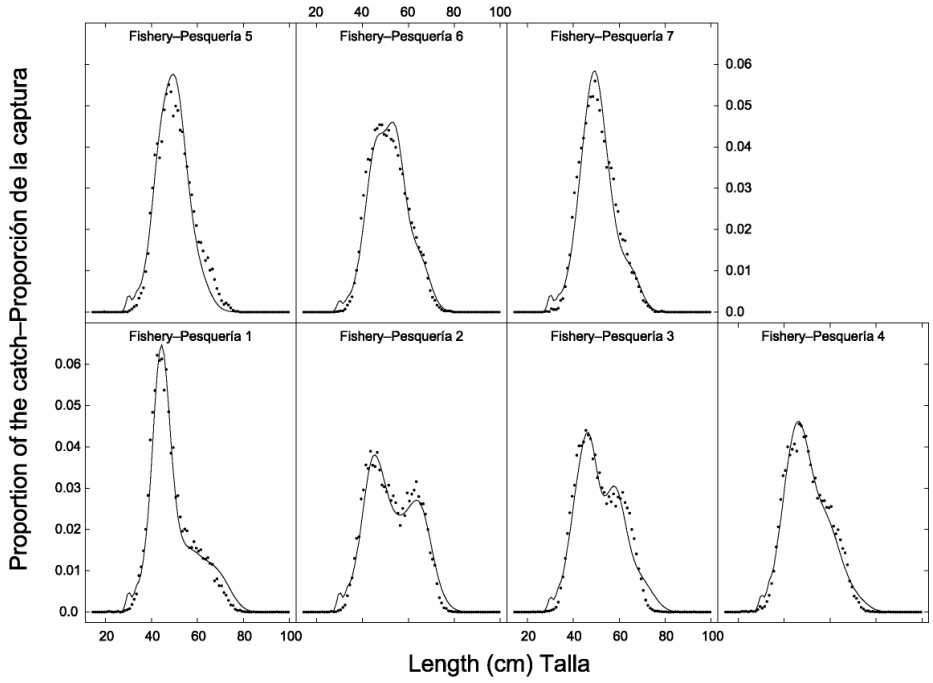

FIGURE 4.2b. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for Assessment 2.
FIGURA 4.2b. Composición media por tamaño observada (círculos sólidos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la Evaluación 2.

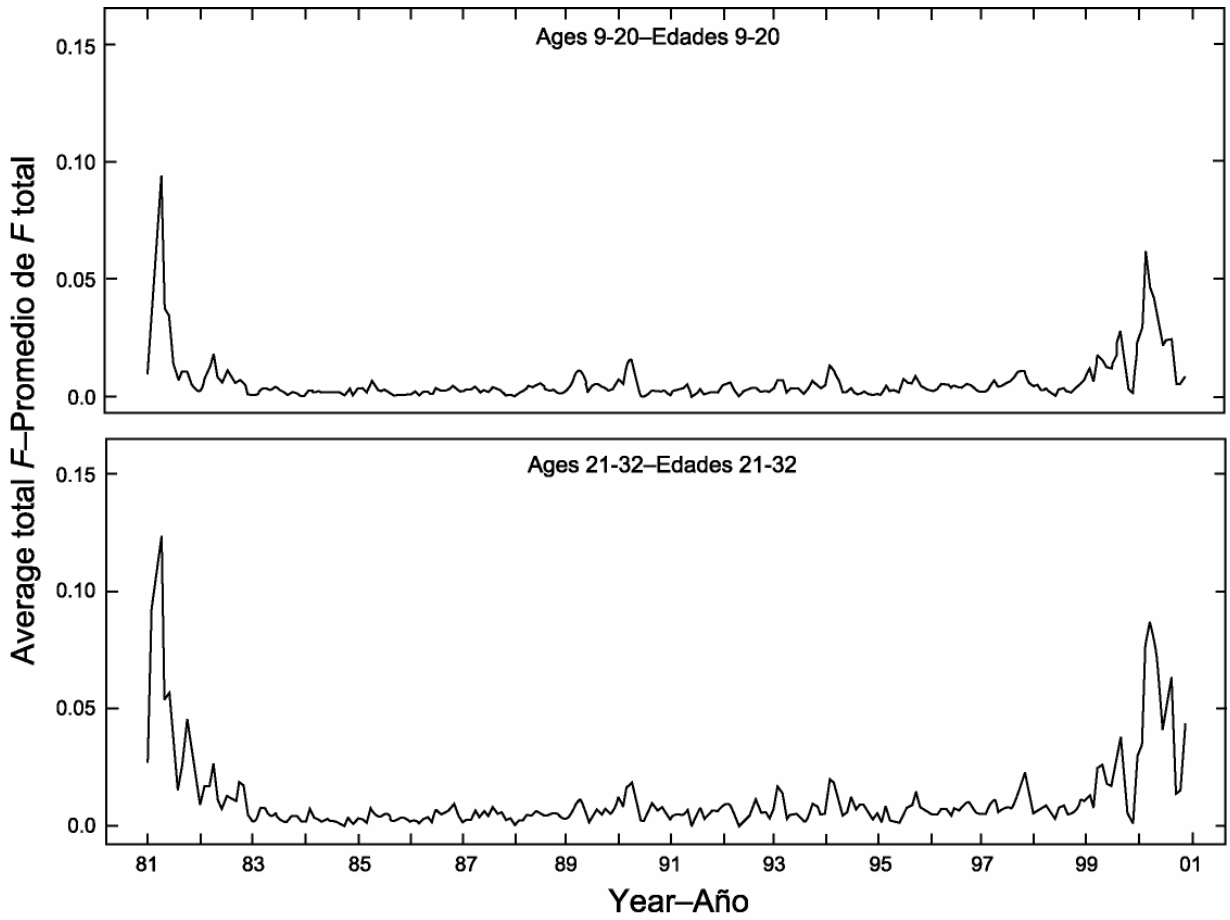

FIGURE 4.3a. Time series of average total monthly fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from Assessment 1. Each panel illustrates an average of twelve monthly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 9-20 months old.

FIGURA 4.3a. Series de tiempo de la mortalidad por pesca mensual total media de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 1. Cada recuadro ilustra un promedio de doce vectores mensuales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 9 y 20 meses de edad.

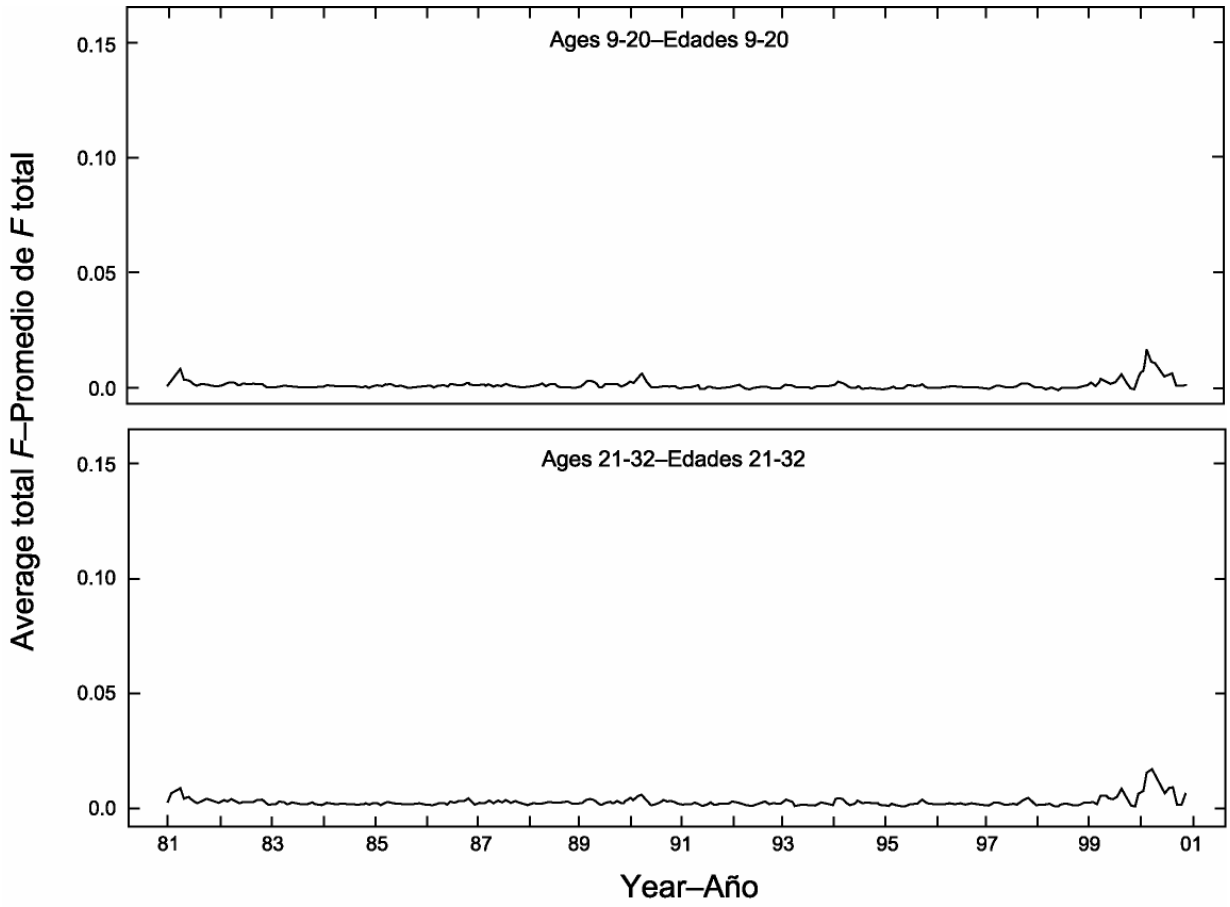

FIGURE 4.3b. Time series of average total monthly fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from Assessment 2. Each panel illustrates an average of twelve monthly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 9-20 months old.

FIGURA 4.3b. Series de tiempo de la mortalidad por pesca mensual total media de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 2. Cada recuadro ilustra un promedio de doce vectores mensuales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 9 y 20 meses de edad.

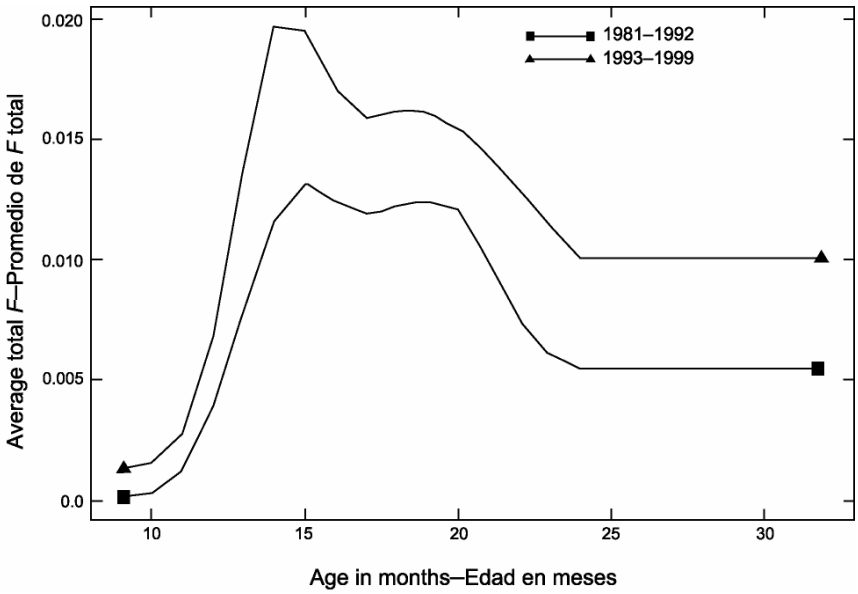

FIGURE 4.3c. Average age-specific fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from Assessment 1. The estimates are separated into before and after the expansion of the floating object fisheries.

FIGURA 4.3c. Mortalidad por pesca media por edad de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 1. Se separan las estimaciones en antes y después de la expansión de las pesquerías de objetos flotantes.

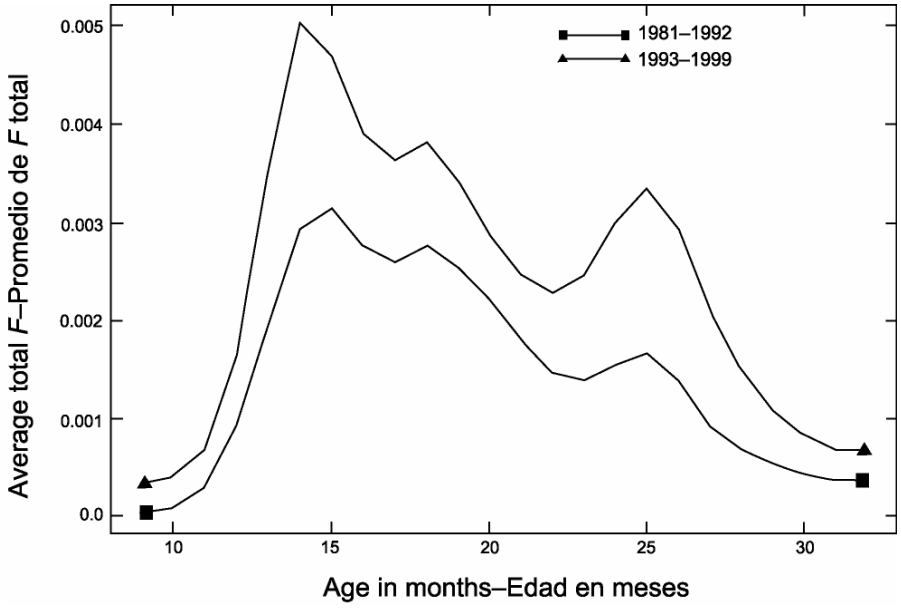

FIGURE 4.3d. Average age-specific fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from Assessment 2. The estimates are separated into before and after the expansion of the floating object fisheries.

FIGURA 4.3d. Mortalidad por pesca media por edad de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 2. Se separan las estimaciones en antes y después de la expansión de las pesquerías de objetos flotantes.

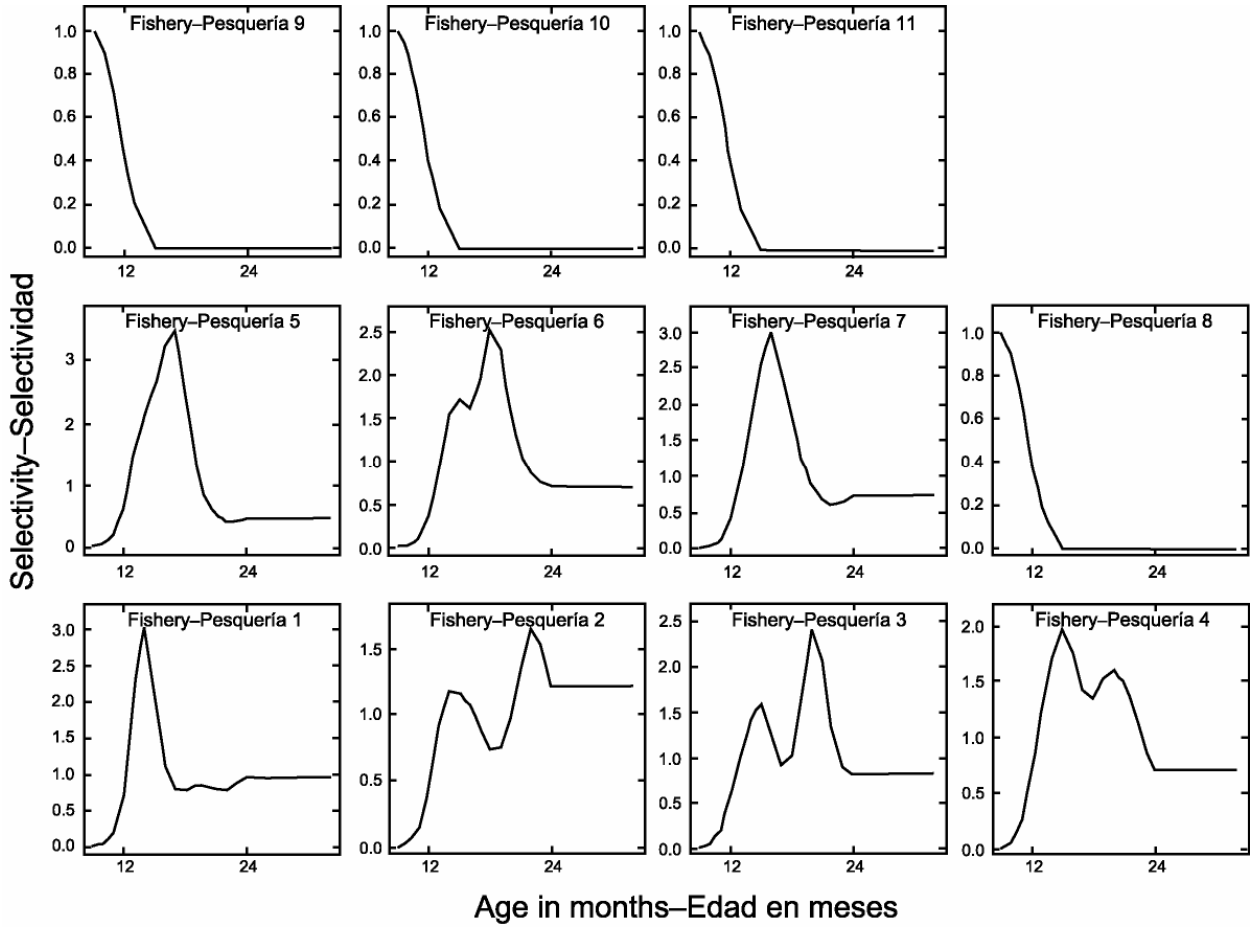

FIGURE 4.4a. Selectivity curves for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from Assessment 1. The curves for Fisheries 1-7 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 8-11 are based on assumptions.

FIGURA 4.4a. Curvas de selectividad para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO, de la Evaluación 1. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1-7 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 8-11 se basan en supuestos.

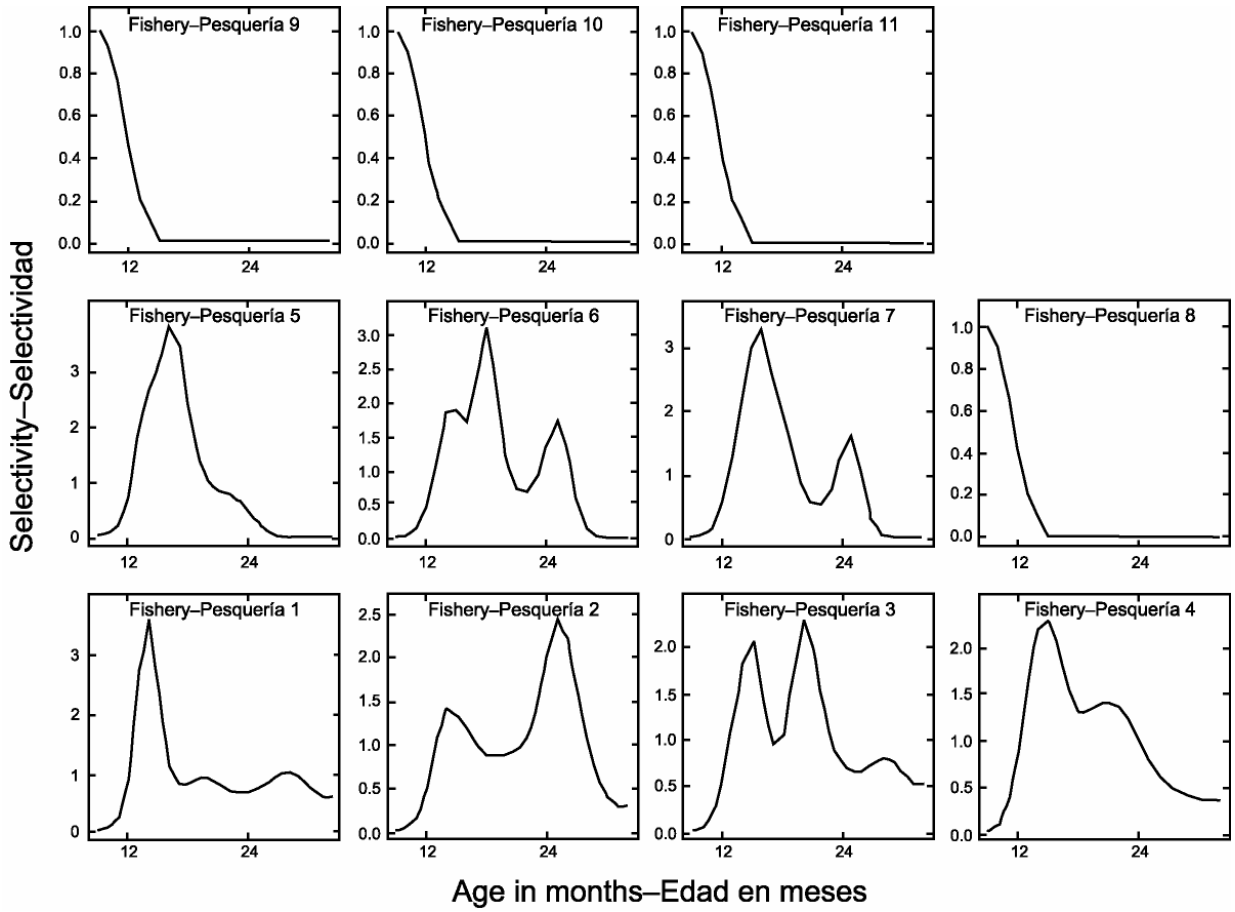

FIGURE 4.4b. Selectivity curves for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from Assessment 2. The curves for Fisheries 1-7 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 8-11 are based on assumptions.

FIGURA 4.4b. Curvas de selectividad para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO, de la Evaluación 2. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1-7 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 8-11 se basan en supuestos.

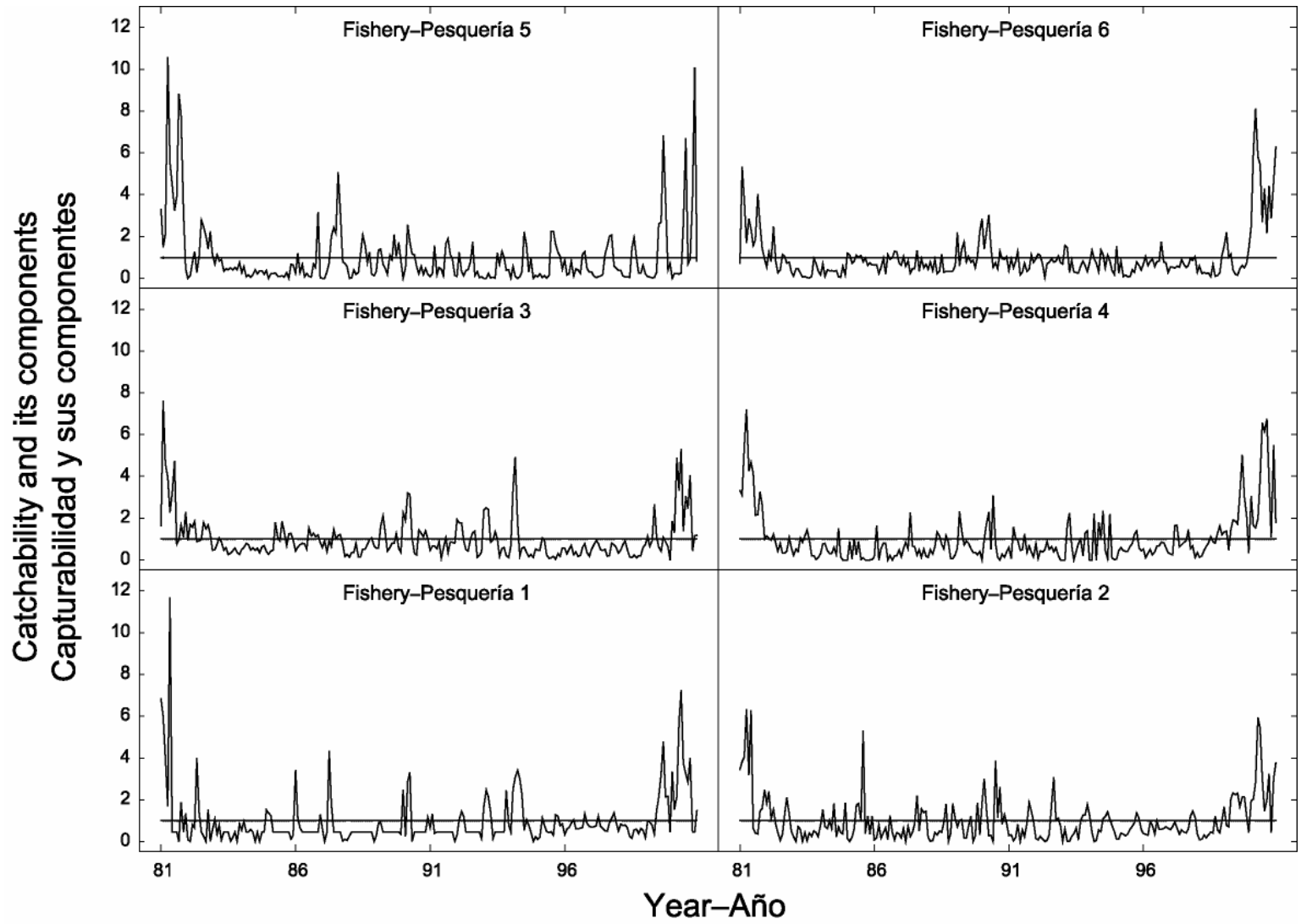

FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from Assessment 1.
FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO, de la Evaluación 1.

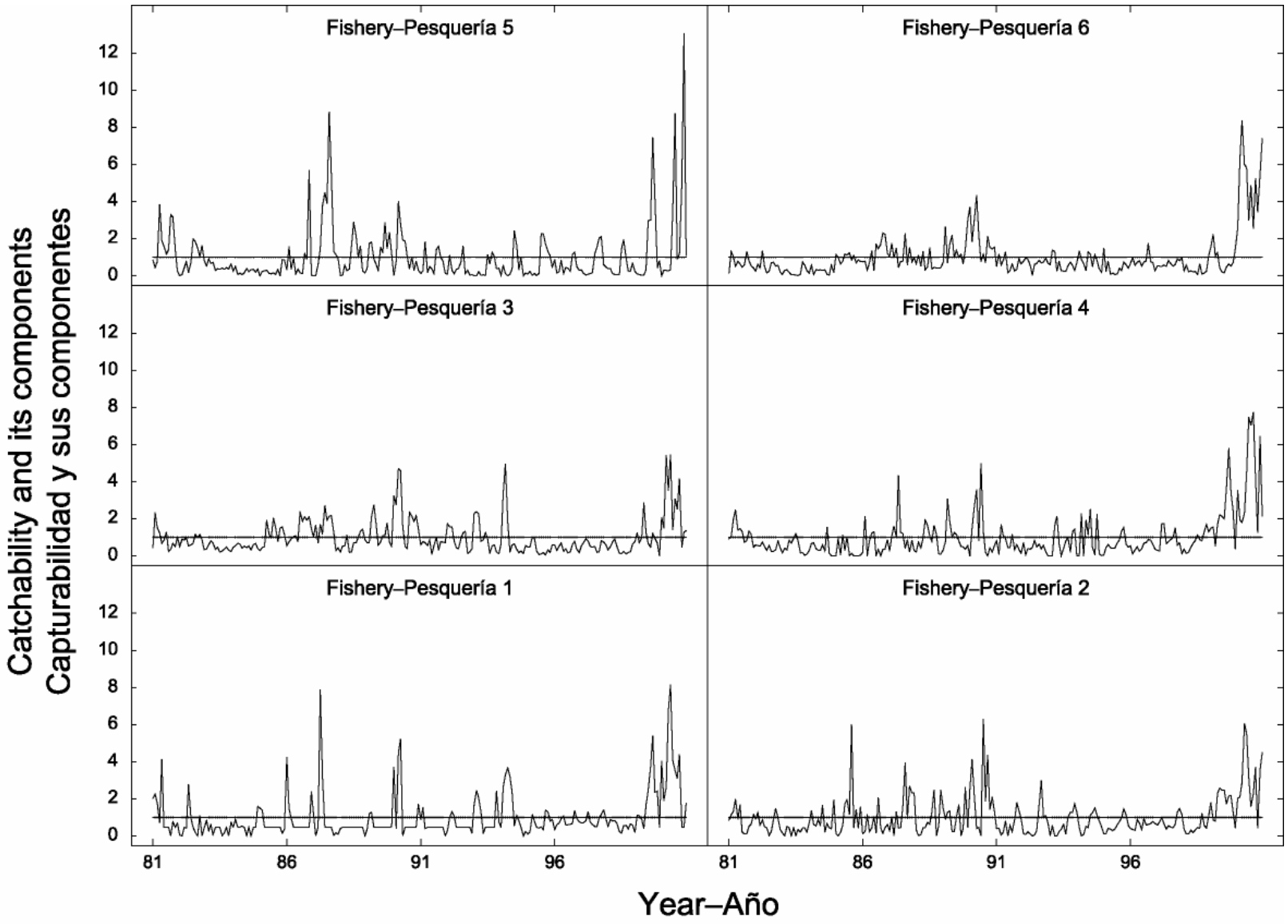

FIGURE 4.5b. Trends in catchability (*q*) for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from Assessment 2.
FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (*q*) para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO, de la Evaluación 2.

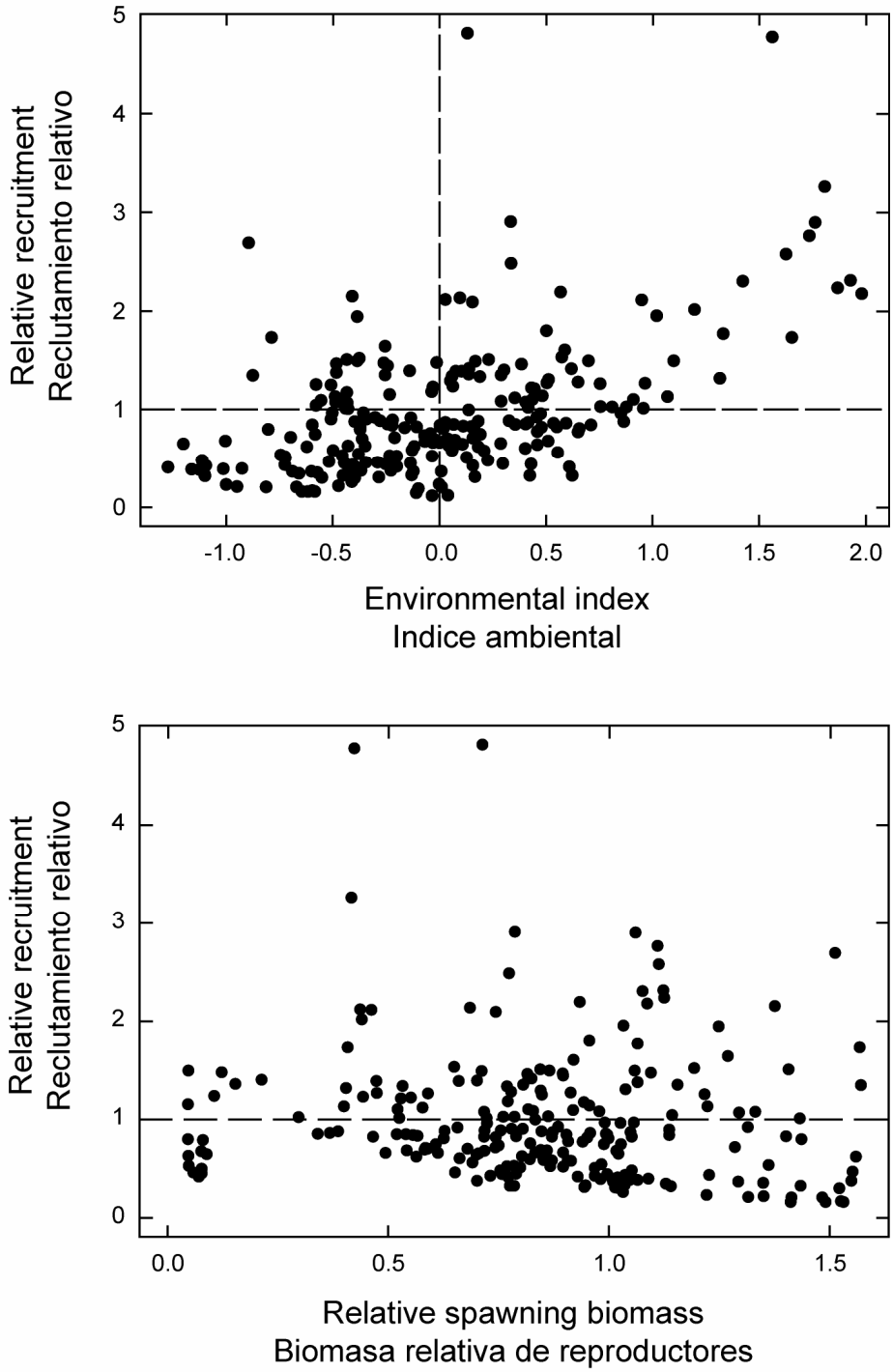

FIGURE 4.6a. Estimated relationships between recruitment of skipjack tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel), from Assessment 1. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6a. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún barrilete y las anomalías de las TSM en el momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior), de la Evaluación 1. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora no explotada media equivalga a 1,0.

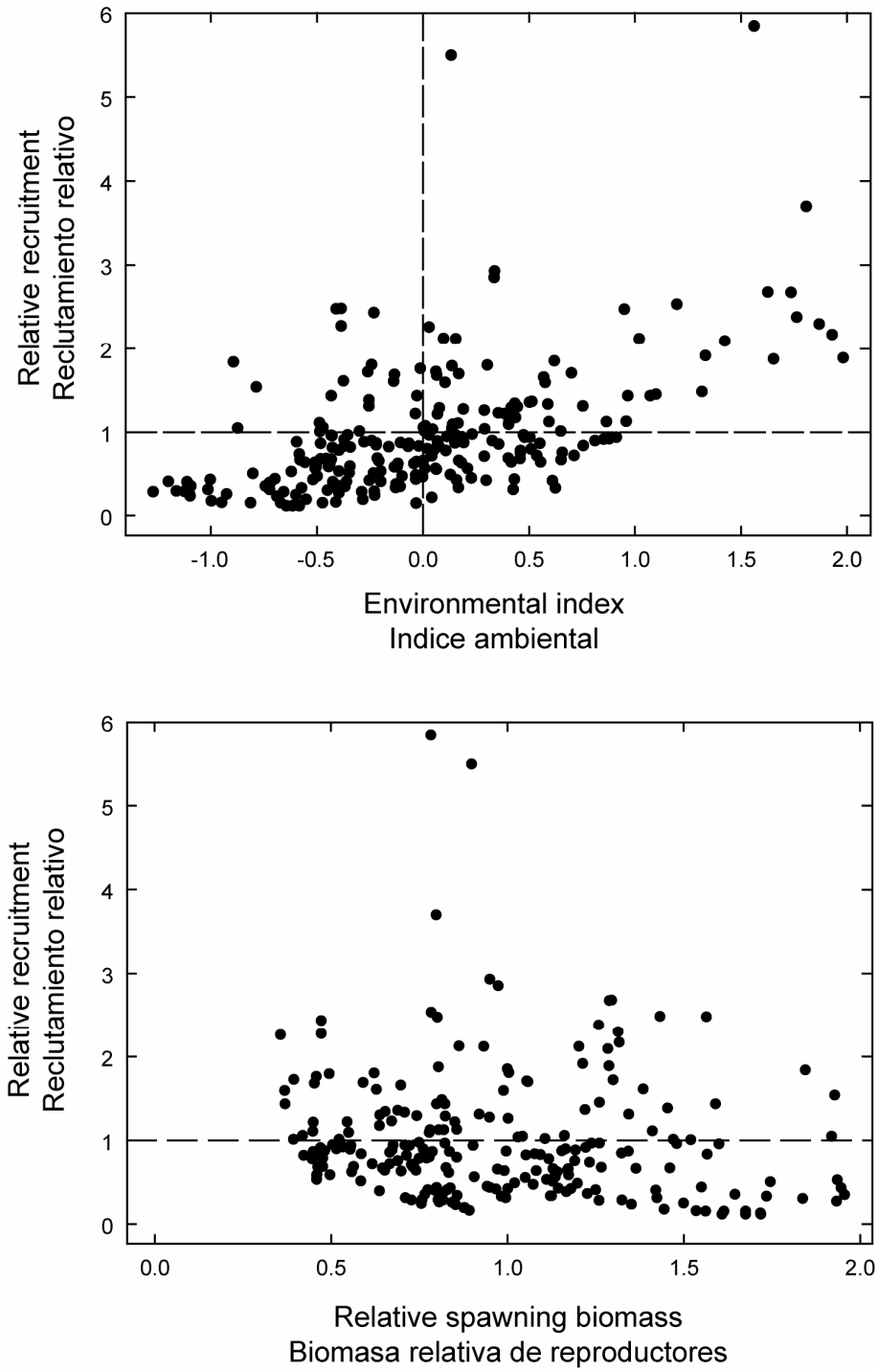

FIGURE 4.6b. Estimated relationships between recruitment of skipjack tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel), from Assessment 2. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6b. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún barrilete y las anomalías de las TSM en el momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre el reclutamiento y la biomasa reproductora (recuadro inferior), de la Evaluación 2. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora no explotada media equivalga a 1,0.

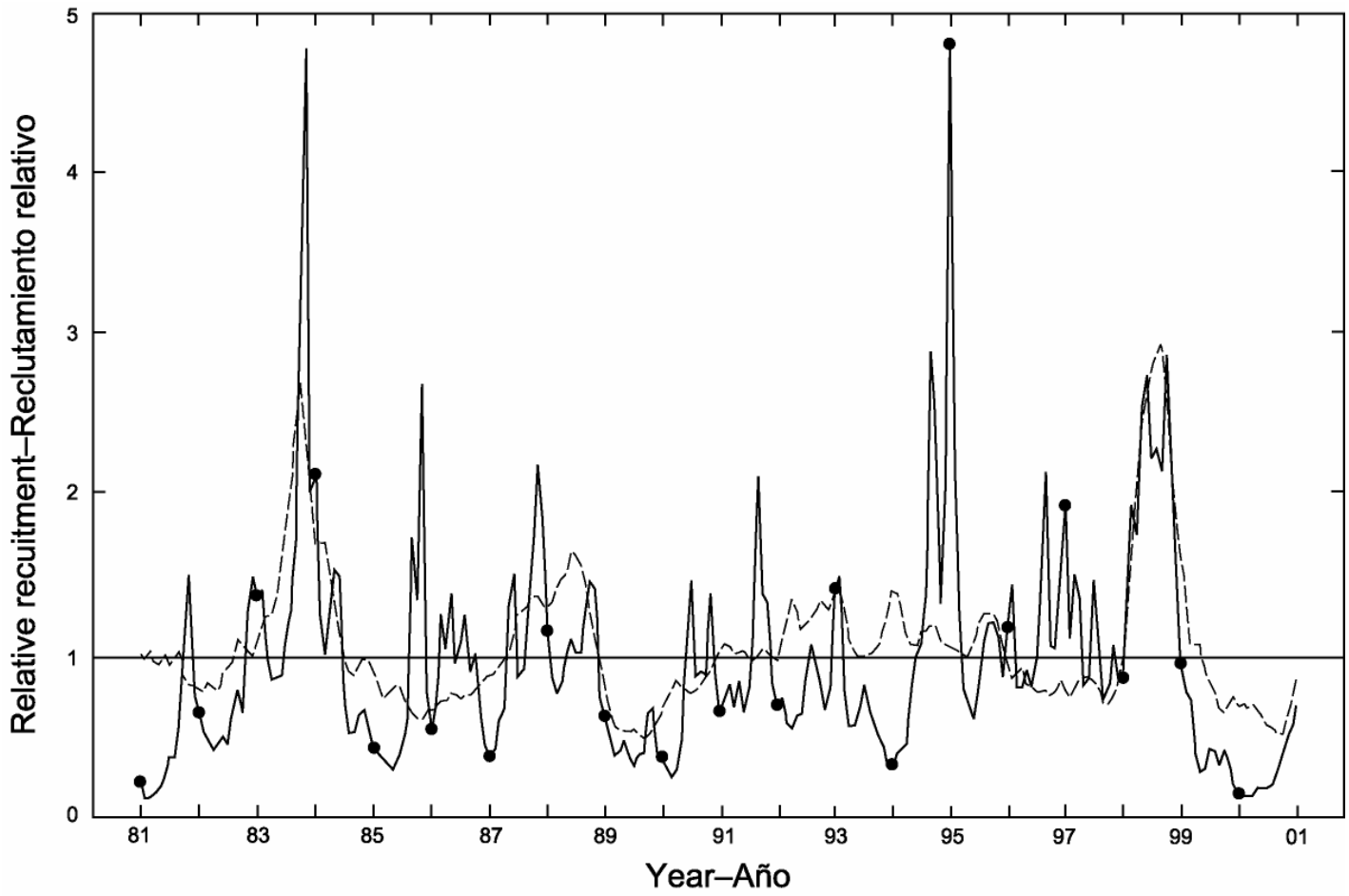

FIGURE 4.7a. Estimated recruitment of skipjack tuna to the fisheries of the EPO, from Assessment 1. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment and the dashed line represents the environmental index. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a monthly basis, there are twelve estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7a. Reclutamiento estimado de atún barrilete a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 1. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea sólida ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y la línea de trazos el índice ambiental. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay doce estimaciones de reclutamiento para cada año.

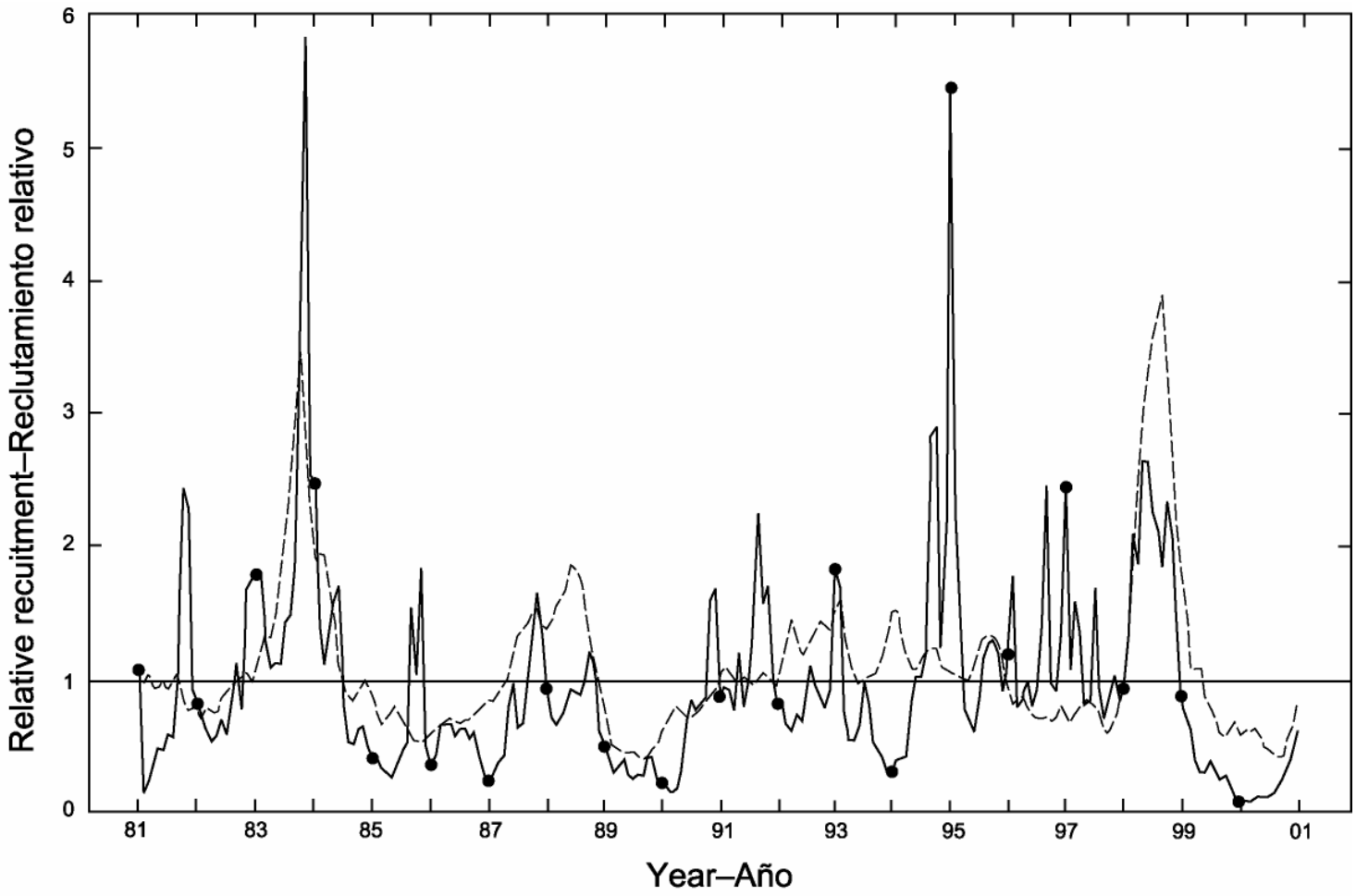

FIGURE 4.7b. Estimated recruitment of skipjack tuna to the fisheries of the EPO from Assessment 2. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment and the dashed line represents the environmental index. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a monthly basis, there are twelve estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7b. Reclutamiento estimado de atún barrilete a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 2. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea sólida ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y la línea de trazos el índice ambiental. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay doce estimaciones de reclutamiento para cada año.

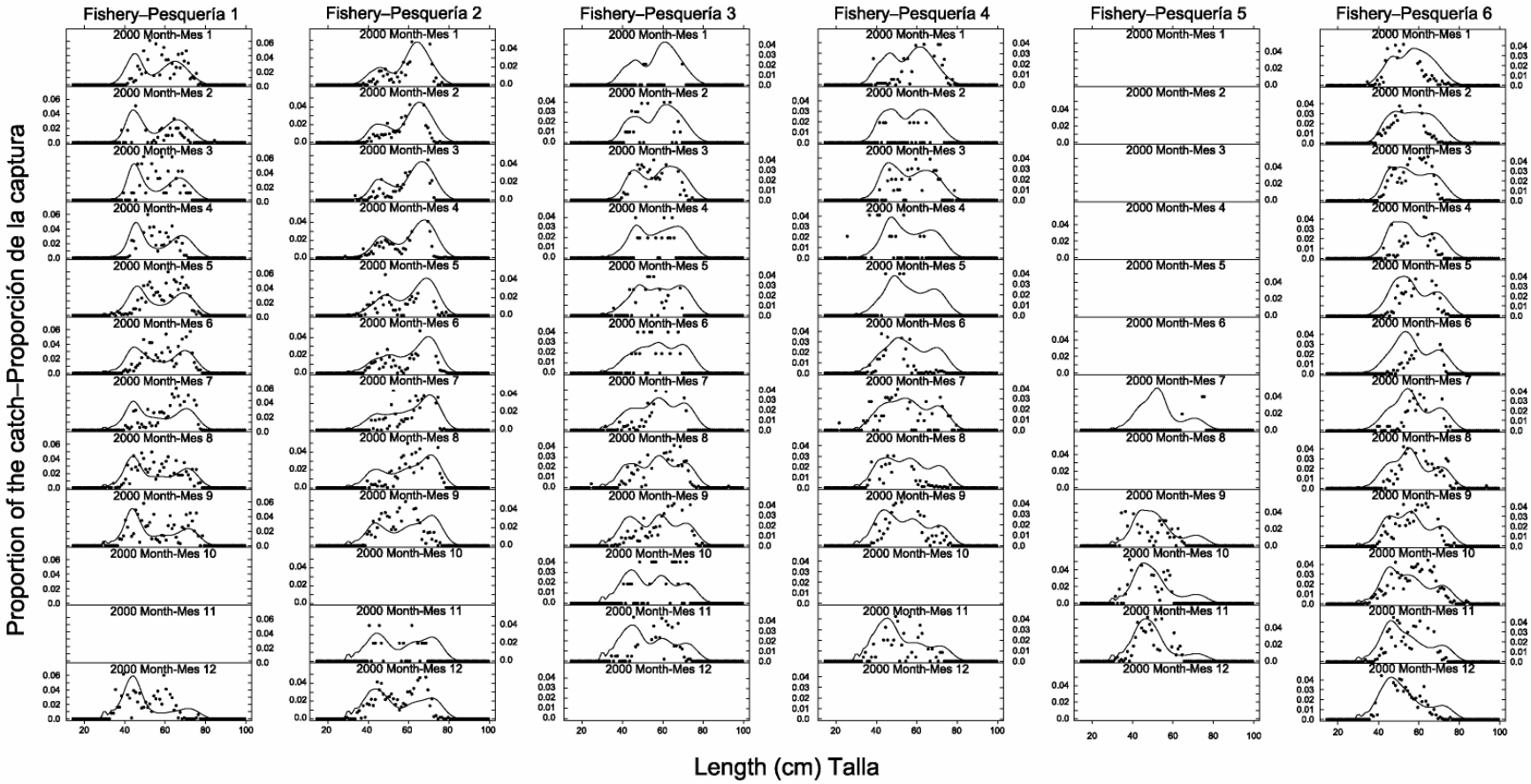

FIGURE 4.8a. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take skipjack tuna in association with floating objects and unassociated schools, from Assessment 1.

FIGURA 4.8a. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún barrilete en asociación con objetos flotantes y no asociado, de la Evaluación 1.

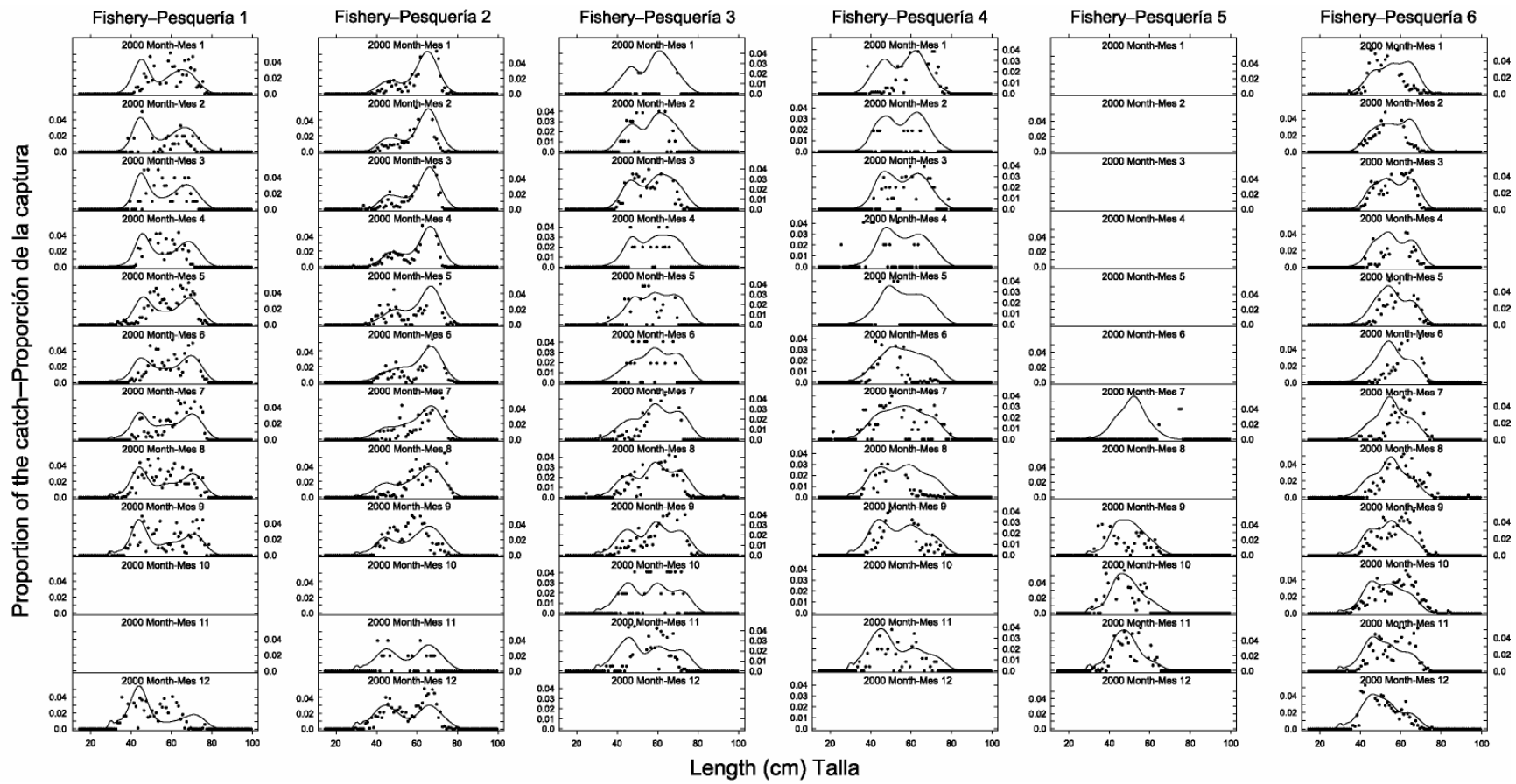

FIGURE 4.8b. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take skipjack tuna in association with floating objects and unassociated schools, from Assessment 2.

FIGURA 4.8b. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún barrilete en asociación con objetos flotantes y no asociado, de la Evaluación 2.

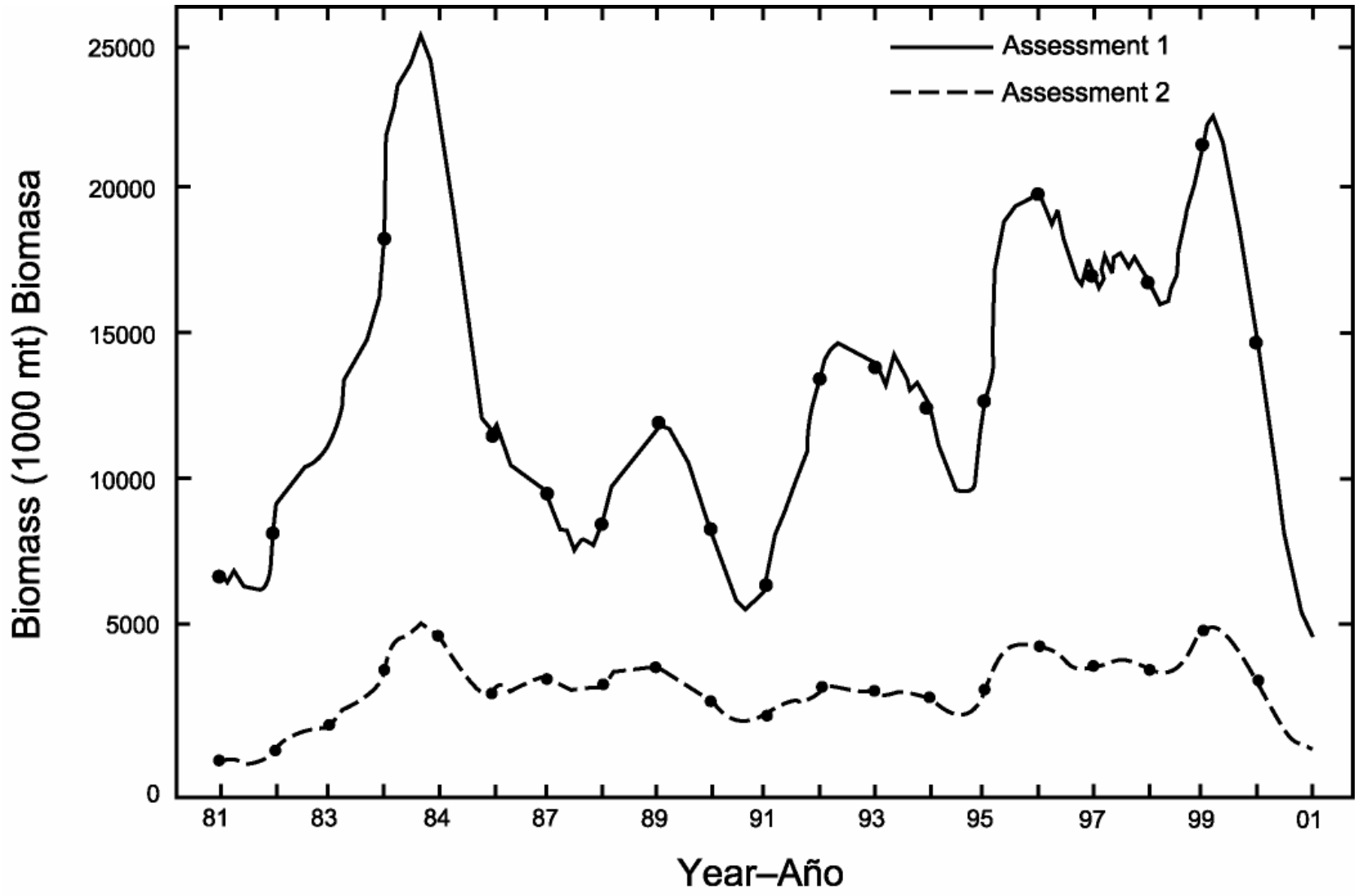

FIGURE 4.9. Estimated biomass of skipjack tuna in the EPO. Since the assessment model represents time on a monthly basis, there are twelve estimates of biomass for each year.
FIGURA 4.9. Biomasa estimada de atún barrilete en el OPO. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay doce estimaciones de biomasa para cada año.

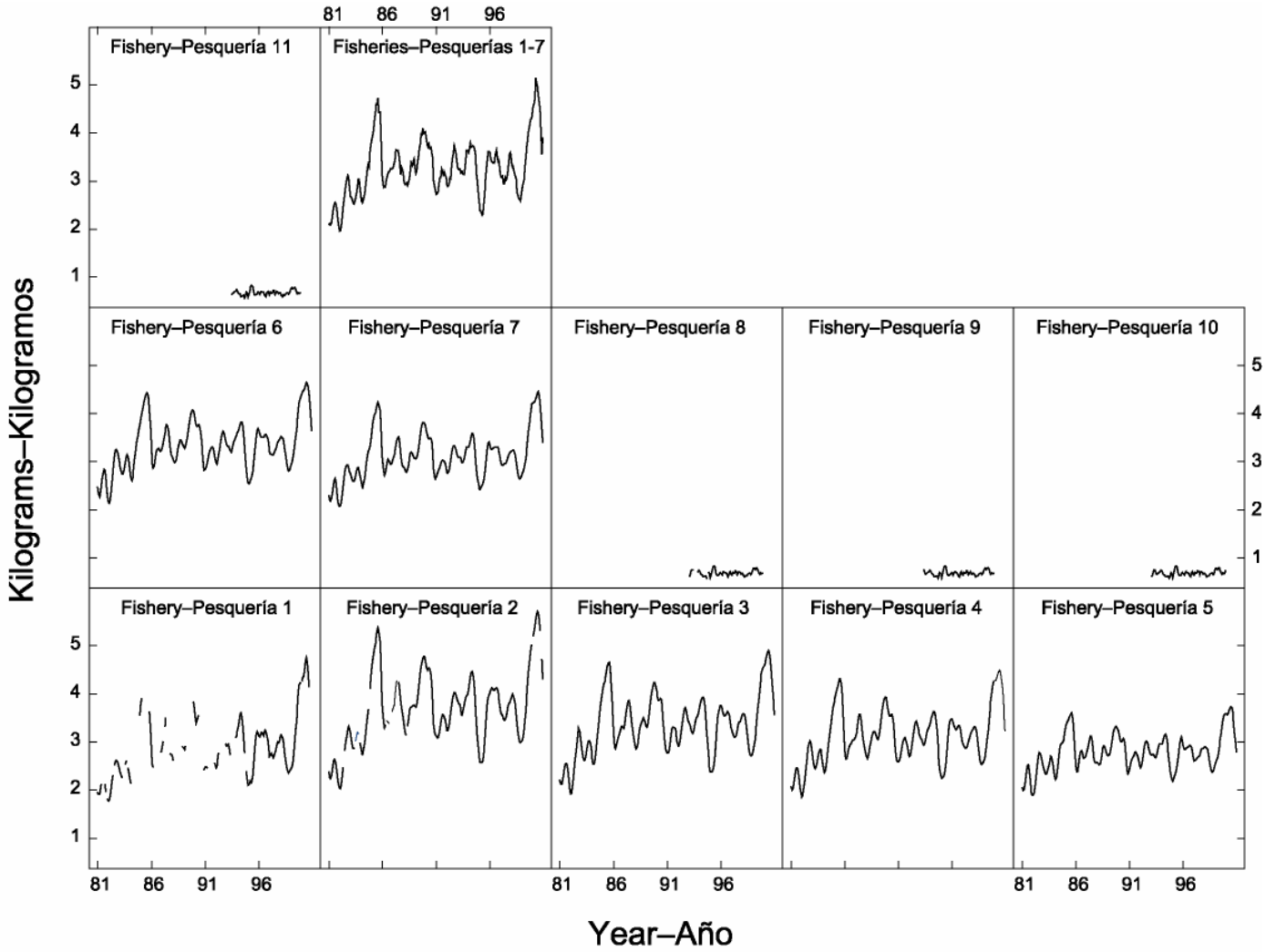

FIGURE 4.10a. Estimated average weights of skipjack tuna caught by the fisheries of the EPO, from Assessment 1. The time series for "Fisheries 1-7" is an average of Fisheries 1 through 7.

FIGURA 4.10a. Peso medio estimado de atún barrilete capturado en las pesquerías del OPO, de la Evaluación 1. La serie de tiempo de "Pesquerías 1-7" es un promedio de las Pesquerías 1 a 7.

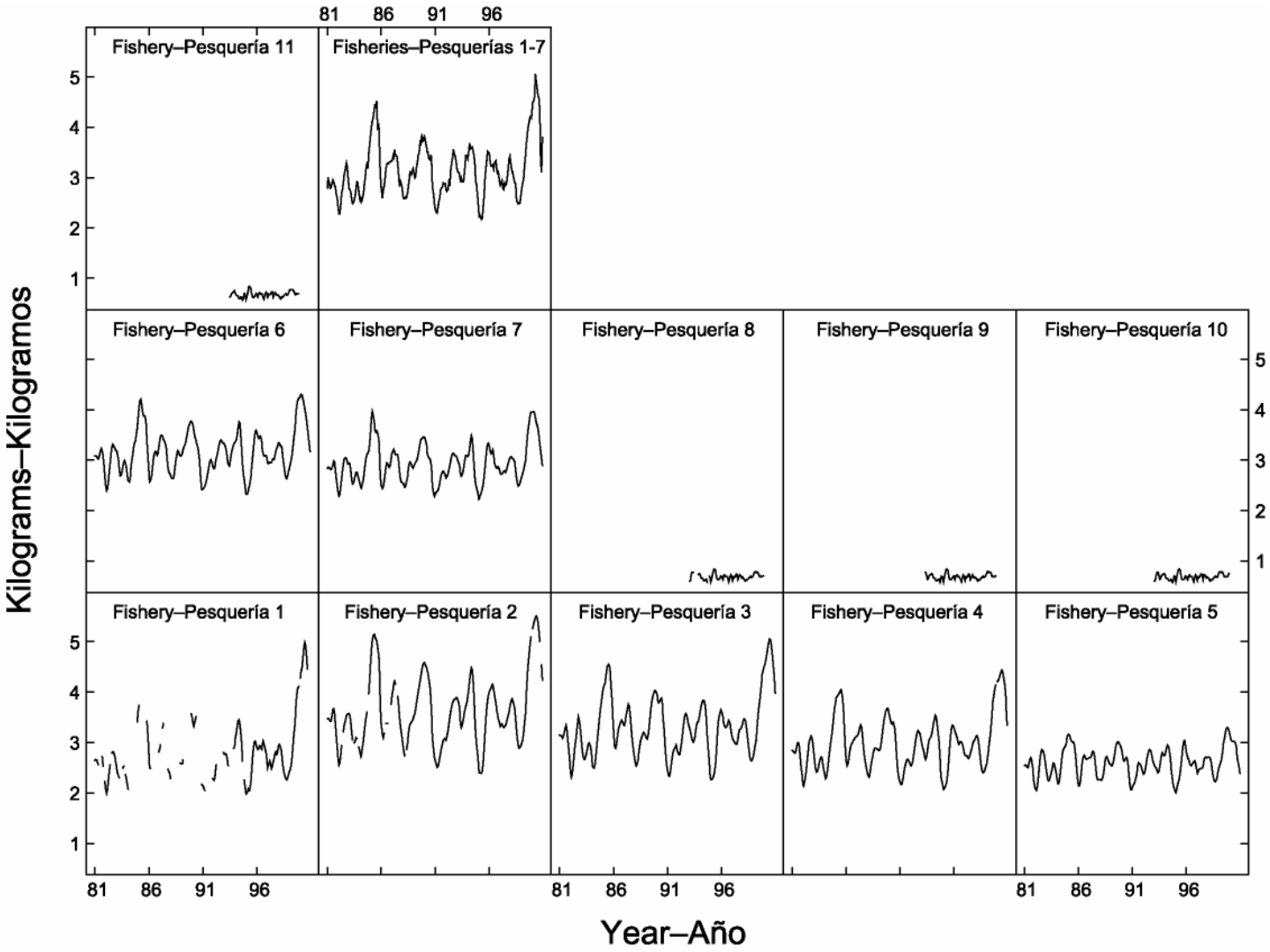

FIGURE 4.10b. Estimated average weights of skipjack tuna caught by the fisheries of the EPO from Assessment 2. The time series for "Fisheries 1-7" is an average of Fisheries 1 through 7.

FIGURA 4.10b. Peso medio estimado de atún barrilete capturado en las pesquerías del OPO, de la Evaluación 2. La serie de tiempo de "Pesquerías 1-7" es un promedio de las Pesquerías 1 a 7.

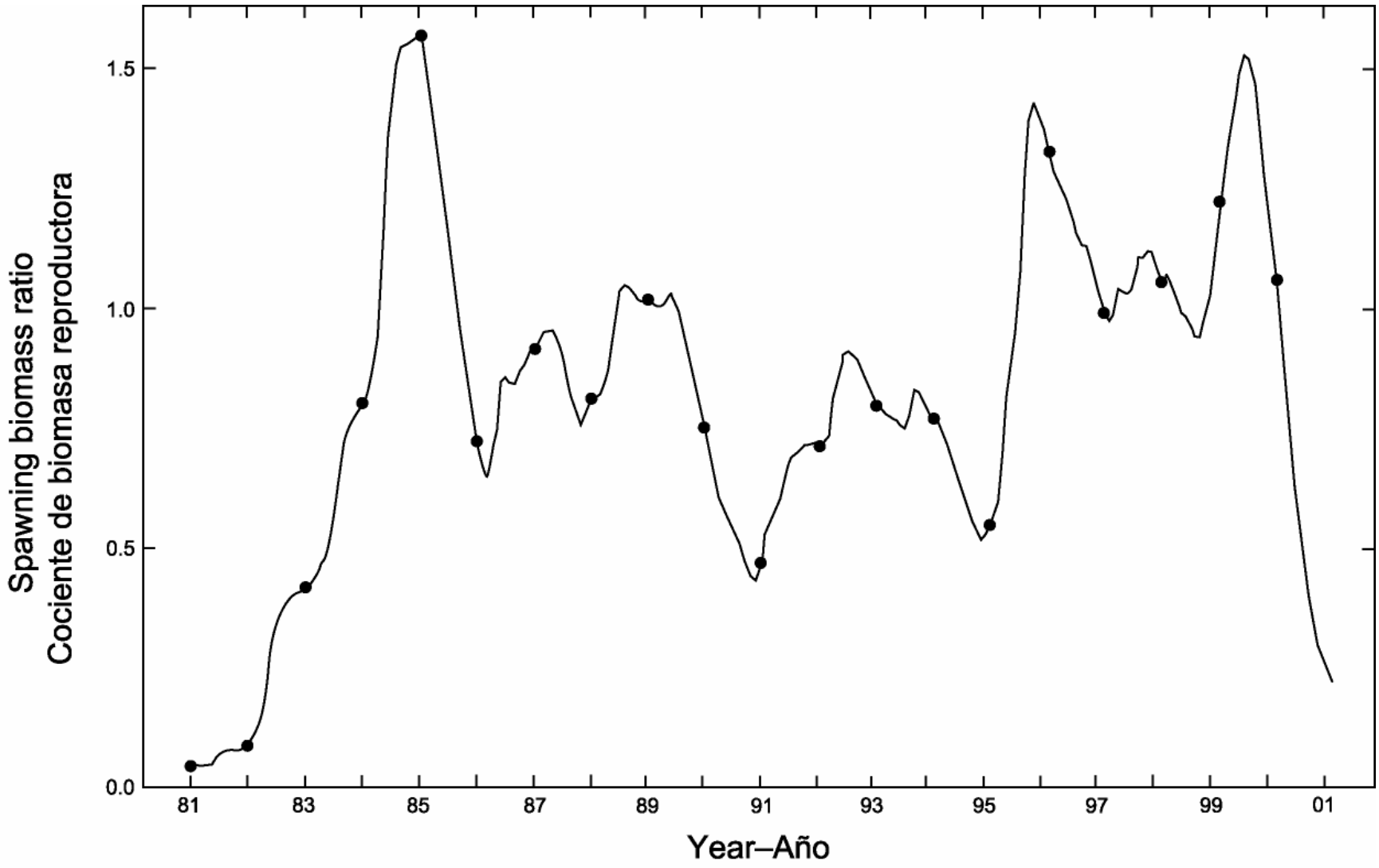

FIGURE 5.1a. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for skipjack tuna in the EPO, from Assessment 1.
FIGURA 5.1a. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún barrilete en el OPO, de la Evaluación 1.

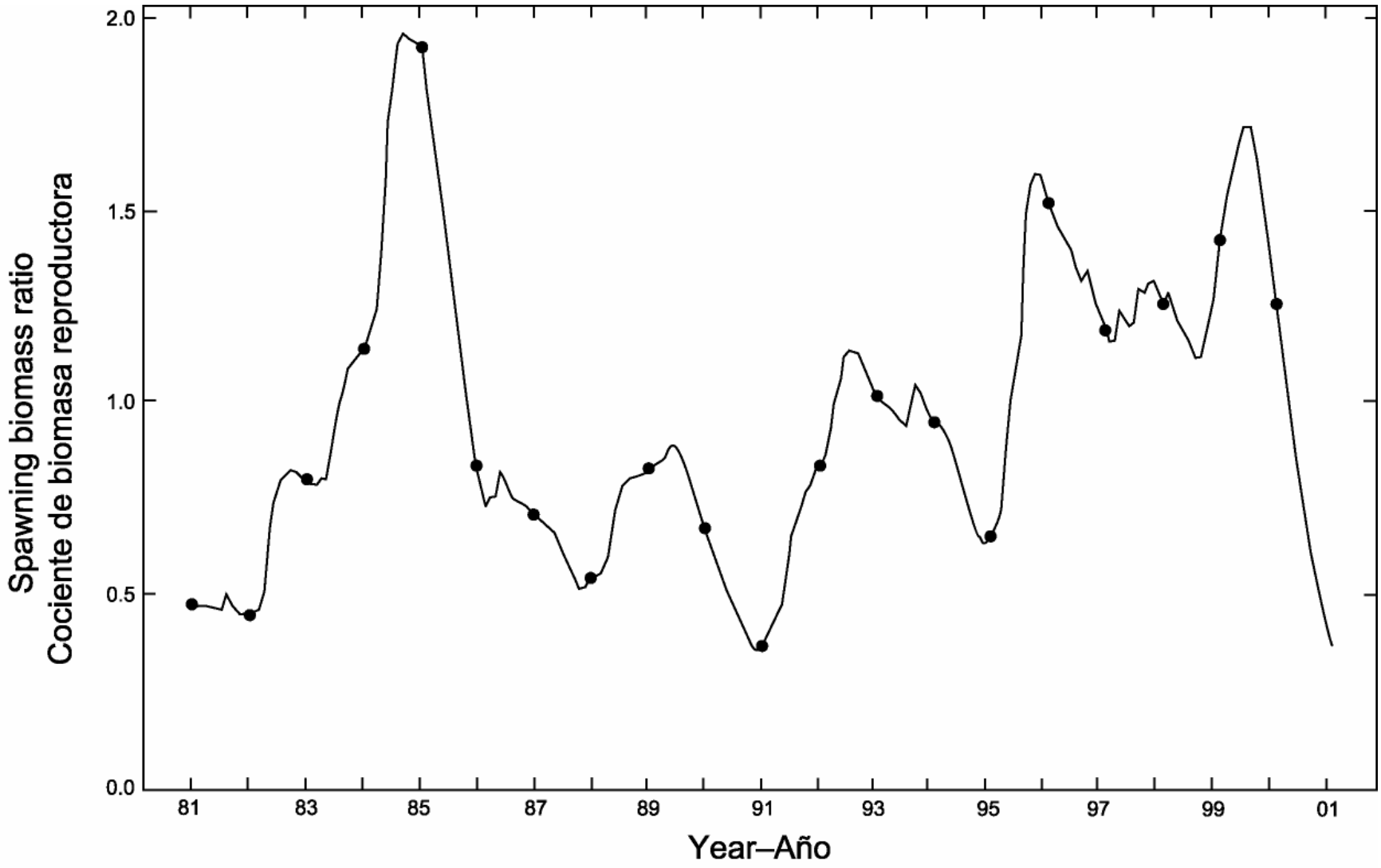

FIGURE 5.1b. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for skipjack tuna in the EPO, from Assessment 2.
FIGURA 5.1b. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún barrilete en el OPO, de la Evaluación 2.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; LL = palangre; FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1981-2000	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process–descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	FLT	1981-2000	7, 9	
3	PS	FLT	1981-2000	5-6, 13	
4	PS	FLT	1981-2000	1-4, 8, 10	
5	PS	UNA	1981-2000	1-4, 8, 10	landings + discards–descargas + descartes
6	PS	UNA	1981-2000	5-7, 9, 11-13	
7	PS-BB	DOL	1981-2000	1-13	
8	PS	FLT	1993-2000	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
9	PS	FLT	1993-2000	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
10	PS	FLT	1993-2000	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
11	PS	FLT	1993-2000	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4–descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

TABLE 3.1. Core areas for which temperature data were summarized and used in the stock assessment model to determine whether there are significant environmental influences on the efficiency of some surface fisheries for skipjack tuna in the EPO.
TABLA 3.1. Zonas núcleo cuyos datos de temperatura fueron resumidos y usados en el modelo de evaluación del stock para determinar si existen influencias ambientales significativas sobre la eficacia de ciertas pesquerías de superficie de atún aleta amarilla en el OPO.

Fishery	Approximate boundary	
	Latitude range	Longitude range
Pesquería	Límites aproximados	
	Rango de latitud	Rango de longitud
1	0º-15ºS	85ºW-130ºW
2	5ºN-5ºS	85ºW-110ºW
3	9ºN-15ºS	75ºW-85ºW
	5ºN-15ºN	55ºW-100ºW
4	20ºN-0º	100ºW-140ºW
5	20ºN-0º	100ºW-140ºW
6	9ºN-15ºS	80ºW-130ºW

TABLE 4.1a. Estimated total annual recruitment to the fishery at the age of 9 months (millions of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and relative spawning biomass of skipjack tuna in the EPO for Assessment 1. Biomass is defined as the total weight of skipjack one year of age and older; spawning biomass is estimated with the maturity schedule and sex ratio data.
TABLA 4.1a. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería a la edad de 9 meses (en millones de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año), y biomasa reproductora del atún barrilete en el OPO para la Evaluación 1. Se define la biomasa como el peso total de barrilete de un año o más de edad; se estima la biomasa reproductora con el calendario de madurez y datos de proporciones de sexos.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa reproductora relativa
1981	3,496	241,035	0.03
1982	4,937	656,942	0.05
1983	12,285	1,548,742	0.25
1984	7,325	3,424,350	0.48
1985	5,864	4,647,642	1.00
1986	6,754	2,652,404	0.59
1987	8,072	3,191,705	0.57
1988	7,590	2,984,016	0.55
1989	3,397	3,560,947	0.67
1990	5,614	2,339,670	0.56
1991	7,240	1,963,235	0.32
1992	5,458	2,860,469	0.46
1993	5,314	2,780,375	0.55
1994	8,791	2,524,598	0.52
1995	10,049	2,793,294	0.38
1996	8,631	4,320,753	0.83
1997	8,138	3,629,512	0.70
1998	14,691	3,515,908	0.69
1999	3,484	4,901,089	0.73
2000	1,981	3152,238	0.79
2001		797,992	0.19

TABLE 4.1b. Estimated total annual recruitment to the fishery at the age of 9 months (millions of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and relative spawning biomass of skipjack tuna in the EPO for Assessment 2. Biomass is defined as the total weight of skipjack one year of age and older; spawning biomass is estimated with the maturity schedule and sex ratio data.

TABLA 4.1b. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería a la edad de 9 meses (en millones de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año), y biomasa reproductora relativa del atún barrilete en el OPO para la Evaluación 2. Se define la biomasa como el peso total de barrilete de un año o más de edad; se estima la biomasa reproductora con el calendario de madurez y datos de proporciones de sexos.

Year Año	Total recruitment Reclutamiento total	Biomass of age-1+ fish Biomasa de peces de edad 1+	Relative spawning biomass Biomasa reproductora relativa
1981	25,480	6,479,891	0.25
1982	25,811	8,070,223	0.24
1983	60,657	10,991,125	0.41
1984	32,116	18,319,817	0.57
1985	19,280	22,709,841	1.00
1986	15,853	11,542,813	0.56
1987	23,532	9,414,648	0.39
1988	25,615	8,424,301	0.30
1989	10,259	11,835,073	0.42
1990	20,455	8,220,641	0.40
1991	35,542	6,303,629	0.21
1992	24,414	13,411,808	0.40
1993	23,625	13,780,615	0.57
1994	36,350	12,368,076	0.52
1995	43,281	12,674,752	0.37
1996	35,746	19,801,659	0.76
1997	35,030	17,003,710	0.68
1998	58,020	16,686,643	0.67
1999	12,666	21,501,199	0.69
2000	6,132	14,733,475	0.76
2001		4,643,824	0.26

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of skipjack tuna. The ages are expressed in months after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún barrilete. Se expresan las edades en meses desde la cría.

Age (months) Edad (trimestres)	Average length (cm) Talla media (cm)	Average weight (kg) Peso medio (kg)	Age (months) Edad (trimestres)	Average length (cm) Talla media (cm)	Average weight (kg) Peso medio (kg)
9	30.00	0.47	21	60.29	4.86
10	33.55	0.68	22	61.88	5.31
11	36.87	0.94	23	63.37	5.75
12	39.97	1.23	24	64.77	6.18
13	42.87	1.55	25	66.07	6.61
14	45.59	1.91	26	67.29	7.03
15	48.13	2.29	27	68.43	7.44
16	50.51	2.69	28	69.50	7.83
17	52.73	3.11	29	70.50	8.21
18	54.82	3.54	30	71.44	8.58
19	56.76	3.98	31	72.31	8.94
20	58.58	4.42	32	73.13	9.28

APPENDIX: ADDITIONAL RESULTS FROM THE ASSESSMENTS

This appendix contains additional results from the assessments of skipjack tuna in the EPO. These results are annual summaries of the age-specific estimates of abundance and total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the scientific working group.

ANEXO. RESULTADOS ADICIONALES DE LAS EVALUACIONES

Este anexo contiene resultados adicionales de las evaluaciones del atún barrilete en el OPO: resúmenes anuales de las estimaciones por edad de la abundancia y las tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solocitudes expresadas durante la segunda reuniuón de Grupo de Trabajo Cientifico.

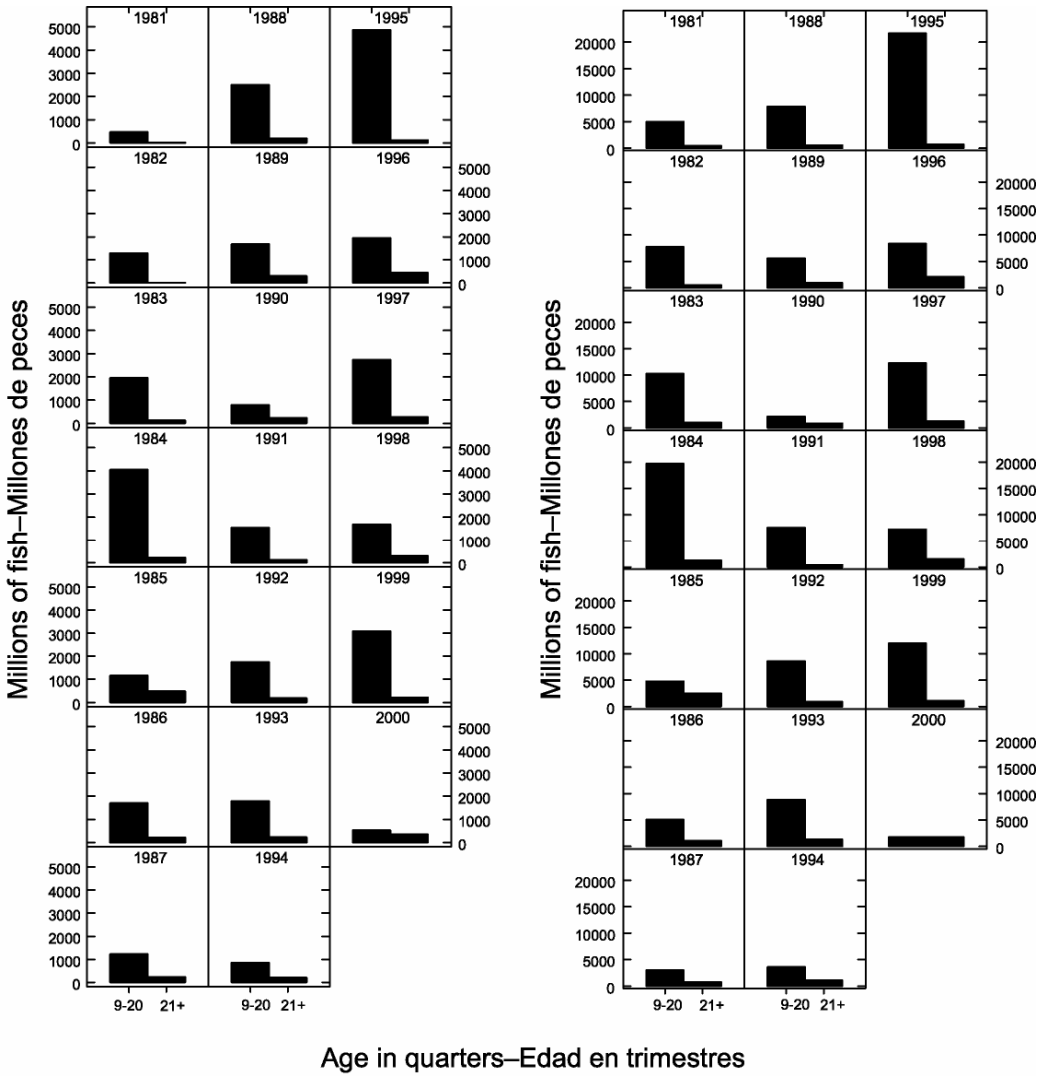

FIGURE A.1. Numbers of skipjack tuna present in the EPO on 1 January of each calendar year, from Assessment 1 (left) and Assessment 2 (right).

FIGURA A.1. Número de atunes barrilete presentes en el OPO el 1 de enero de cada año, de la Evaluación 1 (izquierda) y la Evaluación 2 (derecha)..

TABLE A.1. Average annual fishing mortality rates on skipjack tuna in the EPO.
TABLA A.1. Tasas de mortalidad por pesca anual media para el atún barrilete en el OPO.

	Assessment 1		Assessment 2	
	Ages 9-20	Ages 21+	Ages 9-20	Ages 21+
	Evaluación 1		Evaluación 2	
	Edad 9-20	Edad 21+	Edad 9-20	Edad 21+
1981	0.7884	0.6549	0.0581	0.0294
1982	0.1827	0.1435	0.0270	0.0127
1983	0.0600	0.0465	0.0109	0.0055
1984	0.0347	0.0371	0.0071	0.0057
1985	0.0700	0.0475	0.0164	0.0085
1986	0.0585	0.0397	0.0200	0.0069
1987	0.0776	0.0487	0.0304	0.0123
1988	0.0713	0.0425	0.0224	0.0065
1989	0.1145	0.0779	0.0339	0.0168
1990	0.1597	0.1239	0.0557	0.0278
1991	0.0755	0.0538	0.0160	0.0078
1992	0.0942	0.0762	0.0190	0.0110
1993	0.1067	0.0997	0.0222	0.0148
1994	0.1608	0.1262	0.0365	0.0194
1995	0.0722	0.0698	0.0163	0.0081
1996	0.1012	0.0876	0.0224	0.0150
1997	0.1177	0.1089	0.0264	0.0150
1998	0.1149	0.0892	0.0255	0.0133
1999	0.2166	0.1887	0.0526	0.0289
2000				

CONDICION DEL ATUN BARRILETE EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Mark N. Maunder y George M. Watters

INDICE

1. Resumen ejecutive 133
2. Datos 133
3. Supuestos y parámetros 136
4. Evaluación del stock 139
5. Condición del stock 144
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras 144
7. Direcciones futuras 144
Referencias 145
Figuras 103
Tablas 128
Anexo: Resultados adicionales de las evaluaciones 131

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock de atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), estimado con A-SCALA, un análisis con estructura de edades y captura a talla. Se usó este método para las evaluaciones de 2000 de los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO. Esta es la primera aplicación del método A-SCALA al barrilete en el OPO, y debe ser considerado preliminar.

La evaluación de stocks requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de descargas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de stocks. Se consideraron también en la evaluación influencias ambientales sobre el reclutamiento y la eficacia de la pesca.

El reclutamiento de atún barrilete a las pesquerías en el OPO es variable, y parece estar relacionado con la temperatura superficial del mar (TSM). Los niveles de reclutamiento a la pesquería, a la edad de 9 meses, están correlacionados positivamente con la TSM en el momento de cría 9 meses antes. Se estima que la mortalidad por pesca es baja, y la biomasa fluctúa en reacción a cambios en el reclutamiento. No se descubrió ninguna relación entre profundidad de la termoclina y capturabilidad en ninguna de las pesquerías.

El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 1998 y que esas cohortes incrementaron la biomasa y las capturas durante 1999 y 2000. Hay también una indicación de que los reclutamientos más recientes fueron muy bajos, llevando quizá a biomasas y capturas reducidas. Las TSM más bajas podrían asimismo indicar que los reclutamientos más recientes resulten ser más bajos. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

Se realizaron varios análisis diferentes para probar la sensibilidad a los supuestos del modelo. Estos modelos arrojaron tendencias similares en biomasa y reclutamiento. Entre los modelos, las estimaciones de biomasa absoluta, reclutamiento absoluto, y el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR) variaron, pero todas indicaron que la tasa de explotación es baja, que el reclutamiento fue altamente variable, que el reclutamiento impulsa las tendencias en la biomasa, y que la pesca ha ejercido poco efecto sobre la biomasa.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1981 a diciembre de 2000

para llevar a cabo la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO. Los datos de 2000, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta el 27 de marzo de 2000. Se resumen y analizan los datos por mes.

2.1. Definiciones de las pesquerías

El barrilete es pescado en el OPO por buques cerqueros (en cardúmenes asociados con objetos flotantes y en cardúmenes no asociados) y de carnada. Buques de todos tamaños participan en estas pesquerías. La mayoría de las capturas es lograda entre el norte de Baja California y el sur de Perú, con una zona de capturas relativamente bajas frente al sur de México. La pesquería se extiende hacia el oeste hasta aproximadamente 140°O en aguas ecuatoriales. La pesca asociada con objetos flotantes tiene lugar principalmente frente a Centroamérica y el norte de América del Sur, pero se extiende muy lejos de la costa. Los objetos flotantes incluyen objetos naturales, desechos, y dispositivos agregadores de peces ("plantados"). La pesca dirigida hacia cardúmenes no asociados tiene lugar principalmente frente a Baja California y frente a Centroamérica y el norte de América del Sur. Se capturan tan sólo pequeñas cantidades de barrilete en lances sobre atunes asociados con delfines. Solamente buques grandes participan en esta pesquería.

Los barcos de carnada respondieron de la mayoría de las capturas de aleta amarilla, barrilete, y patudo antes de aproximadamente 1960. Estos buques pescaban desde el sur de California hasta el norte de Chile. La pesquería tenía lugar principalmente a menos de 250 millas náuticas de la costa y alrededor de ciertas islas de altamar. Hay ahora solamente unos pocos barcos de carnada, todos matriculados en Ecuador, Estados Unidos, o México (Anónimo, 2000: Tabla 2); son todos pequeños, y pescan relativamente cerca de la costa frente a Ecuador, el norte de México, y el sur de California.

Se definen 11 pesquerías para la evaluación del stock de atún barrilete. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco y carnada), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de barrilete, y en la Figura 2.1 se ilustra la extensión espacial de cada pesquería y también los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas. Se hizo caso omiso a las pesquerías palangreras porque capturan una cantidad muy pequeña de barrilete. Se combinaron la pesquería de carnada y la pesquería cerquera que pesca atunes asociados con delfines porque responden de solamente una pequeña fracción de la captura total de barrilete.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (DAP, o plantados) (Pesquerías 1-2, 4, 8-9, y 11) y lances sobre una mezcla de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y DAP (Pesquerías 3 y 10).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación del stock de barrilete, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1.

El personal de la CIAT ha adoptado las tres definiciones siguientes para datos de captura; se usan estos términos en este informe.

Descargas – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y transportado posteriormente a una instalación de descarga. (Las descargas no son necesariamente llevadas a la instalación de descarga durante el mismo período en el que fueron extraídas de la población.)

Descartes – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y NO transportado posteriormente a una instalación de descarga. (Este pescado normalmente es tirado al mar.)

Captura – la cantidad total de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado (captura = descargas + descartes).

Se usan los tres tipos de datos para evaluar el stock de atún barrilete. Las extracciones por la Pesquería 7 son simplemente descargas (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5 y 6 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Las extracciones por las Pesquerías 8-11 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1).

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de atún barrilete en el OPO durante cada mes entre enero de 1981 y diciembre de 2000. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre barriletes asociados con objetos flotantes o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1981, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de barrilete en el OPO.

Hubo variaciones anuales y mensuales sustanciales en las capturas de atún barrilete por la flota de superficie (Figura 2.2). La variación ocurre en la cantidad total capturada, la distribución espacial de la captura, y en el tipo de lance. En general, en las capturas de barrilete predominan los lances sobre objetos flotantes y atunes no asociados, con un aumento de los primeros desde 1993. Ocurrieron algunas capturas muy grandes en la pesquería central sobre objetos flotantes (Pesquería 2) y la pesquería no asociada del sur (Pesquería 6) durante 1999 y 2000.

2.2.2. Esfuerzo

El método usado para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros es descrito por Watters y Maunder (2001).

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por las 11 pesquerías definidas para la evaluación de stock de atún barrilete en el OPO.

Ha ocurrido una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las artes de superficie. El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes (Figura 2.3, Pesquerías 1-4) fue relativamente estable durante 1981-1993, excepto que el esfuerzo a principios de los años 1980 fue mayor para la pesquería de altura del norte sobre objetos flotantes. El esfuerzo ha aumentado sustancialmente desde 1993 en todas las pesquerías sobre objetos flotantes excepto la costera (Figura 2.3, Pesquerías 1, 2 y 4). El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes en cardúmenes ha seguido relativamente estable en la pesquería del sur (Figura 2.3, Pesquería 6), pero fue reducida en pesquería del norte a fines de la década de los 1980 y principios de la de los 1990. Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 8-11 es igual a aquél en las Pesquerías 1-4 (Figura 2.3), porque las capturas en las Pesquerías 8-11 se derivan de las capturas en las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.3). Ya que la Pesquería 7 es una combinación de lances cerqueros sobre delfines y barcos de carnada, y estos métodos representan solamente una pequeña fracción de la captura total de barrilete en el OPO, se supone que el esfuerzo es constante para esta pesquería, y no se usa la pesquería para proveer información sobre la biomasa.

Las grandes variaciones entre meses en el esfuerzo de pesca ilustradas en la Figura 2.3 resultan parcialmente de cómo se definieron las pesquerías para la evaluación de stocks. Los buques pesqueros suelen faenar en distintas zonas en distintas épocas del año y, si estas zonas estas muy separadas, esto puede incrementar la variabilidad del esfuerzo de pesca en una pesquería en particular.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de stocks, se supone que los buques cerqueros descartan barrilete de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el

pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos de estima la cantidad de barrilete descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (presentado). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas de los buques cerqueros. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie antes de 1993, y se supone que no hubo descartes durante ese período. Para las pesquerías de superficie, aparte de barcos de carnada, que operan desde 1993 (Pesquerías 1-6), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/descargas) es igual a la tasa de descarte del período más cercano para el cual los datos de observadores fueron adecuados para estimar los descartes. En evaluaciones previas del atún barrilete en el OPO no se añadieron los descartes a las capturas de la flota cerquera. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en la pesca con carnada (contenido en la Pesquería 10), y se supone que no hay descartes en esa pesquería.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura en la pesca sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) como pesquerías separadas (Pesquerías 8-11). Es importante tratar estos descartes por separado porque los datos de composición por tamaño obtenidos del muestreo en puerto (Sección 2.3) no pueden proveer información sobre el tamaño de estos pescados descartados. Los descartes que resultan de clasificar la captura representan por lo tanto extracciones cuyas composiciones por tamaño necesitan ser obtenidas en el mar. Los observadores de la CIAT recolectan información limitada sobre los tamaños de atunes descartados: todo lo que se sabe sobre los peces descartados durante la clasificación es que son principalmente pequeños y pesan menos de unos 2,5 kg. Mediante la creación de pesquerías cuya captura consiste exclusivamente de peces pequeños descartados, es posible realizar una evaluación del stock sin datos detallados sobre la composición por tamaño de los descartes. Es posible porque es probable que los peces pequeños descartados durante la clasificación pertenezcan a solamente una o unas pocas clases de edad. Las capturas de las Pesquerías 8-11 (Figura 2.2) son actualmente las mejores estimaciones de la cantidad de pescado descartado por clasificación de las capturas de las Pesquerías 1-4. Se calculan estimaciones de las cantidades de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan barrilete asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-4) porque es infrecuente la clasificación en otras pesquerías cerqueras.

2.3. Datos de composición por tamaño

Todas las pesquerías del OPO capturan atún barrilete de tamaño similar (35-75 cm). En la Figura 2.4 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1.

Los datos sobre la composición por tamaño de los descartes de pesquerías que capturan barrilete en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 8-11) son limitados. Observadores de la CIAT toman datos sobre la composición por tamaño de los descartes, pero no miden los peces. Clasifican los peces en las siguientes categorías: grandes (más de 15 kg), medianos (2,5-15 kg), y pequeños (menos de 2,5 kg). Se supone que las capturas en las Pesquerías 8-11 consisten exclusivamente de peces de la categoría pequeña, por lo cual, usando la relación peso-talla presentada en la Sección 3.1.1, este supuesto implica que las capturas en las Pesquerías 8-11 consisten exclusivamente de peces de menos de unos 51 cm (de menos de aproximadamente unos 16 meses de edad). Se supone que los barriletes son reclutados a las pesquerías de descarte cuando tienen unos 9 meses y miden unos 30 cm y no son vulnerables a esas pesquerías después de alcanzar los 15 meses de edad.

2.4. Datos auxiliares

No se usaron datos auxiliares (de estudios de marcado, por ejemplo) en esta evaluación del atún barrilete del OPO.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El personal de la CIAT usó una tasa de crecimiento de 24 cm/año, de Forsbergh (1989), en su modelo del rendimiento por recluta de barrilete. Bayliff (1988) usó datos de marcado para calcular las estimaciones siguientes de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy:

Método	K (anual)	L_∞(mm)
no agrupado	0,658	885
agrupado	0,829	846

(Con el método agrupado se combinaron todos los peces en los mismos grupos de tamaño de liberación (275-324 mm, 325-374 mm, *etc*.) y tiempo en libertad (31-40 días, 41-50 días, *etc*.) y se trataron como un solo pez para reducir la influencia de grupos con grandes cantidades de peces.) En la Tabla 3.1.1a se presentan estimaciones de la talla de peces a distintas edades, calculadas a partir de las estimaciones de los parámetros arriba detallados. Cabe destacar, sin embargo, que los resultados de los análisis de sensibilidad realizados por Bayliff (1988) indicaron que las estimaciones de los parámetros eran imprecisas. En esta evaluación se usaron las estimaciones agrupadas de Bayliff (1988) con el supuesto que un barrilete de 30 cm es de 9 meses de edad. Este supuesto se basa en evidencia de que los barriletes producen unos 0,8 anillos en los otolitos cada día (Wild y Foreman 1980) y un barrilete de 30 cm tiene unos 210 anillos (Uchiyama y Struhsaker 1981).

La relación peso-talla del barrilete en el OPO es $W = 5{,}5293\text{x}10^{-6}\ L^{3.336}$, donde W = peso en kg y L = talla en cm (Hennemuth, 1959).

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

Anónimo (1998: 26) y Schaefer (2001) presentan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove ocurre por toda la zona entre aproximadamente 15°N y 10°S desde el litoral de las Américas hasta 130°W con temperaturas superficiales del mar (TSM) de 24°C o más. Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante cada mes del año.

No se hacen supuestos fuertes acerca de la relación entre biomasa de adultos (o abundancia) y reclutamiento en la evaluación del stock de barrilete. Sin embargo, sí se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel promedio. Se supone que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel promedio más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el barrilete es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 9 meses de edad) (Sección 2.3). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a ser descartados de pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 8-11).

Se usa la proporción madura de hembras en cada clase de edad para estimar la biomasa reproductora del stock. Se supone que todas las hembras de más de 1 año de edad son maduras. Se supone que la proporción de sexos es 50-50, con base en los datos de Schaefer (2001).

3.1.3. Desplazamientos

Schaefer *et al.* (1961), Fink y Bayliff (1970), y Hunter *et al*. (1986) presentan información sobre los desplazamientos del barrilete en el OPO. Los porcentajes de barrilete liberados en el Pacífico occidental que permanecieron en libertad de 0 a 30 días, 31 a 180 días, y más de 180 días y que se desplazaron más de 500 millas náuticas son 0, un 5, y un 30, respectivamente. Han sido recapturados en el Pacífico central u

occidental 27 barriletes marcados liberados en el OPO (Bayliff, 1988: Anexo 2), pero no se han recapturado en el OPO barriletes marcados liberados en el Pacífico central u occidental. Se debe tener en cuenta que el número de peces marcados recapturados en distintos lugares depende de la cantidad de esfuerzo de pesca en esos lugares. Si se inician experimentos de marcado donde hay mucho esfuerzo de pesca es probable que las distancias recorridas por los peces sean menores de lo que serían si hubiesen sido liberados en zonas con pesca intensa y ligera. No obstante, para los propósitos de la presente evaluación se supone que las tasas de desplazamiento del barrilete en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada mes del año.

3.1.4. Mortalidad natural

Wild y Hampton (1994) discuten los intentos de estimación de la tasa de mortalidad natural (*M*) de barrilete, y los muchos problemas asociados con estos estudios. El personal de la CIAT usa un valor de 1,5, sobre una base anual, para *M* en los análisis de rendimiento por recluta (Anónimo, 2000: 69). A diferencia de los atunes aleta amarilla y patudo, el barrilete no muestra un aumento en la proporción de machos para les peces de mayor edad (Schaefer 2001). Hampton (2000) demostró, usando datos de marcado, que las estimaciones de mortalidad natural de barrilete en el Pacífico occidental arrojaban niveles más altos para individuos viejos y jóvenes. Los resultados señalan tasas de mortalidad natural mucho más altas para barriletes de menos de 40 cm y de más de 70 cm. Para la presente evaluación se usaron las estimaciones del Pacífico occidental (Hampton 2000) para desarrollar una curva de mortalidad natural por edad (Figure 3.1). Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes viejos podrían ser un artefacto de los datos de marcado que resulta de que los peces de mayor edad salgan de la pesquería. Se supuso por lo tanto que la mortalidad natural es constante para las edades mayores. Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes jóvenes podría asimismo ser un artefacto de los datos de marcado debido a mortalidad por marcado, por lo que se supuso una mortalidad más baja.

3.1.5. Estructura del stock

El barrilete ocurre en todas las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que ocurre un intercambio considerable de peces entre zonas. Se han usado varios métodos para estudiar la estructura de stocks de la especie, inclusive análisis de estadísticas de captura, el ciclo vital, marcado, datos de genética bioquímica, y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Muchas organizaciones han realizado investigaciones de estos temas, entre ellas la CIAT, la Comisión del Pacífico Sur (ahora la Secretaría de la Comunidad del Pacífico; SPC), el Servicio Nacional Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU., y varias organizaciones en Japón. Los resultados pertinentes a una solución de este problema fueron examinados por Argue (1981), y discutidos en detalle por Anónimo (1984: 186-189). En resumen, hay dos hipótesis principales sobre la estructura de stocks del barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de subpoblaciones separadas postula que existen dos ó más subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, pero que hay aislamiento por distancia – es decir, la probabilidad de hibridación de dos peces dados es una función inversa de la distancia entre los dos. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no permiten decidir a favor de una ni otra hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 255-257), no produjeron información que sirviera mejor como base para decisiones de ordenación. (Sin embargo, no se deben considerar inútiles esos estudios, ya que es posible que la información que arrojaron sea eventualmente combinada con información reunida en el futuro para lograr una mayor comprensión de la estructura de los stocks de barrilete en el Océano Pacífico.) Para los propósitos de la presente evaluación de stocks, se supone que existen dos stocks, uno en el OPO y el otro en el Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

Forsbergh (1989) comenta las influencias de ciertas variables ambientales sobre la abundancia aparente de barrilete en el OPO. La abundancia de larvas de barrilete en el Pacífico central y occidental se duplica, aproximadamente, con cada aumento de 1° en las TSM entre 23°C y un máximo de 29°C. Las capturas

por unidad de esfuerzo (CPUE) de barrilete por artes de pesca comerciales en el OPO están positivamente correlacionadas con las TSM en el Pacífico central 18 meses antes. Sin embargo, las capturas de barrilete por artes de superficie suelen disminuir durante episodios de El Niño, debido a que durante esos episodios aumenta la profundidad de la termoclina y los peces pasan menos tiempo en la superficie que durante años de La Niña (Joseph y Miller, 1989).

La presente evaluación del stock incluye el supuesto de que los condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún barrilete en el OPO. A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de barrilete en el OPO, se incorpora una variable de temperatura en el modelo de evaluación del stock, y se determina si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la TSM en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por latitud 20°N-10°S y longitud 100°O-150°O y el otro por latitud 10°N-10°S y longitud 85°O-100°O, como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se incluyeron estos datos en el modelo con base en el mes durante el cual fueron criados los peces. Los datos son puestos en el internet (http://Ingrid.ldeo.Columbia.edu) por los Centros Nacionales de Predicción Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA) de EE.UU., a través de la Biblioteca de Datos del Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction.

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1. Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca. Por ejemplo, la fuerza de las corrientes cambia la forma de los palangres atuneros y afecta la profundidad de pesca efectiva de esta arte (Mizuno *et al*. 1997). En la presente evaluación del barrilete en el OPO, se supone que las condiciones ambientales podrían afectar la eficacia de las pesquerías de superficie que capturan barrilete (Pesquerías 1-6). Por lo tanto se incluyó esto como covariable explicativa de capturabilidad para estas pesquerías. Se postula que durante períodos cuando la termoclina no es muy profunda, es más probable que el barrilete esté cerca de la superficie y que por consiguiente sea detectado y capturado con red de cerco. Por lo tanto, se incluyó una aproximación de la profundidad de la termoclina, la profundidad del isóbato de 20°, como covariable explicativa de capturabilidad para estas pesquerías (Pesquerías 1-6). Se realizan análisis para determinar si existen relaciones estadísticamente significativas entre estos datos y estimaciones de la eficacia de varias pesquerías. Para la evaluación actual se incluyeron anomalías de la profundidad de la termoclina para "zonas núcleo" dentro de los límites de las pesquerías (ilustradas en la Figura 2.1) como candidatos de variables ambientales. En la Tabla 3.1 se detallan los límites de dichas zonas, y se obtuvieron los datos de la misma fuente usada para el reclutamiento.

Cabe destacar que se supuso que las condiciones ambientales no afectan la eficacia de las pesquerías que capturan barrilete de las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11) o la pesquería de carnada y asociada con delfines combinada (Pesquería 7). Se hizo este supuesto porque se supone que los datos de captura y esfuerzo de esas pesquerías son tan variables o tan pocos que no pueden proporcionar la información necesaria para determinar si existe un efecto ambiental significativo (Sección 4).

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*, o análisis estadístico estructurado por edad de captura a talla; Maunder y Watters, presentado), un modelo de dinámica de población estructurado por edades, e información contenida en datos de captura, esfuerzo, y composición de tamaños para evaluar la condición del stock de atún barrilete en el OPO. Se usó este método en las evaluaciones de 2000 para los atunes aleta amarilla (Maunder y Watters 2001) y patudo (Watters y Maunder 2001) en el OPO. El modelo se basa en el método descrito por Fournier *et al*. (1998). El término "estadístico" indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación entre los datos observados y la población real. El modelo de evaluación usa etapas tempo-

rales mensuales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación del stock comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros del modelo, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación del stock. La tasa de mortalidad natural del barrilete es más alta que las de los atunes aleta amarilla y patudo, por lo que son necesarios intervalos mensuales para permitir extraer información de cohortes individuales de los datos de frecuencia de talla.

Ya que los datos de pesquerías son complejos, se constriñen las formas en las que se ajusta el modelo a los datos observados. Se ajusta con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo la probabilidad de haber observado los datos de captura y de composición por tamaño, dada la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Se calcula esta probabilidad bajo un conjunto de constreñimientos. Muchos de éstos son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación a los datos observados sobre el atún barrilete:

1. Las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11) capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. Si una pesquería puede capturar peces de una edad particular, debería ser capaz de capturar peces de edades algo mayores y menores.
3. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre meses. En promedio, los eventos que causan que la mortalidad por pesca sea un poco más alta o más baja se cancelan.
4. Los datos de pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 8-11) y las pesquerías asociada con delfines y de carnada combinadas (Pesquería 7) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa.

Es importante notar que el modelo de evaluación puede hacer predicciones que no se atienen estrictamente a estos constreñimientos ni a aquéllos detallados en la Sección 3. Los constreñimientos están diseñados de tal forma que pueden ser violados si los datos observados brindan buena evidencia en contra de ellos.

El modelo A-SCALA tiene varias formulaciones de parámetros y estructura que se pueden usar. Se aplicaron muchas de estas distintas formulaciones a la población de barrilete en el OPO (sección 4.4). Todos estos modelos produjeron tendencias similares en biomasa y reclutamiento. Entre los modelos, las estimaciones de biomasa absoluta y el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR) variaron, pero todas señalaron que la tasa de explotación es baja, que el reclutamiento es altamente variable, y que el reclutamiento impulsa las tendencias en biomasa. Se presentan dos de los modelos investigados.

Evaluación 1

El primer modelo tiene los parámetros estimados y fijos descritos a continuación. Se calcula la mortalidad por pesca usada para estimar las condiciones iniciales como la mortalidad por pesca media durante los dos primeros años. Se estiman las desviaciones alrededor de las cantidades a edad en las condiciones iniciales para las 10 primeras clases de edad.

Evaluación 2

El segundo modelo es igual que la Evaluación 1, excepto que se calcula la mortalidad por pesca usada para estimar las condiciones iniciales como la mortalidad por pesca media durante los 10 primeros años, y no hay desviaciones alrededor de las cantidades a edad en las condiciones iniciales. En este análisis se estima que las condiciones iniciales son similares a lo que se esperaría bajo condiciones medias en una población no explotada.

Se estimaron los parámetros siguientes en la evaluación actual del stock de atún barrilete del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada mes desde enero de 1981 hasta diciembre de 2000 (incluye

estimación del reclutamiento medio, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);

2. coeficientes mensuales de capturabilidad para las 11 pesquerías que capturan barrilete del OPO (incluye estimación de efectos ambientales y aleatorios);
3. curvas de selectividad para 7 de las 11 pesquerías (las Pesquerías 8-11 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población.
5. cantidad de variación en la talla a edad.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual del stock de atún barrilete en el OPO:

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);
2. talla media a edad (Figura 3.2);
3. madurez de hembras a edad;
4. proporción de sexos a edad;
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11).

4.1. Indices de abundancia

En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 11 pesquerías definidas en esta evaluación del barrilete en el OPO, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

Las CPUE de barrilete de la flota de superficie han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 1-6). Antes de 1993, las CPUE de lances sobre objetos flotantes fueron bastante consistentes, pero desde entonces la CPUE ha aumentado, excepto en la pesquería costera (Pesquería 3), y fue particularmente alta en los años más recientes (Figura 4.1, Pesquerías 1-4). Las CPUE de barrilete capturado en cardúmenes no asociados (Figura 4.1, Pesquerías 5 y 6) generalmente presentan dos niveles, inferior al promedio hasta mediados de los años 1980 y posteriormente superior al mismo. Las CPUE de aleta amarilla capturado en asociación con delfines (Figura 4.1, Pesquerías 7-9) son generalmente más altas a fines de los años 1980 y 1990, con CPUE muy elevadas en 1999 y 2000 en la pesquería del sur (Pesquería 6) y en 1995 y 1999 en la pesquería del norte (Pesquería 5). La pesquería no asociada del norte presenta mayor variación. Debido al corto período de las pesquerías que descartan barrilete durante la clasificación de las capturas de las Pesquerías 1-4 (Figura 4.1, Pesquerías 13-16), no es posible determinar tendencias en CPUE para las mismas. No se presenta la pesquería asociada con delfines y de carnada combinada (Pesquería 7) porque se supuso esfuerzo constante para la misma.

4.2. Resultados de la evaluación

El ajuste del método A-SCALA a los datos de captura y de composición por tamaño para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO es bastante bueno. Se constriñe el modelo de evaluación para ajustarlo a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente, y las 11 series de tiempo de capturas de barrilete predichas con el método A-SCALA son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2. Es importante predecir los datos de captura con exactitud, porque es difícil estimar la biomasa si no se sabe bien la cantidad total de pescado extraído del stock.

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante predecir estos datos con precisión porque contienen la mayor parte de la información necesaria para modelar el reclutamiento y el crecimiento, y por ende para estimar el impacto de la pesca sobre el stock. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de atún barrilete capturado por las Pesquerías 1-7. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y las composiciones por tamaño medias predichas de las capturas de estas siete pesquerías. (No se dispo-

ne de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 8-11 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para las 12 pesquerías con datos de composición por tamaño (Pesquerías 1-7) son buenas (Figura 4.2). En la Sección 2.3 se describen las distribuciones por tamaño de la captura de cada pesquería.

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación, y (3) este análisis es sólo preliminar, y es probable que se modifique en el futuro.

4.2.1. Mortalidad por pesca

Las estimaciones de la mortalidad por pesca de las dos evaluaciones son diferentes. No se descubrió ninguna relación entre la profundidad de la termoclina y la capturabilidad para ninguna de las pesquerías.

Evaluación 1

La mortalidad por pesca es mucho más alta al principio y al fin del todo del período modelado que durante el resto del período. Durante la mayor parte del período es sumamente baja, alrededor de 0,01 por mes. La mortalidad por pesca por edad es mayor para las edades intermedias (13-23 meses). Las estimaciones de selectividad por edad indican que las pesquerías de objeto flotante, excepto en la pesquería de alta mar del sur (Pesquería 1), seleccionan barrilete de mayor edad que las pesquerías no asociadas. Estas mismas pesquerías presentan un pico doble en la selectividad. Para el presente análisis se supuso que la selectividad es constante para todos los peces de 24 meses o más de edad. Se estima que la capturabilidad fue mucho mayor al principio y al fin del período modelado para todas las pesquerías de superficie principales. Esto es consistente con las estimaciones de mortalidad por pesca, que presentan un patrón similar.

Evaluación 2

La mortalidad por pesca es mayor en los dos últimos años que durante el resto del período. Durante la mayor parte del período la mortalidad por pesca es extremadamente baja, alrededor de 0,003 por mes. La mortalidad por pesca por edad es mayor para las edades intermedias (13-27 meses). Las estimaciones de selectividad por edad señalan que las pesquerías de objeto flotante, excepto la pesquería de altamar del sur (Pesquería 1), suelen seleccionar barrilete de mayor edad que las pesquerías no asociadas. La mayoría de las pesquerías presentan un pico doble en la selectividad. Se estima que la capturabilidad fue mayor durante los dos últimos años que durante el resto del período. Esto es consistente con las estimaciones de mortalidad por pesca, que presentan un patrón similar.

4.2.2. Reclutamiento

La abundancia del atún barrilete reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar correlacionada positivamente con las anomalías de las TSM en el momento de cría de esos peces (Figura 4.6, recuadro izquierdo). No obstante, las TSM no explican toda la variación en el reclutamiento. Es posible que otras variables oceanográficas influyan sobre el reclutamiento, y el personal de la CIAT piensa considerar otros índices ambientales como candidatos para explicar la variación en el reclutamiento. Esto incluirá intentar determinar si el índice ambiental debería estar basado en condiciones durante la fase juvenil temprana, y no solamente durante la fase larval. Identificar una o más variables ambientales correlacionadas con el reclutamiento sería útil al hacer predicciones sobre el reclutamiento futuro.

Dentro del rango de biomasas predichas ilustradas en la Figura 4.8, la abundancia de reclutas de barrilete no parece estar relacionada con la biomasa de reproductores en el momento de desove. (Se definen los reproductores como hembras maduras; ver Sección 3.1.2) (Figura 4.6, recuadro derecho).

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de barrilete, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. Las características más conspicuas de esta serie de tiempo son una variación muy elevada en el reclutamiento de mes en mes y los grandes reclutamientos a la pesquería en 1983, 1994-1995, y 1998. El análisis indica que un grupo de cohortes muy

fuertes ingresó a la pesquería en 1998 y que esas cohortes incrementaron la biomasa y las capturas durante 1999 y 2000. Hay también una indicación de que los reclutamientos más recientes fueron muy bajos, llevando quizá a biomasas y capturas reducidas. Las TSM más bajas podrían asimismo indicar que los reclutamientos más recientes resulten ser más bajos. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

Hay poca diferencia en las tasas relativas en el reclutamiento entre las dos evaluaciones, pero la Evaluación 2 indica un reclutamiento absoluto mucho mayor.

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún barrilete de un año o más de edad. En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en la biomasa de barrilete en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa fue altamente variable durante el período de 1981-2000. Se estima que estuvo en un nivel muy bajo en 1981 y aumentó con gran rapidez, alcanzando un punto máximo en 1985, y luego se redujo sustancialmente en 1986. Ha fluctuado desde entonces, con niveles altos durante 1995 y 1999. Se estima que la biomasa disminuyó sustancialmente durante 2000.

Hay muy poca diferencia en las tendencias relativas en la biomasa entre las dos evaluaciones, pero la Evaluación 2 indica una biomasa absoluta mucho mayor.

4.2.4. Peso promedio de peces en la captura

El peso medio general del atún barrilete capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 3 kg durante la mayor parte del período de 1981-1999, y son similares entre pesquerías (Figura 4.10). Sin embargo, en la Evaluación 1 el peso promedio fue menor a principios de los años 1980, cuando se estima que la tasa de mortalidad por pesca fue alta.

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se dispone de datos externos para comparar con los resultados de este estudio.

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se realizaron varios análisis diferentes para probar la sensibilidad de los supuestos del modelo. Todos los modelos produjeron tendencias similares en la biomasa y el reclutamiento. Las estimaciones de biomasa absoluta, reclutamiento absoluto, y el cociente de biomasa reproductora (SBR) variaron entre los modelos. Sin embargo, todos indican que la tasa de explotación fue baja, que el reclutamiento fue altamente variable, y que el reclutamiento impulsó las tendencias en la biomasa. Se usaron los supuestos siguientes:

1. mortalidad natural elevada para el barrilete viejo;
2. selectividad monotónica para las pesquerías de objeto flotante;
3. ningún constreñimiento para las desviaciones en el reclutamiento;
4. tasa estimada de mortalidad por pesca usada para generar las condiciones iniciales.

4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

El reclutamiento de atún barrilete a las pesquerías en el OPO es variable, y parece estar relacionado con las TSM. Los niveles de reclutamiento a la pesquería, a la edad de 9 meses, están positivamente correlacionados con los TSM en el momento de desove 9 meses antes. Se estima que la mortalidad por pesca es baja, y que la biomasa fluctúa en reacción a las variaciones en el reclutamiento. No se descubrió ninguna relación entre la profundidad de la termoclina y la capturabilidad en ninguna de las pesquerías.

El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 1998, y que estas cohortes incrementaron la biomasa y las capturas durante 1999 y 2000. Hay también una indicación de que los reclutamientos más recientes fueron muy bajos, llevando quizá a biomasas y capturas menores. Las TSM más bajas podrían asimismo indicar que los reclutamientos más recientes resulten ser más bajos. Sin em-

bargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

Se realizaron varios análisis diferentes para probar la sensibilidad de los supuestos del modelo. Todos los modelos produjeron tendencias similares en la biomasa y el reclutamiento. Las estimaciones de biomasa absoluta, reclutamiento absoluto, y el cociente de biomasa reproductora (SBR) variaron entre los modelos. Sin embargo, todos indican que la tasa de explotación fue baja, que el reclutamiento fue altamente variable, y que el reclutamiento impulsó las tendencias en la biomasa, y que la pesca ejerció poco efecto sobre la biomasa.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

No se evaluó la condición del stock de barrilete.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

No se realizaron simulaciones de los efectos de operaciones futuras de pesca para el barrilete.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2001 y datos actualizados de 2000.

El personal de la CIAT piensa también considerar otros tipos de datos ambientales para uso en el modelo de evaluación del stock.

El personal de la CIAT piensa proseguir el desarrollo de la evaluación para el barrilete. Si se obtiene una evaluación aceptable, se evaluará la condición del stock, y se realizarán simulaciones de los efectos de operaciones futuras de pesca.

7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa continuar desarrollando el método A-SCALA y refinar la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para que se pueda incorporar en los análisis información obtenida de los estudios de marcado realizados en el pasado. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de barrilete a partir de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si este proyecto tiene éxito, se incorporarán los resultados, al grado posible, en evaluaciones futuras del stock.

El personal de la CIAT piensa también elaborar métodos para estimar incertidumbre en cantidades basadas en RMS.

REFERENCES--REFERENCIAS

Anonymous. 1984. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1983: 272 pp.

Anonymous. 1995. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1994: 296 pp.

Anonymous. 1998. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1996: 306 pp.

Anonymous. 2000. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.

Argue, A. W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep., 6: v, 39 pp.

Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.

Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.

Forsbergh, E.D. 1989. The influence of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 429-569.

Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2105-2116.

Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.

Hennemuth, R.C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. . Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 4: 23-37.

Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. FAO Fish. Tech. Pap. 277: 1-78.

Joseph, J., and F.R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull. 53: 77-80.

Maunder, M.N. and G.M. Watters. submitted. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Draft manuscript submitted to the IATTC Bull.

Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 5-86.

Miyake, M.P. 1968. Distribution of skipjack in the Pacific Ocean, based on records of incidental catches by the Japanese longline tuna fishery. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 12: 509-608.

Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish. 34: 1-24.

Schaefer, K.M. 2001. An assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning in the eastern Pacific Ocean. Fish. Bull. 99: 343-350.

Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 341-455.

Uchiyama, J.H. and P. Struhsaker. 1981. Age and growth of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, as indicated by dailty growth increments of sagittae. Fish. Bull. 79: 151-162.

Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-

Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 109-211.

Wild, A. and T.J. Foreman. 1980. The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tuna marked with tetracycline. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 507-560.

Wild, A. and J. Hampton. 1994. A review of the biology and fisheries for skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap. 336 (2): 1-51.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

George M. Watters and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary 147
2. Data 149
3. Assumptions and parameters 152
4. Stock assessment 155
5. Stock status 163
6. Simulated effects of future fishing operations 169
   Figures 174
   Tables 208
   Appendix: Additional results from the basecase assessment 216
   References 246

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). A-SCALA, an age-structured, catch-at-length analysis, was used to conduct this assessment. Two previous assessments of bigeye in the EPO were also conducted using the A-SCALA method. Two important modifications have been made to the A-SCALA method and used in the current assessment. The growth model has been reparameterized, and a stock-recruitment relationship has been included in the assessment model. New and updated catch, effort, and environmental data have also been included in the assessment.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 20 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 20 quarters old has decreased since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The basecase assessment suggests that (1) the use of FADs has increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects by up to 750%, and (2) that bigeye are more catchable (by up to 780%) when they are associated with floating objects in offshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. Nevertheless, the abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the basecase assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching. Nevertheless, a stock-recruitment relationship is included in the basecase assessment.

There are two important features in the recruitment estimates. First, extremely large cohorts of bigeye were recruited to the fisheries in the EPO during the second quarters of 1982, 1983, 1994, and 1997, and during the first quarter of 1998. All of these recruitments were estimated to be more than two times the estimated virgin recruitment (the average recruitment produced by an unexploited population). Second, nine of the ten lowest estimates of recruitment have occurred since the beginning of 1999, and the upper confidence bounds of all the recruitment estimates since the first quarter of 1999 are below the virgin recruitment. This extended sequence of low recruitments is important because it is likely to produce a series of years in which the spawning biomass ratio (SBR) will be below the level that would be expected to occur if the stock were producing the average maximum sustainable yield (AMSY). There is, however,

considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment for bigeye tuna in the EPO.

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1981-1984 and reached its peak level of about 450,000 mt in 1985. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 260,000 mt in 1994. During 1994-1999 the biomass of this age group increased (to about 380,000 mt), but it decreased throughout 2000, reaching about 270,000 mt by the start of 2001. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but there are differences in the timing of the highest and lowest estimates. The highest level of spawning biomass occurred at the start of the third quarter of 1985, and its lowest level occurred at the start of the second quarter of 1996. The spawning biomass at the beginning of January 2001 is estimated to have been about 22% greater than the mean spawning biomass over the period July 1980-January 2001. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO.

At the beginning of January 2001, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at a high level. At this time the SBR was about 0.75, with lower and upper confidence limits (± 2 standard errors) of about 0.45 and 1.05. The estimate of the lower confidence bound is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.41), suggesting that, at the start of January 2000, the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY. The spawning biomass appears to have been above this level throughout most of the July 1980-January 2001 period. Nevertheless stochastic projections indicate that the SBR is likely to reach an historic low level within the next three years and to descend below the level that would be expected if the population were producing the AMSY. This decline is likely to occur regardless of the environmental conditions and the amount of fishing that occur in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 and 2000. The projected SBR may increase during 2003-2005, but the timing and rate of this increase would be dependent on future levels of recruitment (which may be driven by future environmental conditions) and fishing mortality.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined was close to the critical weight (about 39 kg) during the last quarter of 2000, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is satisfactory from a yield-per-recruit perspective. Nevertheless, it should be noted that the floating-object fisheries are capable of catching small bigeye, and, therefore, when large cohorts are first recruited to these fisheries the average weight of the combined catch is likely to be substantially less than the critical weight.

The distribution of effort among fishing methods affects both the equilibrium yield per recruit and the equilibrium yield. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant. Also, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of *F* multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of *F* multipliers provide a yield per recruit that is close to the maximum. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, and a stock-recruitment relationship exists, the population cannot sustain extremely high levels of fishing mortality (*F*). In contrast, when longline catches are dominant, the population can sustain substantially higher levels of *F*. These conclusions are valid only if the age-specific selectivity pattern of each fishery is maintained.

At the beginning of January 2001, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 11% greater than the level that would be expected to produce the AMSY. However, the recent catches are estimated to have been more than 89% above the AMSY level (64,727 mt). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 90% of the current level of effort. Decreasing the effort to 90% of its present level would increase the long-term average yield by less than 1%, but would increase the spawning potential of the stock by about 11%. The catch of bigeye by the

surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. If this is the case, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the surface fisheries. The AMSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N.

A sensitivity analysis supports the view that, at the start of 2001, the spawning biomass was above the level that would be present if the stock was producing the AMSY. However, the analysis also confirms the fact that there is uncertainty in the estimate of the AMSY and the amount of fishing mortality that is required to achieve this yield. Both of these quantities, in addition to the estimates of recruitment and biomass, are sensitive to how the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment.

Future changes in the level of surface-fishing effort are predicted to affect the SBR, the average weight of fish in the catch from all fisheries combined, the total catch of the primary surface fleet, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface-fishing effort to 125% of its recent average is predicted to decrease the SBR, decrease the average weight of fish in the combined catch, increase the total catch taken by the surface fleet, and decrease the total catch taken by the longline fleet. Reducing the level of surface fishing effort to 75% of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects (or ensuring that discarded fish survive) is projected to increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Thus, any measure that effectively reduces the kill of bigeye that are about 2-5 quarters old may help the Commission to achieve a variety of management objectives.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for July 1980 through December 2000 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the EPO. The data for 2000, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of 27 March 2001. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Thirteen fisheries are defined for the stock assessment of bigeye tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine, baitboat, and longline), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The bigeye fisheries are defined in Table 2.1; these definitions were used in two previous assessments of bigeye in the EPO (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001). The spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are illustrated in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined such that, over time, there is little change in the average size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on flotsam (Fishery 1), sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 2-3, 5, 10-11, and 13), and sets made on a mix of flotsam and FADs (Fisheries 4 and 12). It is assumed that it is appropriate to pool data relating to catches by baitboats and by purse-seine vessels setting on dolphins and unassociated schools (Fisheries 6 and 7). Relatively few bigeye are captured by the first two methods, and the data from Fisheries 6 and 7 are dominated by information on catches from unassociated schools of bigeye. Given this latter fact, Fisheries 6 and 7 will be referred to as fisheries that catch bigeye in unassociated schools throughout the remainder of this report.

2.2. Catch and effort data

The catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions presented in Table 2.1.

In previous assessments (*e.g.* Maunder and Watters 2001, Watters and Maunder 2001) the IATTC staff defined, for the purposes of stock assessment, three types of catch data: landings, discards, and catch. The previous definitions of these terms are applied throughout this report.

All three types of catch data are used to assess the stock of bigeye tuna (Table 2.1). Removals by Fisheries 1 and 8-9 are simply landings. Removals by Fisheries 2-5 and 7 are landings, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2). Removals by Fisheries 10-13 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.2).

New and updated catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment. The data for 1998, 1999, and the first two quarters of 2000 are updated (compared to those presented by Anonymous (2000) and Watters and Maunder (2001) in previous assessments of bigeye from the EPO). The data for the second two quarters of 2000 are new. Two methods have been used to estimate the surface-fishery landings of bigeye during 2000. Using the first method, the landings of bigeye, yellowfin (*Thunnus albacares*), and skipjack (*Katsuwonus pelamis*) tunas are treated as separate sampling problems. This method was used in previous assessments (*e.g.* Anonymous 2000 and Watters and Maunder 2001). Using the second method, the combined landings of all three species are separated by species composition samples. Tomlinson (in preparation) describes this new estimation method. For the current assessment, the first method of estimating landings was used to conduct a "basecase" assessment. The second method of estimating landings was used in a sensitivity analysis (see Section 4.4). Surface-fishery landings of bigeye during 2000 are estimated to be about 75,400 mt in the basecase assessment and about 84,200 mt in the sensitivity analysis. The amount of effort expended by surface fisheries is estimated from the landings data, and, therefore, the new and updated estimates of landings by the surface fisheries have provided new and updated estimates of fishing effort. Watters and Maunder (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate surface fishing effort.

New and updated catch and effort data for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have also been incorporated into the current assessment. New catch data have been obtained from French Polynesia (1999), Japan (1999), Korea (1994-1997), and the United States (1991-1999). The new catch data from Korea were converted from catches in weight to catches in numbers by assuming that the average weights of fish in the Korean catches were equal to those in the Japanese catches (on an annual basis). Estimates of the average weights of bigeye in the Japanese catches during 1994-1997 were obtained from Okamoto and Bayliff (in preparation). Korean and Taiwanese catches during 1998 and 1999 were estimated by assuming that the quarterly ratios of the catches taken by Japan to those taken by Korea and Taiwan were equal to those from 1997. As in the previous two assessments of bigeye from the EPO (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001), the amount of longlining effort was estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings. Estimates of standardized CPUE were obtained with regression trees (Watters and Deriso 2000).

2.2.1. Catch

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from July 1980 through December 2000 are illustrated in Figure 2.2. There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of bigeye made by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 8 and 9) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet (Figure 2.2). It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from July 1, 1980, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

For this assessment, the Japanese longline data are available through 1999. In the previous two assessments (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001), Japanese longline data were available only

through 1998. It is assumed that the total longline effort expended in 2000 is equal to the amount expended in 1999. Thus, in the assessment, the estimated longline catch in 2000 is a function of the fishing effort in 1999, the estimated abundance in 2000, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9).

The catches taken by Fisheries 2, 3, 5, 7, 8, and 9 during 2000 are estimated to have been greater than those taken during 1999. As percentages of the catches taken in 1999, these increases were, respectively, about 132%, 129%, 8%, 57%, 27%, and 54%. Fishery 4 was the only fishery for which the catch in 2000 was estimated to be less than that in 1999. The catch by Fishery 4 decreased by about 17%.

Although the catch data presented in Figure 2.2 are in weight, the catches in numbers of fish are used to account for longline removals of bigeye in the stock assessment.

2.2.2. Effort

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 13 fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are illustrated in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-7 and 10-13) is in days fishing, and that for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks. There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by all of the fisheries that catch bigeye from the EPO. Nevertheless, there have been two important trends in fishing effort. First, since about 1993, there has been a substantial increase in the number of days fished that have been directed at tunas associated with floating objects. Second, the amount of longlining effort expended in the EPO, which is directed primarily at bigeye, has declined substantially since about 1991.

Compared to 1999, the total amount of fishing effort expended by Fisheries 2-4 increased during 2000. As percentages of the effort expended in 1999, these increases were, respectively, about 185%, 32%, and 70%. The total amount of fishing effort expended by Fisheries 5 (-14%) and 7 (-2%) decreased from 1999 to 2000. These results indicate that the floating-object fishery in the southern offshore area (Fishery 2) expanded the most during 2000. Note, however, that the spatial expansion and contraction of effort in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects varies greatly among years (Watters 1999).

It is assumed that the fishing effort in Fisheries 10-13 is equal to that in Fisheries 2-5 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 10-13 are derived from those taken by Fisheries 2-5 (Section 2.2.3).

As previously noted (Section 2.2.1), the IATTC databases do not contain catch and effort information from Japanese longlining operations conducted in the EPO during 2000. It is assumed, therefore, that the total amount of longlining effort exerted during each quarter of 2000 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 1999.

The large quarter-to-quarter variations in fishing effort illustrated in Figure 2.3 are partly a result of how fisheries have been defined for the purposes of stock assessment. Fishing vessels often tend to fish in different locations at different times of year, and, if these locations are widely separated, this behavior can cause fishing effort in any single fishery to be more variable.

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from the catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel), or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In both cases, the amount of discarded bigeye is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (submitted). Regardless of the reason that bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish are killed.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the catches made by purse-seine vessels (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards for surface fisheries

that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods when observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/landings) is equal to the discard rate for the same quarter in the previous year.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (see Figure 4.5). Watters and Maunder (2001) provide a short rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

It is assumed that bigeye tuna are not discarded from longline fisheries (Fisheries 8 and 9).

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches from each fishery defined in Table 2.1 have been described in two previous assessments (Anonymous 2000 and Watters and Maunder 2001). The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small- (< 75 cm long) and medium-sized (75 to 125 cm long) bigeye (Figure 4.2, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium bigeye (Figure 4.2, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye have dominated the catches of fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Figure 4.2, Fisheries 2-5). Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured from unassociated schools (Figure 4.2, Fishery 6). Since 1990, more small- and large-sized (> 125 cm long) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 4.2, Fishery 7). The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the area north of 15°N, longliners catch mostly medium-sized bigeye, and the average size composition has two distinct peaks (Figure 4.2, Fishery 8). In the southern area, longliners catch substantial numbers of both medium- and large-sized bigeye, and the size composition has a single peak (Figure 4.2, Fishery 9).

During any given quarter, the size-composition data collected from a fishery will not necessarily be similar to the average conditions illustrated in Figure 4.2. The data presented in Figures 4.3a and b illustrate this point. The most recent (2000) size-compositions for the fisheries that catch bigeye in association with floating objects contain more medium-sized bigeye than what has been caught by these fisheries on average (compare Figure 4.3a to Figure 4.2 for Fisheries 2-5). The most recent size-composition data for Fishery 8 (1999) appear to contain three peaks, whereas the average size composition for this fishery contains only two peaks (compare Figure 4.3b to Figure 4.2).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The way in which growth is modeled within the A-SCALA method has recently been modified (Maunder and Watters submitted). In the previous two assessments of bigeye (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001), growth was considered to occur in two phases (a phase in which growth was not assumed to follow any particular functional form and a phase in which it was assumed to follow a von Bertalanffy curve). The modified growth model is parameterized to be more flexible. The modified model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments can be constrained to be similar to a specific growth curve (perhaps taken from the literature) or fixed so that the growth curve can be treated as something that is known with certainty. If the growth increments are estimated as free parameters they are constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The modified growth model is also designed so that

the size and age at which fish are first recruited to the fishery must be specified. For the current assessment, it is assumed that bigeye are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) when they are 30 cm long and two quarters old.

The A-SCALA method is structured so that it is possible to compare the statistical performance of different assumptions about growth. This type of comparison has been performed in the current assessment of bigeye from the EPO (Section 4.2). An assessment in which the growth increments were fixed and set equal to those from the von Bertalanffy curve estimated by Suda and Kume (1967) was compared to an assessment in which the growth increments were estimated as free parameters. In the former assessment, the fixed growth increments were generated from a von Bertalanffy curve with L_∞ = 214.8 cm, k = 0.2066, the length at recruitment to the discard fisheries = 30 cm, and the age at recruitment = 2 quarters.

The following weight-length relationship, from Nakamura and Uchiyama (1966), was used to convert lengths to weights in the current stock assessment:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

where w = weight in kilograms and l = length in centimeters.

3.1.2. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967).

The way in which recruitment is modeled within the A-SCALA method has recently been modified (Maunder and Watters submitted). In the previous two assessments of bigeye, no assumptions were made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001). The A-SCALA method has now been modified so that a Beverton-Holt stock-recruitment relationship can be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter named steepness, and the initial age structure of the population. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because the spawning biomass may not have been reduced to less than 20% of its unexploited level and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that cause recruitment to be extremely variable. Thus, to estimate steepness it is often necessary to specify how this parameter might be distributed statistically. (This is known as specifying a prior distribution.)

For the current assessment, steepness is assumed to come from one of two prior distributions. The first prior specifies that steepness should be very close to 0.75 regardless of whether there is information in the size-composition and catch data to suggest that another value is more appropriate. This prior is specified as a beta distribution with an expected value of 0.75 and a coefficient of variation of 0.05. The second prior specifies that steepness can take a wide range of possible values, but, if there is no information in the data, it will most likely be close to 0.96. This prior is specified as a beta distribution with an expected value of 0.75 and a coefficient of variation of 0.25. The first prior has been used in the basecase assessment because it is assumed that reductions in spawning biomass should, eventually, reduce the average level of recruitment (*i.e.* that steepness should not be close to 1.0). The second prior was used in a sensitivity analysis (Section 4.4).

In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, it is further assumed that

recruitment should not be less than 25% of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1% of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, such extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

The previously mentioned modifications to the growth and recruitment models have made it necessary to redefine spawning biomass. In the previous two assessments (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001), spawners were defined as female bigeye that are at least 3 years old, and the total biomass of these females was considered to be the spawning biomass. In the current assessment, spawners are still defined as 3+-year-old females, but an age-specific fecundity schedule is used to provide an index of spawning potential. The fecundity index at age is assumed to be equal to the mean weight at age estimated by inserting mean lengths from the growth curve provided by Suda and Kume (1967) into the weight-length relationship provided by Nakamura and Uchiyama (1966) (see Section 3.1.1). The age-specific proportions of female bigeye and fecundity indices used in the current assessment are provided in Table 3.1.

3.1.3. Movement

The current assessment does not consider movement explicitly. Rather, it is assumed that bigeye move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the start of each quarter of the year. The IATTC staff is currently studying the movement of bigeye within the EPO using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies may eventually provide information that is useful for stock assessment.

3.1.4. Natural mortality

Three age-specific vectors of natural mortality (*M*) are used in the current assessment. For the basecase assessment, the *M* at age is the assumed to be the same as that used in the previous two assessments (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001). This mortality schedule was derived by assuming that *M* is relatively high for young (small) bigeye and that observed changes in size-specific sex ratios indicate increased *M* for older females. The basecase natural mortality curve was estimated by fitting to some of the natural mortality estimates of Hampton (2000) and the sex-ratio data provided by Hampton *et al.* (1998). The basecase vector of *M* is illustrated in Figure 3.1. Two other vectors of *M* are used in sensitivity analyses. These two vectors were obtained by subtracting/adding 0.05 from/to all of the age-specific estimates in the basecase vector.

3.1.5. Stock structure

There are not enough data available to determine whether there are one or several stocks of bigeye tuna in the Pacific Ocean. For the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific, and that movement of fish between these areas is in equilibrium (*i.e.* immigration balances emigration). The IATTC staff is currently collaborating with scientists of the Secretariat of the Pacific Community, Oceanic Fisheries Programme, and of the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan to conduct a Pacific-wide assessment of bigeye. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the A-SCALA method.

3.2. Environmental influences

It is assumed that oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. To incorporate such a possibility, an environmental variable is integrated into the stock assessment model, and it is determined whether this variable explains a significant amount of the variation in the estimates of recruitment. For the current assessment, zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth and in an area from 8°N-15°S and 100°-150°W are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The zonal-velocity anomalies were calculated as the quarterly averages of anomalies from the long-term (January 1980-February 2001)

monthly climatology. These data were included in the stock assessment model after they had been offset by two quarters because it was assumed that recruitment of bigeye in any quarter of the year might be dependent on environmental conditions in the quarter during which the fish were hatched. The zonal-velocity anomalies were estimated from the hindcast results of a general circulation model. The hindcast results are posted on the Internet by the United States National Oceanic and Atmospheric Administration, National Centers for Environmental Prediction, and made available through the Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction Data Library. The hindcast results can be obtained at http://ingrid.ldeo.columbia.edu.

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the five fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5). Whether environmental conditions affect fishery performance is determined by incorporating an environmental effect into the stock assessment and determining whether that effect explains a significant amount of the variation in the estimates of catchability (q). For the current assessment, fishery-specific indices of vertical shear were considered as candidate environmental variables affecting q. These shear indices were calculated by taking the absolute difference of hindcasted velocities at 25 and 240 m. Zonal velocities were used for Fisheries 2, 3, and 5, and meridional velocities (velocities in the north-south direction) were used for Fisheries 1 and 4. The vertical shear indices were calculated, for each quarter, as fishery-specific spatial averages over the following areas:

Fishery 1: 5°N-15°S, 70-85°W
Fishery 2: 0°-10°S, 110-150°W
Fishery 3: 5°N-5°S, 85-110°W
Fishery 4: 5°N-15°S, 70-85°W
Fishery 5: 8°N-0°, 110-150°W

The data that were used to develop the vertical shear indices were obtained from the same source as those used for modeling an environmental effect on recruitment.

4. STOCK ASSESSMENT

The A-SCALA method (Maunder and Watters submitted) is currently used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. This method was also used to conduct the previous two assessments of bigeye (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001). A general description of the A-SCALA method is included in the previously-cited assessment documents, and technical details are provided in Maunder and Watters (submitted). Important revisions have been made to the A-SCALA method. These revisions include new parameterizations of the growth (Section 3.1.1) and recruitment (Section 3.1.2) processes.

The assessment model is fitted to the observed data (catches and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a constrained likelihood, given the amount of fishing effort expended by each fishery. Many of the constraints imposed on this likelihood are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model.

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries 2 quarters after hatching, and these discard fisheries (Fisheries 10-13) catch fish of only the first few age classes.
2. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries before they are recruited to the other fisheries of the EPO.
3. If a fishery can catch fish of a particular age, it should be able to catch fish that are somewhat younger and older (*i.e.* selectivity curves should be relatively smooth).
4. As bigeye tuna age, they become more vulnerable to longlining in the area south of 15°N, and the oldest fish are the most vulnerable to this gear (*i.e.* the selectivity curve for Fishery 9 is

monotonically increasing).

5. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change from quarter to quarter.
6. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7) and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels. This constraint is based on the fact that these fisheries do not direct their effort at bigeye.
7. It is extremely difficult for fishermen to catch more than about 60% of the fish from any one cohort during a single quarter of the year.

It is important to note that the assessment model can, in fact, make predictions that do not adhere strictly to Constraints 3-7 nor to those outlined in Section 3. The constraints are designed so that they can be violated if the observed data provide good evidence against them.

The following parameters have been estimated in the current stock assessment of bigeye tuna from the EPO:

1. recruitment in every quarter from the third quarter of 1980 through the first quarter of 2001 (This includes estimation of virgin recruitment, the steepness of the stock-recruitment relationship, recruitment anomalies, and an environmental effect.);
2. catchability coefficients for the 13 fisheries that take bigeye from the EPO (This includes estimation of an initial catchability for each fishery, environmental effects, and random effects.);
3. selectivity curves for 9 of the 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve.);
4. a single, average growth increment between ages 2 and 5 quarters and the average quarterly growth increment of fish older than 5 quarters (Note that a sensitivity analysis is conducted in which the growth increments are fixed at those predicted from the von Bertalanffy parameters estimated by Suda and Kume (1967).);
5. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age;
6. initial population size and age-structure.

The parameters in the following list are assumed to be known for the current stock assessment of bigeye in the EPO:

1. age-specific natural mortality rates (Figure 3.1);
2. age-specific sex ratios (Table 3.1);
3. age-specific maturity schedule (Section 3.1.2);
4. age-specific fecundity indices (Table 3.1);
5. selectivity curves for the discard fisheries (Figure 4.5, Fisheries 10-13).

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population nor of the fisheries that operate in the EPO. As in previous assessments (*e.g.* Maunder and Watters 2001, Watters and Maunder 2001), uncertainty is expressed as (1) approximate confidence intervals around estimates of recruitment (Section 4.2.2), biomass (Section 4.2.3), and the spawning biomass ratio (Section 5.1), and (2) coefficients of variation (CVs). The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since this assumption is not likely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

4.1. Indices of abundance

Catches per unit of effort (CPUEs) have been presented in previous assessments of bigeye tuna from the EPO (*e.g.* Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001). CPUEs are indicators of fishery performance, but trends in CPUE will not always follow trends in biomass or abundance. The CPUEs of the 13 fisheries defined for the assessment of bigeye are illustrated in Figure 4.1, but the trends in this figure should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3. There has been substantial variation in the CPUEs of bigeye tuna achieved by both the surface fleet (Fisheries 1-7) and the longline fleet (Fisheries 8 and 9) (Figure 4.1). Notable trends in CPUE have occurred in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. On average, the CPUEs achieved by these fisheries increased substantially from 1997 through 2000 (Figure 4.1, Fisheries 2-5). Notable trends in CPUE have also occurred for the two longline fisheries. The CPUEs of both longline fisheries decreased markedly between 1985 and 1996 (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9). Since 1996, longline CPUEs in the area north of 15°N have increased, but this has not been the case in the area south of 15°N (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9). Longline CPUEs in the southern area have continued to decline.

Comparing the CPUEs achieved by the surface fisheries in 2000 to those achieved in 1999 illustrates that performance of these fisheries is quite variable. The performance of the fishery that catches bigeye associated with floating objects around the Galapagos Islands (Fishery 3) was substantially better in 2000 than it was in 1999 (Table 4.1). In contrast, the performance of Fishery 4 was substantially reduced in 2000 (Table 4.1). The other three surface fisheries that currently catch bigeye from the EPO (Fisheries 2, 5, and 7) had mixed performances in 2000 relative to 1999 (Table 4.1).

4.2. Assessment results

Five parameterizations of the assessment model were considered as candidates for a "basecase" from which the main suite of results would be presented. The basecase model was identified by determining which of the following models are most "appropriate" (this term will be defined later):

1. a model that has growth increments modeled as free parameters, but does not include environmental effects on recruitment and catchability;
2. a model that has free growth increments and includes an environmental effect on recruitment, but not on catchability;
3. a model that has free growth increments and includes environmental effects on recruitment and on the catchabilities of all the fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5);
4. a model that has free growth increments, an environmental effect on recruitment, and environmental effects only on the catchabilities of a subset of the fisheries included in Model 3 above (this subset is determined by visual inspection of the results from Model 3); and
5. a model that includes the environmental effects identified in Model 4, but has fixed growth increments.

An "appropriate" model is defined as a model that fits the observed data reasonably well, but has as few parameters as possible. There are several statistics that can be used to evaluate whether a model is appropriate. Two statistics were used in the current assessment: the Akaike Information Criterion (AIC), and the Bayesian Information Criterion (BIC). These two statistics penalize the total likelihood for each parameter that is included in the model. The penalty imposed by the BIC is more stringent than that imposed by the AIC. Table 4.2 lists the change in AIC (Δ-AIC) and BIC (Δ-BIC) achieved by reparameterizing the first model in the preceding list. If the value of either statistic is negative, the reparameterized model is considered to be more appropriate than the Model 1. The model that has the minimum Δ-AIC or Δ-BIC is considered to be the most appropriate model.

The results in Table 4.2 were used to select Model 5 as the basecase assessment. These results indicate

that the environmental effects of zonal velocity at 240 m (on recruitment) and of vertical shear (on catchability) are useful for explaining variation in the observed data. This is true regardless of whether Δ-AIC or Δ-BIC is used as the selection criterion. However, if Δ-BIC is used to select the most appropriate parameterization, the model should not include the effects of vertical shear on the catchabilities of Fisheries 1, 2, 4, and 5 because the additional parameters required by such a model do not sufficiently increase the total likelihood. Similarly, parameterizing the assessment with free growth increments does not, using Δ-BIC, increase the total likelihood enough to compensate for the large number of parameters introduced by this growth model. Thus, for the current assessment, the basecase model has fixed growth increments and environmental effects on recruitment and the catchability for Fishery 3 (Model 5). The other four parameterizations are further considered as sensitivity analyses in Section 4.4.

The basecase assessment is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly (this is a feature of the A-SCALA method), and the 13 time series of bigeye catches predicted with the basecase model are nearly identical to those plotted in Figure 2.2.

In practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the catch. Predictions of the size compositions of bigeye tuna caught by Fisheries 1-9 are summarized in Figure 4.2. This figure simultaneously illustrates the average observed size compositions and the average predicted size compositions of the catches taken by these nine fisheries. The average size compositions for the fisheries that catch most of the bigeye taken from the EPO are reasonably well described by the basecase assessment (Figure 4.2, Fisheries 2, 3, 5, 8, and 9). There are, however, some instances in which the basecase assessment does not adequately describe the average size compositions of the catch. In particular, the basecase assessment tends to overestimate the catch of large bigeye (> 125 cm long) in the catch of Fishery 5, and the two peaks in the average size composition for the northern longline fishery (Fishery 8) are not described by the basecase assessment.

Although the basecase assessment reasonably describes the average size composition of the catches by each fishery, it is less successful at predicting the size composition of each fishery's catch during any given quarter. In many instances this lack of fit may be due to inadequate data. For example, the most recent size-composition data from Fisheries 4 and 7 are not informative (Figures 4.3a and b). In other cases, the basecase assessment tends to oversmooth and does not capture modes that move through the size-composition data. For example, there is good evidence for a strong mode moving through the most recent size compositions from Fisheries 3 and 8 (Figures 4.3a and b). In the former case, the basecase assessment attempts to describe the movement of this mode, but both the rate at which the mode progresses and the height of the mode appear to be underestimated (Figure 4.3a). In the latter case, there are multiple modes in the observed size compositions, but the predicted size composition is unimodal and wide enough to cover the range of the observed data (Figure 4.3b). It is not clear how best to improve the fit to the size-composition data. The fit to these data is governed by complex tradeoffs between estimates of growth, selectivity, and recruitment.

Of all the constraints used to fit the assessment model (see Sections 3 and 4), those on recruitment, catchability, and selectivity had the most influence. This result is supported from the results in the following list (a large value indicates that the constraint was influential):

Total likelihood = -227711.9

Likelihood for catch data = 5.6

Likelihood for size-composition data = -228295.7

Constraints and priors on recruitment parameters = 96.8

Constraints and priors on growth parameters = 43.9

Constraints on fishing mortality rates = 0.0

Constraints and priors on catchability parameters = 331.1

Constraints on selectivity parameters = 106.3

The largest component of the recruitment constraint was the prior distribution on steepness (72.7). The constraints on catchability and selectivity represent the sum of many small constraints on multiple parameters estimated for each fishery.

The results presented in the following sections are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect absolute estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

4.2.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality on bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 20 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 20 quarters old has decreased since then (Figure 4.4). The increase in average fishing mortality on younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. These fisheries (Fisheries 2-5) catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are less than 20 quarters old (Figure 4.5), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.3). The decrease in average fishing mortality on older fish can be attributed to the contraction of the longline fishery that operates south of 15°N (Fishery 9). This fishery selects mostly fish that are more than 20 quarters old (Figure 4.5). (Note that the selectivity curve for this fishery is constrained to be monotonically increasing.) Both the amount of bigeye caught (Figure 2.2) and the amount of effort expended (Figure 2.3) by this fishery have decreased since 1993.

Temporal trends in the age-specific amounts of fishing mortality on bigeye tuna are illustrated in Figure 4.6. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (see Section 2.2.2 and Figure 2.3) and changes in catchability. Changes in catchability are described in the following paragraphs. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix 1 (Table A.1).

In the two previous assessments of bigeye from the EPO (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001) catchability (q) was considered to be composed of three effects: effects of changes in technology and the behavior of fishermen, effects of the environment, and random effects that temporarily change the relationship between fishing effort and fishing mortality. The basecase assessment described in this report does not include the first component, and an environmental effect was estimated only for Fishery 3. The random effects on q are retained in the basecase assessment, and these effects have dominated the temporal trends in q for all fisheries except Fishery 3 (Figures 4.7a, b, and c). For Fishery 3 (the floating-object fishery that operates around the Galapagos Islands), temporal trends in q are strongly influenced by vertical shear. Strong vertical shear reduces the catchability for this fishery. In general, vertical shear in the area defined for Fishery 3 tends to be weak during El Niño episodes and strong during La Niña episodes.

The basecase assessment suggests that (1) the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and (2) bigeye are more catchable near floating objects in offshore areas. The average catchability of Fisheries 2, 3, and 5 (recent floating-object fisheries in offshore areas) have, as a percentage of the average catchability for Fishery 1 (early floating-object fishery in the coastal area), respectively increased by 750%, 753%, and 253%. These results support the first suggestion. The average catchabilities of Fisheries 2, 3, and 5 are, respectively, 780%, 783%, and 283% of the average catchability for Fishery 4 (recent floating-object fishery in the coastal area). These results support the second suggestion.

There has been almost no change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.7b, Fisheries 8 and 9, bold lines). This result is to be expected because the effort data for these fisheries were standardized before they were incorporated into the stock assessment model (Section 2.2.2).

4.2.2. Recruitment

The abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish are assumed to have hatched (Figure 4.8, upper panel). The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious. Given these latter two caveats, the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment should be viewed with some skepticism. Nevertheless, the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events.

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.10, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching (Figure 4.8, lower panel). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. As noted in Section 3.1.2, the absence of an emergent relationship between stock and recruitment does not indicate that such a relationship is nonexistent because stock sizes may not have been sufficiently reduced, or environmental variation may mask the relationship. The basecase estimate of steepness is about 0.75 (Figure 4.8, lower panel), but the assessment model was constrained so that this result would occur (Section 3.1.2).

The estimated time series of bigeye recruitment is shown in Figure 4.9, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.3. The estimate of virgin recruitment (used to parameterize the stock-recruitment relationship) is about 4.7 million bigeye per quarter, with lower and upper confidence limits (±2 standard errors) of about 3.9 million and 5.7 million, respectively. The extremely large recruitments estimated to have occurred during the second quarters of 1982, 1983, 1994, and 1997, and during the first quarter of 1998 are the most conspicuous features of the time series shown in Figure 4.9. All of these recruitments were estimated to be more than two times the estimated virgin recruitment (Figure 4.9, bold line). Note, however, that the lower confidence bounds of these estimates were not greater than the estimate of virgin recruitment, so it is uncertain whether these recruitments were, in fact, greater than the virgin recruitment. The extended period of relatively large recruitments between the fourth quarter of 1995 and the second quarter of 1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Recruitment was less than the virgin recruitment (Figure 4.9) throughout most of the July 1980-January 2001 period, but the most recent period of low recruitment (January 1999 through January 2001) is particularly noteworthy. Nine of the ten lowest estimates of recruitment have occurred since the beginning of 1999, and the upper confidence bounds of all these recent recruitment estimates are below the virgin recruitment. These low recruitments are predicted from some of the decreased CPUEs achieved by the floating-object fisheries (Table 4.1) and by poor environmental conditions for recruitment. The extended sequence of low recruitments is important because it is likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio will be below the level that would be expected to occur if the stock produces the average maximum sustainable yield (AMSY) (see Section 5.1). It should be noted that despite the low recruitments during 2000, small bigeye continued to be caught in association with floating objects (Figure 4.3a).

There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment. This uncertainty extends over the whole time series (Figure 4.9, thin lines), and the average CV of the recruitment estimates is about 0.51. Most of the uncertainty in recruitment is a result of the fact that the observed data can be equally well fitted by a model with different estimates of the assessment parameters. Uncertainty in the most recent estimates of recruitment is, however, also caused by the fact that recently-recruited bigeye have been vulnerable only to the surface fishery.

4.2.3. Biomass

Trends in the biomass of 1+-year-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.10 (upper panel), and estimates of the biomass at the start of each year are presented in Table 4.3. The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1981-1984, and reached its peak level of about 450,000 mt in 1985. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 260,000 mt in 1994. During 1994-1999 the biomass of this age group increased (to about 380,000 mt), but it decreased throughout 2000, reaching about 270,000 mt by the start of 2001.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.10 (lower panel), and estimates of the spawning biomass at the start of each year are presented in Table 4.3. As noted in Section 4.2.2, the spawning biomass is estimated from a fecundity index, so the values presented in the figures and tables should not be interpreted as actual tonnages. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds (see previous paragraph), but there are differences in the timing of the highest and lowest estimates of spawning biomass because the spawners are relatively old. The highest level of spawning biomass occurred at the start of the third quarter of 1985. The lowest level of spawning biomass occurred at the start of the second quarter of 1996. The spawning biomass at the beginning of January 2001 is estimated to have been about 22% greater than the mean spawning biomass over the July 1980-January 2001 period. A summary of the age-specific estimates of the abundance of bigeye in the EPO at the beginning of each calendar year is presented in Appendix 1 (Figure A.1).

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. The average CV of the biomass estimates of 1+-year-old bigeye is 0.22. The average CV of the spawning biomass estimates is also 0.22. Despite this uncertainty, it is worthwhile to note that, throughout the 1991-1997 period, the upper confidence bounds of the biomass of 1+-year-olds are less than the estimated peak biomass from 1985. Similarly, the upper confidence bounds of the spawning biomass estimates from 1987-1999 are less than the peak from 1985.

Given the amount of uncertainty in both the estimates of biomass and the estimates of recruitment (Section 4.2.2), it is difficult to determine whether, in the EPO, trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or by variation in recruitment. Nevertheless, the assessment suggests two conclusions. First, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the population of bigeye tuna estimated to be present in the EPO at the start of the third quarter of 1980 was allowed to grow (using the time series of estimated recruitment anomalies, the estimated environmental effect, and the stock-recruitment curve illustrated in Figure 4.8) in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the basecase assessment (Figure 4.11). Second, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 1+-year-old bigeye (1985 and 2000; Figure 4.10) were preceded by peak levels of recruitment (1982 and 1983, and 1997 and 1998, respectively; Figure 4.9).

4.2.4. Average weights of fish in the catch

Trends in the average weights of bigeye captured by the fisheries that operate in the EPO are illustrated in Figure 4.12. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have mostly taken fish that, on average, weigh less than the critical weight. This indicates that these fisheries do not tend to maximize the yield per recruit (see Section 5.2). During 1999, the average weights of bigeye taken from associations around floating objects increased substantially (Figure 4.12, Fisheries 2-5). During the latter half of 2000, however, the average weight of the fish taken by Fishery 3 appeared to stop increasing, and the average weights of fish taken by Fisheries 2, 4, and 5 decreased (Figure 4.12). Two fisheries have consistently captured bigeye that, on average, had average weights that are close to the critical weight (Fisheries 7 and 8). These fisheries come relatively close to maximizing the yield per recruit (see Section 5.2). The average weights of bigeye taken by both of these fisheries increased during 1999 (Figure 4.12). The average weight of bigeye taken by the longline fishery operating south of 15°N

(Fishery 9) has always been greater than the critical weight. This indicates that Fishery 9 does not tend to maximize the yield per recruit (see Section 5.2). In general the average weight of bigeye taken by the all of the surface fisheries combined (excluding the discard fisheries) increased during 1999 and 2000 (Figure 4.12). The average weight of bigeye taken by both longline fisheries combined appears to have decreased during 1999 (Figure 4.12). These two trends, for the combined surface fisheries and the combined longline fisheries, were probably caused by the growth of the large cohorts produced during 1996-1998 (Figure 4.9).

4.3. Comparisons to external data sources

In the basecase assessment, the growth increments are fixed and are equal to those estimated by Suda and Kume (1967) (Section 3.1.1). With the Suda and Kume (1967) growth model, mean lengths at age are less than those estimated by Hampton *et al.* (1998) for relatively young bigeye, but greater than those estimated by Hampton *et al.* for older fish. Age-specific estimates of the average sizes of bigeye in the EPO are presented in Table 4.4, and the growth curve used in the basecase assessment is presented in Figure 4.13.

4.4. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Two types of sensitivity are considered in the current assessment: sensitivity to alternative parameterizations of the assessment model, and sensitivity to alternative data. The alternative parameterizations are listed in Section 4.2. The alternative data are discussed in Sections 2 and 3. The alternative data considered in the sensitivity analysis are (1) alternative surface-fishery catches during 2000 (about 84,200 mt), (2) a prior distribution on steepness that will force this parameter to be close to 0.96 if the observed data do not contain information about the relationship between spawning biomass and recruitment, (3) a vector of *M*s in which 0.05 is subtracted from all of the age-specific estimates plotted in Figure 3.1, and (4) a vector of *M*s in which 0.05 is added to all of the age-specific estimates plotted in Figure 3.1.

The estimates of both the recruitment and biomass are sensitive to alternative parameterizations of the assessment model. Relative to the basecase assessment, estimating the growth increments as free parameters changes both the timing and the height of peaks in the recruitment time series (Figure 4.14, compare panel E to panel A). Estimating the growth increments as free parameters also causes the biomass of 1+-year-old bigeye to increase (Figure 4.15, compare panel E to panel A). Estimating environmental effects on recruitment reduces uncertainty in both the recruitment and biomass time series (Figures 4.14 and 4.15, compare panels C, D, and E to panel B in each figure). Estimating the effect of zonal-velocity anomalies on recruitment also influences the levels of recruitment during the most recent quarters (Figure 4.14, compare panels C, D, and E to panel B). When an oceanographic variable explains a significant amount of variation in recruitment (as the time series of zonal-velocity anomalies does for bigeye), the most recent estimates of recruitment are mostly determined by recent environmental conditions and the stock-recruitment relationship. This is a feature of the A-SCALA method and is designed to occur because the most recent catch, effort, and length-frequency data contain relatively little information about recruitment.

The results of the basecase assessment are sensitive to the data that are included in the model. Estimates of recruitment decrease when *M* is decreased and increase when *M* is increased (Figure 4.16, compare panels D and E to panel A). Changing the surface-fishery catch data for 2000 or the prior distribution on steepness does not affect the recruitment estimates (Figure 4.16, compare panels B and C to panel A). The sensitivity of the biomass estimates to alternative data is similar to that of the recruitment estimates. The biomass of 1+-year-old bigeye decreases when *M* is decreased and increases when *M* is increased (Figure 4.17, compare panels D and E to panel A). Changing the surface-fishery catch data for 2000 or the prior distribution on steepness does not affect the biomass estimates (Figure 4.17, compare panels B and C to panel A).

In general, the results of the sensitivity analyses support the view that the basecase estimates of recruitment and biomass are uncertain.

4.5. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 20 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 20 quarters old has decreased since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The basecase assessment suggests that (1) the use of FADs has increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects by up to 750%, and (2) that bigeye are more catchable (by up to 780%) when they are associated with floating objects in offshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. Nevertheless, the abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the basecase assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching. Nevertheless, a stock-recruitment relationship is included in the basecase assessment.

There are two important features in the time series of recruitment estimates. First, extremely large cohorts of bigeye recruited to the fisheries in the EPO during the second quarters of 1982, 1983, 1994, and 1997, and during the first quarter of 1998. All of these recruitments were estimated to be more than two times the estimated virgin recruitment. Second, nine of the ten lowest estimates of recruitment have occurred since the beginning of 1999, and the upper confidence bounds of all the recruitment estimates since the first quarter of 1999 are below the virgin recruitment. This extended sequence of low recruitments is important because it is likely to produce a series of years in which the spawning biomass ratio (the ratio of spawning biomass during a period of exploitation to that which might accumulate in the absence of fishing, SBR) will be below the level that would be expected to occur if the stock were producing the average maximum sustainable yield. There is, however, considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment for bigeye tuna in the EPO.

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1981-1984 and reached its peak level of about 450,000 mt in 1985. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 260,000 mt in 1994. During 1994-1999 the biomass of this age group increased (to about 380,000 mt), but it decreased throughout 2000, reaching about 270,000 by the start of 2001. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but there are differences in the timing of the highest and lowest estimates. The highest level of spawning biomass occurred at the start of the third quarter of 1985. The lowest level of spawning biomass occurred at the start of the second quarter of 1996. The spawning biomass at the beginning of January 2001 is estimated to have been about 22% greater than the mean spawning biomass over the July 1980-January 2001 period. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO.

The estimates of recruitment and biomass are sensitive both to the way in which the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. In general, the results of the sensitivity analysis support the view that the basecase estimates of recruitment and biomass are uncertain.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and AMSY.

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely developed as guides for fisheries management. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks it manages, but some possible reference points are described in the following three subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

Estimates of SBR for bigeye in the EPO have been computed from the basecase assessment. Estimates of the spawning biomass during the period of harvest are presented in Section 4.2.2. The equilibrium spawning biomass of an unexploited population is estimated to be about 375,000 (this is an index of spawning potential, and the units are not metric tons), with lower and upper confidence limits (± 2 standard errors) of about 303,000 and 448,000. The SBR that would be expected if the stock were producing the AMSY (SBR_{AMSY}) is estimated to be about 0.41.

At the beginning of January 2001, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at a high level. At this time the SBR was about 0.75, with lower and upper confidence limits (±2 standard errors) of about 0.45 and 1.05. Note that the estimate of the lower confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.41), suggesting that, at the start of January 2001, the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY.

A time series of SBR estimates for bigeye tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. At the start of 1981, the SBR was about 0.51 (Figure 5.1, bold line). This is consistent with the fact that the stock of bigeye in the EPO was being utilized for a long period prior to 1981. The SBR increased during 1981-1985, and, by the beginning of the fourth quarter of 1985, it was greater than 1.0 (Figure 5.1, bold line). This increase can be attributed to the large cohorts that were recruited during 1982 and 1983 (Figure 4.9) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during this time (Figure 2.2, Fisheries 1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1985, the SBR decreased to an historical low of about 0.37 by the second quarter of 1996 (Figure 5.1, bold line). This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which there were no peaks in recruitment and 6 of the lowest 20 recruitments on record occurred. Also note that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1995 (Figure 2.2, Fishery 9). During 1992-1996, the spawning biomass of bigeye in the EPO was relatively close to the level that might be expected to occur if the stock was producing the AMSY (Figure 5.1, bold and thin lines). Between the start of 1998 and the third quarter of 2000, the SBR increased to a level of about 0.97 (Figure 5.1, bold line). This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1996-1998 (Figure 4.9).

The SBR estimates are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.15. The relatively narrow confidence intervals (±2 standard errors) around the SBR estimates suggest that for most quarters during July 1980 to January 2001 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that would be expected to occur if the population were producing the AMSY (Section 5.3). This level is shown as the dashed line drawn at 0.41 in Figure 5.1.

Estimates of the average SBR projected to occur during 2001-2005 are also presented in Figure 5.1 (see Section 6 for additional detail regarding the projections). The projection results indicate that the SBR is likely to reach an historic low level within the next three years and to descend below the level that would be expected if the population were producing the AMSY. This decline is likely to occur regardless of environmental conditions and the amounts of fishing that occur in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 and 2000 (Figure 4.9). Confidence intervals have not been estimated for the projected SBRs, but these intervals would be very wide. The projected SBR may increase during 2003-2005 (as shown in Figure 5.1), but the timing and rate of this increase would be dependent on future levels of recruitment (which may be driven by future environmental conditions) and fishing mortality.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Yield-per-recruit calculations have also been used in previous assessments of bigeye from the EPO. Watters and Maunder (2001) reviewed the concept of "critical weight," and compared the average weights of bigeye taken by all fisheries combined to the critical weight. This comparison was used to evaluate the performance of the combined fishery relative to an objective of maximizing the yield per recruit. If the average weight in the catch is close to the critical weight, the fishery is considered to be satisfactorily achieving this objective. If the combined fishery is not achieving this objective, the average weight can be brought closer to the critical weight by changing the distribution of fishing effort among fishing methods with different patterns of age-specific selectivity.

Using the natural mortality and growth curves from the basecase assessment (Figures 3.1 and 4.13 respectively), the critical weight for bigeye tuna in the EPO is estimated to be about 39 kg.

As noted in Section 4.2.4, the average weights of bigeye caught by the floating-object fisheries increased throughout 1999 and the first quarter of 2000 (Figure 4.12). These increases caused the average weight of fish in the combined catch to be about 34 kg by the end of December 2000 (Figure 5.2). This estimate of the average weight of fish in the combined catch is close to the critical weight and suggests that the age-specific pattern of fishing mortality that occurred during the last quarter of 2000 is satisfactory from a yield-per-recruit perspective. Nevertheless, it should be noted that the floating-object fisheries are capable of catching bigeye that weigh substantially less than the critical weight (Figure 4.12), and, therefore, when large cohorts are first recruited to these fisheries the average weight of the combined catch is also likely to be less than the critical weight. This is what appears to have occurred throughout the period 1995-1998 (Figure 5.2).

It is interesting to consider how different age-specific patterns of fishing mortality (F) affect the yield per recruit because changing the distribution of fishing effort among fishing methods may be useful for achieving various management objectives. The equilibrium yield per recruit was estimated using three vectors of age-specific F: two vectors from the period when the floating-object fisheries took a large proportion of the total catch (1994-1996 and 1999-2000) and one vector from the period when longline catches were dominant (1987-1988). These vectors were computed as average total fishing mortalities over each period. A range of F multipliers were applied to each vector for computing the yield per recruit. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant (Figure 5.3, top-left panel). It is also evident that, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of F multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of F multipliers provides a yield per recruit that is close to the maximum (Figure 5.3, top-left panel). For most F multipliers, the fishing mortality vector from 1994-1996 (the period during which the floating-object fisheries started to expand) provides a yield per recruit that is generally similar to the vector from 1999-2000 (when these fisheries were well expanded). There is, however, a slight difference between the F multiplier that would achieve the maximum yield per recruit from these two vectors (Figure 5.3, top-left panel). In the former case a slight reduction in fishing mortality would increase the yield per recruit, and in the latter case a slight increase would be required.

The results presented in Figure 5.3 are also useful for illustrating the effect of the assumption that steepness is close to 0.75 (Section 3.1.2). When there is a relationship between spawning biomass and recruitment, the equilibrium-yield and yield-per-recruit curves become widely separated as the F multiplier becomes large. This is an important result because one of the shortcomings of yield-per-recruit analysis is that, for any given vector of age-specific fishing mortality, an infinitely large amount of fishing effort will maximize the yield per recruit. When there is a stock-recruitment relationship, this would no longer be the case. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch and a stock-recruitment relationship exists, the population cannot sustain extremely high levels of fishing mortality (Figure 5.3, panels titled "1999-2000" and "1994-1996"). In contrast, when longline catches are

dominant, the population can sustain substantially higher levels of F (Figure 5.3, panel titled "1987-1988").

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of the AMSY is the maximum, long-term yield that can be achieved under average conditions, using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. Watters and Maunder (2001) describe how the AMSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (submitted) for details). It is important to note that estimates of the AMSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the basecase assessment, steepness was constrained to be close to 0.75.

The AMSY-based calculations were computed with the parameter estimates from the basecase assessment. Therefore, while the AMSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in these results. Quantifying the uncertainty in the AMSY-based results is an important topic for future work.

At the beginning of January 2001, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 11% greater than the level that would be expected to produce the AMSY. However, the recent catches are estimated to have been more than 89% above the AMSY level. Estimates of the AMSY-based quantities from the basecase assessment are as follows:

AMSY = 64,727 (1,315) mt per year;
B_{AMSY} = 246,366 mt;
S_{AMSY} = 153,121;
C_{recent}/AMSY = 1.89;
$B_{\mathrm{recent}}/B_{\mathrm{AMSY}}$ = 1.11;
$S_{\mathrm{recent}}/S_{\mathrm{AMSY}}$ = 1.83; and
F multiplier for all fisheries = 0.90.

Estimates of the AMSY are given for the combined landings by Fisheries 2-5 and 7-9 (value outside the parentheses) and for the discards by Fisheries 10-13 (value inside the parentheses). In the future, if small bigeye are not sorted from the catch of Fisheries 2-5, the value in parentheses can be added to the first value to obtain an estimate of the AMSY (66,042 mt per year). B_{recent} and B_{AMSY} are defined as the biomasses of bigeye that are 1+ years old at the start of 2001 and at the AMSY respectively, and S_{recent} and S_{AMSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch in 2000.

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.5) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 90% of the current level of effort (F multiplier in the list above). Decreasing the effort to 90% of its present level would increase the long-term average yield by less than 1%, but such an action would increase the spawning potential of the stock by about 11% (Figure 5.4). Also, it would not be desirable to increase fishing mortality to more than two or three times its recent level because the yield curve is dome-shaped and such an increase would substantially reduce the yield (and the population) (Figure 5.3, panel titled "1999-2000"). In the previous two assessments of bigeye (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001) the yield curve was flat-topped, rather than dome-shaped. The shape of the current yield curve is different from those in previous assessments because the basecase assessment includes a stock-recruitment relationship, whereas the previous assessments did not.

Recent catches may have been greater than the AMSY because large cohorts were recruited to the fishery throughout most of the 1995-1998 period (Figure 4.9). The AMSY-based quantities are estimated by

assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 the stock was not at equilibrium. This has potentially important implications for the surface fisheries, as it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. If this is the case, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to these fisheries.

Estimation of the AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The AMSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined (calculated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously described calculations were repeated using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. If an additional management objective is to maximize the AMSY, the southern longline fishery (Fishery 9) will perform the best, and the floating-object fisheries (Fisheries 2-5) will perform the worst (Table 5.1). If an additional management objective is to maximize S_{AMSY}, the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) will perform the best, followed by the southern longline fishery (Fishery 9) (Table 5.1). The surface fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets on floating objects (Fisheries 2-5) will perform the worst at maximizing S_{AMSY}. None of the fisheries operating in the EPO has an age-specific pattern of selectivity that performs best with respect to both AMSY and S_{AMSY}.

The southern longline fishery (Fishery 9) is closest to simultaneously satisfying the objectives of maximizing the AMSY and S_{AMSY}. This is particularly true given that the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) takes a very small proportion of the total catch, and it seems unlikely that this fishery would be able to increase its level of fishing effort 21 times to achieve its estimate of AMSY (about 94,000 mt, Table 5.1). Changing the current allocation of fishing effort so that only one type of fishery would continue to operate in the EPO is unrealistic given the diverse nature of the fleet and the commercial importance of the other tuna species.

5.4. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Perceptions about the status of the bigeye stock in the EPO are somewhat sensitive both to alternative parameterizations of the assessment model and to the use of alternative data in the basecase assessment. Estimated trends in SBR are similar between the alternative parameterizations of the assessment model, but the difference between SBR and $\mathrm{SBR}_{\mathrm{AMSY}}$ at any given time is marginally sensitive to the way the assessment is parameterized (Figure 5.5). In all but one case, these conclusions are similar if alternative data are used in the basecase assessment (Figure 5.6, panels A-C and E). Perceptions about stock status are more pessimistic if 0.05 is subtracted from age-specific vector of M used in the basecase assessment. With this alternative vector of M, one might conclude that, during July 1980-January 2001, the spawning biomass of bigeye was frequently less than the level that would be expected to produce the AMSY (Figure 5.6, panel D). Estimates of the difference between the SBR at the start of 2001 (SBR_{2001}) and $\mathrm{SBR}_{\mathrm{AMSY}}$ can be obtained, for all of alternative assessment runs, from the information presented in Table 5.2. Although the differences between SBR_{2001} and $\mathrm{SBR}_{\mathrm{AMSY}}$ vary between the alternative assessments considered in Table 5.2, the sensitivity analysis supports the view that, at the start of 2001, the spawning biomass was above the level that would be present if the stock was producing the AMSY (excluding the alternative with reduced M at age).

Estimates of the AMSY and of the amount of fishing mortality required to achieve the AMSY are also sensitive to how the assessment is parameterized and to what data are used in the basecase assessment. Removing environmental effects on recruitment increases both the estimate of the AMSY (by as much as 24,000 mt) and the F multiplier (by up to 45%) (Table 5.2). If steepness is close to 0.96, the AMSY is only slightly increased relative to the basecase assessment (about 6%), but the fishing mortality can be increased by 28%. When M is decreased by 0.05 (for all ages), the AMSY is about 6,600 mt greater than

that for the basecase assessment. This counterintuitive result is caused by the fact that such a decrease in *M* substantially alters the tradeoff between growth and mortality. The increased AMSY is achieved by substantially reducing fishing mortality (Table 5.2). When *M* is increased by 0.05, the AMSY is about 27,000 mt greater than that for the basecase assessment, and this yield could be achieved by more than doubling the basecase fishing mortality (Table 5.2).

In general, the sensitivity analysis confirms the fact that there is uncertainty in the estimate of the AMSY and the amount of fishing mortality that is required to achieve this yield. It is interesting to note that estimates of the AMSY and associated *F* multipliers from the previous two assessments of bigeye in the EPO (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001) are within the range of estimates obtained from the sensitivity analysis (Table 5.2).

5.5. Summary of stock status

At the beginning of January 2001, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at a high level. At that time the SBR was about 0.75, with lower and upper confidence limits (± 2 standard errors) of about 0.45 and 1.05. The estimate of the lower confidence bound is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.41), suggesting that, at the start of January 2001, the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY. The spawning biomass appears to have been above this level throughout most of the July 1980-January 2001 period. Nevertheless, stochastic projections indicate that the SBR is likely to reach an historic low level within the next three years and to descend below the level that would be expected if the population were producing the AMSY. This decline is likely to occur regardless of the environmental conditions and the amount of fishing that occur in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 and 2000. The projected SBR may increase during 2003-2005, but the timing and rate of this increase would be dependent on future levels of recruitment (which may be driven by future environmental conditions) and fishing mortality.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined was close to the critical weight (about 39 kg) during the last quarter of 2000, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is satisfactory from a yield-per-recruit perspective. Nevertheless, it should be noted that the floating-object fisheries are capable of catching small bigeye, and, therefore, when large cohorts are first recruited to these fisheries the average weight of the combined catch is likely to be substantially less than the critical weight.

The distribution of effort between fishing methods affects both the equilibrium yield per recruit and the equilibrium yield. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant. Also, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of *F* multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of *F* multipliers provides a yield per recruit that is close to the maximum. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch and a stock-recruitment relationship exists, extremely large amounts of fishing effort will cause the population (and therefore the yield) to crash. When longline catches are dominant, the population can sustain substantially higher fishing mortality rates. These conclusions are valid only if the age-specific selectivity pattern of each fishery is maintained.

At the beginning of January 2001, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 11% greater than the level that would be expected to produce the AMSY. However, the recent catches are estimated to have been more than 89% of the AMSY level (64,727 mt). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 90% of the current level of effort. Decreasing the effort to 90% of its present level would increase the long-term average yield by less than 1%, but such an action would increase the spawning potential of the stock by about 11%. The catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. If this is the

case, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the surface fisheries. The AMSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N.

A sensitivity analysis supports the view that, at the start of 2001, the spawning biomass was above the level that would be present if the stock were producing the AMSY. However, the analysis also confirms the fact that there is uncertainty in the estimate of the AMSY and the amount of fishing mortality that is required to achieve this yield. Both of these quantities are sensitive to how the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding of how, in the future, hypothetical changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet might simultaneously affect the stock of bigeye tuna in the EPO and the catches of bigeye by the various fisheries. Several hypothetical scenarios were constructed to define how the various fisheries that take bigeye in the EPO would operate in the future, and also to define the future dynamics of the bigeye stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2. One hundred and one simulations were conducted for each of the scenarios outlined in Sections 6.1 and 6.2. The simulations discussed throughout the following subsections were conducted for a time span of 5 years, covering the period of 2001 through 2005 (with quarterly time steps). These types of simulations were also conducted in a previous assessment of bigeye by Watters and Maunder (2001).

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

The following scenarios have been specified to describe the hypothetical amount of fishing effort that might be exerted by the surface fleet during 2001-2005.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75% of the average amount of effort it exerted during 1999-2000.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 1999-2000.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125% of the average amount of effort it exerted during 1999-2000.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort during the fourth quarters of 2001, 2002, 2003, 2004, and 2005 is equal to 75% of the average effort exerted during the fourth quarters of 1999 and 2000.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2001 through 2005, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 1999 (again by quarter).

6.1.2. Selectivity and catchability

Two assumptions were made about selectivity (the age-specific component of fishing mortality). First, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Second, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation is same as that estimated by the stock assessment model (*i.e.* the selectivity curves are the same as those shown in Figure 4.5).

It was further assumed that, for each fishery included in the simulation, the catchability of bigeye tuna does not change during the course of the simulation. Future levels of catchability for each fishery were assumed to be equal to the average catchability for that fishery during 1999 and 2000 (these averages

were computed on a quarterly basis).

6.1.3. Discards

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded bigeye. In the first scenario, it is assumed that all discarded bigeye will die. In the second scenario, it is assumed that either there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded bigeye survive. The assumption of no discards is not intended to represent a scenario in which small fish are retained in the catch, as this has not been explicitly modeled in this simulation study. In most instances, assuming that small fish will be retained is equivalent to assuming that discarded fish will die. Therefore, readers interested in the results of retaining fish that would normally be discarded should consider the simulations conducted under the first scenario for describing the status of discards. It should also be noted, however, that future retention of small fish would cause the simulated catches taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) to be underestimated.

6.2. Assumptions about population dynamics

The simulation study was conducted under the assumption that, in the future, the biological and demographic parameters that govern the population dynamics of bigeye tuna in the EPO will be similar to those that governed the dynamics of the stock during July 1980-January 2001. In particular, the stock-recruitment relationship, growth function, weight-length relationship, fecundity schedule, and natural mortality curve were assumed to be the same as those estimated by or used in the basecase stock assessment (Sections 3 and 4). As for the basecase assessment, it was also assumed that bigeye move around the EPO rapidly enough to ensure that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter (Section 3.1.3), and that there is a single stock of bigeye in the EPO (see Section 3.1.5).

Stochasticity is added to each simulation by randomly sampling from a distribution of recruitment anomalies. These anomalies are assumed to come from the same distribution as those in the basecase assessment. It should be noted that the estimates of recruitment from the stock assessment model appear to be autocorrelated (Figure 4.7), but, in the simulation study, recruitment was not autocorrelated. Adding autocorrelation to the simulated time series of recruitment would cause the simulation results to be more variable.

6.3. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, the average weight of bigeye tuna in the catch of all fisheries combined, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4 and Table 6.1. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the parameters estimated by and used in the stock assessment model correctly describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled.

6.3.1. Predicted SBRs

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the SBR (Figure 6.1 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent, average level is predicted to cause the median estimate of the SBR to decrease by about 9% by the end of 2005 (Table 6.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 15% (Table 6.1). The probability that increasing the surface effort to 125% of its recent average will cause the SBR at the end of 2005 to be less than SBR_{AMSY} is higher than that of any of the other effort scenarios (Figure 6.1 and Table 6.1).

As noted in Section 5.1, the SBR is projected to decrease throughout 2001 and 2002, and is likely to be

substantially less than SBR_{AMSY} (0.41) by 2003, reaching a level of about 0.16 (Figure 6.1). This trend is caused by the series of small cohorts that are estimated to have been recruited during 1999-2000 (Figure 4.9). This trend will occur regardless of environmental conditions and the amount of fishing effort that is exerted during the next two years. Even in a simulation in which no fishing is assumed to occur during the next five years the SBR declines to a level of about 0.26 (results not plotted). The rate at which the spawning biomass subsequently increases throughout 2004 and 2005 is projected to depend on future levels of surface-fishing effort, and increased levels of effort will cause any increase to occur more slowly (Figure 6.1). It should be noted that average environmental conditions are assumed to occur throughout the period of the projection. If environmental conditions do affect recruitment (as suggested by the results presented in Section 4.2.2), conditions during the next two years will also affect the degree to which the SBR increases during 2004-2005.

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is also predicted to be moderately sensitive to assumptions about the status of discarded bigeye tuna (Figure 6.1 and Table 6.1). If the small bigeye that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 9% greater than that predicted when the discarded bigeye are assumed to die (Table 6.1). This suggests that preventing discards of small bigeye tuna from the catches taken around floating objects could increase the spawning biomass.

6.3.2. Predicted average weights of bigeye tuna in the combined catch

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the average weight of bigeye tuna caught by the fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent average is, after 5 years, predicted to cause the average weight of fish in the combined catch to decrease by about 9% (Table 6.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the average weight of bigeye in the catch by about 15% (Table 6.1). Under all of the simulated effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2005 is predicted to be less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 39 kg to the 80% quantiles in Table 6.1). These results suggest that it will be difficult to maximize the yield per recruit without reducing the amount of effort exerted by the surface fisheries to levels less than 75% of the recent average.

If the fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects continue to expend an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) will increase the average weight of fish in the combined catch by about 43% at the end of 2005 (Figure 6.2 and Table 6.1). This result is to be expected because the discard fisheries (Fisheries 10-13) catch a large number of small fish, and this influences the estimate of average weight. The important point, however, is that preventing discards will substantially increase the yield per recruit. It was previously concluded that a substantial reduction in the amount of surface fishing effort would be needed to maximize the yield per recruit, but this reduction can be more moderate if discards are prevented.

6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries

Since the simulation study was conducted under the assumptions that the catchability will remain constant for every fishery continuing to operate in the EPO (Section 6.1.2) and that the current level of fishing effort for all fisheries combined is relatively close to the optimum level (Figure 5.4), reasonable increases in future levels of surface fishing effort should cause short-term increases in the catches taken by these fisheries (Fisheries 2-5 and 7). The reverse is also true; a reasonable decrease in the future level of surface fishing effort should cause a short-term decrease in the catch. These results are trivial, and apparent in Figure 6.3. It should, however, be noted that if the future level of effort increases (or decreases) by 25%, the catch will not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. For example, if the future level of effort increases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2005 are predicted to be only about 15% greater than those predicted under average levels of effort

(Table 6.1). Similarly, if the future levels of fishing effort decrease by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2005 are predicted to be about 18% less than those predicted under average levels of effort (Table 6.1).

The predicted catches for 2005 are usually less than those that have been taken by the surface fleet in recent years (Figure 6.3). The surface fleet is clearly capable of catching more than 10,000 mt of bigeye tuna in a single quarter (Figure 6.3), but most of the simulations predict that the catches taken during 2005 would be less than that amount (Table 6.1). This difference may be caused by the lack of autocorrelation in the simulated time series of recruitments. As mentioned in Section 5.3, the recent, large catches of bigeye taken by the surface fleet may have resulted from the series of large recruitments that are estimated to have occurred during 1996-1998 (Figure 4.9). The simulation was not designed so that a series of large cohorts would necessarily be recruited during the projection period.

If the fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) may slightly increase the future catches of the surface fleet (Figure 6.3 and Table 6.1). Preventing discards would increase the quarterly surface catch during 2005 by about 5% (Table 6.1). Preventing discards can increase the catch taken by the surface fleet because an increased number of small fish would survive, and the total biomass of recruiting cohorts would increase from gains due to growth (Section 5.2).

6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet

The results from the simulation study suggest that future changes in the amount of effort exerted by the surface fleet can affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The quarterly longline catch during 2005 is predicted to increase by about 11% if surface fishing effort is reduced to 75% of its recent average for the next 5 years (Table 6.1). Similarly, the quarterly longline catch during 2005 is predicted to decrease by about 9% if the surface fishing effort is increased to 125% of its recent average (Table 6.1).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be somewhat sensitive to whether the surface fleet continues to discard small bigeye while sorting the catches taken around floating objects (Figure 6.4 and Table 6.1). Preventing discards would increase the quarterly longline catch during 2005 by about 7% (Table 6.1). This result is consistent with the prediction that the SBR will also increase if discards are prevented, and, therefore, the simulations clearly suggest that preventing discards would increase the biomass of older bigeye. It is interesting to note that this conclusion can be drawn despite the relatively high level of natural mortality affecting bigeye of the sizes that are discarded while sorting catches taken around floating objects (Figure 3.1).

6.4. Summary of the simulation results

The small cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1999-2000 may cause the SBR to decrease throughout 2001 and 2002 and to be substantially less than SBR_{AMSY}. During the next two years, the spawning biomass of bigeye in the EPO may decline to historically low levels. This decline is predicted to occur regardless of the amount of fishing effort and environmental conditions that occur in the near future. The SBR is projected to increase during 2003-2005, but the rate at which this increase occurs will depend on future levels of fishing effort, and possibly on environmental conditions during 2001-2002.

Future changes in the level of surface fishing effort are predicted to affect the SBR, the average weight of fish in the catch from all fisheries combined, the total catch of the primary surface fleet, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface fishing effort to 125% of its recent average is predicted to decrease the SBR, decrease the average weight of fish in the combined catch, increase the total catch taken by the surface fleet, and decrease the total catch taken by the longline fleet. Reducing the level of surface fishing effort to 75% of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects (or ensuring that discarded fish survive) is projected to increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Thus, any measure that effectively reduces the kill of bigeye that are about 2-5 quarters old may help the Commission to achieve a variety of management objectives.

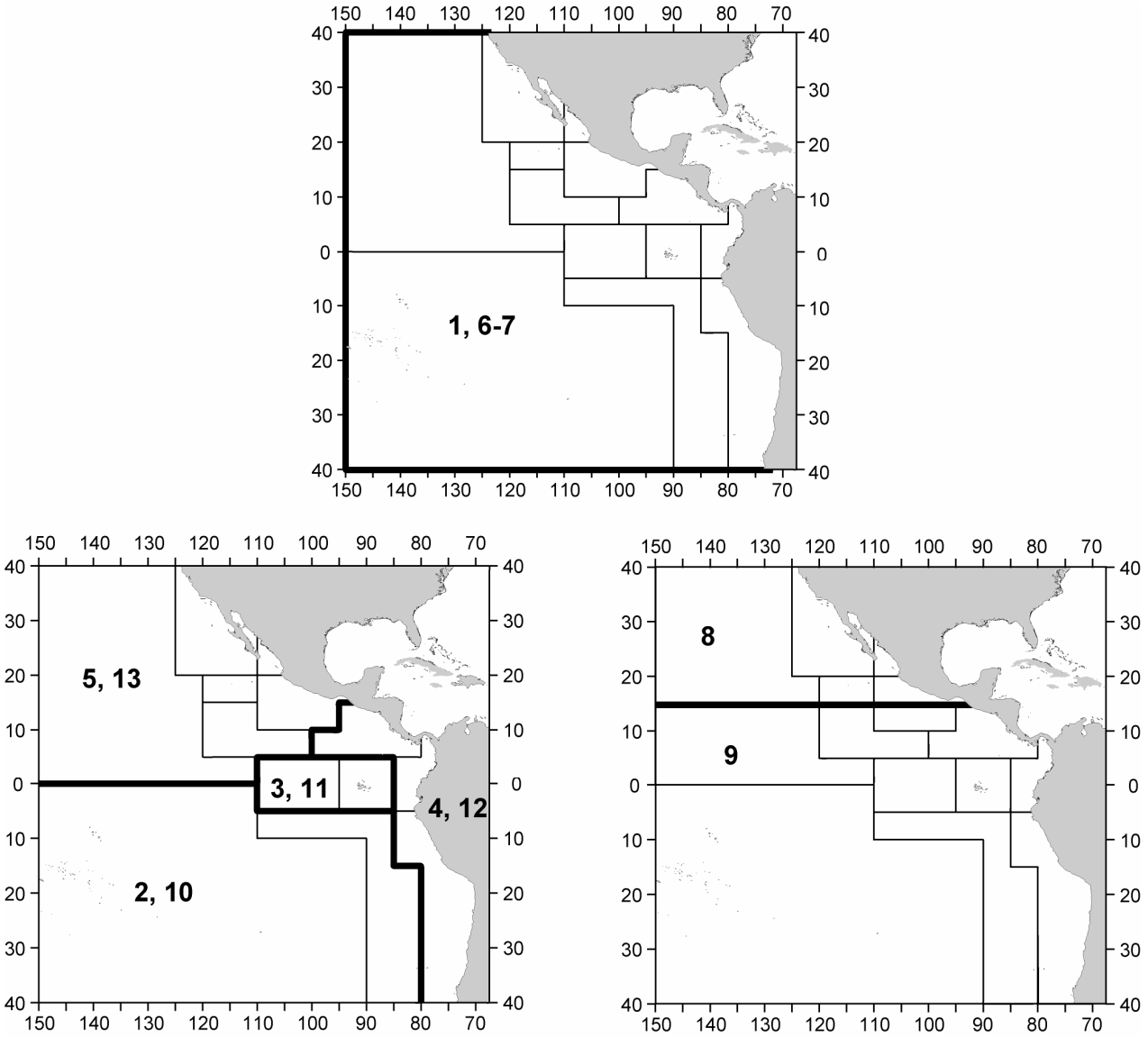

FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación del atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

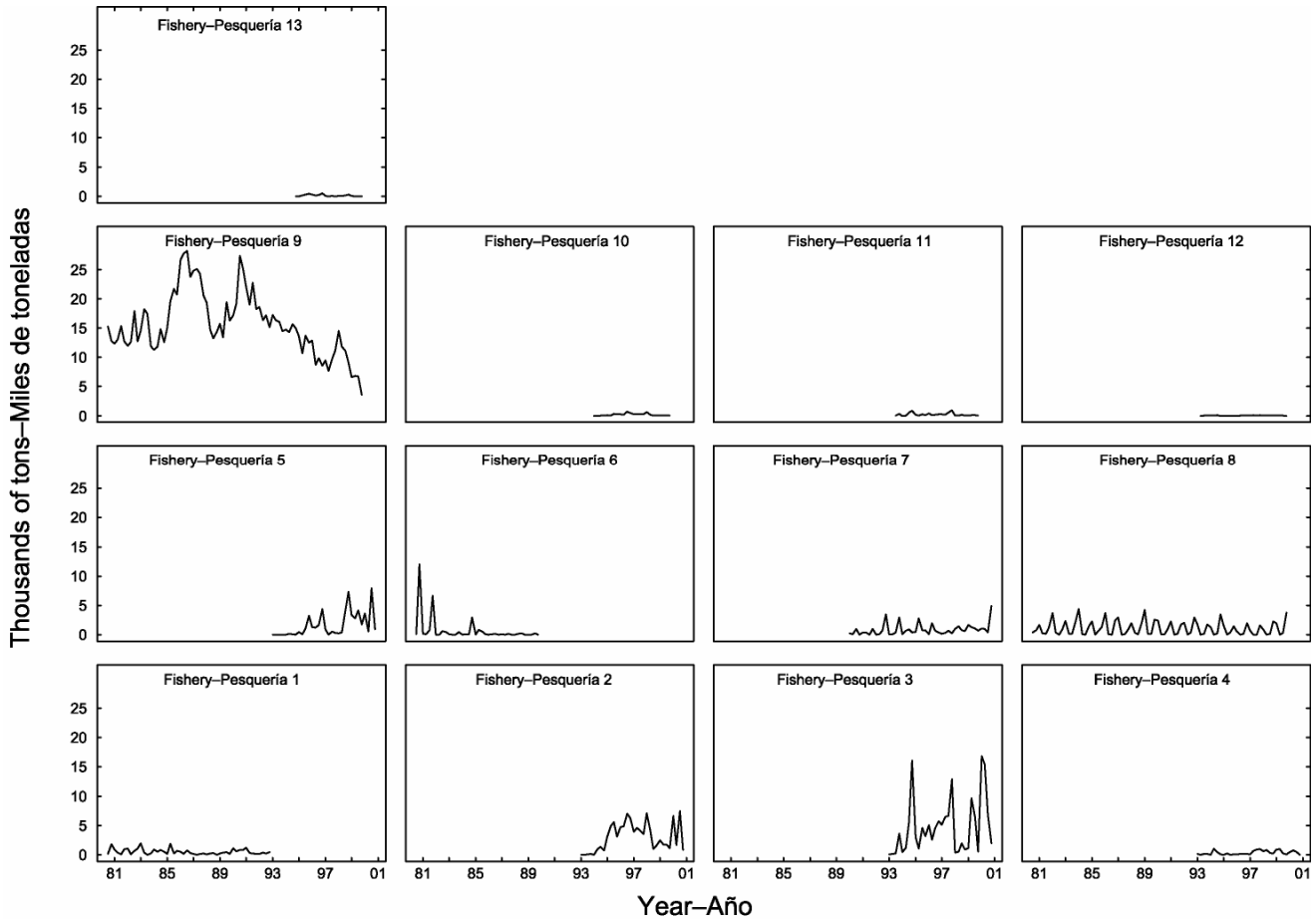

FIGURE 2.2. Catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catch in numbers for Fisheries 8 and 9. Catches in weight for Fisheries 8 and 9 are estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2. Capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que los datos fueron analizados por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Aunque se presentan todas las capturas como pesos, el modelo la evaluación usa capturas en número para las Pesquerías 8 y 9. Se estimaron las capturas en peso para las Pesquerías 8 y 9 multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso medio.

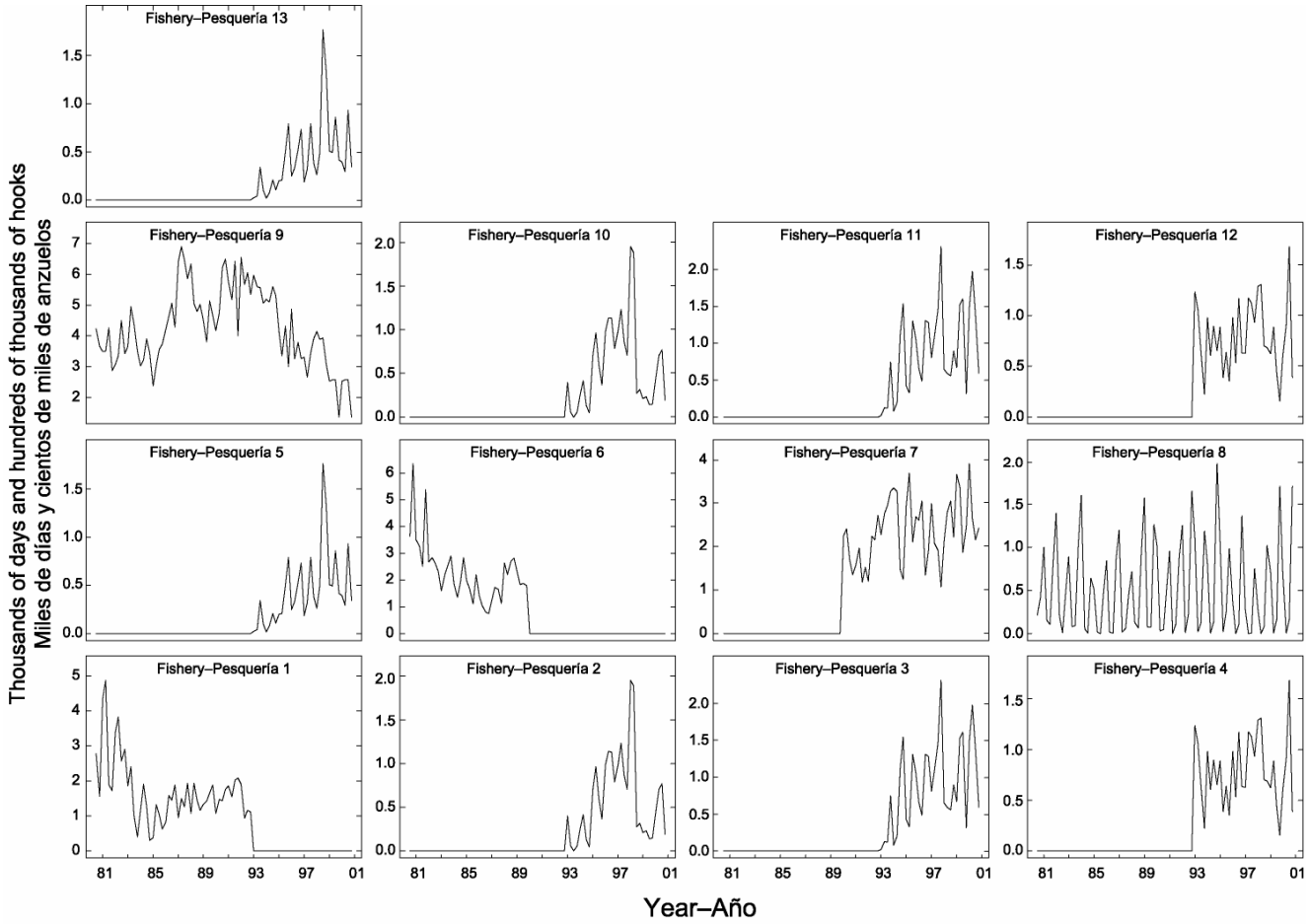

FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8 and 9 is in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en días de pesca, y el de las Pesquerías 8 y 9 en número estandardizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

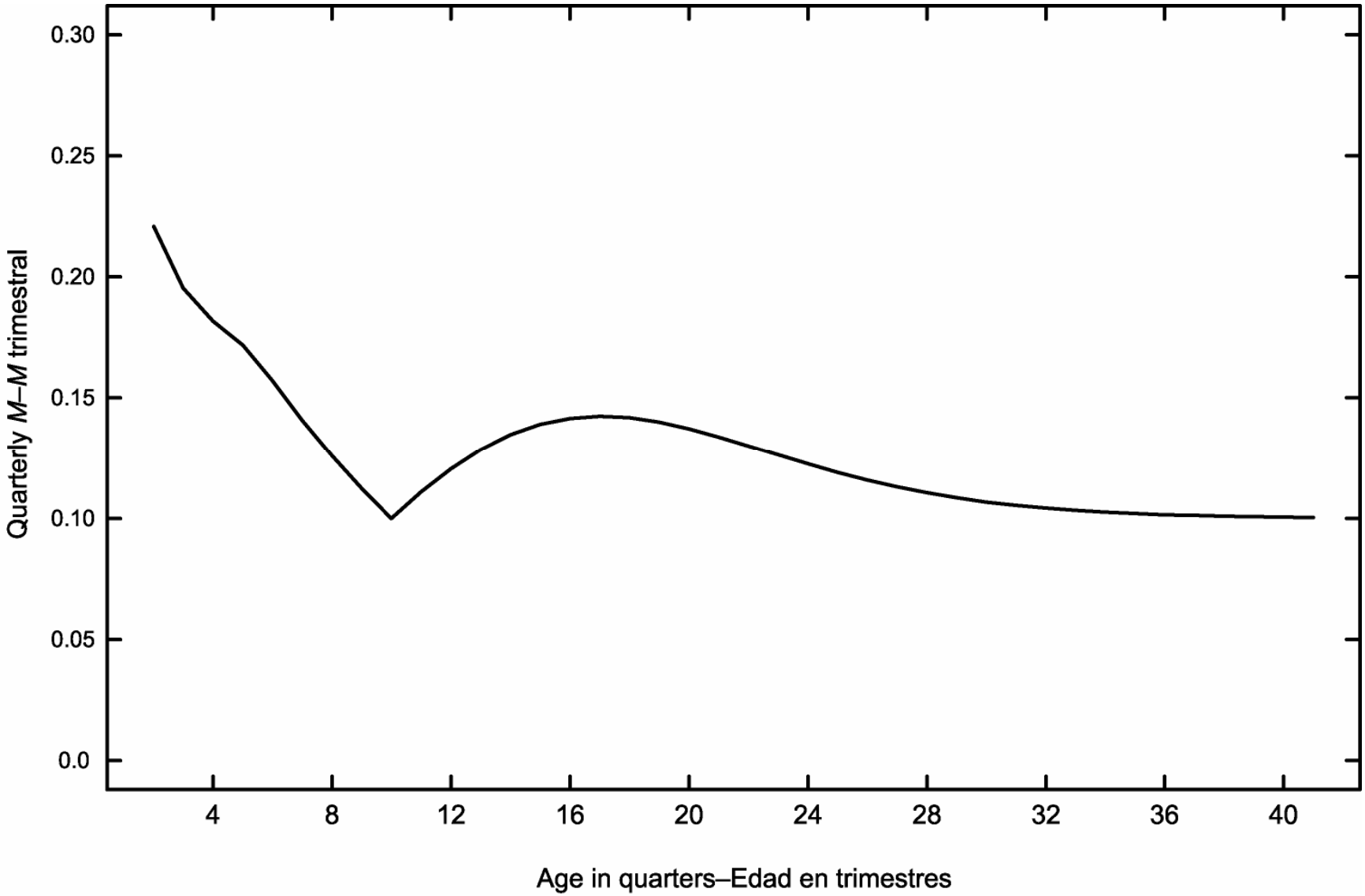

FIGURE 3.1. Quarterly natural mortality (*M*) rates used for the basecase assessment of bigeye tuna in the EPO.
FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (*M*) trimestral usadas para la evaluación del caso base de atún patudo en el OPO.

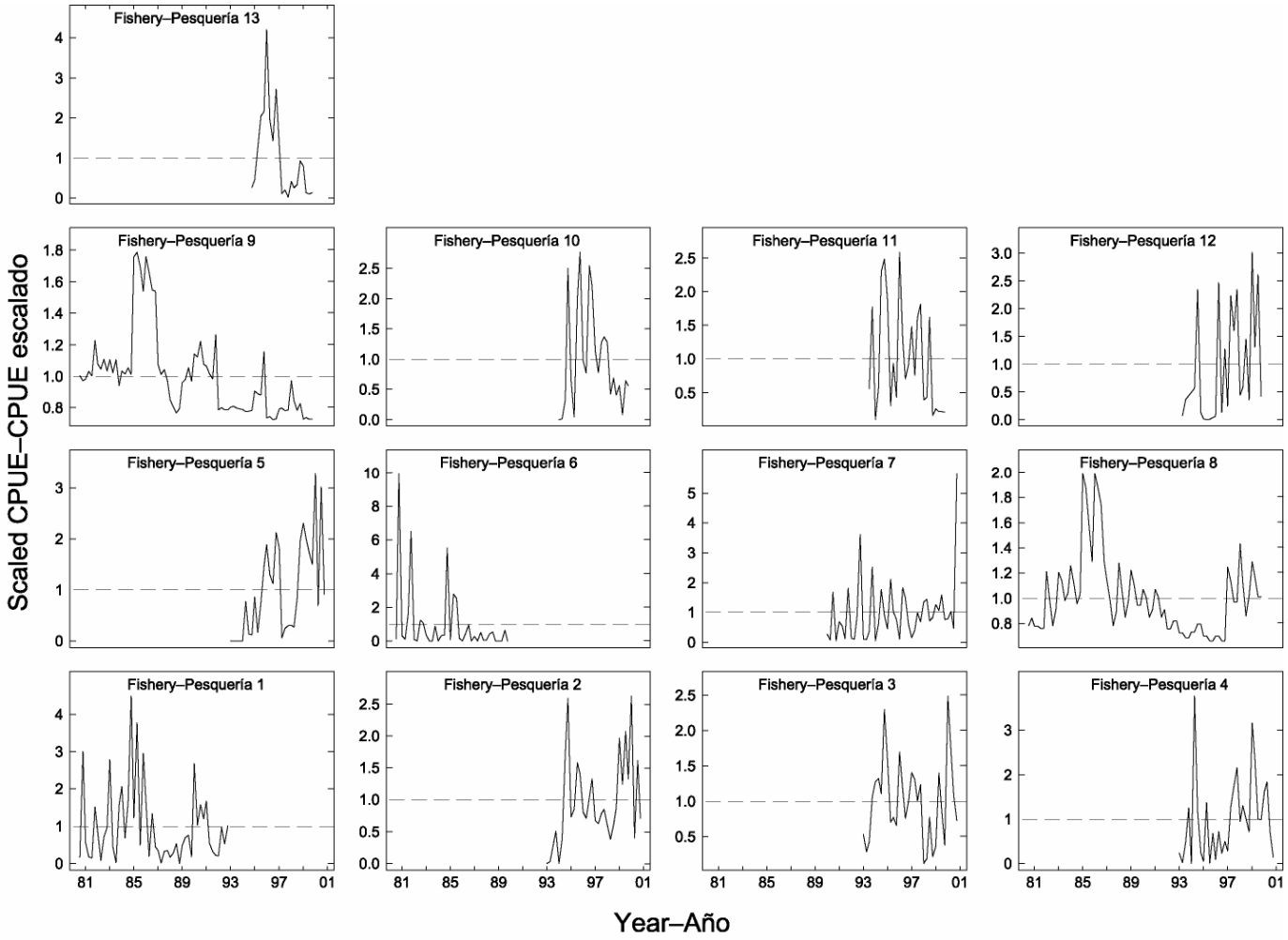

FIGURE 4.1. CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 8 and 9 are in numbers of fish caught per standardized number of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 8 y 9 en número de peces capturados por número estandarizado de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

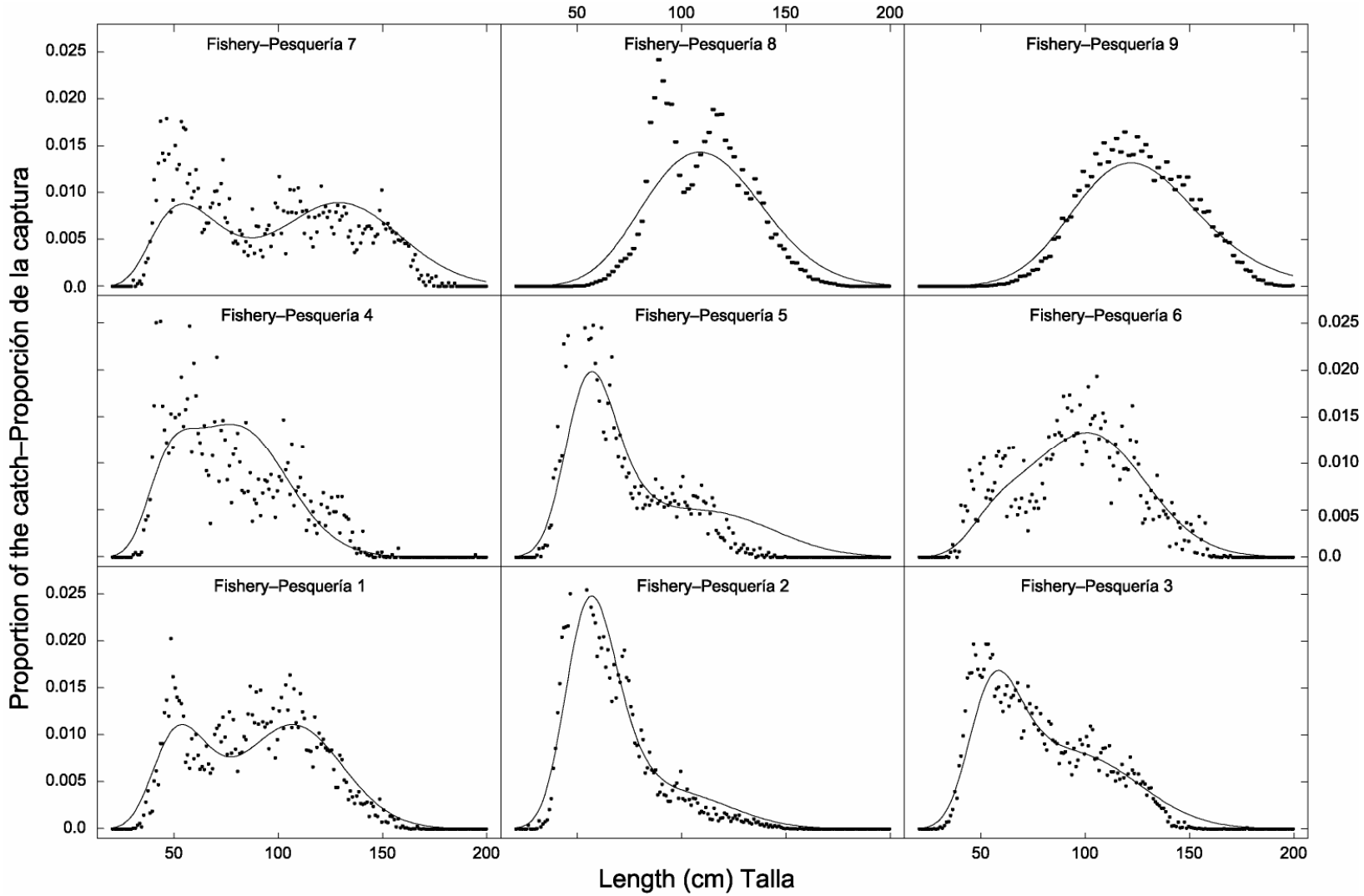

FIGURE 4.2. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (círculos sólidos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO.

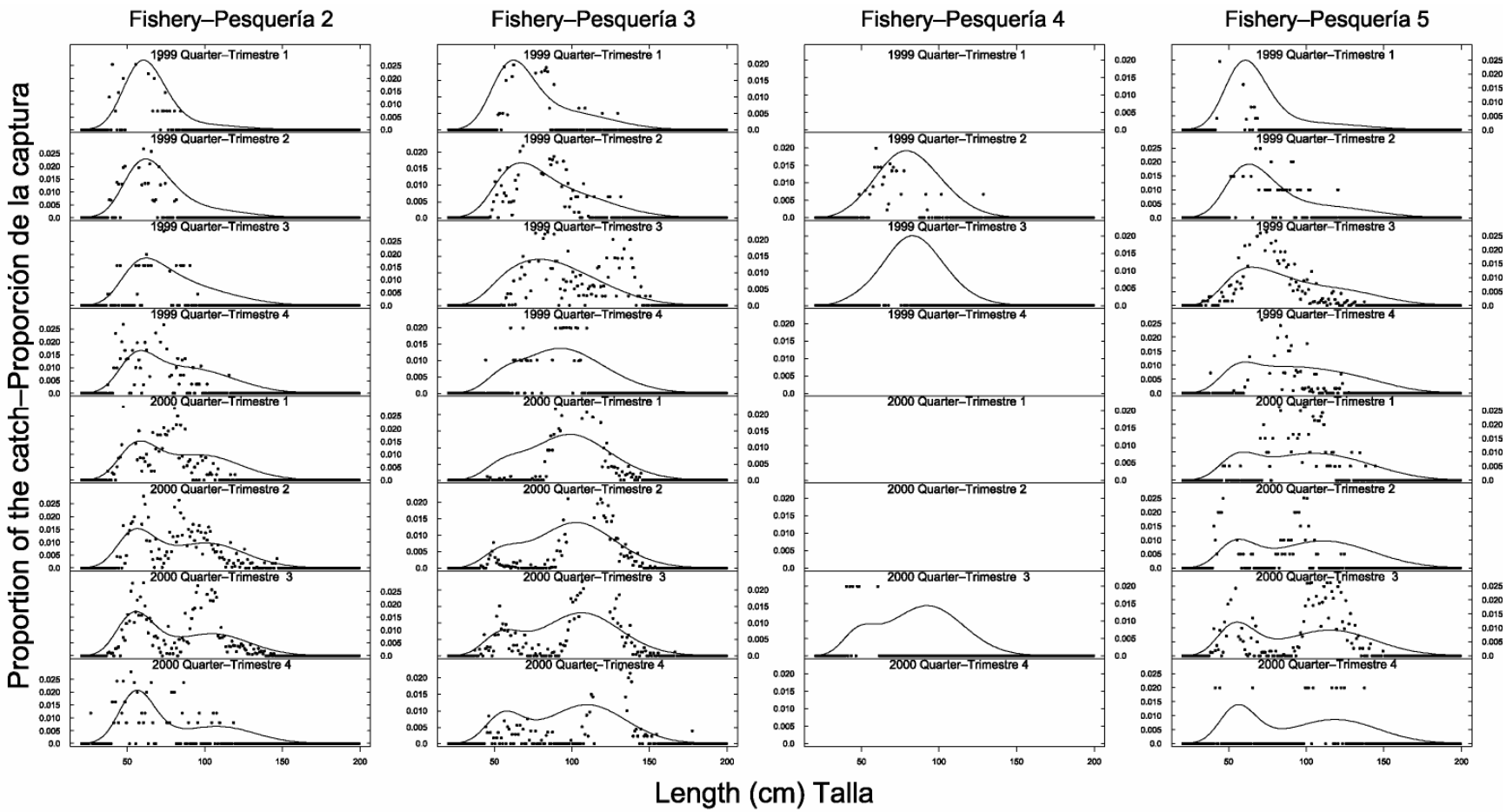

FIGURE 4.3a. Recent size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries that operate in the EPO. The solid circles are observations and the curves are predictions from the basecase assessment.

FIGURA 4.3a. Composiciones por tamaño recientes de las capturas de atún patudo de las pesquerías que operan en el OPO. Los círculos sólidos son observaciones y las curvas son las predicciones de la evaluación del caso base.

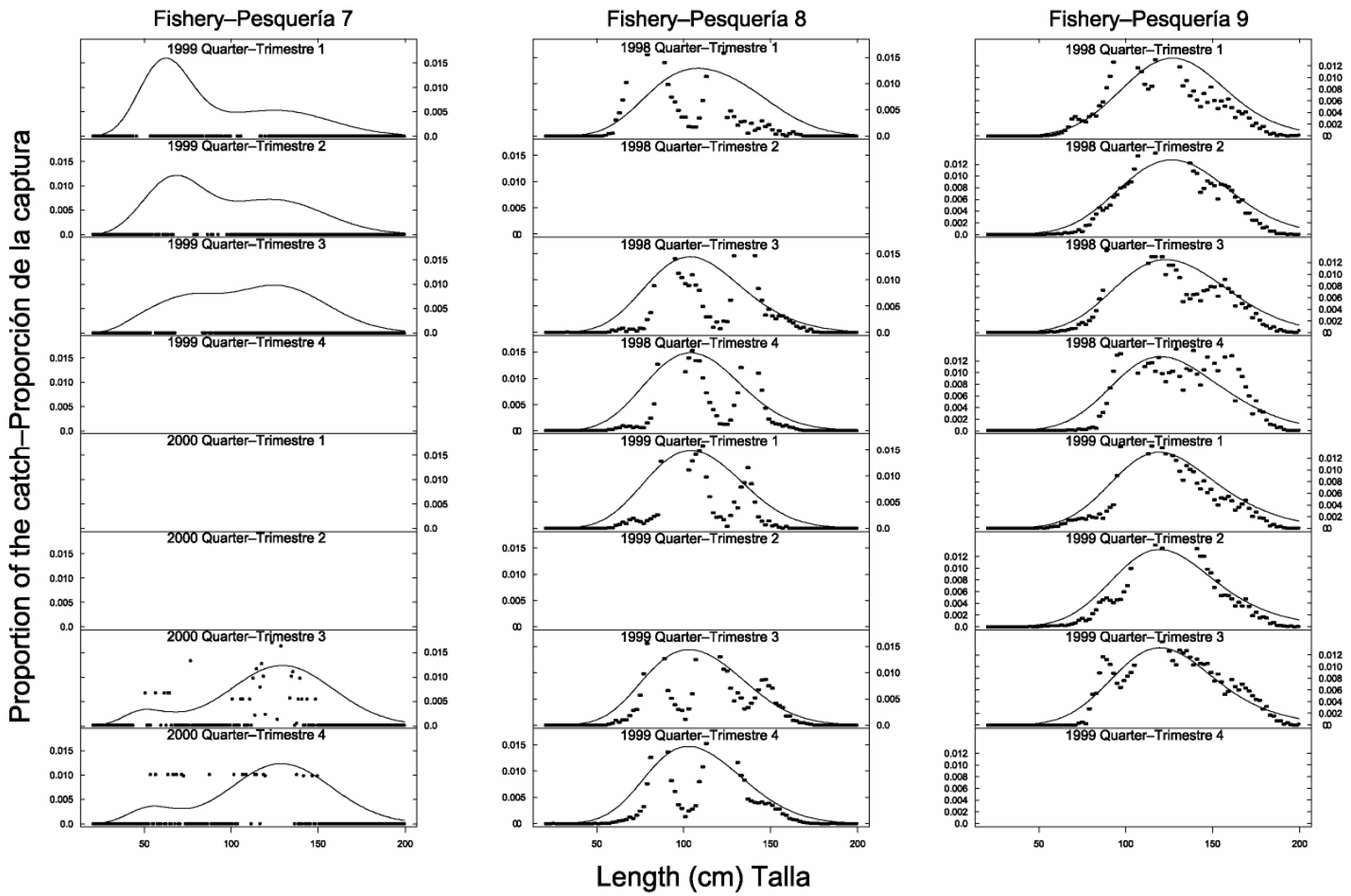

FIGURE 4.3b. Recent size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries that operate in the EPO. The solid circles are observations and the curves are predictions from the basecase assessment.

FIGURA 4.3b. Composiciones por tamaño recientes de las capturas de atún patudo de las pesquerías que operan en el OPO. Los círculos sólidos son observaciones y las curvas son las predicciones de la evaluación del caso base.

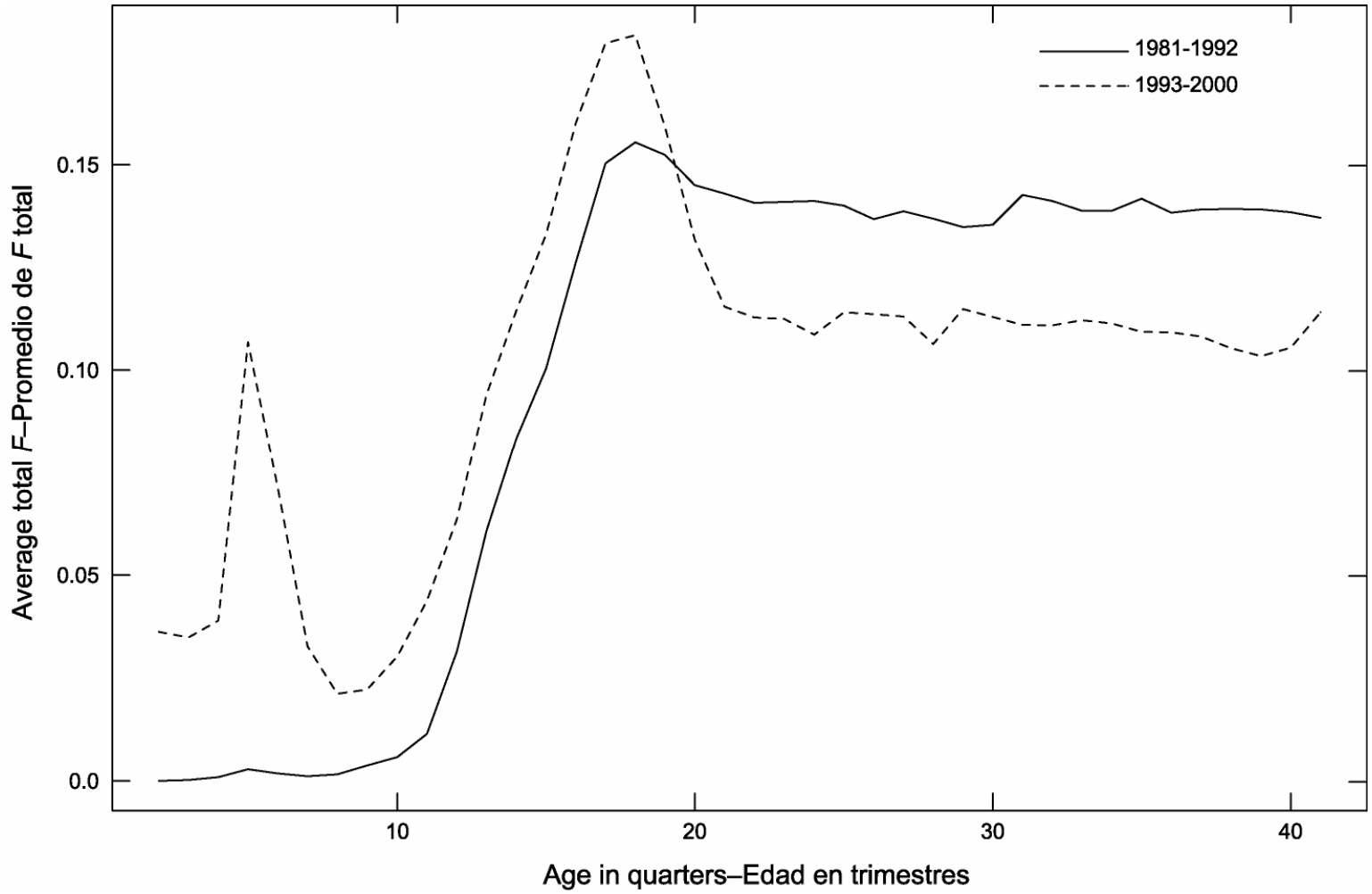

FIGURE 4.4. Average total quarterly fishing mortality at age on bigeye tuna in the EPO. The curve for 1981-1992 displays averages for the period prior to the expansion of the floating-object fisheries. The curve for 1993-2000 displays averages for the period since this expansion.

FIGURA 4.4. Mortalidad por pesca trimestral total media a edad sobre atún patudo en el OPO. La curva para 1981-1992 muestra los promedios para el período previo a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes. La curva para 1993-2000 indica los promedios para el periodo desde esta expansión.

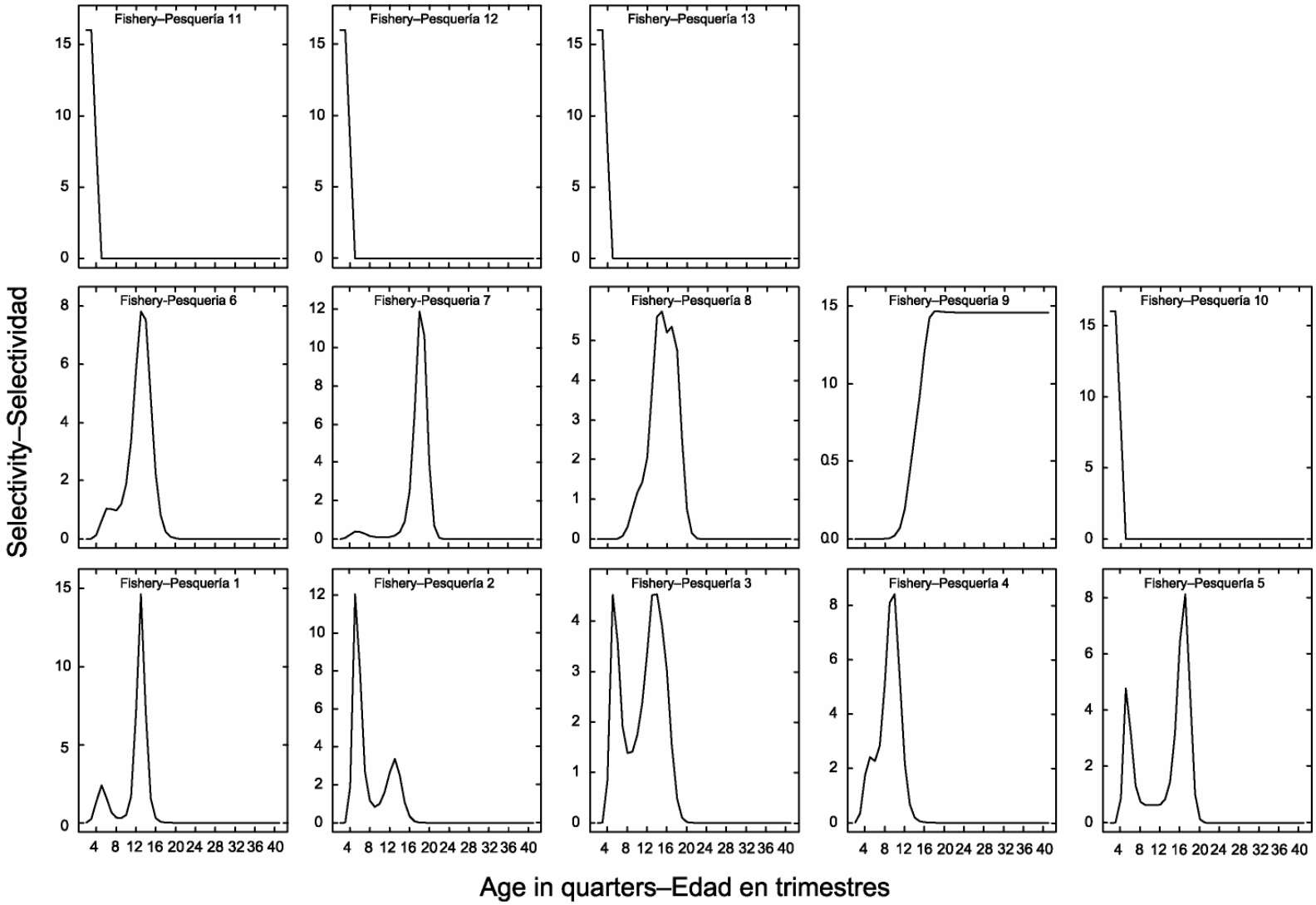

FIGURE 4.5. Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

FIGURA 4.5. Curvas de selectividad para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se estimaron las curvas de selectividad de las Pesquerías 1 a 9 con el método A-SCALA; las de las Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

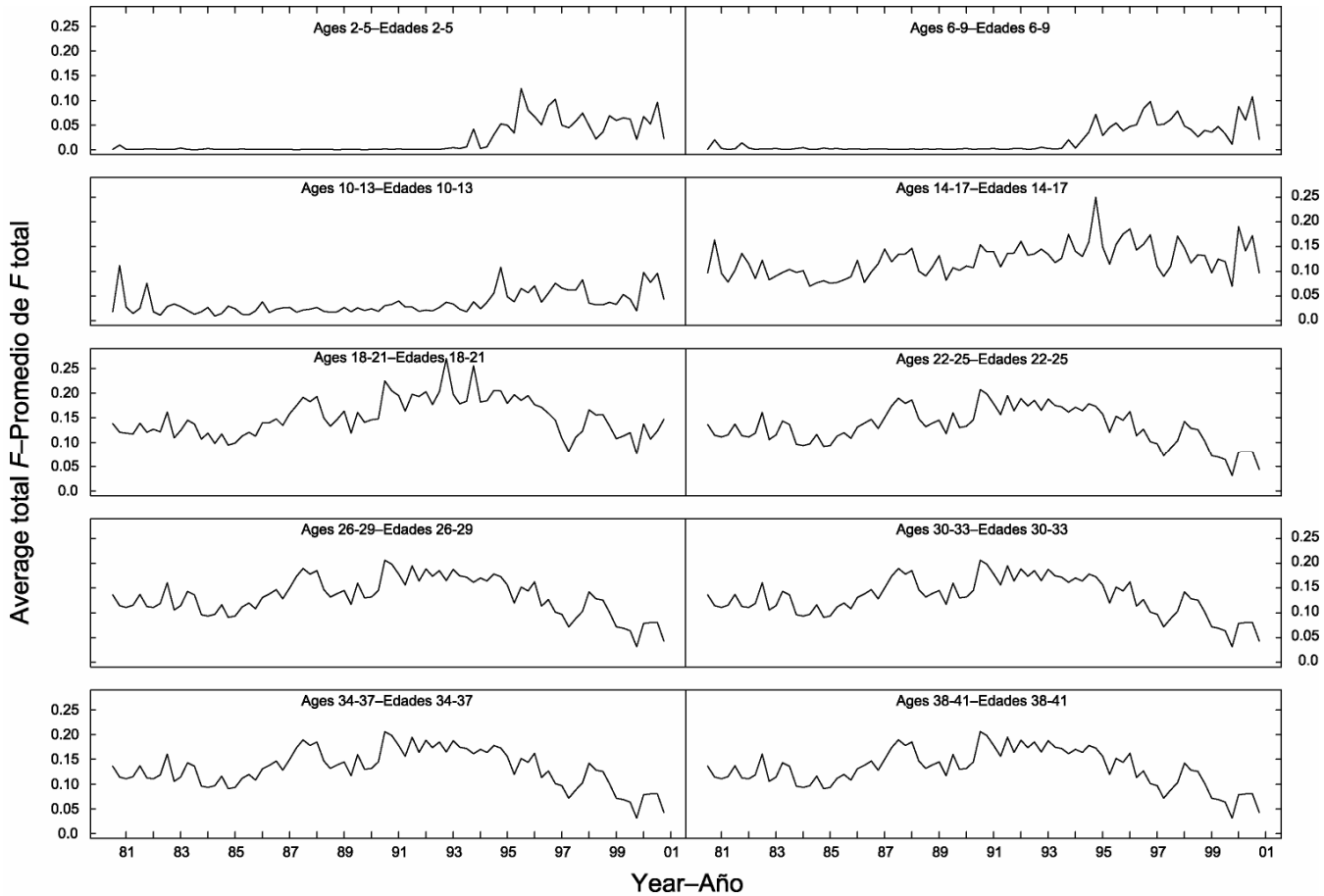

FIGURE 4.6. Time series of average total quarterly fishing mortality on bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.6. Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales he mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

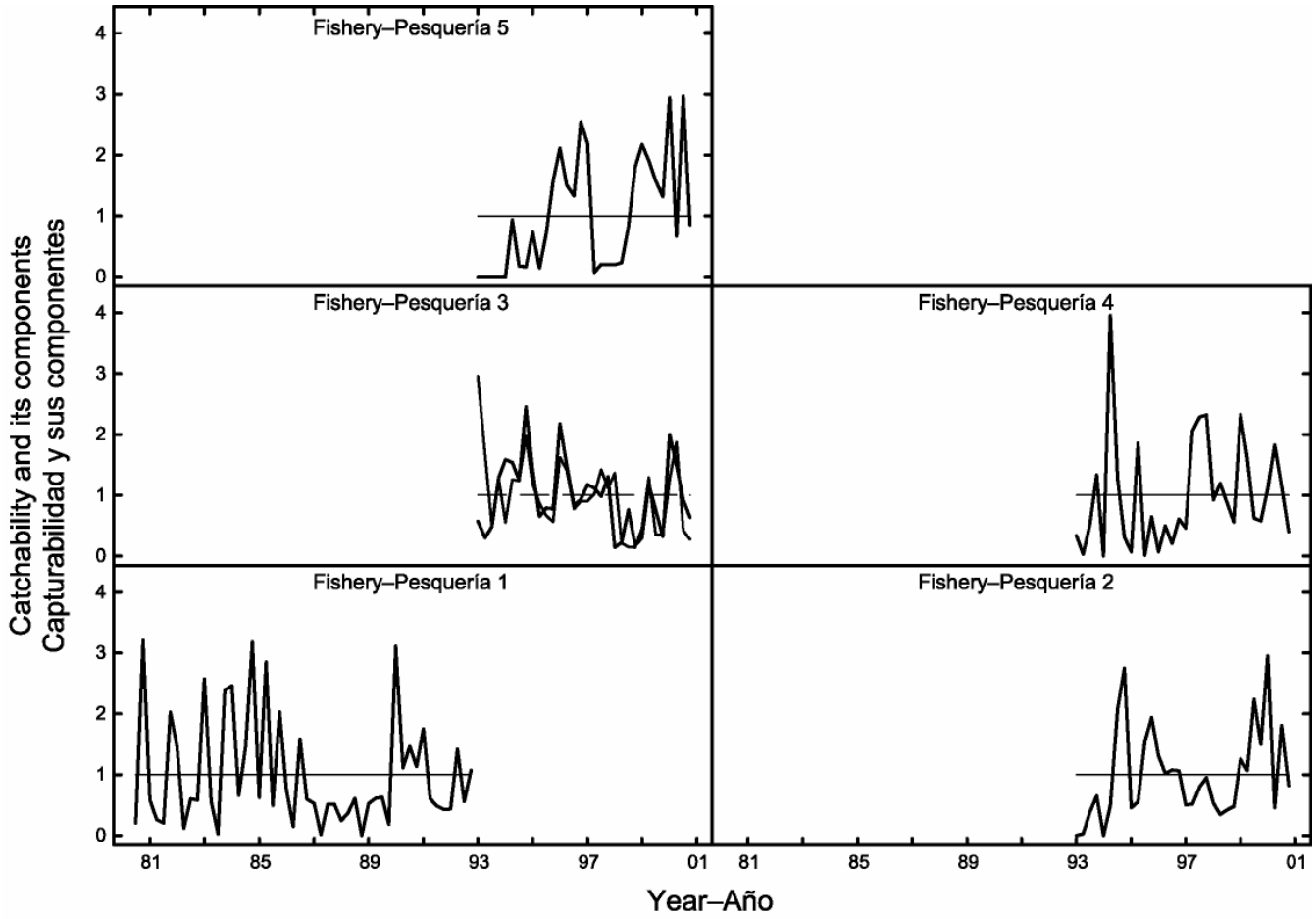

FIGURE 4.7a. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the first estimate of q for each fishery (dashed line). The thin lines illustrate how the environment affects q. The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability. When the thin lines and bold lines follow the same trend the environmental conditions may be considered to affect catchability.

FIGURA 4.7a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a la primera estimación de q para cada pesquería (línea de trazos). Las líneas delgadas ilustran como el medio ambiente afecta q. Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios e ilustran las tendencias generales en la capturabilidad. Cuando la línea delgada y gruesa siguen la misma tendencia, se consideraría que las condiciones ambientales afectan la capturabilidad.

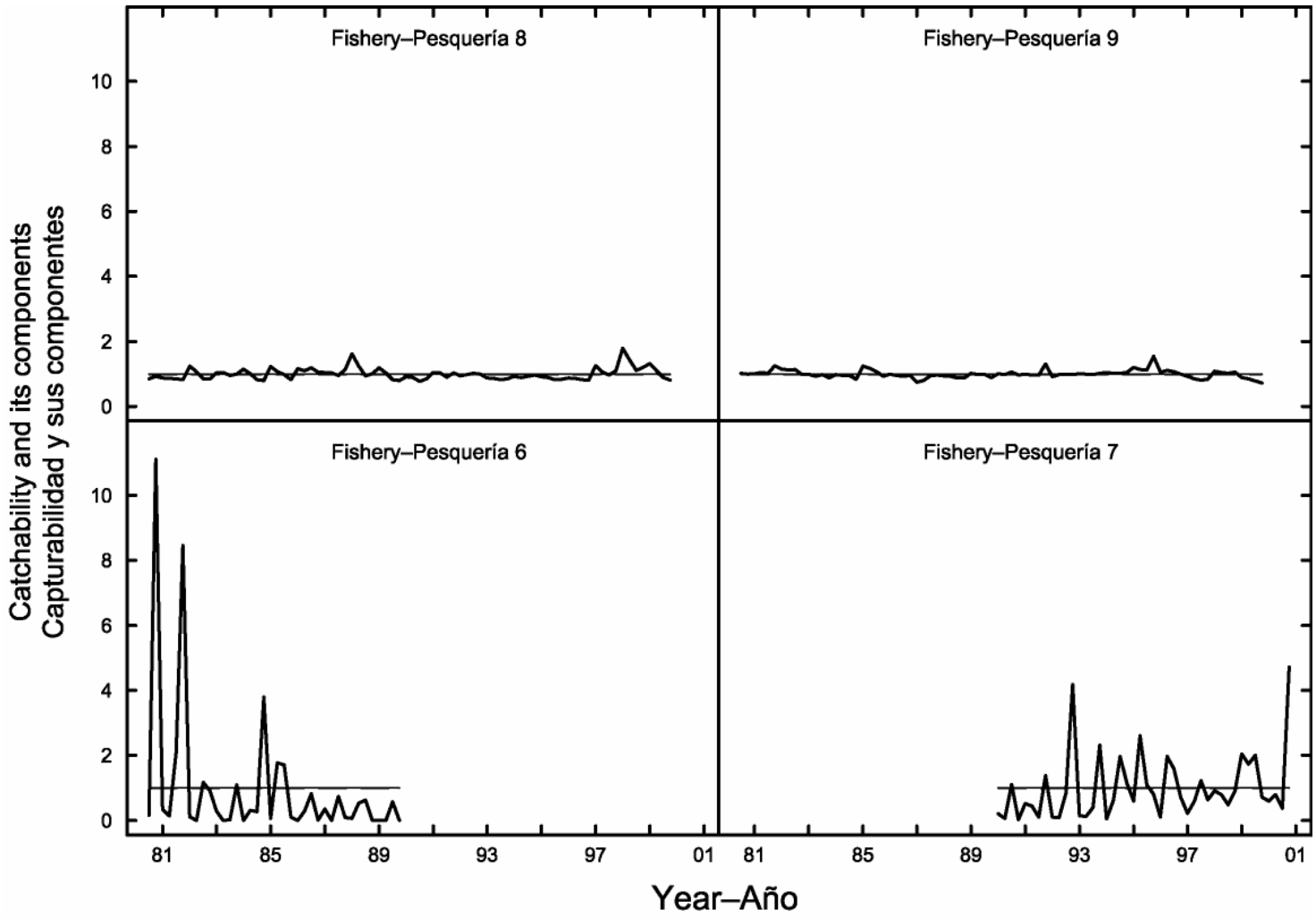

FIGURE 4.7b. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.7a for additional details.
FIGURA 4.7b. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.7a para mayor detalle.

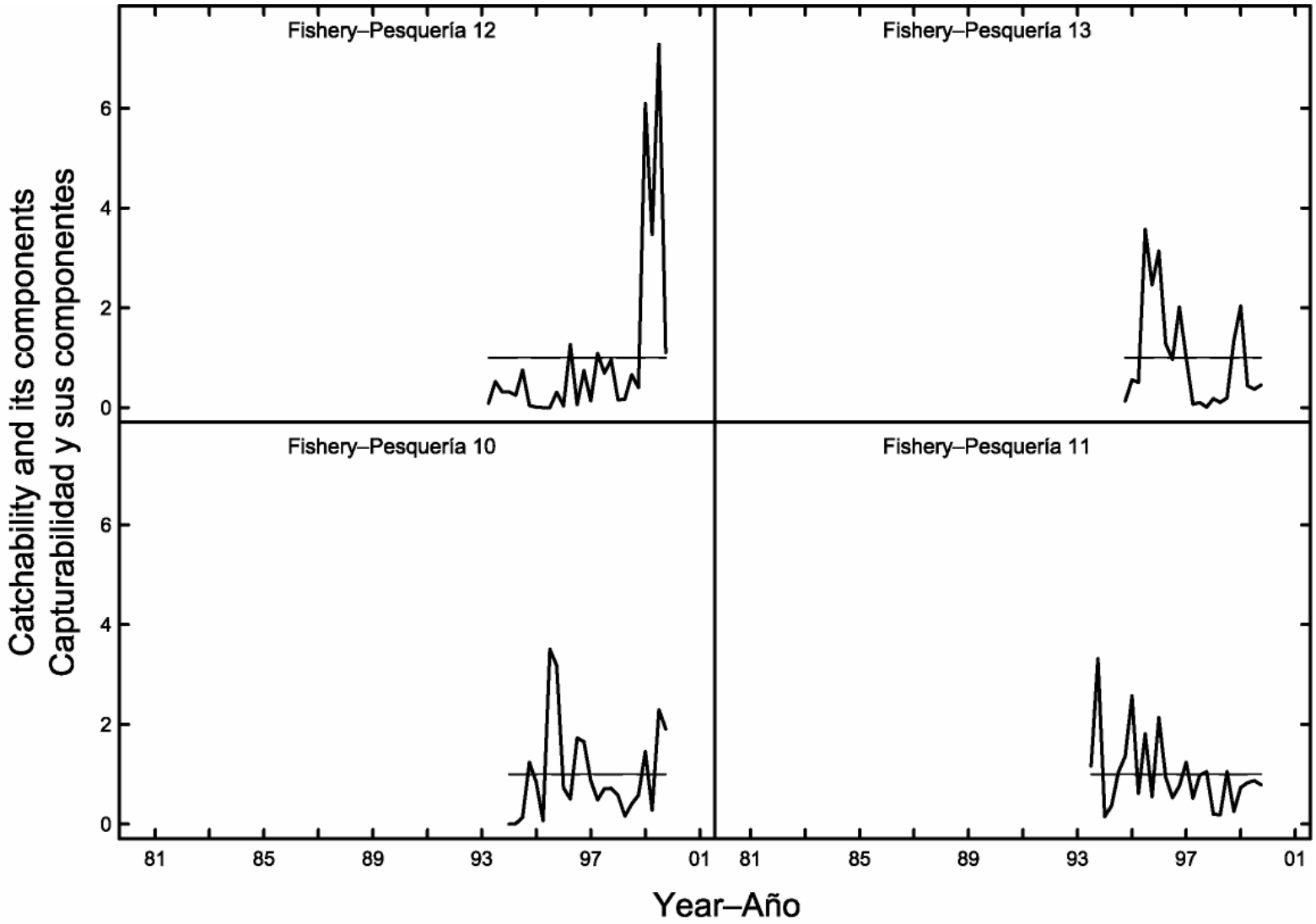

FIGURE 4.7c. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.7a for additional details.
FIGURA 4.7c. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.7a. para mayor detalle.

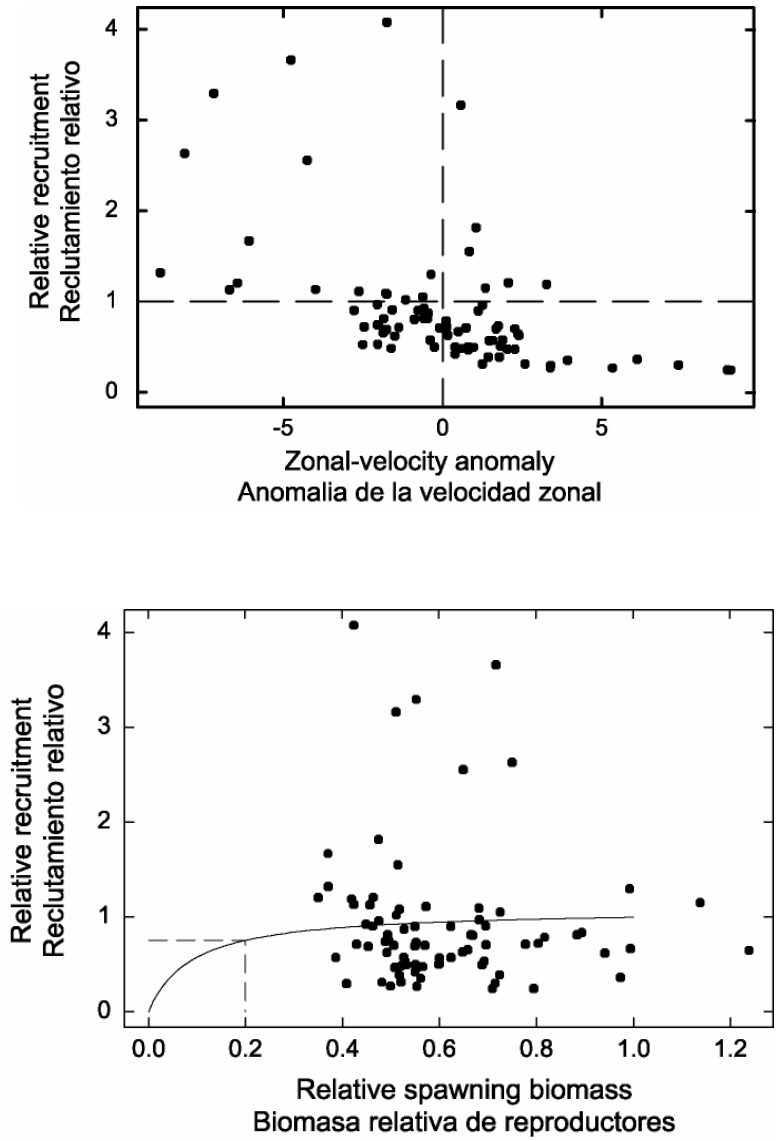

FIGURE 4.8. Estimated relationships between the recruitment of bigeye tuna and zonal-velocity anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel). The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass (females at least 3 years old) is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The curve displayed in the lower panel is the estimated stock-recruitment relationship, and the dashed horizontal line in this panel indicates the estimate of steepness.

FIGURA 4.8. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún patudo y anomalías de velocidad zonal en el momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre el reclutamiento y la biomasa reproductora (recuadro inferior). Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. Se escala la biomasa reproductora (hembras de la menos 3 años de edad) para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La curva en el recuadro inferior es la relación stock-reclutamiento estimada, y la línea de trazos horizontal indica la uestimación de inclinación.

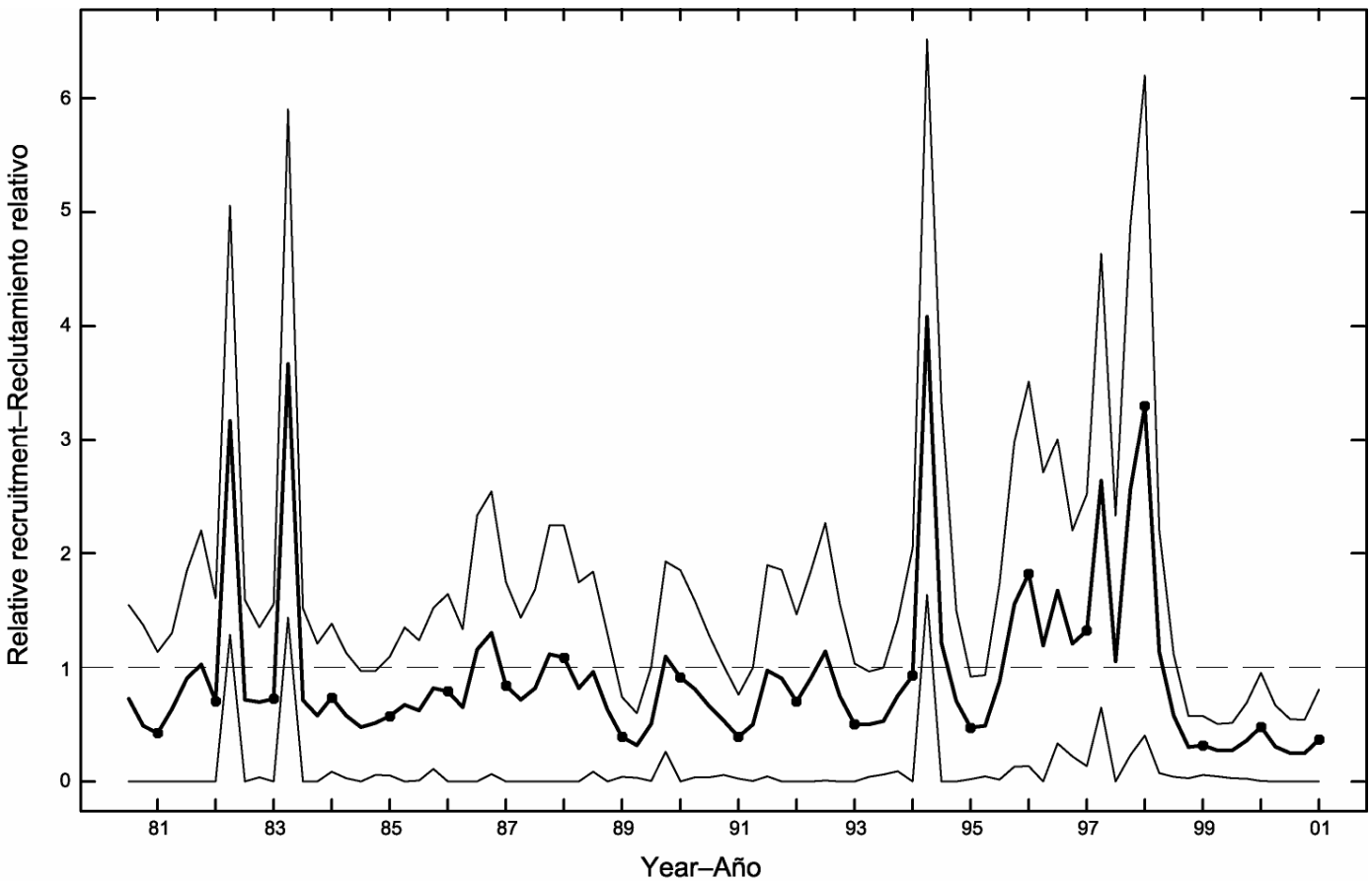

FIGURE 4.9. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.9. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

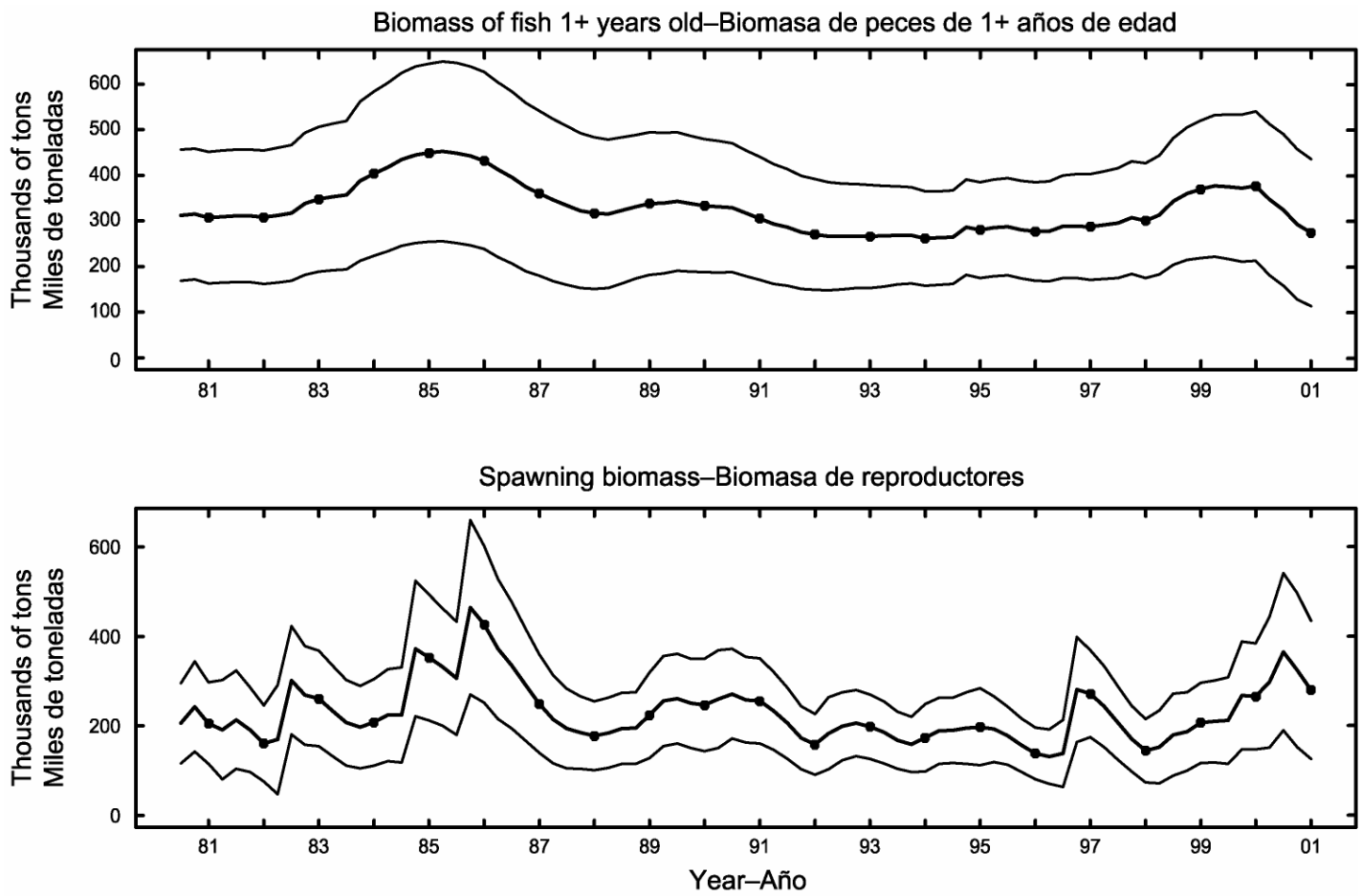

FIGURE 4.10. Estimated biomass and spawning biomass (females that are at least 3 years old) of bigeye tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. Note that the spawning biomass is an index, and the units are not in mt.

FIGURA 4.10. Biomasa estimada y biomasa reproductora (hembras de al menos 3 años de edad) de atún patudo en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas son los intrevalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. Nótese que la biomasa reproductora es un índice, y las unidades no son toneladas.

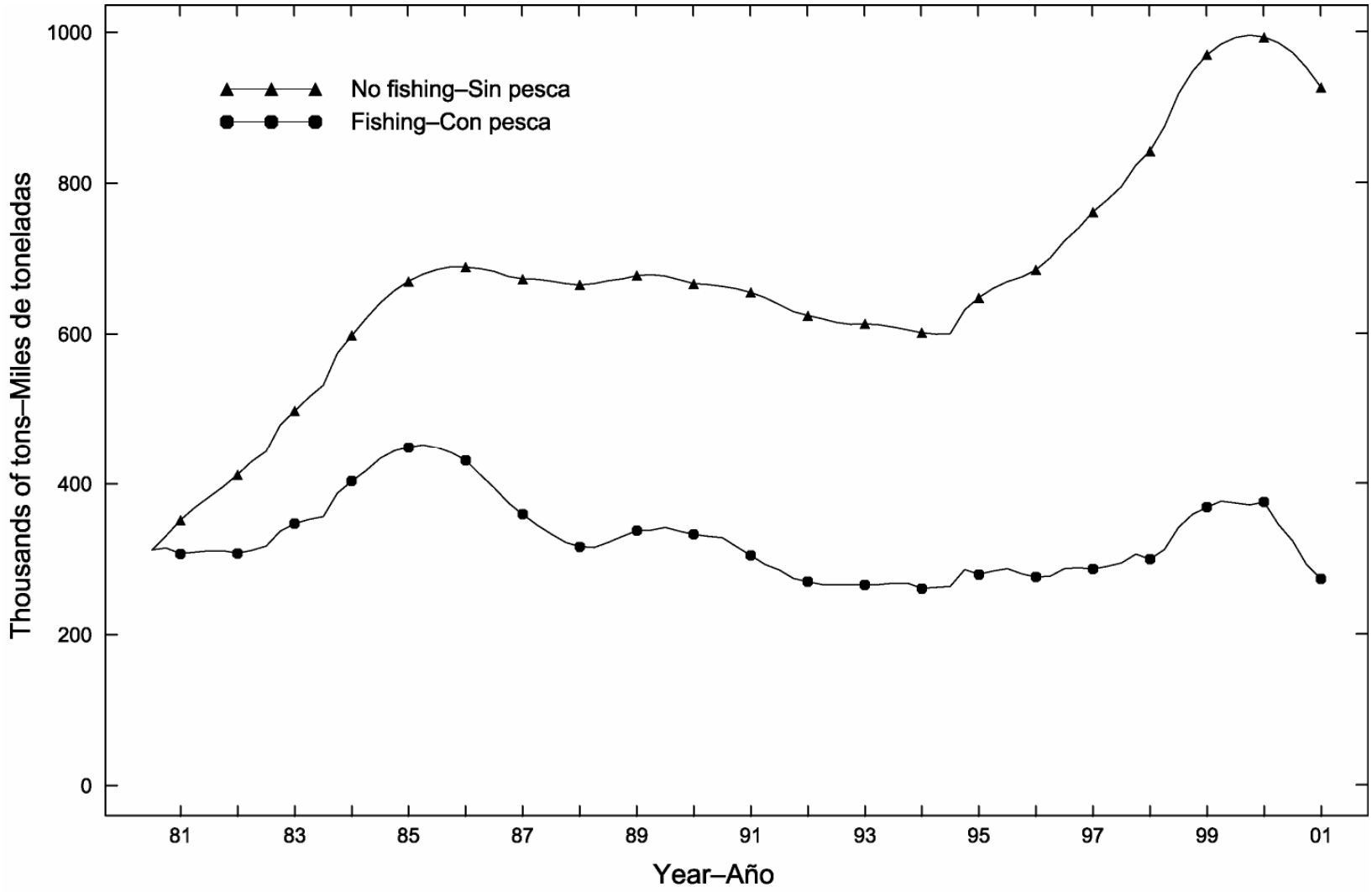

FIGURE 4.11. Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during July 1980 through December 2000 ("no fishing") and that predicted by the stock assessment model ("fishing").
FIGURA 4.11. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante julio de 1980 a diciembre de 2000 ("sin pesca") y la predicha por el modelo de evaluación del stock ("con pesca").

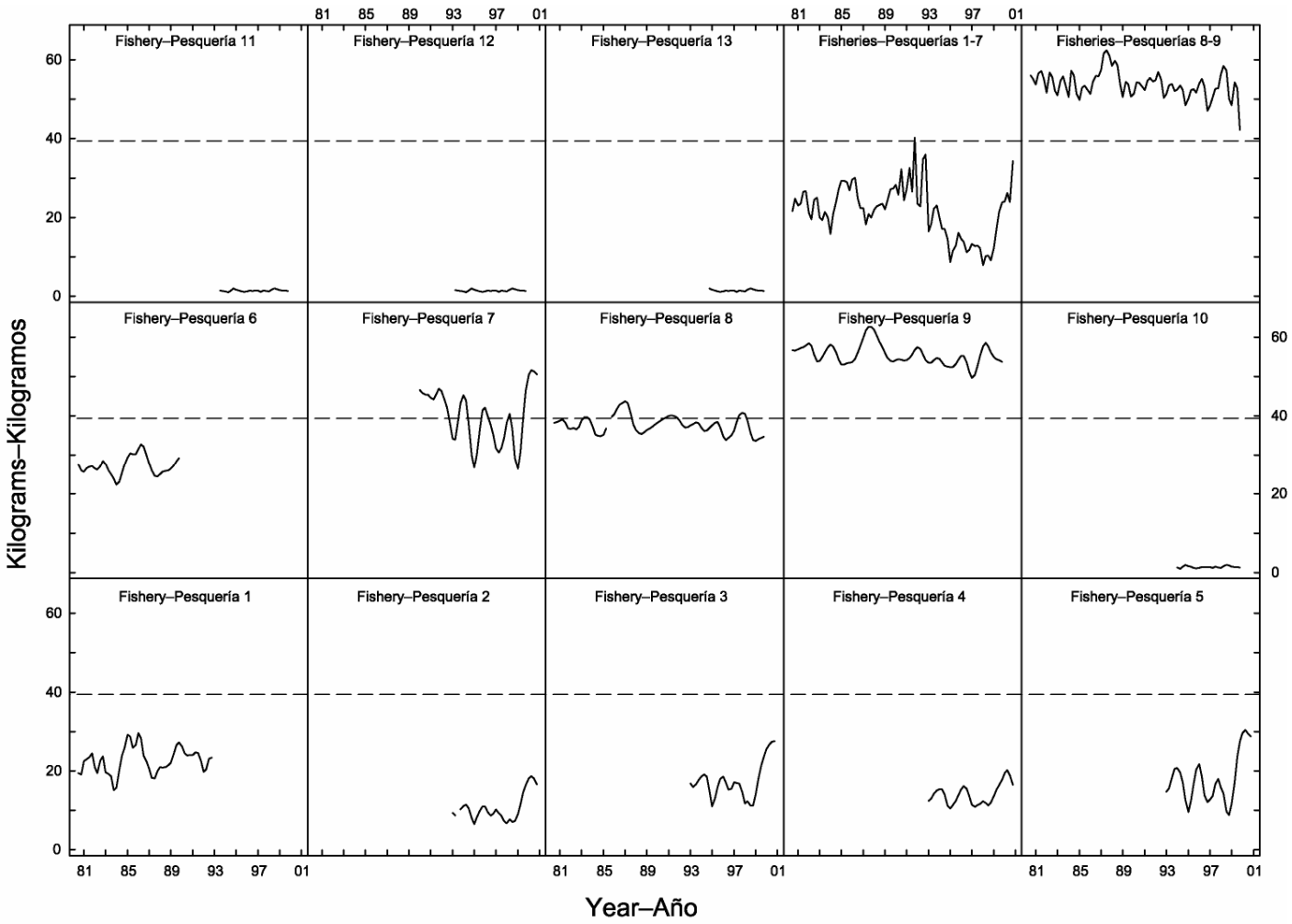

FIGURE 4.12. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for "Fisheries 1-7" is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for "Fisheries 8-9" is an average of Fisheries 8 and 9. The dashed horizontal line (at about 39 kg) identifies the critical weight.

FIGURA 4.12. Peso medio estimado de atún patudo capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de "Pesquerías 1-7" es un promedio de las Pesquerías 1 a 7, y la de "Pesquerías 8-9" un promedio de las Pesquerías 8 y 9. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 39 kg) identifica el peso crítico.

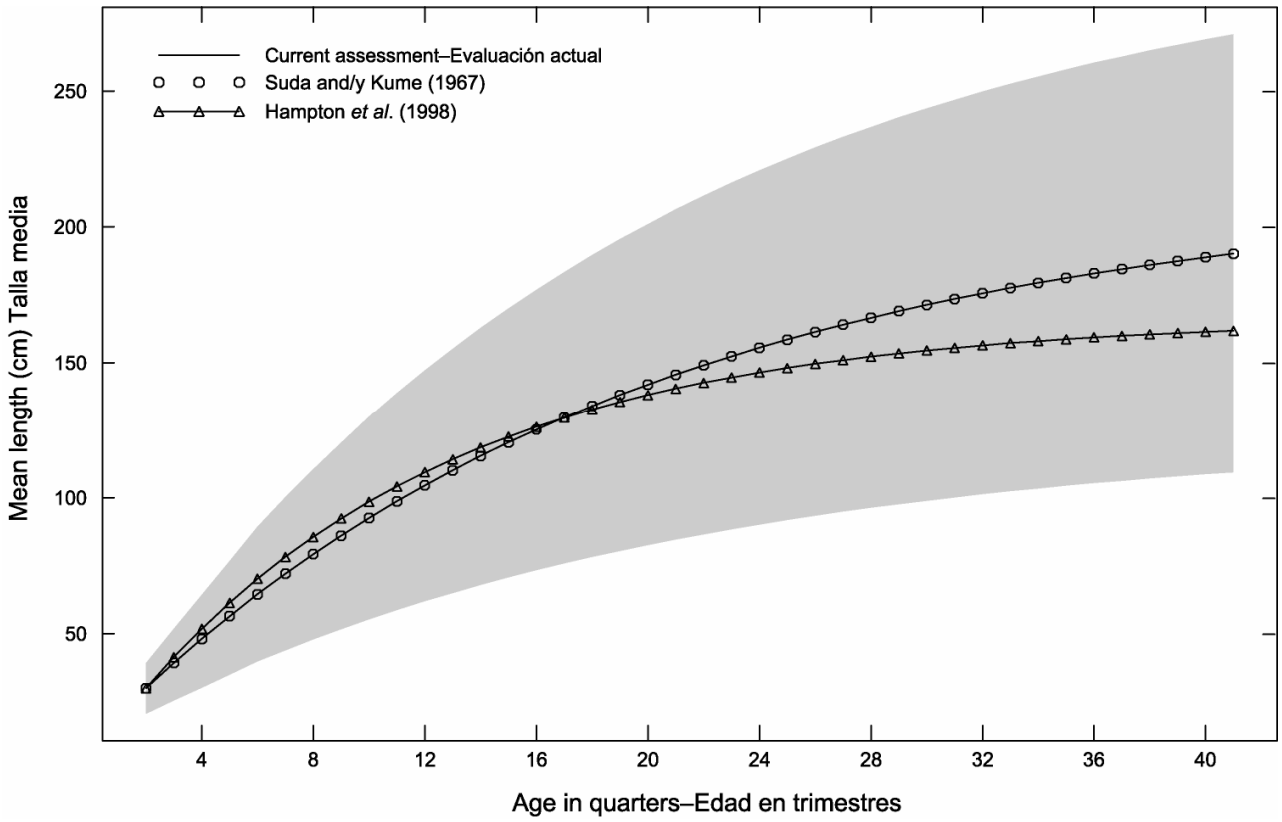

FIGURE 4.13. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The filled area indicates the range of lengths estimated to be covered by two standard deviations of the length at age.
FIGURA 4.13. Talla a edad media estimada para el atún patudo en el OPO. El area sombreada indica el rango de tallas que se estima ser abarcado por dos desviaciones estándar de la talla a edad.

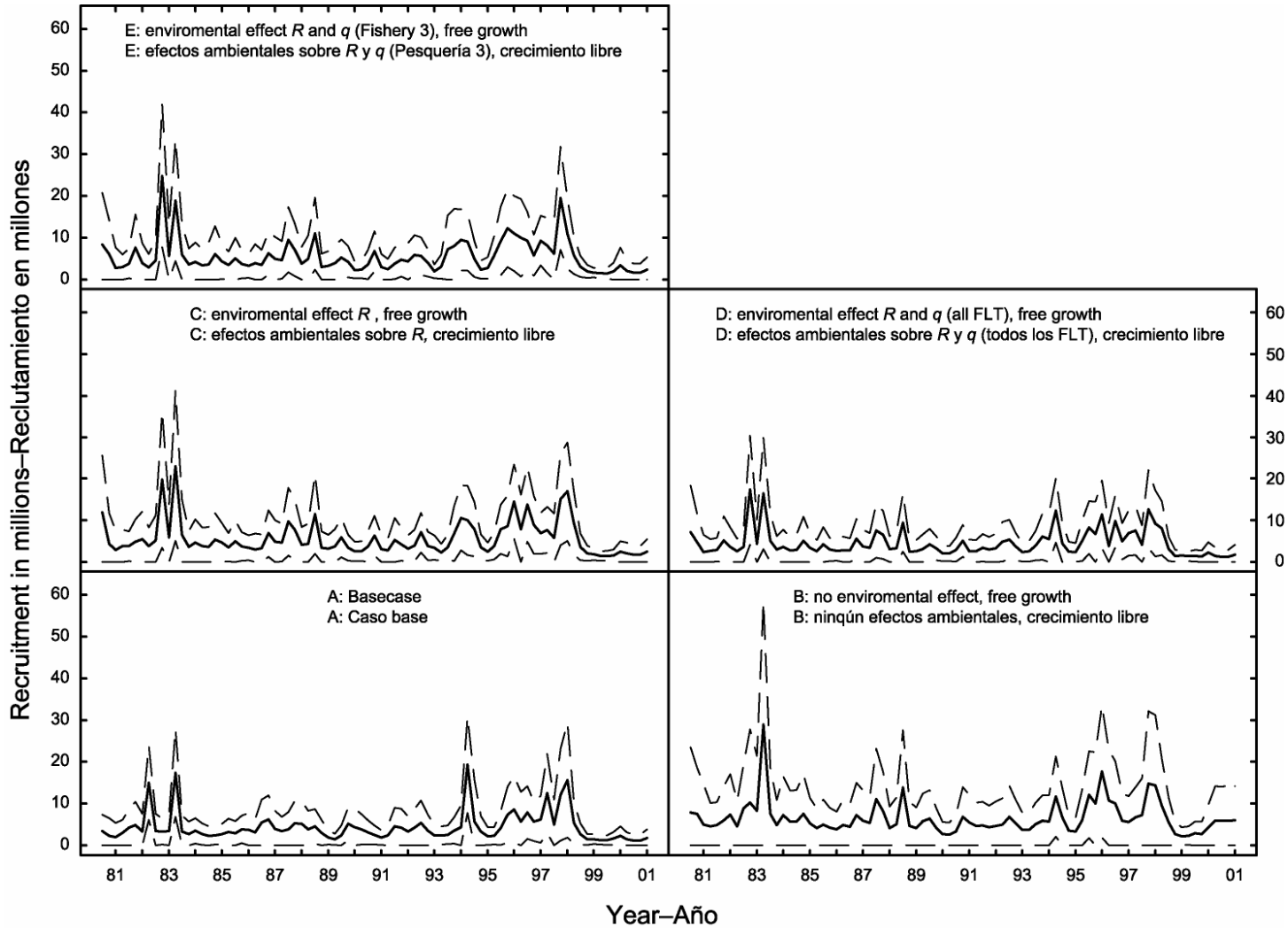

FIGURE 4.14. Sensitivity of the recruitment estimates to alternative parameterizations of the assessment model. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The abbreviated description in the titles of each panel corresponds to one of the models listed in Section 4.2. "FLT" = floating-object fishery.

FIGURA 4.14. Sensibilidad de las estimaciones de reclutamiento a parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. Las descripciones abreviadas en los títulos de cada recuadro corresponden a uno de los modelos listados en la Sección 4.2. "FLT" = pesquería sobre objetos flotantes.

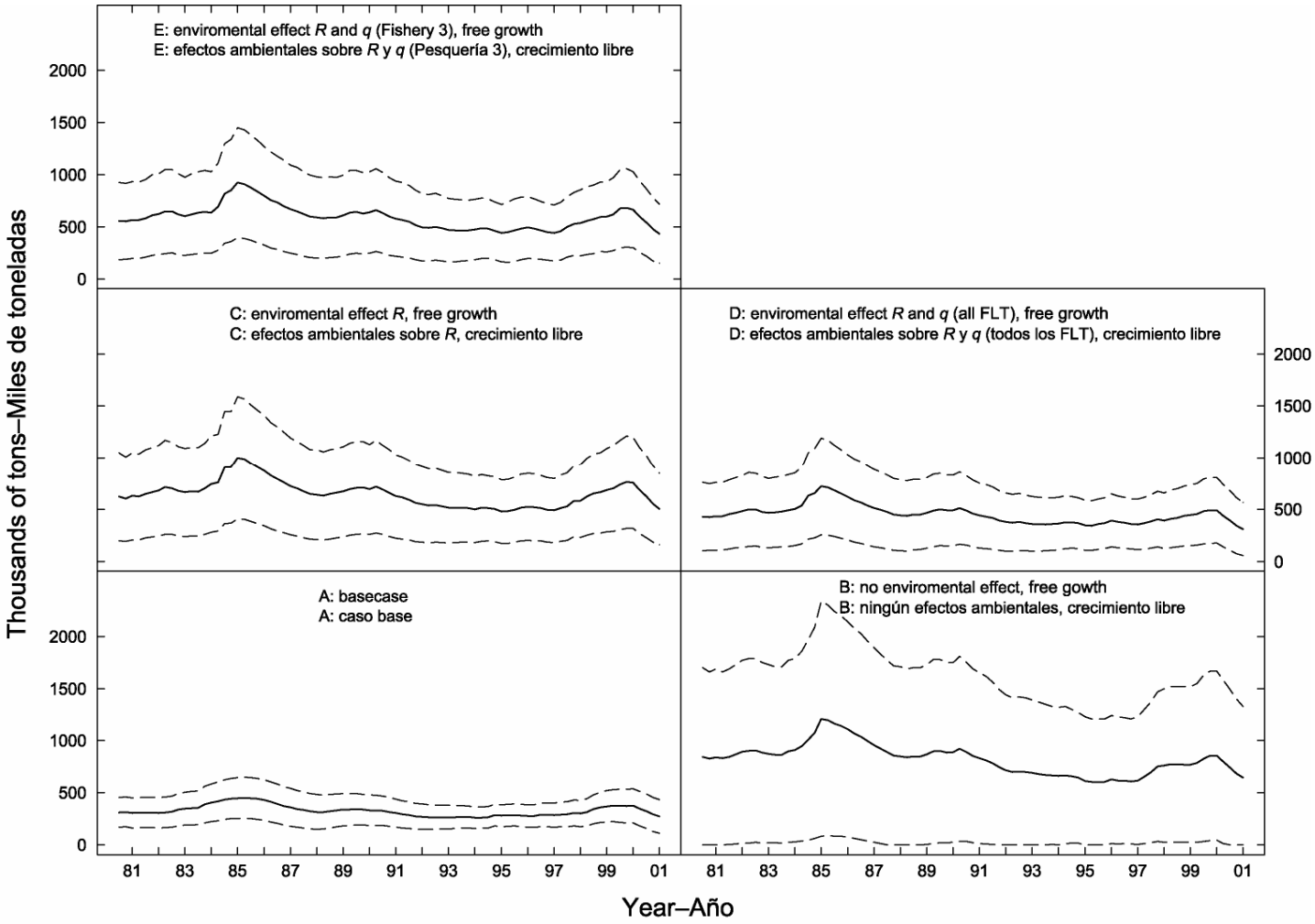

FIGURE 4.15. Sensitivity of the estimated biomass of 1+-year-old bigeye to alternative parameterizations of the assessment model. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The abbreviated description in the titles of each panel corresponds to one of the models listed in Section 4.2. "FLT" = floating-object fishery.

FIGURA 4.15. Sensibilidad de las estimaciones de biomasa de patudos de edad 1+ a parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La descripción abreviada en el título de cada recuadro corresponde a uno de los modelos listados en la Sección 4.2. "FLT" = pesquería sobre objetos flotantes.

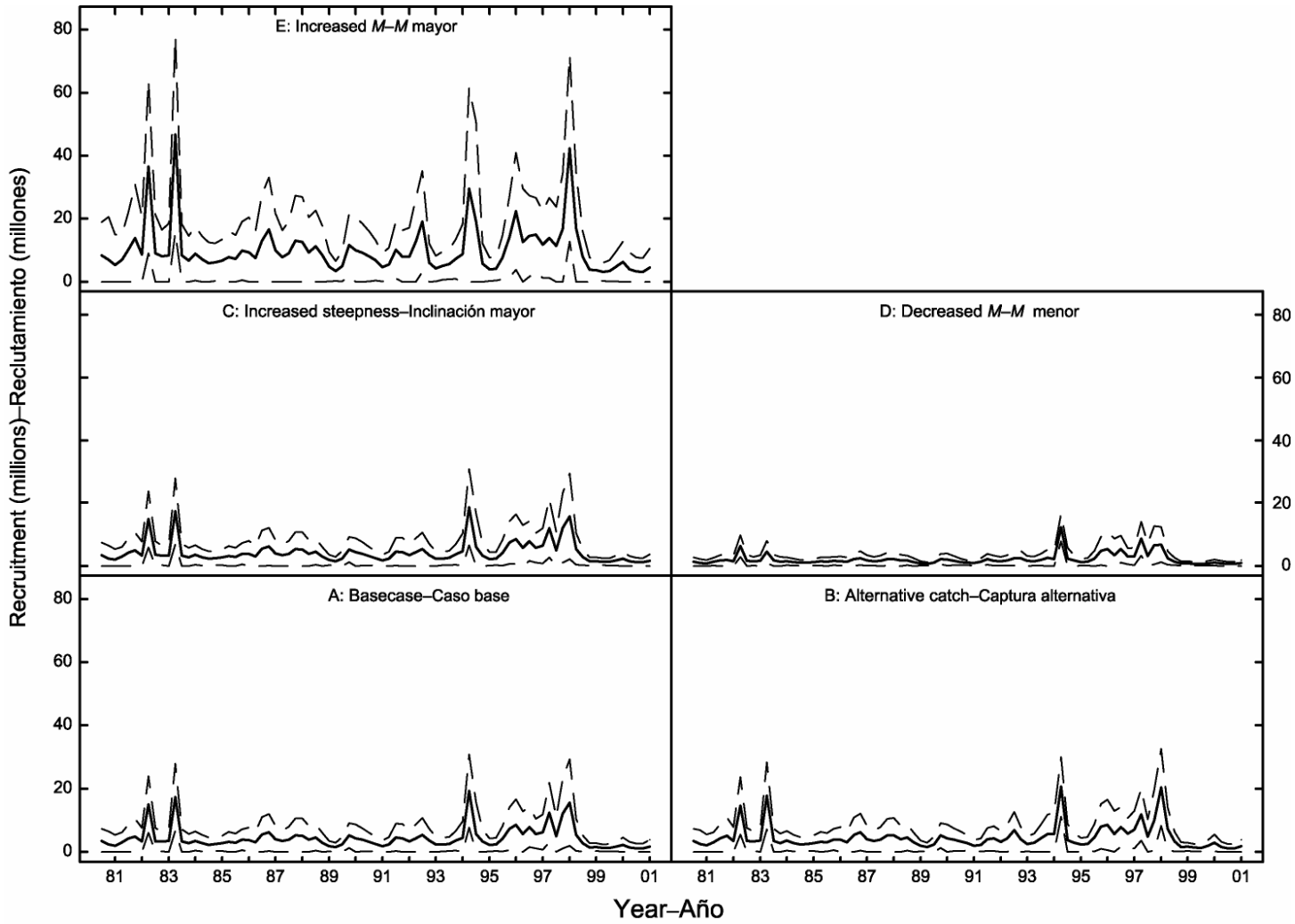

FIGURE 4.16. Sensitivity of the recruitment estimates to the use of alternative data in the base case assessment. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The abbreviated description in the title of each panel corresponds to one of the alternatives listed in Section 4.4.

FIGURA 4.16. Sensibilidad de las estimaciones de reclutamiento al uso de datos alternativos en la evaluación de caso base. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La descripción abreviada en el título de cada recuadro corresponde a una de las alternativas en la Sección 4.4.

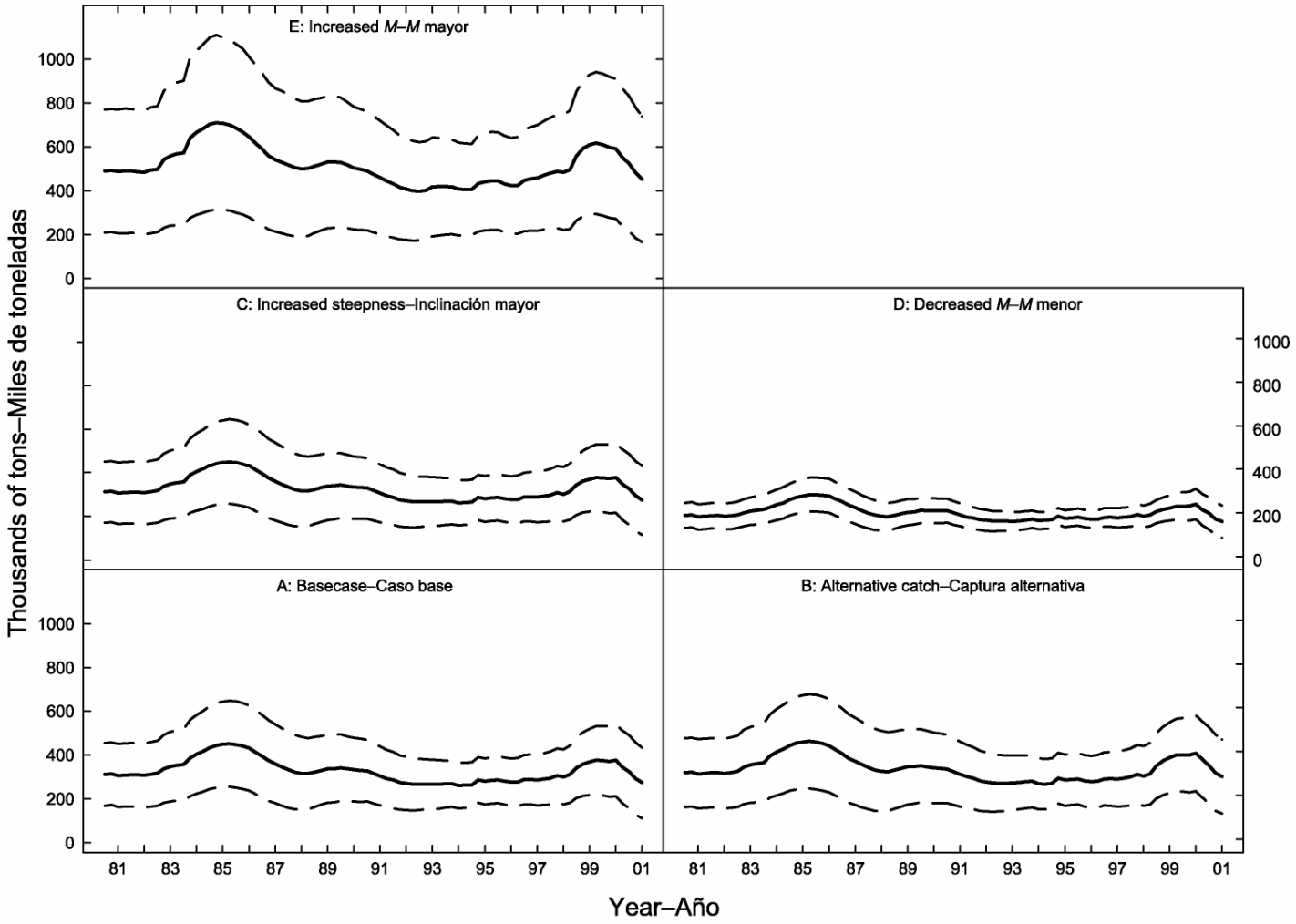

FIGURE 4.17. Sensitivity of the estimated biomass of 1+-year-old bigeye to the use of alternative data in the base case assessment. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The abbreviated description in the title of each panel corresponds to one of the alternatives listed in Section 4.4.

FIGURA 4.17. Sensibilidad de las estimaciones de biomasa de patudos de edad 1+ al uso de datos alternativos en la evaluación de caso base. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La descripción abreviada en el título de cada recuadro corresponde a una de las alternativas en la Sección 4.4.

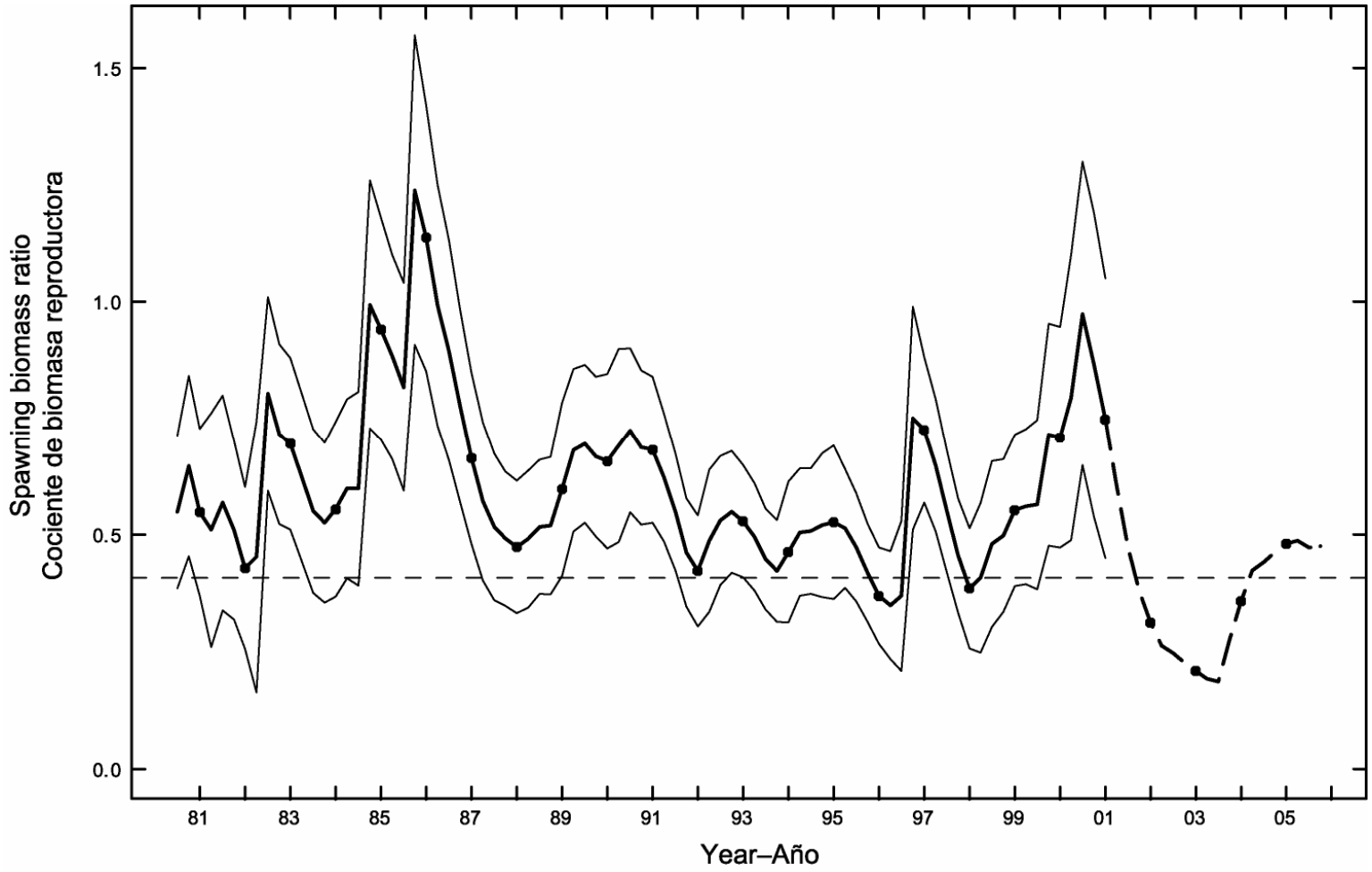

FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.41) identifies the SBR at AMSY. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The dashed line continuing the SBR trend indicates the average SBR predicted to occur if average levels of fishing mortality and average environmental conditions occur during the next five years (see Section 6).

FIGURA 5.1. Serie de tiempo estimada de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,41) identifica el SBR en RPMS. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La línea de trazos que extiende la tendencia del SBR indica el SBR medio predicho si ocurren niveles de mortalidad por pesca y condiciones ambientales medias durante los próximos cinco años (ver Sección 6).

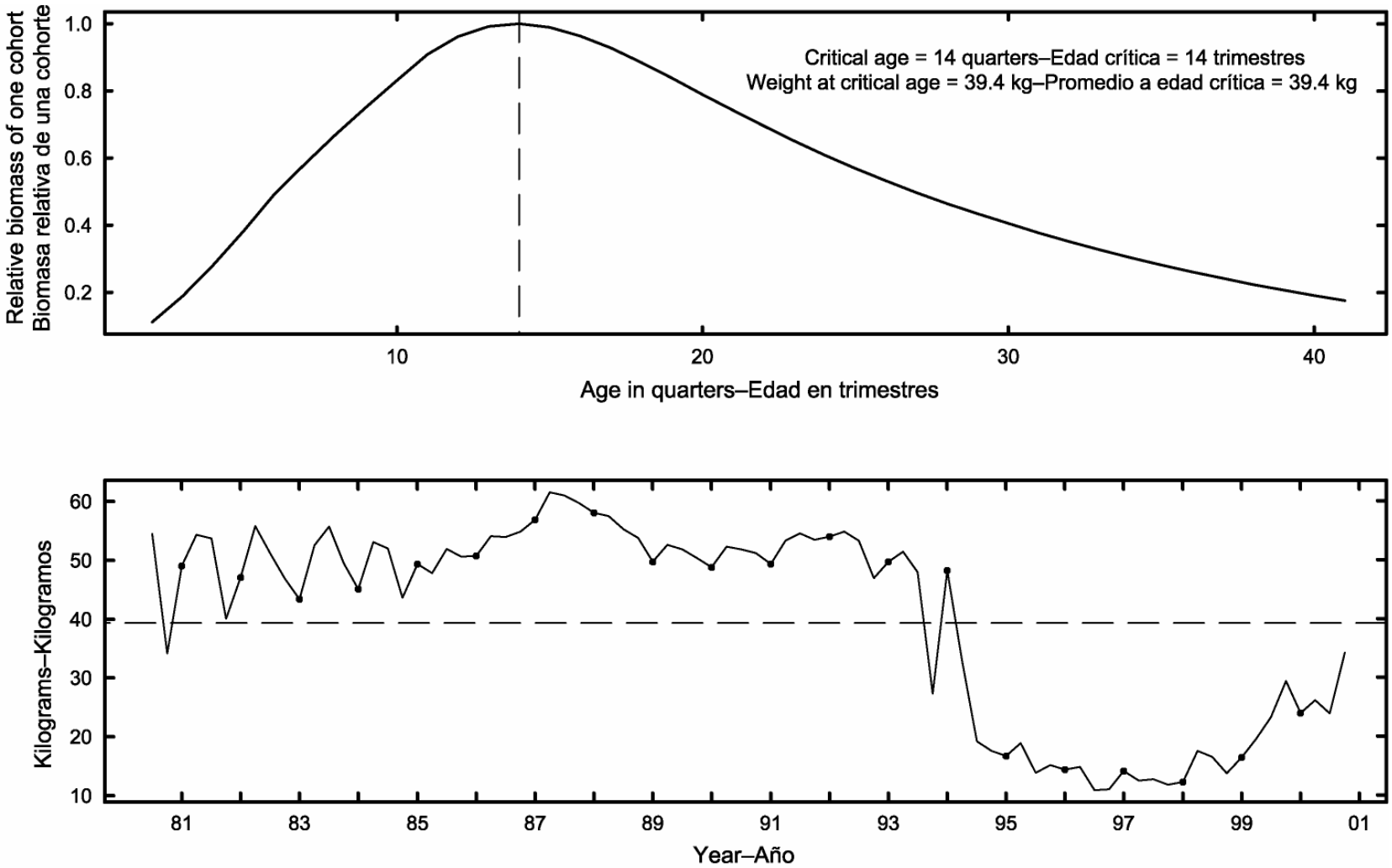

FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of bigeye, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The critical weight is drawn as the horizontal dashed line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit.

FIGURA 5.2. Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de patudo, e identifica la edad crítica y el peso crítico (Sección 5). El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.

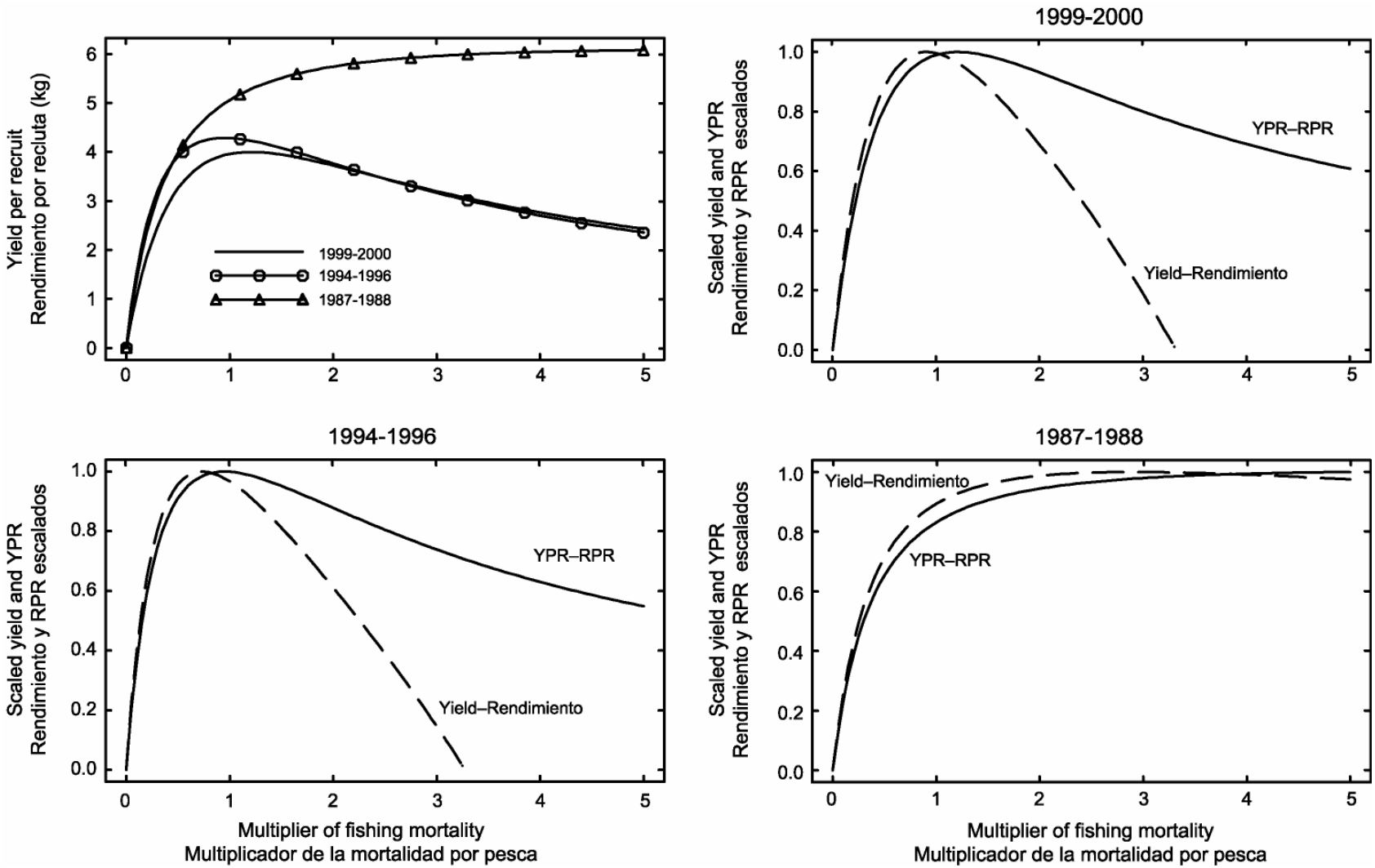

FIGURE 5.3. Estimates of the equilibrium yield per recruit (YPR) and yield that might be obtained with the average age-specific fishing mortality vectors from three different periods. The scaled estimates are scaled to the maximum yield per recruit (for YPR) and to the AMSY (for yield).

FIGURA 5.3. Estimaciones del rendimiento por recluta (RPR) de equilibrio y el rendimiento que se podría obtener con los vectores de mortalidad por pesca media por edad de tres períodos distintos. Las estimaciones escaladas están escaladas al rendimiento por recluta máximo (para el RPR) y al RPMS (para el rendimiento).

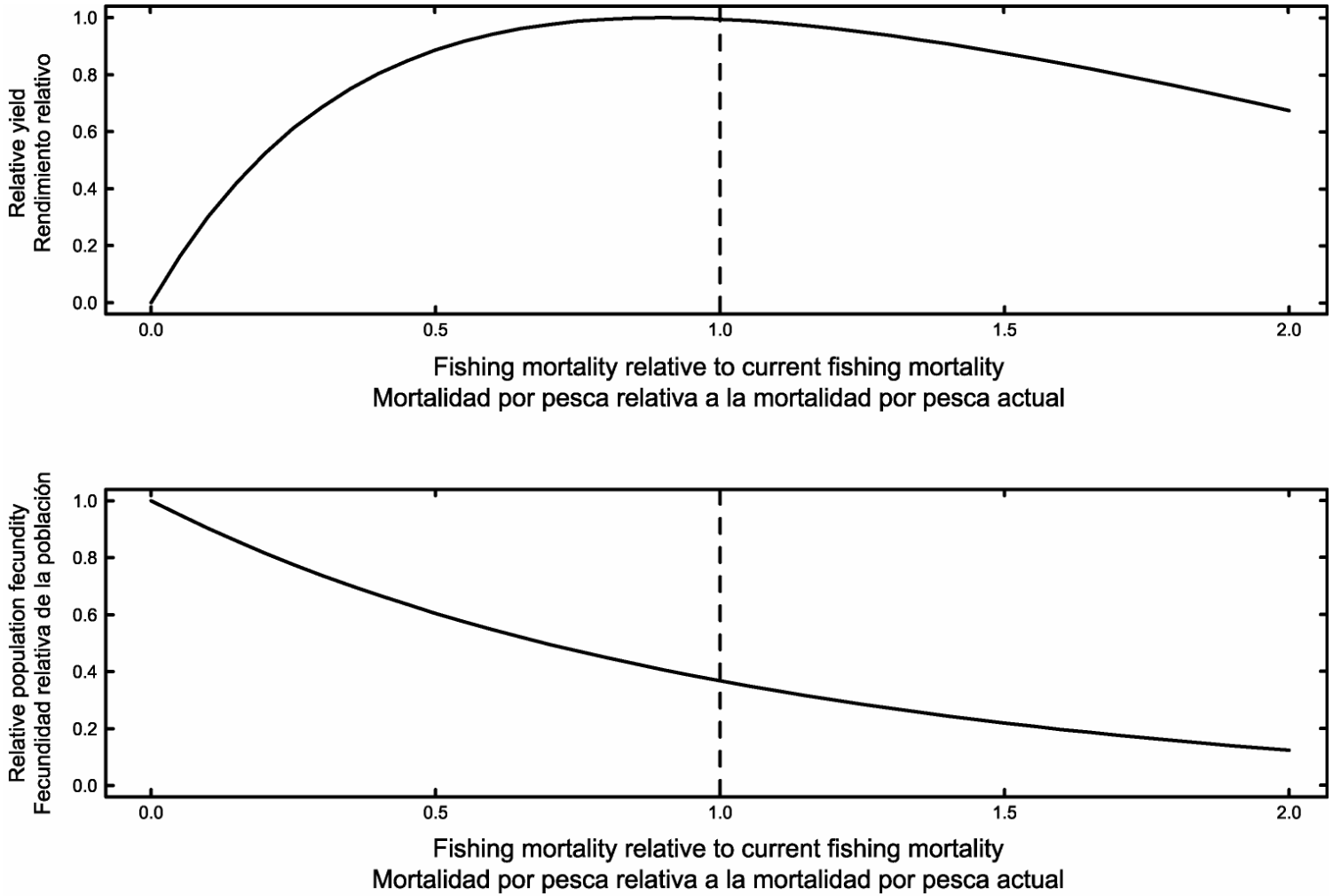

FIGURE 5.4. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA 5.4. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.

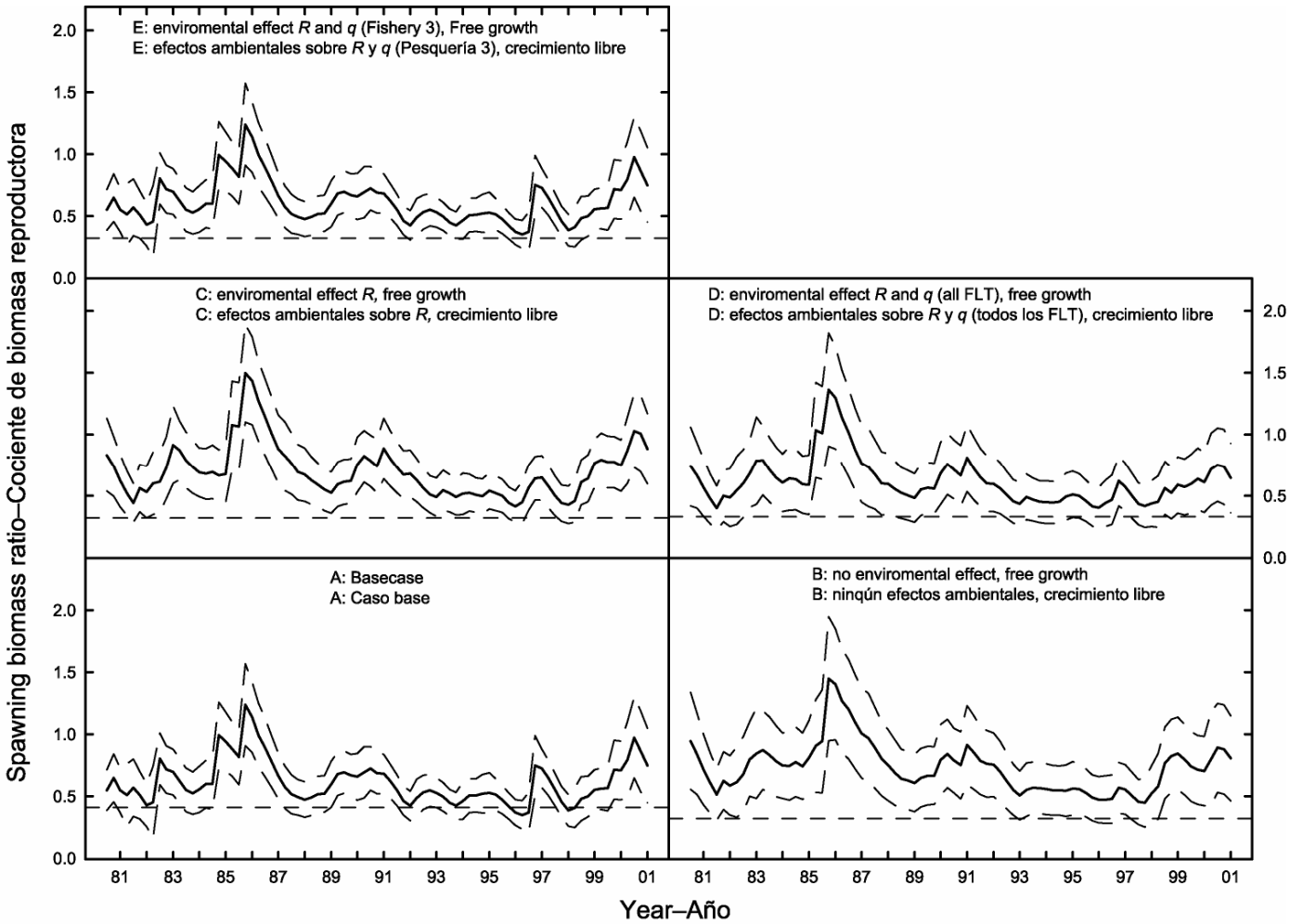

FIGURE 5.5. Sensitivity of the SBR to alternative parameterizations of the assessment model. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The abbreviated description in the title of each panel corresponds to one of the models listed in Section 4.2. The dashed horizontal line in each panel indicate the estimate of SBR_{AMSY} for each alternative. "FLT" = floating-object fishery.
FIGURA 5.5. Sensibilidad del SBR a parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La descripción abreviada en el título de cada recuadro corresponde a uno de los modelos en la Sección 4.2. La línea de trazos horizontal en cada recuadro indica la estimación de SBR_{RPMS} para cada alternativa. "FLT" = pesquería sobre objetos flotantes.

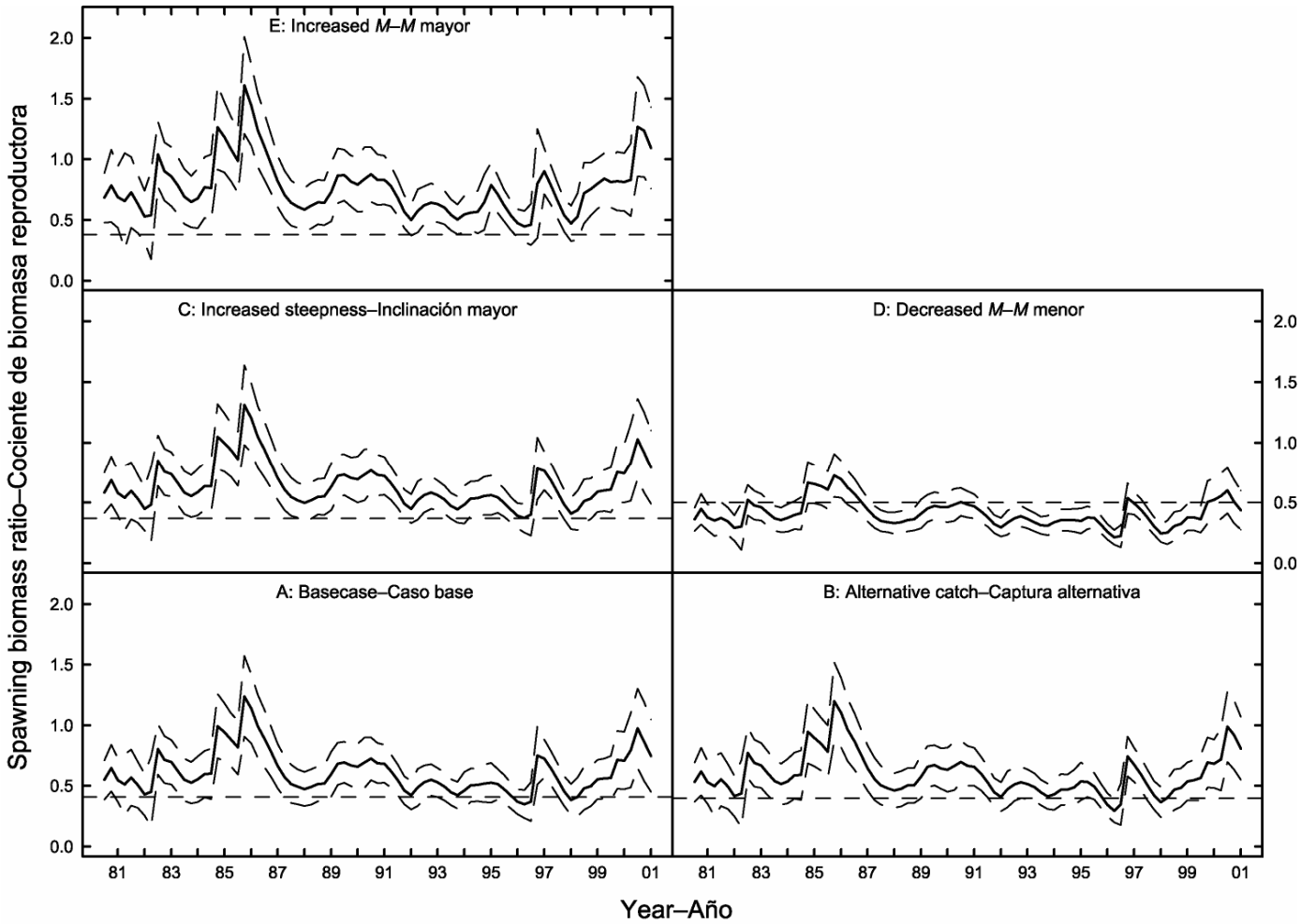

FIGURE 5.6. Sensitivity of the SBR to the use of alternative data in the basecase assessment. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (±2 standard errors) around those estimates. The abbreviated description in the title of each panel corresponds to one of the alternatives listed in Section 4.4. The dashed horizontal lines drawn in each panel indicate the estimate of SBR_{AMSY} for each alternative.

FIGURA 5.6. Sensibilidad del SBR al uso de datos alternativos en la evaluación del caso base. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (±2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La descripción abreviada en el título de cada recuadro corresponde a una de las alternativas en la Sección 4.4. La línea de trazos horizontal en cada recuadro indica la estimación de SBR_{RPMS} para cada alternativa.

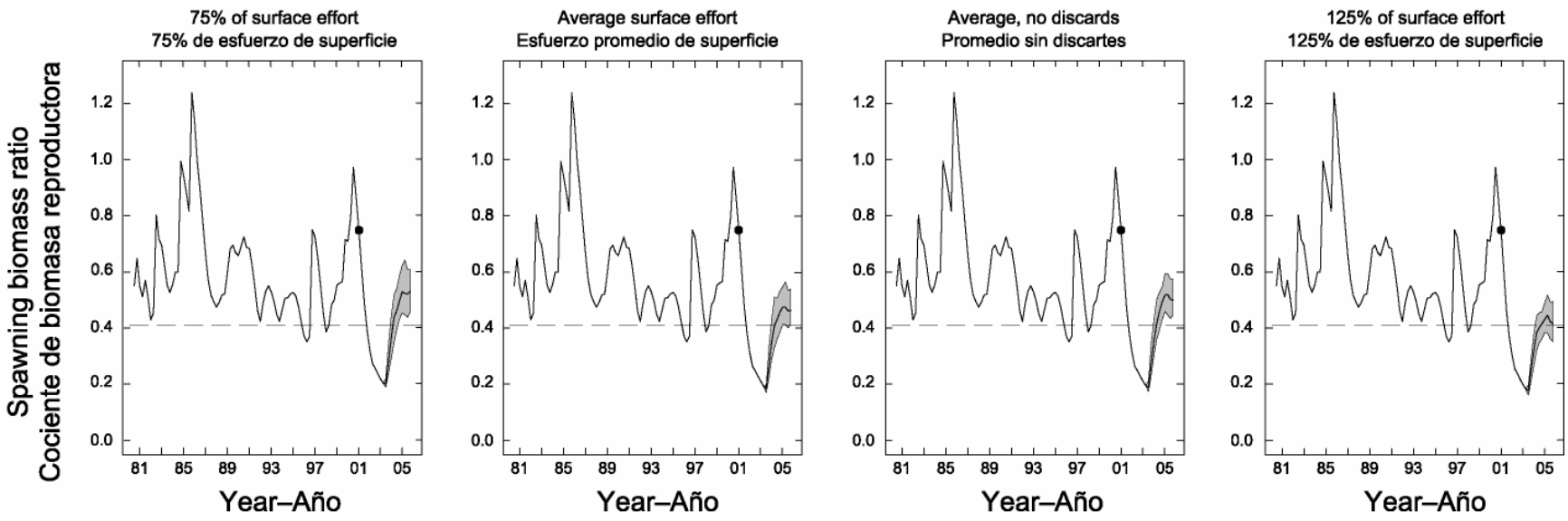

FIGURE 6.1. Simulated SBRs during 2001-2005 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the SBR_{AMSY} (0.41).

FIGURA 6.1. SBR simulados durante 2001-2005 para el atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el SBR_{RPMS} (0,41).

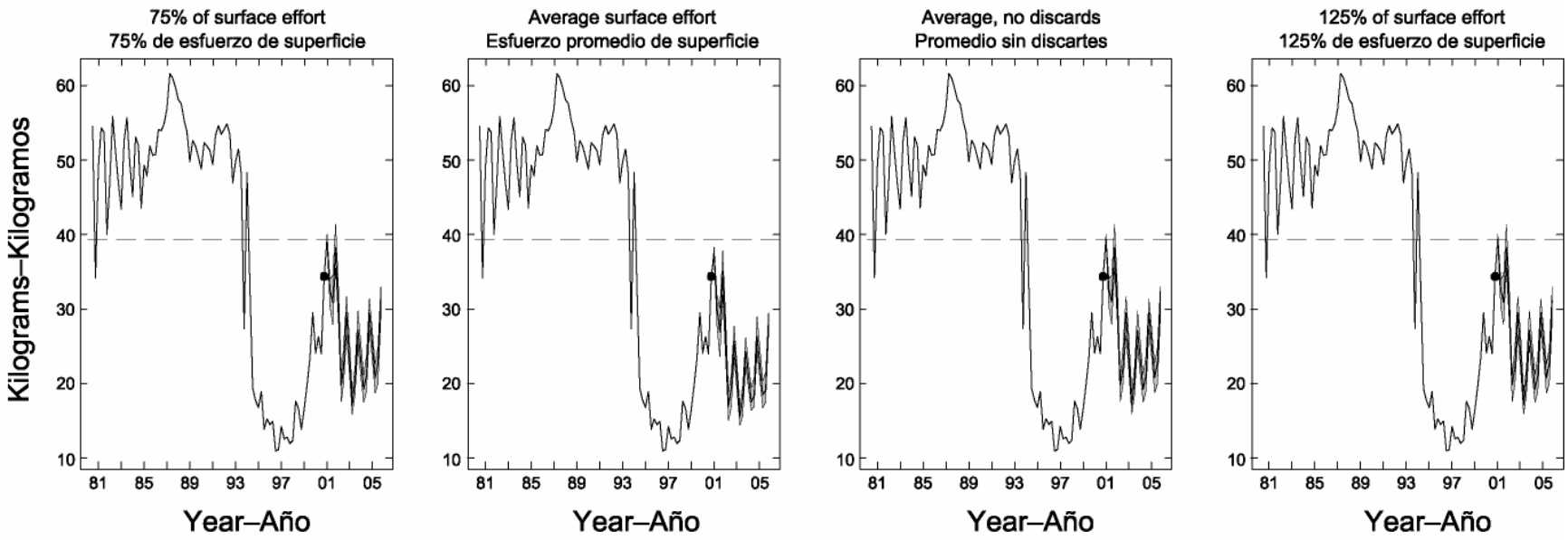

FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of bigeye tuna in the combined catch during 2001-2005. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated average weights are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. The dashed horizontal lines indicate the critical weight (39 kg).

FIGURA 6.2. Estimaciones simuladas del peso medio de atún patudo en la captura combinada durante 2001-2005. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas del peso medio simulado son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% del peso medio simulado. Las líneas de trazos horizontales señalan el peso crítico (39 kg).

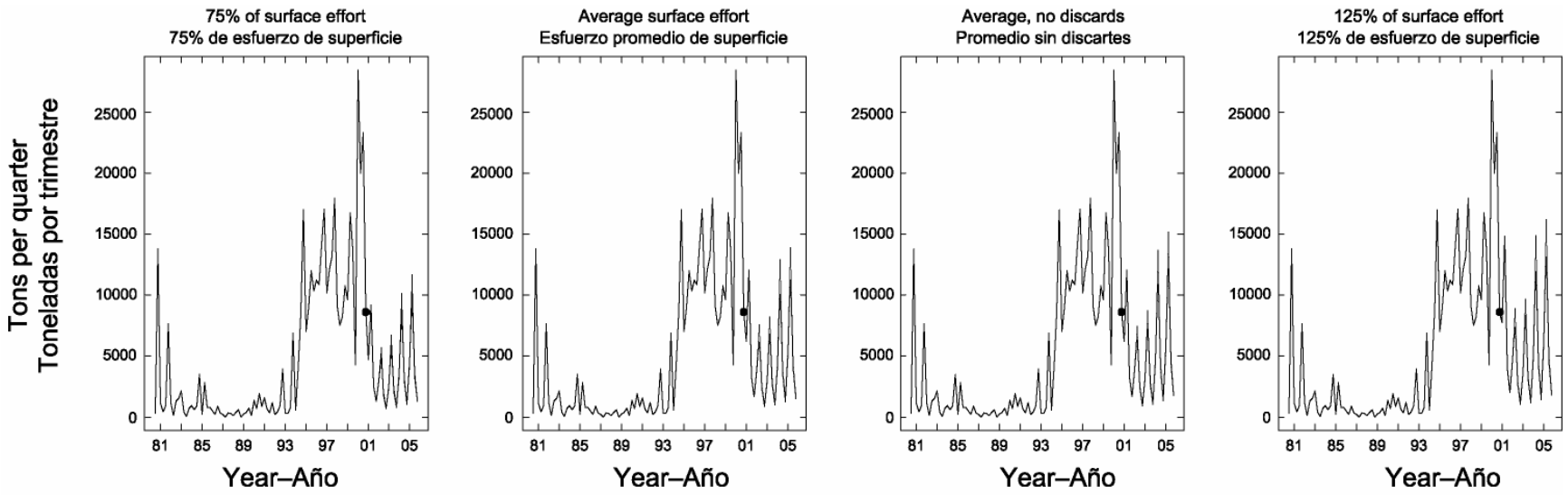

FIGURE 6.3. Simulated catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2001-2005. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2001-2005. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.

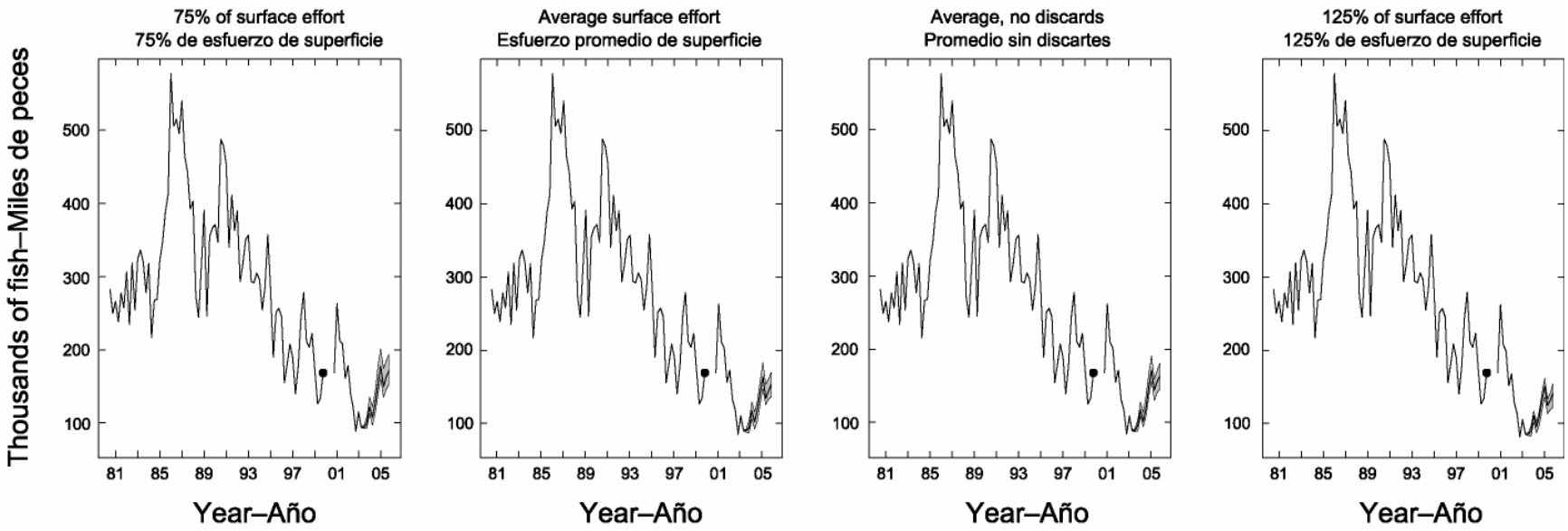

FIGURE 6.4. Simulated catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2001-2005. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2001-2005. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.

TABLE 2.1. Fishery definitions used for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; LL = palangre; FLT = lances sobre objeto flotante; UNA = lances sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery Pesquería	Gear Arte	Set type Tipo de lance	Years Año	Sampling areas Zonas de muestreo	Catch data Datos de captura
1	PS	FLT	1980-1992	1-13	landings only–descargas solamente
2	PS	FLT	1993-2000	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process–descargas + descartes de inefica-cias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-2000	7, 9	
4	PS	FLT	1993-2000	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-2000	1-4, 8, 10	
6	PS BB	UNA DOL	1980-1989	1-13	landings only–escargas solamente
7	PS BB	UNA DOL	1990-2000	1-13	landings + discards from inefficiencies in fishing process–descargas + descartes de inefica-cias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2000	N of–de 15°N	landings only–descargas solamente
9	LL		1980-2000	S of–de 15°N	
10	PS	FLT	1993-2000	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2–descartes de peces pe-queños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
11	PS	FLT	1993-2000	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3–descartes de peces pe-queños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
12	PS	FLT	1993-2000	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4–descartes de peces pe-queños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
13	PS	FLT	1993-2000	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5–descartes de peces pe-queños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5

TABLE 3.1. Age-specific proportions of female bigeye and fecundity indices used to define the spawning biomass. Females less than 3 years (12 quarters) old are assumed to be immature.
TABLA 3.1. Proporciones de patudo hembra por edad e índices de fecundidad usados para definir la biomasa reproductora. Se supone que las hembras de menos de 3 años (12 trimestres) de edad son inmaduras.

Age in quarters	Proportion female	Index of fecundity
Edad en trimestres	Proporción hembra	Indice de fecundidad
12	0.3934	153.22
13	0.3810	163.59
14	0.3635	172.36
15	0.3417	179.71
16	0.3165	185.84
17	0.2888	190.93
18	0.2596	195.14
19	0.2299	198.60
20	0.2006	201.45
21	0.1725	203.78
22	0.1463	205.69
23	0.1224	207.26
24	0.1012	208.53
25	0.0827	209.58
26	0.0668	210.43
27	0.0535	211.12
28	0.0425	211.69
29	0.0335	212.15
30	0.0262	212.52
31	0.0204	212.83
32	0.0158	213.08
33	0.0122	213.28
34	0.0093	213.44
35	0.0071	213.58
36	0.0054	213.69
37	0.0041	213.78
38	0.0031	213.85
39	0.0024	213.91
40	0.0018	213.95
41	0.0013	213.99

TABLE 4.1. Recent changes in the quarterly CPUEs achieved by the surface fisheries that currently take bigeye tuna from the EPO. The values indicate the percentage change in quarterly CPUEs from 1999 to 2000.
TABLA 4.1. Cambios recientes en las CPUE trimestrales de las pesquerías de superficie que actualmente capturan atún patudo en el OPO. Los valores indican el cambio porcentual en las CPUE trimestrales desde 1999 a 2000.

Quarter	Fishery 2	Fishery 3	Fishery 4	Fishery 5	Fishery 7
Trimestre	Pesquería 2	Pesquería 3	Pesquería 4	Pesquería 5	Pesquería 7
1	34%	579%	-49%	42%	-40%
2	-68%	23%	-22%	-65%	-3%
3	-22%	24%	-30%	74%	-70%
4	-46%	92%	-85%	-40%	636%

TABLE 4.2. Results used to select the "basecase" model from alternative parameterizations of the bigeye assessment. "Effect on *R*" and "Effect on *q*" indicate whether (and with which index) environmental effects were estimated for recruitment and catchability, respectively. Environmental effects on catchability were estimated for all fisheries that catch bigeye in association with floating objects (third row) and for the fishery around the Galapagos Islands only (fourth and fifth rows). "Growth model" indicates whether growth increments were estimated as free parameters or fixed at values predicted by the growth curve of Suda and Kume (1967). "ln(*L*)" is the total log-likelihood of the fit, and "p" is the number of parameters in the model. "Δ-AIC" and "Δ-BIC" are statistics that are used to select the most appropriate model – smaller values indicate more appropriate models (see Section 4.2 for details).

TABLA 4.2. Resultados usados para seleccionar el modelo de "caso base" de parametrizaciones alternativas de la evaluación de patudo. "Efecto sobre *R*" y "Efecto sobre *q*" indican si (y con cuál índice) se setimaron los efectos ambientales para el reclutamiento y la capturabilidad, respectivamente. Se estimaron los efectos ambientales sobre la capturabilidad para todas las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (tercera fila) y para la pesquería alrededor de las Islas Galápagos únicamente (filas cuarta y quinta). "Modelo de crecimiento" indica si se estimaron los incrementos de crecimiento como parámetros libres o fijados en valores predichos por la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967). "ln(*L*)" es el logaritmo de la verosimilitud total del ajuste, y "p" es el número de parámetros en el modelo. "Δ-AIC" y "Δ-BIC" son estadísticas usadas para seleccionar el modelo más apropiado – valores más bajos indican modelos más apropiados (ver Sección 4.2 para mayor detalle).

Effect on *R* Efecto sobre *R*	Effect on *q* Efecto sobre *q*	Growth model Modelo de crecimiento	ln(*L*)	p	Δ-AIC	Δ-BIC
None Ninguno	None Ninguno	Free increments Incrementos libres	227723	855		
Zonal-velocity anomaly Anomalía de velocidad zonal	None Ninguno	Free increments Incrementos libres	227734	856	-20.0	-11.0
Zonal-velocity anomaly Anomalía de velocidad zonal	Vertical-shear index (Fisheries 1-5) Indice de corte vertical (Pesquerías 1-5)	Free increments Incrementos libres	227765	861	-72.0	-17.8
Zonal-velocity anomaly Anomalía de velocidad zonal	Vertical-shear index (Fishery 3 only) Indice de corte vertical (sólo Pesquería 3)	Free increments Incrementos libres	227752	857	-54.0	-35.9
Zonal-velocity anomaly Anomalía de velocidad zonal	Vertical-shear index (Fishery 3 only) Indice de corte vertical (sólo Pesquería 3)	Fixed increments Incrementos fijos	227712	821	-46.0	-353.2

TABLE 4.3. Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass (metric tons) in the EPO.
TABLA 4.3. Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (miles de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al inicio del año), y biomasa de peces reproductores (toneladas métricas) en el OPO.

Year Año	Total recruitment Reclutamiento total	Biomass of age-1+ fish Biomasa de peces de edad 1+	Spawning biomass Biomasa de peces reproductores
1981	14,082	307,350	206,043
1982	24,949	308,028	161,136
1983	26,829	347,450	261,167
1984	10,875	404,043	208,338
1985	12,664	449,062	353,184
1986	18,399	431,629	426,945
1987	16,475	360,065	249,514
1988	16,484	316,814	178,092
1989	10,886	338,091	224,574
1990	13,749	333,190	246,957
1991	13,073	305,294	256,128
1992	16,482	270,570	158,871
1993	10,776	266,234	198,684
1994	32,715	261,539	173,995
1995	16,000	280,228	197,838
1996	27,840	276,818	138,878
1997	35,783	287,346	272,171
1998	25,087	300,410	144,880
1999	5,740	369,362	207,663
2000	6,040	376,268	266,196
2001		274,071	280,731

TABLE 4.4. Estimates of the average sizes of bigeye tuna. The ages are quarters after hatching.
TABLA 4.4. Estimaciones del tamaño medio del atún patudo. Edad en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	30.00	0.75	22	149.02	83.08
3	38.62	1.59	23	152.33	88.58
4	47.25	2.88	24	155.48	94.01
5	55.87	4.71	25	158.46	99.37
6	64.49	7.18	26	161.30	104.64
7	72.06	9.94	27	163.99	109.80
8	79.25	13.13	28	166.55	114.85
9	86.07	16.72	29	168.98	119.78
10	92.55	20.68	30	171.29	124.57
11	98.70	24.96	31	173.48	129.22
12	104.55	29.53	32	175.56	133.72
13	110.10	34.34	33	177.53	138.07
14	115.37	39.37	34	179.41	142.26
15	120.37	44.56	35	181.19	146.30
16	125.13	49.90	36	182.88	150.16
17	129.64	55.33	37	184.49	153.87
18	133.93	60.84	38	186.01	157.41
19	138.00	66.40	39	187.46	160.80
20	141.86	71.97	40	188.84	164.02
21	145.54	77.54	41	190.15	167.09

TABLE 5.1. Estimates of the AMSY, and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY, B_{AMSY}, and S_{AMSY} are in metric tons. Values in parentheses indicate the tonnage that would be discarded if small fish were removed from the catch during sorting. If sorting does not occur, the values in parentheses can be added to the upper values to obtain estimates of the AMSY. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY.

TABLA 5.1. Estimaciones del RPMS y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantienen su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5) y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan RPMS, B_{RPMS}, y S_{RPMS} en toneladas métricas. Los valores en paréntesis indican el tonelaje que se descartaría si se extrajeran los peces pequeños de la captura durante la clasificación. Si no se clasifica la captura, se suman los valores en paréntesis a los valores superiores para obtener estimaciones del RPMS. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que aumentar efectivamente el esfuerzo para lograr el RPMS.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\mathrm{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\mathrm{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{\mathrm{RPMS}}/B_{F=0}$	$S_{\mathrm{RPMS}}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
1	Not currently operating in the EPO–No opera actualmente en el OPO					
2	33,936	217,239	102,264	0.29	0.27	5.30
	(1,029)					
3	45,038	229,660	113,216	0.31	0.30	3.28
	(2,148)					
4	23,336	232,851	105,162	0.31	0.28	28.37
	(5,226)					
5	52,652	229,534	134,217	0.31	0.36	6.48
	(1,817)					
6	Not currently operating in the EPO–No opera actualmente en el OPO					
7	94,240	280,529	214,428	0.38	0.57	21.49
8	90,745	225,670	128,566	0.30	0.34	32.67
9	105,054	261,336	185,846	0.35	0.50	8.93

TABLE 5.2. Sensitivity of the AMSY, its associated quantities, and the SBR at the start of 2001 (SBR_{2001}) to alternative parameterizations of the bigeye assessment and to the use of alternative data in the base-case parameterization (first row). The abbreviated model descriptions correspond with the descriptions in Sections 4.2 and 4.4. Results from the October 2000 assessment are from Anonymous (2000); those from the June 2000 assessment are from Watters and Maunder (2001).

TABLA 5.2. Sensibilidad del RPMS, sus cantitades asociadas, y el SBR al principio de 2001 (SBR_{2001}) a parametrizaciones alternativas de la evaluación del patudo y al uso de datos alternativos en parametrización del caso base (primera fila). Las descripciones abreviadas de los modelos corresponden a las descripciones en las Secciones 4.2 y 4.4. Los resultados de la evaluación de octubre de 2000 provienen de Anónimo (2000); aquéllos de la evaluación de junio de 2000 de Watters y Maunder (2001).

Model description Descripción del modelo	AMSY RPMS	B_{AMSY} B_{RPMS}	S_{AMSY} S_{RPMS}	$B_{AMSY}/B_{F=0}$ $B_{RPMS}/B_{F=0}$	$S_{AMSY}/S_{F=0}$ $S_{RPMS}/S_{F=0}$	*F* multiplier Multiplicador de *F*	SBR_{2001} SBR_{2001}
"Base case": env. *r*; env. *q* (Fishery 3 only); fixed growth	64,727	246,366	153,121	0.33	0.41	0.90	0.75
"Caso base": *r* amb.;. *q* amb. (sólo Pesquería 3); crecimiento fijo	(1,315)						(0.45,1.05)
Sensitivity to alternative parameterizations—Sensibilidad a parametrizaciones alternativas							
No environmental effects; free growth	84,559	388,079	172,659	0.33	0.32	1.65	0.81
Sin efectos ambientales, crecimiento libre	(2,393)						(0.46, 1.15)
Environmental *r*; free growth	61,373	326,574	149,214	0.32	0.32	1.01	0.88
r ambiental;. crecimiento libre	(1,420)						(0.60, 1.17)
Environmental *r*; environmental *q* (all fisheries); free growth	60,646	271,988	126,953	0.33	0.33	0.98	0.64
r ambiental;. *q* ambiental (todas pesquerías); crecimiento libre	(1,342)						(0.36, 0.93)
Environmental *r*; environmental *q* (Fishery 3 only); free growth	60,430	307,791	148,222	0.32	0.32	0.95	0.76
r ambiental;. *q* ambiental (sólo Pesquería 3); crecimiento libre	(1,398)						(0.52, 0.99)
Sensitivity to alternative data using the "best" parameterization—Sensibilidad a datos alternativos usando la "mejor" parametrización							
Alternative catch	66,135	257,333	156,391	0.33	0.40	0.88	0.81
Captura alternativa	(1,284)						(0.55, 1.07)
Increased steepness	68,603	209,593	130,308	0.30	0.37	1.15	0.79
Inclinación mayor	(1,710)						(0.49, 1.10)
Decreased *M*	71,353	395,586	201,025	0.29	0.50	0.39	0.44
M menor	(602)						(0.28, 0.60)
Increased *M*	91,598	288,663	164,650	0.39	0.38	2.09	1.09
M mayor	(2,778)						(0.76, 1.43)
Previous assessments—Evaluaciones anteriores							
October 2000	80,207	253,484		0.30	0.36	1.90	
Octubre 2000	(2,381)						
June 2000	68,604	254,908		0.31	0.38	1.64	
Junio 2000	(4,573)						

TABLE 6.1. Summary of the outcomes from 101 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. "Quantiles" identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.
TABLA 6.1. Resumen de los resultados de 101 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los "cuantiles" identifican los niveles en los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos inferiores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% es igual a la mediana.

Quantile	75% surface effort	Average surface effort	Average surface effort, no discards	125% surface effort
Cuantil	75% del esfuerzo de superficie	Esfuerzo de superficie medio	Esfuerzo de superficie medio, sin descartes	125% del esfuerzo de superficie
SBR for fourth quarter of 2005–SBR para el cuarto trimestre de 2005				
20%	0.46	0.41	0.45	0.35
50%	0.53	0.46	0.50	0.42
80%	0.61	0.54	0.57	0.49
Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2005– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante 2005				
20%	20.7	18.2	25.0	16.2
50%	24.3	21.2	30.3	19.3
80%	29.1	26.4	34.8	23.2
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2005– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2005				
20%	1,548	1,896	2,036	2,151
50%	3,836	4,696	4,931	5,401
80%	9,381	11,238	12,123	13,078
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2005– Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2005				
20%	146	130	141	120
50%	166	149	159	135
80%	189	172	180	154

APPENDIX: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASECASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the basecase assessment of bigeye tuna in the EPO. These results are annual summaries of the age-specific estimates of abundance and total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún patudo en el OPO: resúmenes anuales de las estimaciones por edad de la abundancia y las tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

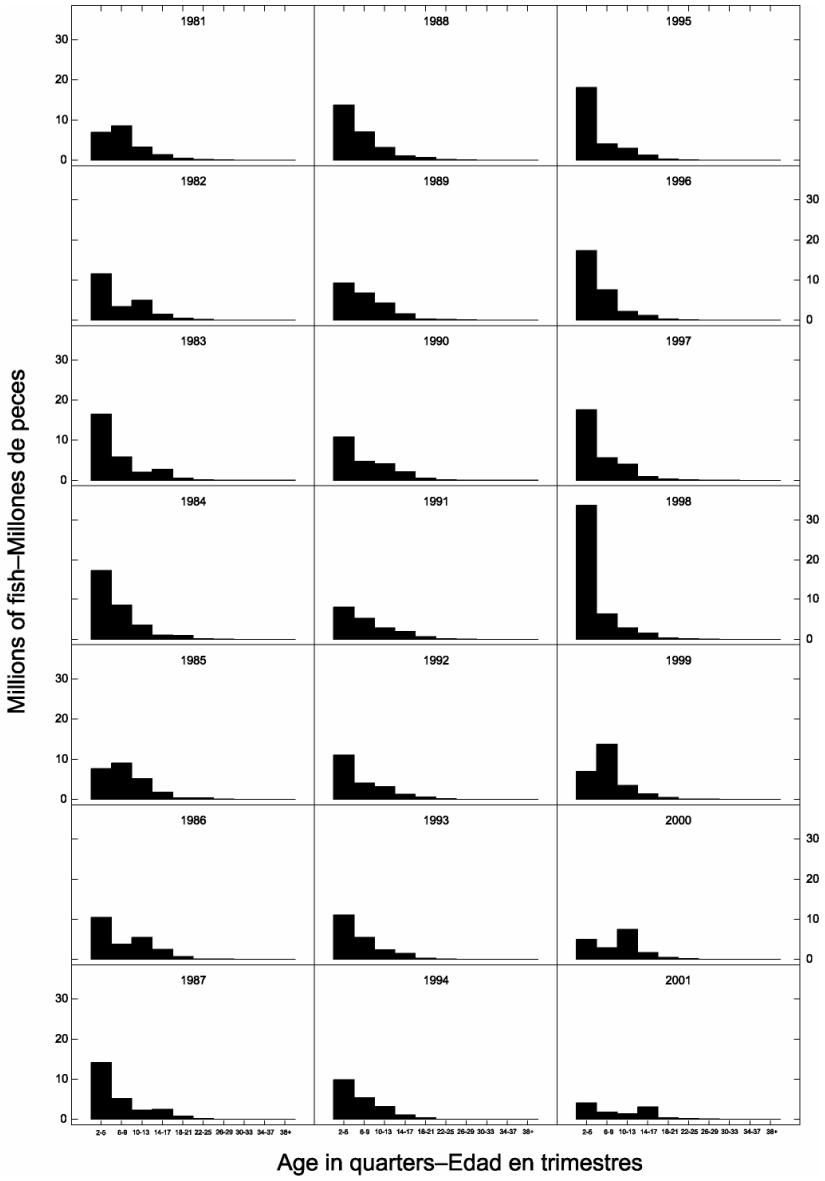

FIGURE A.1. Numbers of bigeye tuna present in the EPO on 1 January of each year.
FIGURA A.1. Número de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

TABLE A.1. Average annual fishing mortality rates on bigeye tuna in the EPO.
TABLA A.1. Tasas anuales medias de mortalidad por pesca para el atún patudo en el OPO.

Year	Age (quarters)– Edad (trimestres)									
Año	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26-29	30-33	34-37	38-41
1981	0.0118	0.0245	0.2268	0.4361	0.4855	0.4727	0.4727	0.4728	0.4729	0.4729
1982	0.0050	0.0155	0.1227	0.4707	0.5157	0.4924	0.4924	0.4926	0.4927	0.4927
1983	0.0061	0.0151	0.1758	0.4164	0.5116	0.4969	0.4965	0.4964	0.4964	0.4964
1984	0.0066	0.0286	0.1611	0.3914	0.4328	0.3961	0.3959	0.3960	0.3961	0.3961
1985	0.0038	0.0216	0.1981	0.3838	0.4356	0.4275	0.4276	0.4278	0.4279	0.4279
1986	0.0027	0.0144	0.2426	0.5165	0.5586	0.5447	0.5445	0.5446	0.5446	0.5446
1987	0.0014	0.0144	0.2142	0.6471	0.6899	0.6780	0.6783	0.6787	0.6789	0.6789
1988	0.0015	0.0128	0.1805	0.5447	0.6410	0.6275	0.6264	0.6258	0.6256	0.6255
1989	0.0023	0.0131	0.1828	0.5127	0.5821	0.5540	0.5537	0.5537	0.5537	0.5537
1990	0.0050	0.0210	0.2162	0.5975	0.6708	0.6482	0.6495	0.6502	0.6504	0.6506
1991	0.0048	0.0126	0.2547	0.6161	0.7270	0.6953	0.6947	0.6947	0.6947	0.6947
1992	0.0060	0.0244	0.1992	0.7372	0.7525	0.7228	0.7220	0.7218	0.7217	0.7217
1993	0.0273	0.0308	0.2634	0.6419	0.7300	0.7093	0.7083	0.7080	0.7079	0.7079
1994	0.1367	0.1162	0.3588	0.6893	0.7217	0.6841	0.6839	0.6839	0.6840	0.6840
1995	0.2268	0.1059	0.3397	0.6647	0.6568	0.5763	0.5755	0.5754	0.5754	0.5754
1996	0.3675	0.1790	0.3686	0.7009	0.5892	0.5274	0.5262	0.5255	0.5253	0.5252
1997	0.2937	0.1805	0.3871	0.4483	0.3812	0.3572	0.3570	0.3571	0.3571	0.3571
1998	0.1787	0.1151	0.2123	0.6078	0.5705	0.5133	0.5123	0.5120	0.5118	0.5118
1999	0.2367	0.1192	0.2360	0.4718	0.3097	0.2462	0.2449	0.2446	0.2444	0.2444
2000	0.3203	0.2337	0.3892	0.6931	0.4008	0.2919	0.2914	0.2911	0.2910	0.2910

CONDICION DEL ATUN PATUDO EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Mark N. Maunder y George M. Watters

INDICE

1. Resumen ejecutivo 218
2. Datos 220
3. Supuestos y parámetros 224
4. Evaluación del stock 226
5. Condición del stock 235
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras 241
   Referencias 246
   Figuras 174
   Tablas 208
   Anexo: Resultados adicionales de la evaluación del caso base 216

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental. Se usa A-SCALA, un análisis con estructura de edades y captura a talla, para realizar esta evaluación. Se realizaron también dos evaluaciones previas del patudo en el OPO usando el método A-SCALA. Se hicieron dos modificaciones importantes del método A-SCALA usado en la presente evaluación. Se reparametrizó el modelo de crecimiento, y se incluyó una relación stock-reclutamiento en el modelo de evaluación. Se incluyeron también en la evaluación datos nuevos y actualizados de captura, esfuerzo, y ambientales datos.

Han ocurrido cambios importantes en el nivel de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 20 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 20 trimestres de edad ha disminuido durante el mismo período. El aumento en la mortalidad por pesca media de peces pequeños puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación del caso base sugiere que (1) el uso de dispositivos agregadores de peces ha incrementado la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes hasta un 750%, y (2) que el patudo es más capturable (hasta un 780%) cuando se encuentra asociado con objetos flotantes en zonas de altura.

El reclutamiento del atún patudo a las pesquerías en el OPO es variable, y actualmente no es posible identificar los mecanismos que explican la variación en el reclutamiento. No obstante, la abundancia del atún patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar relacionado con las anomalías de velocidad zonal a 240 m durante el período en que se supone que fueron criados estos peces. En el rango de biomasas reproductoras estimado por la evaluación del caso base, la abundancia de reclutas de patudo parece no estar relacionado del potencial de desove de hembras adultas en el momento de cría. No obstante, se incluye una relación stock-reclutamiento en la evaluación del caso base.

Las estimaciones de reclutamiento tienen dos características importantes. En primer lugar, durante el segundo trimestre de 1982, 1983, 1994, y 1997, y durante el primer trimestre de 1998 fueron reclutados a las pesquerías en el OPO cohortes extremadamente grandes de patudo. Se estima que todos estos reclutamientos fueron más de dos veces el reclutamiento virgen estimado (el reclutamiento medio producido por una población no explotada). En segundo lugar, nueve de las diez estimaciones de reclutamiento más bajas han ocurrido desde principios de 1999, y los límites superiores de confianza de todas las estimaciones de reclutamiento desde el primer trimestre de 1999 están por debajo del reclutamiento virgen. Esto secuencia extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una serie de

ce a series de años en los que el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR) estará por debajo del nivel que se esperaría ocurrir si el stock estuviese produciendo el rendimiento máximo sostenible promedio (RPMS). Existe, sin embargo, una incertidumbre considerable en los niveles estimados de reclutamiento para el atún patudo en el OPO.

La biomasa de patudo de 1+ años de edad aumentó durante 1981-1984 y alcanzó su punto máximo de unas 450.000 toneladas en 1985. Tras alcanzar este pico, la biomasa de peces de edad 1+ disminuyó a un punto bajo histórico de unas 260.000 toneladas en 1994. Durante 1994-1999 la biomasa de este grupo de edad aumentó (a unas 380.000 toneladas), pero disminuyó durante 2000, alcanzando unas 270.000 toneladas al principio de 2001. La biomasa reproductora sigue generalmente una tendencia similar a aquélla de la biomasa de peces de 1+ años de edad, pero existen diferencias en el momento en que ocurren las estimaciones más altas y más bajas. El nivel más alto de biomasa reproductora ocurrió al principio del tercer trimestre de 1985, y su nivel más bajo ocurrió al principio del segundo trimestre de 1996. Se estima que la biomasa reproductora al principio de enero de 2001 fue un 22% mayor que la biomasa reproductora media durante el período de julio de 1980 a enero de 2001. Existe incertidumbre en las biomasas estimadas del patudo de 1+ años de edad y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO.

Al principio de enero de 2001, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estuvo en un nivel elevado. En ese momento el SBR fue aproximadamente 0,75, con límites de confianza superior e inferior (±2 errores estándar) de aproximadamente 0,45 y 1,05. La estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,41), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2000, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que el nivel que se podría esperar si el stock produjese el RPMS. La biomasa reproductora parece haber estado por encima de este nivel durante la mayor parte del período de julio de 1980 a enero de 2001. No obstante, las proyecciones estocásticas indican que es probable que el SBR alcance un nivel históricamente bajo en los tres años próximos y que disminuya por debajo del nivel que se esperaría si la población estuviese produciendo el RPMS. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones proyectados del SBR son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas 1999 y 2000. Es posible que el SBR proyectado aumente durante 2003-2005, pero cuándo y a qué paso ocurre dependería de niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

El peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas fue cercano al peso crítico (unos 39 kg) durante el último trimestre de 2000, lo cual sugiere que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad es satisfactorio del punto de vista del rendimiento por recluta. No obstante, cabe destacar que las pesquerías sobre objetos flotantes son capaces de capturar patudo pequeño, y, por lo tanto, cuando se reclutan cohortes grandes a estas pesquerías, es probable que el peso medio de la captura sea sustancialmente inferior al peso crítico.

La distribución del esfuerzo entre los métodos de pesca afecta tanto el rendimiento por recluta de equilibrio como el rendimiento de equilibrio. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menor que cuando predomina la captura palangrera. Además, si predomina la captura palangrera, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano) sobre un amplio rango de multiplicadores de mortalidad por pesca (F). Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, un rango más estrecho de multiplicadores de F proporciona un rendimiento por recluta cercano al máximo. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, y existe una relación stock-reclutamiento, la población no puede sostener niveles de F extremadamente altos. Por contraste, cuando predominan las capturas palangreras, la población puede sostener niveles de F sustancialmente mayores. Estas conclusiones son válidas solamente si se mantiene el patrón de selectividad por edad de cada pesquería.

Al principio de enero de 2001, la biomasa de atún patudo en el OPO parece haber sido un 11% mayor que el nivel que se esperaría produciría el RPMS. Sin embargo, se estima que las capturas recientes fueron más del 89% superiores al RPMS nivel (64.727 toneladas). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produce el RPMS es aproximadamente el 90% del nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 90% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en menos de un 1%, pero incrementaría el potencial de desove del stock en un 11%. Es posible que la captura de patudo por la flota de superficie sea determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. De ser éste el caso, las capturas de patudo de la flota de superficie disminuirán probablemente cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías de superficie. Se podría incrementar al máximo el RPMS de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N.

Un análisis de sensibilidad respalda la opinión que, al principio de 2001, la biomasa reproductora estaba por encima del nivel que estaría presente si el stock estuviese produciendo el RPMS. Sin embargo, el análisis confirma también que existe incertidumbre en la estimación del RPMS y el nivel de mortalidad por pesca necesarios para lograr este rendimiento. Estos dos valores, además de las estimaciones de reclutamiento y biomasa, son sensibles a la parametrización del modelo de evaluación y a los datos que se incluyen en la evaluación.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de la flota de superficie primaria, y la captura total de la flota palangrera. Se predice que aumentar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reducirá el SBR, reducirá el peso medio del pescado en la captura combinada, aumentará la captura total de la flota de superficie, y reducirá la captura total de la flota palangrera. Se predice que reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente producirá los efectos contrarios.

Se predice que evitar los descartes de atún patudo pequeño en las capturas sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) aumentará el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Por lo tanto, cualquier medida que reduzca de forma efectiva la mortalidad de patudo de entre unas 2 y 5 trimestres de edad podría ayudar a la Comisión a lograr varios objetivos de ordenación.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de julio de 1980 a diciembre de 2000 para llevar a cabo la evaluación del stock de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el OPO. Los datos de 1999, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT el 27 de marzo de 2001. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen trece pesquerías para la evaluación del stock de patudo. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, carnada, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), período de tiempo, y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de patudo; estas definiciones fueron usadas en dos evaluaciones previas del patudo en el OPO (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001). En la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) (Pesquería 1), sobre dispositivos agregadores de peces (DAP, o plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre

una mezcla de los dos (Pesquerías 4 y 12). Se supone que es apropiado agrupar los datos de capturas de barcos de carnada, y de buques cerqueros que pescan sobre delfines y cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Los dos primeros métodos capturan relativamente poco patudo, y en los datos de las Pesquerías 6 y 7 predomina información sobre capturas de cardúmenes de patudo no asociados. En vista de este último, en este informe se denominarán las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados.

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de las pesquerías en la Tabla 2.1.

En evaluaciones anteriores (por ejemplo Maunder y Watters 2001, Watters y Maunder 2001), el personal de la CIAT definió, para los propósitos de la evaluación de stocks, tres tipos de datos de captura: descargas, descartes, y captura. Se aplican estas definiciones en este informe.

Se usan los tres tipos de datos de captura para evaluar el stock de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1 y 8-9 son simplemente descargas (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 10-13 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.2).

Se incorporaron en la presente evaluación datos nuevos y actualizados de captura y esfuerzo para las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13). Se actualizan los datos de 1998, 1999, y los dos primeros trimestres de 2000 (con respecto a aquéllos presentados por Anónimo (2000) y Watters y Maunder (2001) en evaluaciones previas del patudo del OPO). Los datos del segundo semestre de 2000 son nuevos. Se usaron dos métodos para estimar las descargas de patudo de la pesquería de superficie durante 2000. Con el primer método, se tratan las descargas de atún patudo, aleta amarilla (*Thunnus albacares*), y barrilete (*Katsuwonus pelamis*) atún como problemas de muestreo separados. Se usó este método en evaluaciones previas (por ejemplo, Anónimo 2000 y Watters y Maunder 2001). Con el segundo método, se separan las descargas combinadas de las tres especies en muestras de composición por especie. Tomlinson (en preparación) describe este nuevo método de estimación. Para la presente evaluación, se usó el primer método de estimar las descargas para realizar una evaluación "de caso base". Se usó el segundo método de estimar las descargas como análisis de sensibilidad (ver Sección 4.4). Se estiman las descargas de patudo de las pesquerías de superficie durante 2000 en unas 75.400 toneladas en la evaluación del caso base y unas 84.200 toneladas en el análisis de sensibilidad. Se estima la cantidad de esfuerzo ejercido por las pesquerías de superficie a partir de los datos de descarga, y, por lo tanto, las estimaciones nuevas y actualizadas de las descargas de las pesquerías de superficie proporcionan estimaciones nuevas y actualizadas del esfuerzo de pesca. Watters y Maunder (2001) presentan una breve descripción del método usado para estimar el esfuerzo de pesca de superficie.

Se incorporaron también en la presente evaluación datos nuevos y actualizados de captura y esfuerzo para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9). Se obtuvieron datos de captura nuevos de Corea (1994-1997), Estados Unidos (1991-1999), Japón (1999), y Polinesia Francesa (1999). Los nuevos datos de captura de Corea fueron convertidos de capturas en peso a capturas en número suponiendo que el peso medio de los peces en las capturas coreanas fue igual que el de las capturas japonesas (sobre una base anual). Se obtuvieron las estimaciones del peso medio del patudo en las capturas japonesas durante 1994-1997 de Okamoto y Bayliff (en preparación). Se estimaron las capturas coreanas y taiwanesas durante 1998 y 1999 suponiendo que los cocientes trimestrales de las capturas de Japón a las de Corea y Taiwan fueron iguales a los de 1997. Al igual que en las dos evaluaciones previas del patudo del OPO (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001), se estimó la cantidad de esfuerzo palangrero dividiendo las estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales. Se obtuvieron las estimaciones de la CPUE estandarizada con árboles de regresión (Watters y Deriso 2000).

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo del OPO durante cada trimestre entre julio de 1980 y diciembre de 2000. Hubo una variación sustancial anual y trimestral en las capturas de patudo de todas las pesquerías faenando en el OPO (Figura 2.2). Antes de 1996, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota palangrera (Figura 2.2). Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de julio de 1980, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

Para esta evaluación se dispone de datos palangreros japoneses hasta 1999 inclusive. En las dos evaluaciones previas (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001), se dispuso de estos datos hasta 1998 solamente. Se supone que el esfuerzo palangrero total ejercido en 2000 es igual al esfuerzo ejercido en 1999. Por lo tanto, en la evaluación, la captura palangrera estimada en 2000 es una función del esfuerzo de pesca en 1999, la abundancia estimada en 2000, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

Se estima que las capturas de las Pesquerías 2, 3, 5, 7, 8, y 9 durante 2000 fueron mayores que durante 1999. Como porcentajes de las capturas de 1999, estos aumentos fueron de un 132%, 129%, 8%, 57%, 27%, y 54%, respectivamente. La Pesquería 4 fue la única para la cual se estimó una captura menor en 2000 que en 1999. La captura de la Pesquería 4 disminuyó en un 17%.

Aunque los datos de captura presentados en la Figura 2.2 están expresados en peso, se usan las capturas en número de peces para tomar en cuenta la pesca palangrera de patudo en la evaluación del stock.

2.2.2. Esfuerzo

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 13 pesquerías definidas para la evaluación de stock de patudo en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) en días de pesca, y aquél de palangreros (Pesquerías 8 y 9) en anzuelos estandarizados.

Ha tenido lugar una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por todas las pesquerías que capturan patudo del OPO. No obstante, hubo dos tendencias importantes en el esfuerzo de pesca. En primer lugar, desde aproximadamente 1993, ha ocurrido un aumento sustancial en el número de días de pesca dirigidos hacia atunes asociados con objetos flotantes. En segundo lugar, la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en el OPO, dirigido principalmente hacia el patudo, ha disminuido sustancialmente desde aproximadamente 1991.

Con respecto a 1999, la cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 2-4 aumentó durante 2000. Como porcentajes del esfuerzo ejercido en 1999, estos aumentos fueron de un 185%, 32%, y 70%, respectivamente. La cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 5 (-14%) y 7 (-2%) disminuyó de 1999 a 2000. Estos resultados indican que la pesquería sobre objetos flotantes en la zona de altamar del sur (Pesquería 2) fue la que más creció durante 2000. Nótese, sin embargo, que la expansión espacial y contracción de esfuerzo en las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes varía mucho entre años (Watters 1999).

Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 10-13 es igual a aquél en las Pesquerías 2-5 (Figura 2.3) porque las capturas en las Pesquerías 10-13 se derivan de las capturas en las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.3).

Tal como se señala en la Sección 2.2.1, las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 2000. Se supuso por lo tanto que la cantidad de esfuerzo palangrero total ejercido durante cada trimestre de 2000 fue igual al esfuerzo del trimestre correspondiente de 1999.

Las grandes variaciones entre trimestres en el esfuerzo de pesca ilustradas en la Figura 2.3 resultan parcialmente de la definición de las pesquerías para la evaluación de stocks. Los buques pesqueros suelen pescar en distintas zonas en distintas épocas del año y, si estas zonas están muy separadas, esto puede incrementar la variabilidad del esfuerzo de pesca en una pesquería en particular.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de stocks, se supone que los buques cerqueros descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (presentado). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas de los buques cerqueros (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que dichas pesquerías no tenían descartes. Para las pesquerías de superficie que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/descargas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (ver Figura 4.5). Watters y Maunder (2001) presentan una breve justificación por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se calculan estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque esta clasificación en infrecuente en las demás pesquerías cerqueras.

Se supone que no se descarta patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En dos evaluaciones previas (Anónimo 2000 y Watters y Maunder 2001) se describió la composición por tamaño media de las capturas de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes captura típicamente patudo pequeño- (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figura 4.2, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 4.2, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño en las capturas de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figura 4.2, Pesquerías 2-5).

Antes de 1990, este método de pesca capturaba principalmente patudo mediano (Figura 4.2, Pesquería 6), pero desde esa fecha ha capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 4.2, Pesquería 7). Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona al norte de 15°N, los palangreros capturan principalmente patudo mediano y composición por tamaño media muestra dos picos notorios (Figura 4.2, Pesquería 8); en la zona sur, capturan principalmente patudo grande (Figura 4.2, Pesquería 9).

Durante cualquier trimestre dado, los datos de composición por tamaño recabados de una pesquería no serán necesariamente similares a las condiciones promedio ilustradas en la Figura 4.2. Los datos presentados en las Figuras 4.3a y b ilustran este punto. Las composiciones por tamaño más recientes (2000) de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes contienen más patudo mediano que la captura promedio de estas pesquerías (compárense las Figuras 4.3a y 4.2 para las Pesquerías 2-5). Los datos de composición por tamaño para la Pesquería 8 (1999) parecen contener tres picos, mientras que la composición por tamaños para esta pesquería contiene solamente dos (compárense las Figuras 4.3b y 4.2).

3. SUPUESTOS Y PARAMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

La manera en la que se modela el crecimiento en el método A-SCALA fue modificada recientemente (Maunder y Watters, presentado). En las dos evaluaciones previas del patudo (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001), se consideró que el crecimiento ocurre en dos fases (una en la que se supuso que el crecimiento no sigue una forma funcional particular y otra en la que se supuso que sigue una curva de von Bertalanffy). Se parametriza el modelo de crecimiento modificado para que sea más flexible. Se estructura el modelo modificado para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Se pueden constreñir estos incrementos de crecimiento para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizá de la literatura) o fijados para permitir tratar la curva de crecimiento como algo conocido con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres, se constriñen para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monotónicamente. Se diseña el modelo modificado de tal forma que se necesita especificar el tamaño y la edad a las cuales se reclutan inicialmente los peces a la pesquería. Para la presente evaluación, se supone que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) a una talla de 30 cm y una edad de dos trimestres.

El método A-SCALA está estructurado para que sea posible comparar el desempeño estadístico de los distintos supuestos sobre el crecimiento. Se realizó este tipo de comparación en la presente evaluación de patudo del OPO (Sección 4.2). Se comparó una evaluación en la cual se fijaron los incrementos de crecimiento y iguales a los de la curva de crecimiento de von Bertalanffy estimada por Suda y Kume (1967) con una evaluación en la cual se estimaron los incrementos de crecimiento como parámetros libres. En la primera evaluación, se generaron los incrementos de crecimiento fijos de una curva de von Bertalanffy con L_∞ = 214,8 cm, k = 0,2066, la talla de reclutamiento a las pesquerías de descarte = 30 cm, y la edad de reclutamiento = 2 trimestres.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación del stock:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Cabe destacar que este supuesto es diferente a uno hecho en evaluaciones previas del patudo del OPO (por ejemplo, Anónimo, 1999), en las que se supuso que los patudos eran reclutados a la pesquería solamente dos veces al año. Es posible que el reclutamiento ocurra más de dos veces al año porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967).

La manera en la que se modela el reclutamiento en el método A-SCALA fue modificada recientemente (Maunder y Watters, presentado). En las dos evaluaciones previas del patudo, no se hicieron supuestos acerca de la relación entre la biomasa adulta (o abundancia) y el reclutamiento (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001). Se ha modificado ahora el método A-SCALA para permitir especificar una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt. Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación, y la estructura inicial por edad de la población. La inclinación controla la velocidad con la cual disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce la biomasa reproductora al 20% de su nivel no explotado. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la bioma-

sa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación porque la biomasa reproductora puede no haber disminuido a menos del 20% de su nivel no explotado y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que causan que el reclutamiento sea altamente variable. Por lo tanto, para estimar la inclinación es a menudo necesario especificar la distribución estadística de este parámetro (se denomina esto especificar una distribución previa.)

Para la presente evaluación, se supone que la inclinación proviene de una de dos distribuciones previas. La primera especifica que la inclinación debería ser muy cercana a 0,75 independientemente de si hay información en los datos de composición de tamaños y de captura que sugiera que otro valor sea más apropiado. Se especifica esta distribución previa como distribución beta con un valor esperado de 0,75 y un coeficiente de variación de 0,05. La segunda distribución previa especifica que la inclinación puede tener una amplia gama de valores posibles, pero, si no hay información en los datos, lo más probable es que sea cercano a 0,96. Se especifica esta distribución previa como distribución beta con un valor esperado de 0,75 y un coeficiente de variación de 0,25. Se usó la primera distribución previa en la evaluación del caso base porque se supuso que reducciones en la biomasa reproductora deberían, a la larga, reducir el nivel de reclutamiento medio (e decir, la inclinación no debería ser cercana a 1,0). Se usó la segunda distribución previa en un análisis de sensibilidad (Sección 4.4).

Además de los supuestos requeridos para la relación stock-reclutamiento, se supone también que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel promedio más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, estos reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Las modificaciones de los modelos de crecimiento y reclutamiento antes mencionadas requieren que se defina de nuevo la biomasa reproductora. En las dos evaluaciones previas (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001), se definieron los reproductores como patudos hembra de al menos 3 años de edad, y se consideró que la biomasa total de estas hembras era la biomasa reproductora. En la presente evaluación, se sigue definiendo los reproductores como hembras de 3+ años de edad, pero se usa un calendario de fecundidad por edad para proporcionar un índice de potencial reproductor. Se supone que el índice de fecundidad a edad es igual al peso medio a edad estimado mediante la inserción de las tallas medias de la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967) en la relación peso-talla de Nakamura y Uchiyama (1966) (ver Sección 3.1.1). En la Tabla 3.1 se presentan las proporciones por edad de patudos hembra y los índices de fecundidad usados en la presente evaluación.

3.1.3. Desplazamientos

La presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que las tasas de desplazamiento del patudo en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando los desplazamientos del patudo dentro del OPO usando datos recién obtenidos de marcas convencionales y archivadoras, y es posible que estos estudios produzcan información útil para la evaluación del stock.

3.1.4. Mortalidad natural

Se usan tres vectores de natural mortalidad (*M*) por edad en la presente evaluación. Para la evaluación del caso base, se supone que la *M* a edad es iguala la que se usó en las dos evaluaciones previas (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001). Se derivó este calendario de mortalidad suponiendo que *M* es relativamente alta para los patudos jóvenes (pequeños) y que los cambios observados en las proporciones de sexos por talla señalan una *M* mayor para hembras mayores. Se estimó la curva de mortalidad natural del caso base mediante un ajuste a algunas de las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) y los datos de proporciones de sexos de Hampton *et al.* (1998). En la Figura 3.1 se ilustra el vector de caso base de *M*. Se usan dos otros vectores de *M* en las análisis de sensibilidad, obtenidos restando o sumando

0,05 de o a todas las estimaciones por edad en el vector de caso base.

3.1.5. Estructura del stock

No se dispone de suficientes datos para poder determinar si hay uno o varios stocks de patudo en el Océano Pacífico. Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos stocks, uno en el OPO y el otro en el Pacífico occidental y central, y que los desplazamientos de peces entre estas zonas están en equilibrio (es decir, la inmigración y la emigración se compensan). El personal de la CIAT está colaborando con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas del Secretariado de la Comunidad del Pacífico y del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar del Japón en una evaluación del patudo del Pacífico entero. Es posible que esta labor ayude a señalar cómo el supuesto de un solo stock en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método A-SCALA.

3.2. Influencias ambientales

Se supone que las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. A fin de incorporar esta posibilidad, se integra una variable ambiental en el modelo de evaluación del stock, y se determina si dicha variable explica una cantidad significativa de la variación en las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la velocidad zonal (anomalías de la velocidad en dirección este-oeste) a 240 m de profundidad en una zona desde 8°N hasta 15°S entre 100°-150°O como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se calcularon las anomalías de velocidad zonal como promedios trimestrales de las anomalías de la climatología mensual a largo plazo (enero de 1980 a febrero de 2001). Se incluyeron estos datos en el modelo de evaluación tras retrasarlos dos trimestres porque se supuso que el reclutamiento de patudo en cualquier trimestre del año podría depender de las condiciones ambientales en el trimestre durante el cual fueron criados los peces. Se estimaron las anomalías de velocidad zonal a partir de los resultados de un modelo general de circulación puestos en el internet (http://ingrid.ldeo.columbia.edu) por los Centros Nacionales de Predicción Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA) de EE.UU., a través de la Biblioteca de Datos del Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction.

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). Se determina si las condiciones ambientales afectan el desempeño de la pesquería incorporando un efecto ambiental en la evaluación del stock y determinando si este efecto explica una cantidad significativa de la variación en las estimaciones de capturabilidad (q). Para la presente evaluación, se consideraron índices de corte vertical por pesquería como candidatos de variable ambiental que afectan q. Se calcularon estos índices de corte con base en la diferencia absoluta de las velocidades a 25 y 240 m. Se usaron velocidades zonales para las Pesquerías 2, 3, y 5, y velocidades meridionales (velocidades en dirección norte-sur) para las Pesquerías 1 y 4. Se calcularon los índices de corte vertical para cada trimestre como promedios espaciales por pesquería en las zonas siguientes:

Pesquería 1:	5°N-15°S, 70-85°O
Pesquería 2:	0°-10°S, 110-150°O
Pesquería 3:	5°N-5°S, 85-110°O
Pesquería 4:	5°N-15°S, 70-85°O
Pesquería 5:	8°N-0°, 110-150°O

Se obtuvieron los datos usados para desarrollar los índices de corte vertical de la misma fuente usada para modelar un efecto ambiental sobre el reclutamiento.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usa actualmente el método A-SCALA (Maunder y Watters, presentado) para evaluar la condición del

stock de atún patudo en el OPO. Se usó este método también para realizar las dos evaluaciones previas del patudo (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001). Se incluye en dichos trabajos de evaluación una descripción general del método A-SCALA, y en Maunder y Watters (presentado) se describen los detalles técnicos. Se hicieron revisiones importantes del método A-SCALA, las que incluyen nuevas parametrizaciones de los procesos de crecimiento (Sección 3.1.1) y reclutamiento (Sección 3.1.2).

Se ajusta el modelo de evaluación a los datos observados (capturas y composiciones de tamaño) con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo una verosimilitud constreñida, dada la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Muchos de los constreñimientos impuestos sobre esta verosimilitud son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte 2 trimestres después de la cría, y estas pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) capturan peces de solamente las primeras pocas clases de edad.
2. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte antes de ser reclutado a las otras pesquerías del OPO.
3. Si una pesquería puede capturar peces de una edad particular, debería también ser capaz de capturar peces mayores y menores (es decir, las curvas de selectividad deberían ser relativamente suaves).
4. A medida que envejece el patudo, se vuelve más vulnerable a los palangres en la zona al sur de 15°N, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a esta arte (es decir, la curva de selectividad para la Pesquería 9 aumenta monotónicamente).
5. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre trimestres.
6. Los datos de pesquerías que capturan patudo de cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7) y pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa. Este constreñimiento se basa en que estas pesquerías no dirigen su esfuerzo hacia el patudo.
7. Es extremadamente difícil para los pescadores capturar más de un 60% de los peces de una sola cohorte durante un solo trimestre del año.

Es importante notar que el modelo de evaluación puede hacer predicciones que no se atienen estrictamente a los Constreñimientos 3-7 ni a aquéllos detallados en la Sección 3. Los constreñimientos están diseñados de tal forma que pueden ser violados si los datos observados brindan buena evidencia en contra de ellos.

Se estimaron los parámetros siguientes en la presente evaluación del stock de patudo del OPO:

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el tercer trimestre de 1980 hasta el primer trimestre de 2001 (incluye estimación del reclutamiento virgen, inclinación de la relación stock-reclutamiento, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);
2. Coeficientes de capturabilidad para las 13 pesquerías que capturan patudo del OPO (incluye estimación de una capturabilidad inicial para cada pesquería, efectos ambientales, y efectos aleatorios);
3. Curvas de selectividad para 9 de las 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. Un solo incremento medio de crecimiento entre las edades de 2 y 5 trimestres y el incremento de crecimiento trimestral de peces de más de 5 trimestres de edad. (Nótese que se realiza un análisis de sensibilidad en el cual se fijan los incrementos de crecimiento en el nivel predicho a partir de los parámetros de von Bertalanffy estimados por Suda y Kume (1967).)

5. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la presente evaluación del stock de patudo en el OPO:

1. tasas de mortalidad natural por edad (Figura 3.1);
2. proporciones de sexos por edad (Tabla 3.1);
3. calendario de maduración por edad (Sección 3.1.2);
4. índices de fecundidad por edad (Tabla 3.1);
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Figura 4.5, Pesquerías 10-13).

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación del stock. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación del stock no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Al igual que en las evaluaciones previas (por ejemplo, Maunder y Watters, 2001, Watters y Maunder 2001) se expresa incertidumbre en la forma de (1) intervalos de confianza aproximados alrededor de estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y el cociente de biomasa reproductora (SBR; Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación del stock representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

4.1. Indices de abundancia

Se han presentado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en evaluaciones anteriores del patudo del OPO (por ejemplo, Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001). Las CPUE son indicadores de desempeño pesquero, pero las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 13 pesquerías definidas en la evaluación del patudo, pero se deben interpretar las tendencias en la figura con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada. Las CPUE de patudo de la flota de superficie (Pesquerías 1-7) y palangrera (Pesquerías 8 y 9) han variado sustancialmente (Figura 4.1). Ocurren tendencias notables en la CPUE en las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En promedio, las CPUE logradas por estas pesquerías aumentaron sustancialmente desde 1997 hasta 2000 (Figura 4.1, Pesquerías 2-5). Ocurrieron también tendencias notables en la CPUE para las dos pesquerías palangreras. Las CPUE de ambas pesquerías palangreras disminuyeron marcadamente entre 1985 y 1996 (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9). Desde 1996 han aumentado las CPUE palangreras en la zona al norte de 15°N, pero no en la zona al sur de 15°N (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9), donde las CPUE palangreras siguieron disminuyendo.

Una comparación de las CPUE logradas por las pesquerías de superficie en 2000 con aquéllas logradas en 1999 ilustra que el desempeño de estas pesquerías es bastante variable. El desempeño de la pesquería que captura patudo asociado con objetos flotantes alrededor de las Islas Galápagos (Pesquería 3) fue sustancialmente mejor en 2000 que en 1999 (Tabla 4.1). Por contraste, el desempeño de la Pesquería 4 fue sustancialmente reducida en 2000 (Tabla 4.1). El desempeño de las otras tres pesquerías de superficie que capturan patudo del OPO (Pesquerías 2, 5, y 7) fue mixto en 2000 con respecto a 1999 (Tabla 4.1).

4.2. Resultados de la evaluación

Se consideraron cinco parametrizaciones del modelo de evaluación como candidatos para un "caso base" del cual se presentaría el conjunto principal de resultados. Se identificó el modelo de caso base mediante la determinación de cuáles de los modelos son más "apropiados" (se definirá posteriormente este término):

1. un modelo con los incrementos de crecimiento modelados como parámetros libres, pero que no

incluye efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad;

2. un modelo con incrementos de crecimiento libres y que incluye un efecto ambiental sobre el reclutamiento, pero no sobre la capturabilidad;
3. un modelo con incrementos de crecimiento libres y que incluye efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad de todas las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5);
4. un modelo con incrementos de crecimiento libres, un efecto ambiental sobre el reclutamiento, y un efecto ambiental solamente sobre la capturabilidad de un subconjunto de las pesquerías incluidas en el Modelo 3 anterior (se determina este subconjunto mediante una inspección visual de los resultados del Modelo 3); y
5. un modelo con los efectos ambientales identificados en el Modelo 4, pero con incrementos de crecimiento fijos.

Se define un modelo "apropiado" come uno que se ajusta a los datos observados razonablemente bien, pero que tiene el menor número de parámetros posible. Hay varias estadísticas que se pueden usar para evaluar si un modelo es apropiado. Se usaron dos estadísticas en la presente evaluación: el Criterio de Información de Akaike (AIC) y el Criterio de Información Bayesiano (BIC). Estas dos estadísticas penalizan la verosimilitud total por cada parámetro que se incluye en el modelo. La pena impuesta por el BIC es más severa que la que impone el AIC. En la Tabla 4.2 se detallan los cambios en el AIC (Δ-AIC) y el BIC (Δ-BIC) logrados con una reparametrización del primer modelo en la lista anterior. Si el valor de cualquiera de las dos estadísticas es negativo, Se considera que el modelo reparametrizado es más apropiado que el Modelo 1. El modelo con el Δ-AIC o Δ-BIC mínimo es considerado el más apropiado.

Se usaron los resultados en la Tabla 4.2 para seleccionar el Modelo 5 como la evaluación del caso base. Estos resultados indican que los efectos ambientales de la velocidad zonal a 240 m (sobre el reclutamiento) y del corte vertical (sobre la capturabilidad) son útiles para explicar la variación en los datos observados. Esto vale independientemente de si se usa Δ-AIC o Δ-BIC como criterio de selección. Sin embargo, si se usa Δ-BIC para seleccionar la parametrización más apropiada, el modelo no debería incluir los efectos del corte vertical sobre la capturabilidad de las Pesquerías 1, 2, 4, y 5 porque los parámetros adicionales necesarios para tal modelo no incrementan suficientemente la verosimilitud total. Similarmente, una parametrización de la evaluación con incrementos de crecimiento libres no incrementa, usando Δ-BIC, la verosimilitud total suficientemente para compensar el gran número de parámetros introducidos por esto modelo de crecimiento. Por lo tanto, para la presente evaluación, el modelo de caso base contiene incrementos de crecimiento fijos y efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad para la Pesquería 3 (Modelo 5). Se consideran las otras cuatro parametrizaciones como análisis de sensibilidad en la Sección 4.4.

Se constriñe modelo de la evaluación del caso base para ajustarlo a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente (una característica del método A-SCALA), y las 13 series de tiempo de capturas de patudo predichas con el modelo de caso base son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2.

En la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de patudo capturado por las Pesquerías 1-9. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y las composiciones por tamaño medias predichas de las capturas de estas nueve pesquerías. Las predicciones de la composición por tamaño media de las pesquerías que capturan la mayoría del patudo proveniente del OPO son descritas bastante bien por la evaluación del caso base (Figura 4.2, Pesquerías 2, 3, 5, 8, y 9). Sin embargo, hay algunos casos en los que la evaluación del caso base no describe adecuadamente las composiciones por tamaño medias de la captura. En particular, la evaluación del caso base suele sobreestimar la captura de patudo grande (>125 cm) en la captura de la Pesquería 5, y los dos picos en la composición de tamaños

media de la pesquería palangrera del norte (Pesquería 8) no son descritos por la evaluación del caso base.

Aunque la evaluación del caso base describe razonablemente la composición de tamaños media de las capturas de cada pesquería, no sirve tan bien para predecir la composición de tamaños de la captura de cada pesquería durante cualquier trimestre dado. En muchos casos esta falta de ajuste se podría deber a datos insuficientes. Por ejemplo, los datos de composición por tamaño más recientes de las Pesquerías 4 y 7 no son informativos (Figuras 4.3a y b). En otros casos, la evaluación del caso base suelen suavizar demasiado y no captura modas que pasan por los datos de composición por tamaño. Por ejemplo, hay buena evidencia de una moda fuerte que pasa por las composiciones de tamaño más recientes de las Pesquerías 3 y 8 (Figuras 4.3a y b). En el primer caso, la evaluación del caso base intenta describir el movimiento de esta moda, pero parece subestimar la velocidad a la cual se mueve la moda y también su altura (Figura 4.3a). En el segundo caso, hay modas múltiples en las composiciones de tamaño observadas, pero la composición de tamaños predicha es unimodal y suficientemente amplia como para abarcar el rango de los datos observados (Figura 4.3b). No queda clara la mejor manera de mejorar el ajuste a los datos de composición por tamaño. El ajuste de estos datos es controlado por interacciones complejas entre las estimaciones de crecimiento, selectividad, y reclutamiento.

De todos los constreñimientos usados para ajustar el modelo de evaluación (ver Secciones 3 y 4), los que se impusieron en el reclutamiento, capturabilidad, y selectividad ejercieron la mayor influencia. Este resultado es respaldado por los resultados en la lista siguiente (un valor grande indica que el constreñimiento tuvo influencia):

Verosimilitud total = -227711.9

Verosimilitud de los datos de captura = 5.6

Verosimilitud de los datos de composición por tamaño = -228295.7

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de reclutamiento = 96.8

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de crecimiento = 43.9

Constreñimientos para las tasas de mortalidad por pesca = 0.0

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de capturabilidad = 331.1

Constreñimientos para los parámetros de selectividad = 106.3

El componente más grande del constreñimiento de reclutamiento fue la distribución previa para la inclinación (72.7). Los constreñimientos para capturabilidad y selectividad representan la suma de muchos constreñimientos pequeños para parámetros múltiples estimados para cada pesquería.

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa, del reclutamiento, y de la mortalidad por pesca.

4.2.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 20 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 20 trimestres ha disminuido (Figura 4.4). El aumento en la mortalidad por pesca media de peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. Estas pesquerías (Pesquerías 2-5) capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces de menos de 20 trimestres de edad (Figura 4.5), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.3). La disminución en la mortalidad por pesca media de peces mayores puede ser atribuida a la reducción de la contracción de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9). Esta pesquería selecciona principalmente peces de más de 20 trimestres de edad (Figura 4.5). (Nótese que la curva de selectividad para esta pes-

quería está constreñida para que aumente de forma monotónica.) Tanto la cantidad de patudo capturado (Figura 2.2) como la cantidad de esfuerzo ejercida (Figura 2.3) por esta pesquería han disminuido desde 1993.

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (ver Sección 2.2.2 y Figura 2.3) y cambios en la capturabilidad. En los párrafos siguientes se describen los cambios en la capturabilidad. En el Anexo 1 (Tabla A.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de l a mortalidad por pesca total.

En las dos evaluaciones previas de patudo del OPO (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001) se consideró que la capturabilidad (q) consistía de tres efectos: efectos de cambios tecnológicos y en el comportamiento de los pescadores, efectos ambientales, y efectos aleatorios que cambian provisionalmente la relación entre el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca. La evaluación del caso base descrita en este informe no incluye el primer componente, y se estimó un efecto ambiental para la Pesquería 3 solamente. Se retienen los efectos aleatorios sobre q en la evaluación del caso base, y estos efectos han dominado las tendencias temporales en q par todas las pesquerías excepto la Pesquería 3 (Figuras 4.7a, b, y c). Para la Pesquería 3 (la pesquería sobre objetos flotantes alrededor de las Islas Galápagos), las tendencias temporales en q son afectadas de forma importante por el corte vertical. Un corte vertical fuerte reduce la capturabilidad en esta pesquería. En general, el corte vertical en la zona definida para la Pesquería 3 suele ser débil durante episodios de El Niño y fuerte durante episodios de La Niña.

La evaluación del caso base sugiere que (1) el uso de plantados ha incrementado sustancialmente la capturabilidad de patudo para las pesquerías que capturan atún asociado con objetos flotantes, y (2) el patudo es más capturable cerca de objetos flotantes en zonas de altura. La capturabilidad media de las Pesquerías 2, 3, y 5 (pesquerías recientes sobre objetos flotantes en zonas de altura), como porcentaje de la capturabilidad media de la Pesquería 1 (pesquería temprana sobre objetos flotantes en la zona costera), ha aumentado en un 750%, 753%, y 253%, respectivamente. Estos resultados apoyan la primera posibilidad. La capturabilidad media de las Pesquerías 2, 3, y 5 es el 780%, 783%, y 283%, respectivamente, de la capturabilidad media de la Pesquería 4 (pesquería reciente sobre objetos flotantes en la zona costera). Estos resultados apoyan la segunda posibilidad

No han ocurrido apenas cambios en la capturabilidad de patudo por la flota palangrera (Figura 4.7b, Pesquerías 8 y 9, líneas gruesas). Este resultado es de esperar, ya que los datos de esfuerzo de estas pesquerías fueron estandarizados antes de ser incorporados en el modelo de evaluación del stock (Sección 2.2.2).

4.2.2. Reclutamiento

La abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en el que se supone que se criaron los peces (Figura 4.8, recuadro superior). El mecanismo responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias; en vista de esto, se debería considerar la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento de patudo con cierto escepticismo. No obstante, esta relación suele señalar que el reclutamiento de patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña.

Dentro del rango de biomasas reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.10, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de hembras adultas en el momento de cría (Figura 4.8, recuadro inferior). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasas reproductoras. Tal como se señala en la Sección 3.1.2, la ausencia de una relación emergente entre el stock y el reclutamiento no indica que no exista esta relación porque es posible que el tamaño del stock no haya sido suficientemente reducido, o que la variación ambiental oculte la relación. La estimación del caso base de inclinación es aproximadamente 0,75 (Figura

4.8, recuadro inferior), pero el modelo de evaluación fue constreñido para que ocurriese este resultado (Sección 3.1.2).

En la Figura 4.9 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo, y en la Tabla 4.3 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La estimación del reclutamiento virgen (usado para parametrizar la relación stock-reclutamiento) es de aproximadamente 4,7 millones de patudos por trimestre, con límites de confianza superior e inferior (±2 errores estándar) de unos 3,9 millones y 5,7 millones, respectivamente. Los reclutamientos extremadamente grandes que se estima ocurrieron durante el segundo trimestre de 1982, 1983, 1994, y 1997, y durante el primer trimestre de 1998 son las características más conspicuas de la serie de tiempo ilustrada en la Figura 4.9. Se estima que todos estos reclutamientos fueron más de dos veces el reclutamiento virgen estimado (Figura 4.9, línea gruesa). Nótese, sin embargo, que los límites inferiores de confianza de estas estimaciones no fueron mayores que la estimación de reclutamiento virgen, por lo que no es seguro que estos reclutamientos fueron en realidad mayores que el reclutamiento virgen. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes entre el cuarto trimestre de 1995 y el segundo trimestre de 1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

El reclutamiento fue inferior al reclutamiento virgen (Figura 4.9) durante la mayor parte del período de julio de 1980 a enero de 2001, pero destaca particularmente el período más reciente de reclutamiento bajo (enero de 1999 a enero 2001). Nueve do las diez estimaciones más bajas de reclutamiento ocurrieron desde el principio de 1999, y los límites confianza superiores de todas estas estimaciones recientes de reclutamiento son inferiores al reclutamiento virgen. Se pronostican estos reclutamientos bajos a partir de algunas de las CPUE reducidas de las pesquerías sobre objetos flotantes (Tabla 4.1) y por las condiciones ambientales poco favorables para el reclutamiento. La secuencia extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una secuencia de años en los que el cociente de biomasa reproductora estará por debajo del nivel que se esperaría si el stock produjese el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) (ver Sección 5.1). Cabe destacar que a pesar de los reclutamientos bajos durante 2000, se siguió capturando patudo pequeño en asociación con objetos flotantes (Figura 4.3a).

Existe una incertidumbre considerable con respecto a los niveles de reclutamiento estimados. Esta incertidumbre se extiende a toda la serie de tiempo (Figura 4.9, líneas delgadas), y el CV medio de las estimaciones de reclutamiento es aproximadamente 0,51. La mayor parte de la incertidumbre en el reclutamiento resulta de que los datos observados pueden ser ajustados igual de bien por un modelo con estimaciones diferentes de los parámetros de evaluación. La incertidumbre en las estimaciones más recientes de reclutamiento es, sin embargo, también causada por el hecho que el patudo reclutado recientemente ha sido vulnerable solamente a la pesquería de superficie.

4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.10 (recuadro superior) se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 1+ en el OPO, y en la Tabla 4.3 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 1+ años de edad aumentó durante 1981-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 450.000 toneladas en 1985. Tras alcanzar este pico, disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 260.000 toneladas en 1994. Durante 1994-1999 aumentó a unas 380.000 toneladas, pero disminuyó durante 2000, a unas 270.000 toneladas al principio de 2001.

En la Figura 4.10 (recuadro inferior) se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.3 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Tal como se nota en la Sección 4.2.2, se estima la biomasa reproductora a partir de un índice de fecundidad, por lo que no se deben interpretar los valores en las figuras y tablas como tonelajes reales. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de 1+ años (ver párrafo anterior), pero hay diferencias en cuándo ocurren las estimaciones máxima y mínima de biomasa reproductora porque los reproductores son relativamente mayores. El nivel máximo de biomasa reproductora ocurrió al principio del tercer trimestre de 1985, y el mínimo al principio del segundo trimestre de 1996. Se estima que la

biomasa reproductora al principio de 2001 fue un 22% mayor que la biomasa reproductora media del período de julio de 1980 a enero de 2001. En el Anexo 1 (Figura A.1) se presenta un resumen de las estimaciones por edad de la abundancia de patudo en el OPO al principio de cada año.

Existe incertidumbre en las biomasas estimadas de patudo de 1+ años y de reproductores también. El CV medio de las estimaciones de la biomasa de patudo de 1+ años de edad es 0,22, y el de las estimaciones de biomasa reproductora es también 0,22. Pese a esta incertidumbre, cabe notar que, durante todo el período de 1991-1997, los límites superiores de confianza de la biomasa de peces de 1+ años de edad son inferiores a la biomasa pico estimada de 1985. Similarmente, los límites superiores de confianza de las estimaciones de biomasa reproductora de 1987-1999 son inferiores al pico de 1985.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de biomasa y en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), resulta difícil determinar si, en el OPO, las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o por variación en el reclutamiento. En primer lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se permitió crecer a la población de patudo que se estima estuvo presente en el OPO al principio del tercer trimestre de 1980, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento, el efecto ambiental estimado, y la curva de stock-reclutamiento ilustrada en la Figura 4.8, sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.11). En segundo lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada sustancialmente por reclutamientos fuertes. Ambos picos en la biomasa de patudos de 1+ años de edad (1985 y 2000; Figura 4.10) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982 y 1983, y 1997 y 1998, respectivamente; Figura 4.9).

4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.12 se ilustran las tendencias en el peso medio de patudo capturado por las pesquerías que faenan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) capturan principalmente peces de, en promedio, menos del peso crítico, indicando que estas pesquerías no suelen maximizar el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). Durante 1999, el peso medio de patudo capturado en asociación con objetos flotantes aumentó sustancialmente (Figura 4.12, Pesquerías 2-5). Durante el segundo semestre de 2000, sin embargo, el peso medio del pescado capturado por la Pesquería 3 pareció dejar de aumentar, y el peso medio del pescado capturado por las Pesquerías 2, 4, y 5 disminuyó (Figura 4.12). Dos pesquerías capturan consistentemente patudo de, en promedio, peso medio cercano al peso crítico (Pesquerías 7 y 8). El rendimiento por recluta de estas pesquerías es relativamente cercano al máximo (ver Sección 5.2). El peso medio del patudo capturado por estas pesquerías aumentó durante 1999 (Figura 4.12). El peso medio del patudo capturado por la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9) ha sido siempre superior al peso crítico, indicando que esta pesquería no suele maximizar el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). En general el peso medio del patudo capturado por todas las pesquerías de superficie combinadas (con la excepción de las pesquerías de descarte) aumentó durante 1999 y 2000 (Figura 4.12). El peso medio del patudo capturado por las dos pesquerías palangreras combinadas parece haber disminuido durante 1999 (Figura 4.12). Estas dos tendencias, para las pesquerías de superficie combinadas y las pesquerías palangreras combinadas, fueron causadas probablemente por el crecimiento de las grandes cohortes producidas durante 1996-1998 (Figura 4.9).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

En la evaluación del caso base, se fijan los incrementos de crecimiento iguales a los que estimaron Suda y Kume (1967) (Sección 3.1.1). Con el modelo de crecimiento de Suda y Kume (1967), las tallas medias a edad son menores que las que estimaron Hampton *et al.* (1998) para patudos relativamente jóvenes y mayores que las que estimaron Hampton *et al.* para peces mayores.

En la Tabla 4.4 se presentan estimaciones del tamaño medio del patudo en el OPO, y en la Figura 4.13 la curva de crecimiento usada en la evaluación del caso base.

4.4. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Se consideran dos tipos de sensibilidad en la presente evaluación: sensibilidad a parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación, y sensibilidad a datos alternativos. En la Sección 4.2 se detallan las parametrizaciones alternativas, y en las Secciones 2 y 3 se comentan los datos alternativos. Los datos alternativos considerados en el análisis de sensibilidad son (1) capturas alternativas de las pesquerías de superficie durante 2000 (unas 84.200 toneladas), (2) una distribución previa de la inclinación que forzará a este parámetro a ser cercano a 0,96 si los datos observados no contienen información sobre la relación entre biomasa reproductora y reclutamiento, (3) un vector de *M*s en el cual se resta 0,05 de todas las estimaciones por edad graficadas en la Figura 3.1, y (4) un vector de *M*s en el cual se suma 0,05 a todas las estimaciones por edad graficadas en la Figura 3.1.

Las estimaciones de tanto el reclutamiento como la biomasa son sensibles a parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación. Con respecto a la evaluación del caso base, una estimación de los incrementos de crecimiento como parámetros libres cambia la altura de los picos en la serie de tiempo de reclutamiento y el momento en que ocurren (Figura 4.14, compárense los recuadros E y A). Una estimación de los incrementos de crecimiento como parámetros libres causa asimismo que aumente la biomasa de patudo de 1+ años de edad (Figura 4.15, compárense los recuadros E y A). Una estimación de los efectos ambientales sobre el reclutamiento reduce la incertidumbre en las series de tiempo de tanto el reclutamiento como la biomasa (Figuras 4.14 y 4.15, compárense los recuadros C, D, y E con el B en cada figura). Una estimación del efecto de las anomalías de velocidad zonal sobre el reclutamiento también afecta los niveles de reclutamiento durante los trimestres más recientes (Figura 4.14, compárense los recuadros C, D, y E con el B). Cuando una variable oceanográfica explica una cantidad significativa de la variación en el reclutamiento (de la forma en la que la serie de tiempo de las anomalías de la velocidad zonal la explica en el caso del patudo), las estimaciones más recientes del reclutamiento son determinadas principalmente por las condiciones ambientales recientes y por la relación stock-reclutamiento. Esta es una característica del método A-SCALA y ocurre intencionalmente porque les datos más recientes de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla contienen relativamente poca información sobre el reclutamiento.

Los resultados de la evaluación del caso base son sensibles a los datos que se incluyen en el modelo. Las estimaciones de reclutamiento disminuyen cuando se reduce *M* y aumentan cuando se incrementa *M* (Figura 4.16, compárense los recuadros D y E con el recuadro A). Cambiar los datos de captura de 2000 de las pesquerías de superficie o la distribución previa sobre inclinación no afecta las estimaciones de reclutamiento (Figura 4.16, compárense los recuadros B y C con el recuadro A). La sensibilidad de las estimaciones de biomasa a datos alternativos es similar a la de las estimaciones de reclutamiento. La biomasa de patudo de 1+ años de edad disminuye si se reduce *M* y aumenta si se incrementa *M* (Figura 4.17, compárense los recuadros D y E con el recuadro A). Cambiar los datos de captura de 2000 de las pesquerías de superficie o la distribución previa sobre inclinación no afecta las estimaciones de biomasa (Figura 4.17, compárense los recuadros B y C con el recuadro A).

En general, los resultados de los análisis de sensibilidad apoyan la opinión que las estimaciones de caso base de reclutamiento y biomasa son inciertas.

4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 20 trimestres de edad ha aumentado, y la de peces de más de unos 20 trimestres de edad ha disminuido. El aumento en la mortalidad por pesca media de los peces más jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación del caso base sugiere que (1) el uso de plantados ha incrementado la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes hasta un 750%, y (2) que el patudo es más capturable (hasta un 780%) cuando está asociado con objetos flotantes en zonas de altura.

El reclutamiento del patudo a las pesquerías del OPO es variable, y no se puede identificar actualmente los mecanismos que expliquen la variación en el reclutamiento. No obstante, la abundancia de patudo reclutado a las pesquerías del OPO parece estar relacionada con las anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en que se supone que se criaron los peces. En el rango de biomasas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de reclutas de patudo a la pesquería parece no estar relacionado con el potencial de desove de hembras adultas presentes en el momento de cría. No obstante, se incluye una relación stock-reclutamiento en la evaluación del caso base.

Las estimaciones de serie de tiempo del reclutamiento tienen dos características importantes. En primer lugar, cohortes extremadamente grandes de patudo fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante el segundo trimestre de 1982, 1983, 1994, y 1997, y durante el primer trimestre de 1998. Se estima que cada uno de estos reclutamientos fue más de dos veces mayor que el reclutamiento virgen estimado. En segundo lugar, nueve de las diez estimaciones de reclutamiento más bajas han ocurrido desde el principio de 1999, y los límites de confianza superiores de todas las estimaciones de reclutamiento desde el primer trimestre de 1999 son inferiores al reclutamiento virgen. Esta secuencia extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca un a serie de años en los que el cociente de biomasa reproductora (SBR, o *spawning biomass ratio*: el cociente de la biomasa reproductora durante un período de explotación a aquélla que se acumularía en ausencia de pesca) estará por debajo del nivel que se esperaría ocurrir si el stock estuviese produciendo el rendimiento máximo sostenible promedio. Hay sin embargo una incertidumbre considerable en los niveles estimados de reclutamiento para el atún patudo en el OPO.

La biomasa de patudos de 1+ años de edad aumentó durante 1981-1984 y alcanzó su nivel pico de unas 450.000 toneladas en 1985. A continuación disminuyó a un mínimo histórico de unas 260.000 toneladas en 1994. Durante 1994-1999 aumentó (a unas 380.000 toneladas), pero durante 2000 disminuyó, alcanzando unas 270.000 toneladas al principio de 2001. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de peces de 1+ años de edad, pero hay diferencias en el momento en que ocurren las estimaciones máximas y mínimas. El nivel más alto de biomasa reproductora ocurrió al principio del tercer trimestre de 1985, y el más al principio del segundo trimestre de 1996. Se estima que la biomasa reproductora al principio de enero de 2001 fue un 22% mayor al promedio de la biomasa reproductora durante el período de julio de 1980 a enero de 2001. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de 1+ años de edad y de los reproductores también. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son sensibles tanto a la manera de parametrizar la evaluación como a los datos que se incluyen en la evaluación. En general, los resultados de los análisis de sensibilidad apoyan la opinión que las estimaciones de caso base de reclutamiento y biomasa son inciertas.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Se evalúa la condición del stock de patudo en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y RPMS.

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para los stocks de los que responde, pero en las tres subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición del stock basada en biomasa reproductora

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca. Se estima la biomasa reproductora de equilibrio de una población no explotada en aproximadamente 375.000 (esto es un índice de potencial reproductor, y las unidades no son toneladas), con límites de confianza su-

perior e inferior (± 2 errores estándar) de aproximadamente 303.000 y 448.000. Se estimó el SBR que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RPMS (SBR_{RPMS}) en un 0,41.

Al principio de enero de 2001, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estaba en un nivel alto. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0.75, con límites de confianza inferior y superior (±2 errores estándar) de 0,45 y 1,05. Nótese que la estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,41), sugiriendo que, al principio de enero 2001, la biomasa reproductora de patudo en el OPO era probablemente mayor de lo que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RPMS.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para el patudo en el OPO. Al principio de 1981, el SBR era aproximadamente 0,51 (Figura 5.1, línea gruesa). Esto es consistente con el hecho que el stock de patudo en el OPO fue explotado durante un largo período antes de 1981. El SBR aumentó durante 1981-1985 y, al principio del cuarto trimestre de 1985, fue mayor que 1,0 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede ser atribuido a las grandes cohortes reclutadas durante 1982 y 1983 (Figura 4.9) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante este período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1985, el SBR disminuyó a un mínimo histórico de aproximadamente 0,37 en el segundo trimestre de 1996 (Figura 5.1, línea gruesa). Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual no hubo picos en el reclutamiento y ocurrieron 6 de los 20 reclutamientos más bajos jamás registrados. Nótese también que la pesquería palangrera del sur tuvo capturas relativamente grandes durante 1985-1995 (Figura 2.2, Pesquería 9). Durante 1992 y 1996, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue cercana al nivel que se esperaría si el stock produjese el RPMS (Figura 5.1, líneas gruesa y delgadas). Entre el principio de 1998 y el tercer trimestre de 2000, el SBR ha aumentado a un nivel de aproximadamente 0,97 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1996 y 1998 (Figura 4.9).

Las estimaciones del SBR son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,15. Los intervalos de confianza relativamente estrechos (±2 errores estándar) de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres entre julio de 1980 y enero de 2001 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población produjese el RPMS (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,41 en la Figura 5.1.

En la Figura 5.1 se presentan también estimaciones del SBR promedio proyectado para 2001-2005 (ver Sección 6 para mayor detalle sobre las proyecciones). Los resultados de la proyección indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en los tres años próximos y que descienda por debajo del nivel que se esperaría se la población produjese el RPMS. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y de la cantidad de pesca en el futuro cercano porque las estimaciones de SBR proyectadas son impulsadas por las pequeñas cohortes producidas durante 1999 y 2000 (Figura 4.9). No se han estimado intervalos de confianza para los SBR proyectados, pero serían muy anchos. Es posible que los SBR proyectados aumenten durante 2003-2005 (tal como se señala en la Figura 5.1), pero cuándo y con qué rapidez ocurriría este aumento dependería de los niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

5.2. Evaluación de la condición del stock con base en el rendimiento por recluta

Se han usado también cálculos del rendimiento por recluta en evaluaciones previas del patudo del OPO. Watters y Maunder (2001) analizaron el concepto de "peso crítico," y compararon el peso medio del patudo capturado por todas las pesquerías combinadas con el peso crítico. Se usó esta comparación para evaluar el desempeño de la pesquería combinada con respecto al objetivo de lograr el rendimiento por recluta máximo posible. Si el peso medio en la captura es cercano al peso crítico, se considera que la pesquería está logrando este objetivo de forma satisfactoria. Si la pesquería combinada no está logrando este objetivo, se puede acercar el peso medio al peso crítico cambiando la distribución del esfuerzo de

pesca entre los métodos de pesca con distintos patrones de selectividad por edad.

A partir de las curvas de mortalidad natural y crecimiento de la evaluación del caso base (Figuras 3.1 y 4.13, respectivamente), se estima el peso crítico del atún patudo en el OPO en unos 39 kg.

Tal como se señala en la Sección 4.2.4, el peso medio del patudo capturado por las pesquerías sobre objetos flotantes aumentó durante 1999 y el primer trimestre de 2000 (Figura 4.12). Estos aumentos llevaron a que el peso medio del pescado en la captura combinada fuese unos 34 kg al fin de diciembre de 2000 (Figura 5.2). Esta estimación es cercana al peso crítico y sugiere que el patrón de mortalidad por pesca por edad durante el último trimestre de 2000 fue satisfactorio del punto de vista del rendimiento por recluta. No obstante, cabe destacar que las pesquerías sobre objetos flotantes son capaces de capturar patudo de peso sustancialmente inferior al peso crítico (Figura 4.12), y, por lo tanto, cuando cohortes grandes son reclutadas a estas pesquerías, es probable que el peso medio de la captura combinada sea asimismo inferior al peso crítico. Esto es lo que parece haber ocurrido durante el período de 1995-1998 (Figura 5.2).

Es interesante considerar cómo distintos patrones de mortalidad por pesca (F) por edad afectan el rendimiento por recluta, porque cambiar la distribución del esfuerzo de pesca entre métodos de pesca podría ser útil para lograr varias metas de ordenamiento. Se estimó el rendimiento por recluta de equilibrio usando tres vectores de F por edad: dos vectores del período cuando las pesquerías sobre objetos flotantes tomaron una gran proporción de la captura total (1994-1996 y 1999-2000) y uno del período cuando predominaban las capturas palangrera (1987-1988). Se calcularon estos vectores como la F total media durante cada período. Se aplicaron varios multiplicadores de F a cada vector para calcular el rendimiento por recluta. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menos que cuando predominan las capturas palangreras (Figura 5.3, recuadro superior izquierdo). Es también evidente que, si predominan las capturas palangreras, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano) sobre un rango amplio de multiplicadores de F. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total, un rango más restringido de multiplicadores de F arroja un rendimiento por recluta cercano al máximo (Figura 5.3, recuadro superior izquierdo). Para la mayoría de los multiplicadores de F, el vector de mortalidad por pesca de 1994-1996 (el período durante el cual las pesquerías sobre objetos flotantes comenzaron a crecer) arroja un rendimiento por recluta generalmente similar al vector de 1999-2000 (cuando estas pesquerías estaban ya bien ampliadas). Hay, sin embargo, una ligera diferencia entre el multiplicador de F que lograría el rendimiento por recluta máximo de estos dos vectores (Figura 5.3, recuadro superior izquierdo). En el primer caso una ligera reducción en la mortalidad por pesca incrementaría el rendimiento por recluta, y en el último sería necesario un ligero aumento.

Los resultados presentados en la Figura 5.3 son asimismo útiles para ilustrar el efecto del supuesto que la inclinación es cercana a 0,75 (Sección 3.1.2). Cuando hay una relación entre biomasa reproductora y reclutamiento, las curvas de rendimiento de equilibrio y rendimiento por recluta quedan muy separadas a medida que aumenta el multiplicador de F. Este resultado es importante porque uno de los fallos del análisis de rendimiento por recluta es que, para cualquier vector dado de mortalidad por pesca por edad, una cantidad infinitamente grande de esfuerzo de pesca incrementará al máximo el rendimiento por recluta. Cuando hay una relación stock-reclutamiento, este ya no sería el caso. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total y existe una relación stock-reclutamiento, la población no puedo sostener niveles extremadamente altos de mortalidad por pesca (Figura 5.3, recuadros titulados "1999-2000" y "1994-1996"). Por contraste, cuando predominan las capturas palangreras, la población puede sostener niveles de F sustancialmente mayores (Figura 5.3, recuadro titulado "1987-1988").

5.3. Evaluación de la condición del stock con base en RPMS

Mantener los stocks de atunes a niveles capaces de producir el RPMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RPMS es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías

combinadas. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RPMS y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (ver Maunder y Watters (presentado) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RPMS y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación stock-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se constriñó la inclinación para que fuese cercana a 0,75.

Se hicieron los cálculos basados en RPMS con los parámetros estimados de la evaluación del caso base. Por tanto, aunque se presentan los resultados basados en RPMS como estimaciones de punto, estos resultados contienen incertidumbres. Cuantificar la incertidumbre en los resultados basados en RPMS es un tema importante para estudios futuros.

Al principio de enero de 2001, la biomasa de patudo en el OPO parece haber sido un 11% mayor que el nivel que se espera produciría el RPMS, pero se estima que las capturas recientes han estado más de 89% por encima del nivel de RPMS. Las estimaciones de las cantidades basadas en la evaluación del caso base son las siguientes:

RPMS = 64.727 (1.315) toneladas por año;

B_{RPMS} = 246.366 toneladas;

S_{RPMS} = 153.121;

C_{recent}/RPMS = 1,89;

$B_{\mathrm{recent}}/B_{\mathrm{RPMS}}$ = 1,11;

$S_{\mathrm{recent}}/S_{\mathrm{RPMS}}$ = 1,83; y

multiplicador de F para todas las pesquerías = 0,90.

Se presentan estimaciones del RPMS de las descargas combinadas de las Pesquerías 2-5 y 7-9 (primer valor) y de los descartes de las Pesquerías 10-13 (valor en paréntesis). En el futuro, si no se separa el patudo pequeño de las capturas de las Pesquerías 2-5, se podrá sumar el valor en paréntesis al primer valor para obtener una estimación del RPMS (66.042 toneladas anuales). Se definen B_{recent} y B_{RPMS} como las biomasas de patudo de 1+ años de edad el principio de 2001 y en el RPMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RPMS} como índices de la biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresan en toneladas). C_{recent} es la captura total estimada en 2000.

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.5), el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RPMS es aproximadamente el 90% del nivel actual de esfuerzo (multiplicador de F en la lista anterior). Reducir el esfuerzo al 90% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en menos de un 1%, pero incrementaría el potencial de desove del stock en un 11% (Figura 5.4). Además, no sería deseable incrementar la mortalidad por pesca a más de dos o tres veces su nivel reciente porque la curva de rendimiento tiene forma de domo y un incremento tal reduciría sustancialmente el rendimiento (y la población) (Figura 5.3, recuadro titulado "1999-2000"). En las dos evaluaciones previas del patudo (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001) la cima de la curva de rendimiento fue plana, en lugar de en forma de domo. La forma de la curva actual de rendimiento es diferente a las de las evaluaciones previas porque la evaluación del caso base incluye una relación stock-reclutamiento, a diferencia de las evaluaciones previas.

Es posible que las capturas recientes fueron mayores que el RPMS porque cohortes grandes fueron reclutadas a la pesquería durante la mayor parte del período de 1995-1998 (Figura 4.9). Se estiman las cantidades basadas en el RPMS suponiendo que el stock está en equilibrio con la pesca, pero durante 1995-1998 no fue así. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie, ya que sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. De ser éste el caso, es probable que las capturas de patudo por dicha flota disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables

a estas pesquerías.

La estimación del RPMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RPMS descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas (calculado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías). Distribuciones de esfuerzo de pesca entre pesquerías diferentes cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RPMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada pesquería. Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar el RPMS, la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) producirá los mejores resultados, y las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) los peores (Tabla 5.1). Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar S_{RPMS}, la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) producirá los mejores resultados, seguida por la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) (Tabla 5.1), y las pesquerías de superficie que capturan patudo en lances cerqueros sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) los peores. Ninguna de las pesquerías operando en el OPO tiene un patrón de selectividad por edad que sea óptimo con respecto a RPMS y S_{RPMS} también.

La pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) es la que más se aproxima a los objetivos simultáneos de maximizar RPMS y S_{RPMS}. Esto vale particularmente en vista de que la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) captura una proporción muy pequeña de la captura total, y parece poco probable que sea capaz de incrementar su nivel de esfuerzo de pesca 21 veces y así alcanzar su RPMS estimado (93.000 toneladas). Cambiar la distribución actual de esfuerzo de pesca para que solamente un tipo de pesquería continúe operando en el OPO es poco realista, dado el carácter diverso de la flota y la importancia comercial de las otras especies de atún.

5.4. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Las percepciones de la condición del stock de patudo en el OPO son algo sensibles tanto a parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación como al uso de datos alternativos en la evaluación del caso base. Las tendencias estimadas en el SBR son similares entre las parametrizaciones alternativas del modelo de evaluación, pero la diferencia entre el SBR y $\mathrm{SBR}_{\mathrm{RPMS}}$ en cualquier momento dado es marginalmente sensible a la forma en la que se parametriza la evaluación (Figura 5.5). En todos los casos salvo uno, estas conclusiones son similares si se usan datos alternativos en la evaluación del caso base (Figura 5.6, recuadros A-C y E). Las percepciones acerca de la condición del stock son más pesimistas si se resta 0,05 del vector por edad de *M* usado en la evaluación del caso base. Con este vector alternativo de *M*, se podría concluir que, durante julio 1980-enero 2001, la biomasa reproductora de patudo estuvo frecuentemente a un nivel inferior al que se esperaría producir el RPMS (Figura 5.6, recuadro D). Se pueden obtener estimaciones de la diferencia entre el SBR al principio de 2001 (SBR_{2001}) y el $\mathrm{SBR}_{\mathrm{RPMS}}$, para todos los ensayos alternativos de la evaluación, de la información presentada en la Tabla 5.2. Aunque las diferencias entre SBR_{2001} y $\mathrm{SBR}_{\mathrm{RPMS}}$ varían entre las evaluaciones alternativas consideradas en dicha tabla, el análisis de sensibilidad respalda la opinión que, al principio de 2001, la biomasa reproductora estuvo en un nivel superior a lo sería si el stock estuviese produciendo el RPMS (excluyendo la alternativa con *M* a edad reducida).

Las estimaciones del RPMS y de la cantidad de mortalidad por pesca necesaria para lograr el RPMS son asimismo sensibles a la parametrización de la evaluación y a cuáles datos se usan en la evaluación del caso base. Eliminar los efectos ambientales sobre el reclutamiento incrementa tanto la estimación del RPMS (hasta 24.000 toneladas) y el multiplicador de *F* (hasta un 45%) (Tabla 5.2). Si la inclinación es cercana a 0,96, el RPMS aumenta tan sólo ligeramente (un 6%) con respecto a la evaluación del caso base, pero la mortalidad por pesca puede aumentar un 28%. Si se reduce *M* un 0,05 (para todas las edades), el RPMS es unas 6.600 toneladas mayor que en la evaluación del caso base. Este resultado contrario a la intuición es causado por el hecho que reducir *M* de esta forma cambia sustancialmente el balance entre

crecimiento y mortalidad. Se logra el aumento en el RPMS mediante una reducción sustancial de la mortalidad por pesca (Tabla 5.2). Si se aumenta *M* un 0,05, el RPMS es unas 27.000 toneladas mayor que en la evaluación del caso base, y se podría lograr este rendimiento si se más que doblara la mortalidad por pesca del caso base (Tabla 5.2).

En general, el análisis de sensibilidad confirma que hay incertidumbre en la estimación del RPMS y la cantidad de mortalidad por pesca necesaria para lograr este rendimiento. Es interesante notar que las estimaciones del RPMS y los multiplicadores de *F* asociados de las dos evaluaciones previas del patudo en el OPO (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001) caen dentro del rango de estimaciones obtenidas del análisis de sensibilidad (Tabla 5.2).

5.5. Resumen de la condición del stock

Al principio de enero de 2001, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO estuvo en un nivel elevado. En ese momento el SBR fue aproximadamente 0,75, con límites de confianza superior e inferior (±2 errores estándar) de aproximadamente 0,45 y 1,05. La estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación del SBR_{RPMS} (0,41), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2001, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que el nivel que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RPMS. La biomasa reproductora parece haber estado por encima de este nivel durante la mayor parte del período de julio de 1980 a enero de 2001. No obstante, proyecciones estocásticas indican que es probable que el SBR disminuya a un nivel bajo histórico en los tres años próximos y que descienda por debajo del nivel que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RPMS. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y de la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones proyectadas del SBR son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas durante 1999 y 2000. Es posible que los SBR proyectados aumenten durante 2003-2005, pero cuándo y con qué rapidez ocurriría este aumento dependería de los niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

El peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas fue cercano al peso crítico (unos 39 kg) durante el último trimestre de 2000, señalando que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad es satisfactorio del punto de vista del rendimiento por recluta. No obstante, cabe destacar que las pesquerías sobre objetos flotantes son capaces de capturar patudo pequeño, y, por lo tanto, cuando se reclutan cohortes grandes a estas pesquerías, es probable que el peso medio de la captura sea sustancialmente inferior al peso crítico.

La distribución de esfuerzo entre los métodos de pesca afecta tanto el rendimiento por recluta de equilibrio como el rendimiento de equilibrio. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menor que cuando predominan las capturas palangreras. Además, si predominan las capturas palangreras, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano al mismo) con un amplio rango de multiplicadores de *F*. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total, un rango de multiplicadores de *F* más estrecho produce un rendimiento por recluta cercano al máximo. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total y existe una relación stock-reclutamiento, una cantidad de esfuerzo de pesca extremadamente grande causará un colapso de la población (y por lo tanto del rendimiento). Cuando predominan las capturas palangreras, la población puede sostener tasas de mortalidad por pesca sustancialmente mayores. Estas conclusiones son válidas solamente si se mantiene el patrón de selectividad por edad de cada pesquería.

Al principio de enero 2001, la biomasa de atún patudo en el OPO parece haber sido un 11% superior al nivel que se esperaría produciría el RPMS, pero se estima que las capturas recientes fueron más del 89% del nivel de RPMS (64.727 toneladas). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca que se estima producirá el RPMS es aproximadamente el 90% del nivel actual de esfuerzo. Reducir el esfuerzo al 90%

de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en menos de 1%, pero el potencial reproductor del stock en un 11%. Es posible que la captura de patudo por la flota de superficie sea determinada en gran medida por la fuerza de las cohortes reclutadas. De ser este el caso, es probable que disminuyan las capturas de patudo por dicha flota cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías de superficie. Se podría incrementar al máximo el RPMS de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar al de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N.

Un análisis de sensibilidad respalda la opinión que, al principio de 2001, la biomasa reproductora estuvo por encima del nivel que estaría presente si el stock estuviese produciendo el RPMS. Sin embargo, el análisis también confirma que hay incertidumbre en la estimación del RPMS y la cantidad de mortalidad por pesca necesaria para lograr este rendimiento. Ambas cantidades son sensibles a la parametrización del modelo de evaluación y a los datos que se incluyen en la evaluación.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar el stock de patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías. Se construyeron varios escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura del stock de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios. Se realizaron 101 simulaciones para cada uno de los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las simulaciones comentadas en las subsecciones siguientes fueron realizadas para un período de 5 años, abarcando 2001 a 2005 (con intervalos trimestrales). Se realizaron asimismo simulaciones de este tipo en una evaluación previa de patudo de Watters y Maunder (2001).

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se especificaron los escenarios siguientes para describir la cantidad hipotética de esfuerzo de pesca que podría ejercer la flota de superficie durante 2001-2005.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1999-2000.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1999-2000.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1999-2000.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo en el cuarto trimestre de 2001, 2002, 2003, 2004, y 2005 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 1999 y 2000.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2001 a 2005, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 1999 (también por trimestre).

6.1.2. Selectividad y capturabilidad

Se hicieron dos supuestos acerca de la selectividad (el componente por edad de la mortalidad por pesca). En primer lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. En segundo lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación es la misma que estimó el modelo de evaluación del stock (es decir, las curvas de selectividad son las mismas que se presentan en la Figura 4.5).

Se supuso además que la capturabilidad del patudo para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. Se supuso que los niveles futuros de capturabilidad para cada pesquería eran iguales a la capturabilidad media para esa pesquería durante 1999 y 2000 (se computaron los promedios de esfuerzo de pesca por trimestre).

6.1.3. Descartes

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de patudo. En el primero se supone que todo el patudo descartado muere; en el segundo, que no hubo descartes porque los peces que normalmente se descartan no son capturados o, al mismo efecto, que todos los patudos descartados sobreviven. La intención no es que el supuesto de no haber descartes represente un escenario en el cual los peces pequeños son retenidos en la captura, ya que esto no fue modelado explícitamente en este estudio de simulación. En la mayoría de los casos, suponer que los peces pequeños serán retenidos es equivalente a suponer que los peces descartados morirán. Por lo tanto, se deben considerar las simulaciones realizadas bajo el primer escenario para ver los resultados de retener peces que normalmente serían descartados. Sin embargo, cabe también destacar que retención futura de peces pequeños causaría que se subestimaran las capturas simuladas de la flota primaria de superficie (Pesquerías 2 a 5 y 7).

6.2. Supuestos sobre la dinámica de población

Se realizó el estudio de simulación bajo el supuesto que, en el futuro, los parámetros biológicos y demográficos que rigen la dinámica de la población de patudo en el OPO serían similares a los que la rigieron entre julio de 1980 y enero de 2001. En particular, se supuso que la relación stock-reclutamiento, función de crecimiento, relación peso-talla, calendario de fecundidad, y curva de mortalidad natural eran iguales a las que se estimaron con o usaron en la evaluación del caso base (Secciones 3 y 4). Con respecto a la evaluación del caso base, se supuso también que el patudo se desplaza por el OPO con suficiente rapidez como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre (Sección 3.1.3), y que hay un solo stock de patudo en el OPO (Sección 3.1.5).

Se añade estocastidad a cada simulación mediante un muestreo aleatorio de la distribución de anomalías del reclutamiento. Se supone que estas anomalías provienen de la misma distribución que las de la evaluación del caso base. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación del stock parecen estar autocorrelacionadas (Figura 4.7) pero, en el estudio de simulación, el rendimiento no estuvo autocorrelacionado. Añadir autocorrelación a las series de tiempo de reclutamiento simuladas causaría que los resultados de la simulación fuesen más variables.

6.3. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, el peso medio del patudo en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4 y la Tabla 6.1. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que los parámetros estimados por y usados en el modelo de evaluación del stock describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

6.3.1. SBR predichos

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrán efectos moderados sobre el SBR (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Se predice que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que la estimación mediana del SBR disminuya en un 9% para el fin de 2005 (Tabla 6.1). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la

estimación mediana del SBR en un 15% (Tabla 6.1). La probabilidad de que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su promedio reciente resulte en que el SBR al fin de 2005 sea inferior al SBR_{RPMS} es mayor que la de cualquier otro escenario de esfuerzo (Figura 6.1 y Tabla 6.1).

Tal como se señala en la Sección 5.1, se predice que el SBR disminuirá durante 2001 y 2002, y es probable que sea sustancialmente inferior al SBR_{RPMS} (0,41) para 2003 alcanzando un nivel de aproximadamente 0,16. Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca podrían ser incrementados a unas 1,6 veces su nivel previo para lograr el RPMS (Sección 5.3).

Merece notar que siempre se predice que el SBR aumentará durante 2000 y estará en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001 (Figura 6.1). Esta tendencia es causada por la serie de cohortes pequeñas que se estima fueron reclutadas durante 1999-2000 (Figura 4.9). Esta tendencia ocurrirá independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida durante los dos años próximos. Hasta en una simulación en la cual se supone que no hay pesca durante los cinco años próximos el SBR disminuye a un nivel de aproximadamente 0,26 (resultados no graficados). Se proyecta que la tasa de aumento subsecuente de la biomasa reproductora durante 2004 y 2005 dependerá de los niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie, y un aumento en los niveles de esfuerzo resultará en que cualquier aumento ocurra más lentamente (Figura 6.1). Cabe notar que se suponen condiciones ambientales medias durante todo el período de la proyección. Si las condiciones ambientales afectan el reclutamiento (tal como sugieren los resultados presentados en la Sección 4.2.2), las condiciones durante los dos años próximos afectarán asimismo el grado al cual aumenta el SBR durante 2004-2005.

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice también que el SBR será moderadamente sensible a supuestos sobre la situación del atún patudo descartado (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Si no se captura el patudo pequeño que normalmente se descarta, o si los peces descartados sobreviven, se predice que el SBR será un 9% mayor que lo que se predice si se supone que el patudo descartado muere (Tabla 6.1). Este resultado sugiere que evitar descartes de patudo pequeño de las capturas sobre objetos flotantes podría incrementar el stock reproductor.

6.3.2. Peso promedio predicho del patudo en la captura combinada

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrá efectos moderados sobre el peso promedio del patudo capturado por pesquerías operando en el OPO (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Se predice que, al cabo de 5 años, incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que el peso promedio de peces en la captura combinada disminuya en un 9% (Tabla 6.1). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará el peso promedio de peces en la captura en un 15% (Tabla 6.1). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2005 será inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 39 kg con los cuantiles de 80% en la Tabla 6.1). Estos resultados sugieren que será difícil maximizar el rendimiento por recluta sin reducir la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por la flota de superficie a niveles inferiores al 75% del promedio reciente.

Si las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementará el peso promedio de peces en la captura combinada en un 43% para el fin de 2005 (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Este resultado es de esperar porque las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) capturan grandes cantidades de peces pequeños, y esto influye sobre la estimación del peso promedio. El punto importante es que evitar descartes aumentará sustancialmente el rendimiento por recluta. Se concluyó previamente que sería necesaria una reducción sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca de superficie para maximizar el rendimiento por recluta, pero se puede moderar esta reducción si se evitan los descartes.

6.3.3. Capturas predichas de las pesquerías de superficie primarias

Ya que se realizó el estudio de simulación bajo los supuestos que la capturabilidad permanecería constante para cada pesquería que siga operando en el OPO (Sección 6.1.2) y que el nivel actual de esfuerzo de pesca para todas las pesquerías combinadas es relativamente cercano al óptimo (Figura 5.4), aumentos razonables en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie deberían causar aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 2 a 5 y 7). También vale lo contrario: una reducción razonable en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie debería causar una reducción a corto plazo en la captura. Estos resultados son triviales, y aparentes en la Figura 6.3. Cabe sin embargo notar que si el nivel futuro de esfuerzo aumenta (o disminuye) un 25%, la captura no necesariamente aumentará (o disminuirá) por el mismo porcentaje. Por ejemplo, si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2005 serán solamente un 15% mayores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2005 serán un 18% menores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1).

Las capturas predichas para 2005 son generalmente inferiores a las que viene logrando la flota de superficie en los últimos años (Figura 6.3). Esta flota es evidentemente capaz de capturar más de 10 mil toneladas de patudo en un solo trimestre (Figura 6.3), pero la mayoría de las simulaciones predicen que las capturas durante 2005 serían inferiores a ese nivel (Tabla 6.1). Esta diferencia podría ser causada por la falta de autocorrelación en las series de tiempo de reclutamientos simuladas. Tal como se comenta en la Sección 5.3, las grandes capturas recientes de patudo por la flota de superficie podrían ser resultado de la serie de reclutamientos grandes que se estima ocurrieron durante 1996-1998 (Figura 4.9). La simulación no fue diseñada de tal forma que una serie de cohortes grandes sería necesariamente reclutada durante el período de la proyección.

Si las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) podría incrementar las capturas futuras de la flota de superficie (Figura 6.3 y Tabla 6.1). Se predice que evitar descartes aumentará la captura trimestral de superficie durante 2005 en un 5% (Tabla 6.1). Evitar descartes puede incrementar la captura de la flota de superficie porque sobreviviría un mayor número de peces pequeños y la biomasa total de las cohortes a las que son reclutados puede aumentar gracias a ganancias debidas a crecimiento (Sección 5.2).

6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera

Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie pueden afectar las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Se predice que la captura palangrera trimestral durante 2005 aumentará en un 11% si se reduce el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1). Similarmente, se predice que la captura palangrera trimestral durante 2005 disminuirá en un 9% si se aumenta el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1).

Se predice que la captura futura palangrera es algo sensible a que la flota de superficie continúe descartando patudo pequeño al clasificar las capturas sobre objetos flotantes (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Se predice que evitar descartes aumentaría la captura palangrera trimestral durante 2005 en un 7% (Tabla 6.1). Este resultado es consistente con la predicción que el SBR también aumentará si se evitan los descartes, y por tanto las simulaciones sugieren claramente que evitar descartes incrementaría la biomasa de patudo mayor. Es interesante notar que se puede formar esta conclusión a pesar del nivel relativamente alto de mortalidad natural de patudo del tamaño descartado durante la clasificación de capturas sobre objetos flotantes (Figura 3.1).

6.4. Resumen de resultados de la simulación

Las cohortes pequeñas de patudo que aparentemente fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante

1999-2000 podrían causar que el SBR disminuya durante 2001 y 2002 y esté en niveles sustancialmente inferiores al SBR_{RPMS}. Es posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO disminuya a niveles históricamente bajos. Se predice que esta disminución ocurrirá independientemente de la cantidad de esfuerzo de pesca y las condiciones ambientales que ocurran en el futuro cercano. Se proyecta que el SBR aumentará durante 2003-2005, pero la velocidad del aumento dependerá de los niveles futuros de esfuerzo de pesca, y posiblemente de las condiciones ambientales durante 2001-2002.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de la flota de superficie primaria, y la captura total de la flota palangrera. Se predice que incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reducirá el SBR, reducirá el peso promedio de peces en la captura combinada, incrementará la captura total de la flota de superficie, y reducirá la captura total de la flota palangrera. Se predice que reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendrá los efectos contrarios.

Se predice que evitar los descartes de patudo pequeño de capturas sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Porende, cualquier medida que reduzca eficazmente la mortalidad de patudos de unos 2 a 5 trimestres de edad podría ayudar a la Comisión lograr varios objetivos de ordenación.

REFERENCES--REFERENCIAS

Anonymous. 2000. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Background Document prepared for the Scientific Working Group on Bigeye, Inter-American Tropical Tuna Commission. 58 pp.

Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.

Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries, and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. Secretariat of the Pacific Community. Oceanic Fisheries Programme Technical Report 36. 46 pp.

Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.

Maunder, M. and G. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 1: 5-86.

Maunder, M. and G. Watters. submitted. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.

Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *In* Proc., Governor's Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources, edited by T.A. Manar, Hawaii: 197-201.

Okamoto, H. and W.H. Bayliff. in preparation. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. to be submitted to the Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission.

Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. Rep. 25: 91-104.

Tomlinson, P. 2001 Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep, 2: ___-___.

Watters, G. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Data Rep. 10. 100 pp.

Watters, G. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 527-571.

Watters, G. and M. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 1: 109-210.

STATUS OF BLUEFIN TUNA IN THE PACIFIC OCEAN

by

William H. Bayliff

CONTENTS

1. Executive summary 247
2. Data 248
3. Assumptions and parameters 249
4. Stock assessment 249
5. Stock status 250
6. Future directions 251
References 252
Figures 255
Tables 263

1. EXECUTIVE SUMMARY

Most of the catches of bluefin, *Thunnus orientalis*, in the eastern Pacific Ocean (EPO) are taken by purse seiners. Nearly all of the purse-seine catch is made west of Baja California and California, within about 100 nautical miles of the coast, between about 23°N and 33°N. Lesser amounts of bluefin are caught by recreational, gillnet, and longline gear. Bluefin have been caught during every month of the year, but most of the fish are taken during May through October.

Bluefin are exploited by various gears in the western Pacific Ocean (WPO) from Taiwan to Hokkaido. Age-0 fish about 15 to 30 cm in length are caught by trolling during July-October south of Shikoku Island and south of Shizuoka Prefecture. During November-April age-0 fish about 35 to 60 cm in length are taken by trolling south and west of Kyushu Island. Age-1 and older fish are caught by purse seining, mostly during May-September between about 30°-42°N and 140°-152°E. Bluefin of various sizes are also caught by traps, gillnets, and other gear, especially in the Sea of Japan. Small amounts of bluefin are also caught near the southeastern coast of Japan by longlining.

The high-seas longline fisheries are directed mainly at tropical tunas, albacore, and billfishes, but small amounts of Pacific bluefin are caught by these fisheries. Small amounts of bluefin are also caught by Japanese pole-and-line vessels on the high seas.

Larvae of Pacific bluefin have been found only between the Philippines and southern Japan and in the Sea of Japan, and it is assumed that spawning occurs only in those areas. Some fish apparently remain their entire lives in the WPO. Others migrate to the EPO; these migrations begin mostly, or perhaps entirely, during the first and second years of life. The first- and second-year migrants are exposed to various fisheries before beginning their journey to the EPO. The migrants, after crossing the ocean, are exposed to commercial and recreational fisheries off California and Baja California. Eventually, the survivors return to the WPO.

Bluefin are most often found in the EPO in waters where the sea-surface temperatures (SSTs) are between 17° and 23°C. Fish 15 to 31 cm in length are found in the WPO in waters where the SSTs are between 24° and 29°C. The survival of larval and early juvenile bluefin is undoubtedly strongly influenced by the environment. Conditions in the WPO probably influence the portions of the juvenile fish there that move to the EPO, and also the timing of these movements. Likewise, conditions in the EPO probably influence the timing of the return of the juvenile fish to the WPO.

In the absence of evidence to the contrary, it has been assumed that there is a single stock of Pacific bluefin.

Various indices of abundance of bluefin in the EPO have been calculated, but none of these is entirely satisfactory. The IATTC has calculated "habitat" and "bluefin-vessel" indices for the EPO routinely for several years.

A preliminary cohort analysis has indicated that the biomass of the spawning stock was relatively high during the 1960s, decreased during the 1970s and 1980s, and then increased during the 1990s. The recruitment was estimated to be highly variable, with four or five strong cohorts produced during the 1960-1998 period.

Even though the total catches of bluefin have not declined, the results of the yield-per-recruit and cohort analyses indicate that greater catches could be obtained if the catches of age-0 and age-1 fish were reduced or eliminated.

The spawner-recruit analyses do not indicate that the recruitment of Pacific bluefin could be increased by permitting more fish to spawn.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Eastern Pacific Ocean

Most of the catches of bluefin, *Thunnus orientalis*, in the eastern Pacific Ocean (EPO) are taken by purse seiners. Nearly all of the purse-seine catch is made west of Baja California and California, within about 100 nautical miles of the coast, between about 23°N and 33°N (Bayliff, 1994: Figure 1). Lesser amounts of bluefin are caught by recreational fishermen; this fishery is pursued in the same area, but mostly north of about 29°N. Small amounts of bluefin are caught off California by gillnet vessels fishing at least as far north as 39°N and by U. S. and Mexican longline vessels fishing west of California and northern Baja California, respectively. Bluefin have been caught during every month of the year, but most of the fish are taken during May through October (Bayliff, 1994: Figure 6 and Table 8).

2.1.2. Western Pacific Ocean

Bluefin are exploited by various gears in the western Pacific Ocean (WPO) from Taiwan to Hokkaido. Age-0 fish about 15 to 30 cm in length are caught by trolling during July-October south of Shikoku Island and south of Shizuoka Prefecture. During November-April age-0 fish about 35 to 60 cm in length are taken by trolling south and west of Kyushu Island. Age-1 and older fish are caught by purse seining, mostly during May-September between about 30°-42°N and 140°-152°E. Bluefin of various sizes are also caught by traps, gillnets, and other gear, especially in the Sea of Japan. Small amounts of bluefin are also caught near the southeastern coast of Japan by longlining.

2.1.3. High seas

The high-seas Japanese longline fishery (Uosaki and Bayliff, 1999), and also those of the Republic of Korea (Park *et al*., 1994), Taiwan, and the United States (Ito and Machado, 1997) are directed mainly at tropical tunas, albacore, and billfishes, but small amounts of Pacific bluefin (Tomlinson, 1996) are caught by this fishery.

Small amounts of Pacific bluefin are also caught by Japanese pole-and-line vessels on the high seas (Bayliff *et al*., 1991: Table 6).

2.2. Catch and effort data

Catch data for all the major fisheries for bluefin are available for 1952-1998 (Table 2.2a), and data for the commercial and recreational fisheries of the EPO are available as far back 1918 and 1936, respectively (Bayliff, 1994: Table 7).

Bayliff (1996) discussed four indices of purse-seine fishing effort for bluefin in the EPO (Table 2.2b), but none of these is entirely satisfactory. His criteria for classification of boats as "bluefin vessels" was sub-

sequently modified (Anonymous, 1999a: 65). Tomlinson (1996) estimated the amount of effort by Japanese longline vessels in a "core area" (his Figure 13), in which most of the high-seas catches of bluefin by Japanese longline vessels are made, during 1952-1986. Effort data for the Hawaiian longline fishery for 1991-1994, by 5-degree areas and quarters, are given by Curran *et al*. (1996). No effort data are available for any of the fisheries of the WPO.

2.3. Size composition data

Length-frequency data for the purse-seine fishery of the EPO, which takes place in IATTC sampling area 1 (Anonymous, 2000a: Figure 9), are available for 1923-1925, 1952-1971, and 1973-2000 (Bayliff, 1993: Table 1; Anonymous, 2001a: Figure 8). Data for 1995-2000 are shown in Figures 2.3a and 2.3b.

Length-frequency data for the surface fisheries of the WPO are given by Yokota *et al.* (1961: 210) and Yukinawa and Yabuta (1967), and length and weight composition data for various fisheries of the WPO and CPO are given by Yamanaka (1958 and 1982), Nakamura (1969), and Shingu *et al.* (1974). Data for small and large fish caught by surface gear in the WPO and for fish caught by longline gear in the WPO and CPO are shown in Figures 2.3b, 2.3c, and 2.3d, respectively, of Bayliff (2001).

2.4. Auxiliary data

The most important auxiliary data are probably those obtained from tagging of bluefin in the EPO and WPO with conventional tags (Bayliff *et al.*, 1991). Staff members of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan have tagged bluefin in the WPO with archival tags, and data for 40 of these that were recaptured in the WPO and for 2 that were recaptured in the EPO have been obtained (Itoh *et al*., 1999; Anonymous, 2000b). (One of the 40 that were recaptured in the WPO had migrated to the EPO and then returned to the WPO.) It is anticipated that when more data from experiments with archival and/or pop-up tags are obtained the information from these will be valuable for stock assessment.

Oceanographic data have been used to calculate the "habitat indices" (of abundance) for bluefin in the EPO described in Section 4.1.

Data from aerial surveys over waters of the EPO (Squire, 1972, 1983, and 1993) have been used to calculate indices of abundance of bluefin in the EPO (Bayliff, 1996).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

Information on growth, reproduction, movement, natural mortality, stock structure, and influences of the environment on Pacific bluefin is summarized by Bayliff (2001).

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance

Bayliff (1996) discussed various indices of abundance of bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean. The "habitat index" and the "bluefin vessel index" are probably the most reliable of these. The bluefin vessel index was subsequently modified (Anonymous, 1999a: 65).

4.1.1. Habitat index

Bluefin tuna are most often caught by purse-seine vessels in the EPO in waters with sea-surface temperatures of 17° to 23°C (Bell, 1963), so it was assumed that fishing effort exerted by tuna purse seiners off California and Baja California in waters of that temperature range during May through October is bluefin effort, regardless of whether bluefin were caught. The sums of the logged catches of bluefin in the EPO during May through October of each year were divided by the corresponding sums of the logged purse-seine effort in the 1-degree areas which were suitable bluefin habitat to get the annual catches per unit of effort (CPUEs). These data appear in Figure 4.1. They appear to indicate that both reduced availability and reduced fishing effort have contributed to the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and 1990s.

4.1.2. Bluefin vessel index

For this method, it is assumed that the fishing effort directed toward Pacific bluefin is proportional to the numbers of vessels that direct substantial portions of their effort to fishing for that species. Accordingly, each vessel of the purse-seine fleet was classified each year as a "bluefin vessel" or a "non-bluefin vessel." If a vessel caught bluefin in three of the years of a five-year period, it was classified as a bluefin vessel for the middle year of that period. Otherwise it was classified as a non-bluefin vessel for that year. The criteria were relaxed for vessels that entered the EPO tuna fishery less than two years before the year in question or left the fishery less than two years after the year in question. For example, if a vessel entered the EPO tuna fishery in 1971, it was classified as a bluefin vessel for that year if it caught bluefin in 1971 and in either 1972 or 1973. This system of classification is arbitrary, and perhaps some other system would be better. However, it seems to be adequate to give some insight into the value of data on bluefin vessels and their catches for estimation of the relative abundance of bluefin. The bluefin vessel index for a given year is the total catch of bluefin by bluefin vessels (from unloading data) for that year divided by the number of bluefin vessels in the fleet during that year. The total commercial catches by bluefin vessels, the numbers of bluefin vessels, and the bluefin vessel indices for 1961-1998 are shown in Figure 4.1. (Since the indices are calculated from data for the year in question, the preceding two years, and the following two years, an index for 1999 cannot be calculated until data for 2001 are available, and an index for 2000 cannot be calculated until data for 2002 are available.) They also appear to indicate that both reduced availability and reduced fishing effort have contributed to the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and 1990s.

4.2. Assessment models

The results of yield-per-recruit, cohort, spawner-recruit, and recruit-spawner analyses conducted by the IATTC staff and its attempts to predict the abundance of Pacific bluefin are summarized by Bayliff (2001).

Studies recently carried out by the NRIFSF are described by Anonymous (2000c). A preliminary cohort analysis indicated that the biomass of the spawning stock was relatively high during the 1960s, decreased during the 1970s and 1980s, and then increased during the 1990s. The recruitment was estimated to be highly variable, with four or five strong cohorts produced during the 1960-1998 period. Yield-per-recruit analyses indicated that the yield per recruit could be increased by decreasing the fishing mortality of age-0 to -4 fish and increasing it for older fish.

5. STOCK STATUS

The total catches of Pacific bluefin by all gear have not declined (Table 2.2a), but during the 1952-1986 period the catches in the core areas by the longline fishery declined precipitously, while the effort in that area declined less precipitously (Tomlinson, 1996: Tables 1 and 4). This probably indicates that large bluefin became less abundant during the 1952-1986 period. The catches of juvenile fish in the EPO were less during the 1980s and 1990s than during the 1950s, 1960s, and 1970s, but this decline could be at least partly due to the decline in the numbers of bluefin vessels in the EPO, as neither the bluefin-vessel index nor the habitat index indicates a decline in the abundance of fish. Also, it is possible that long-term changes in oceanographic conditions have affected the proportions of the juveniles that migrate from the WPO to the EPO and/or the average length of the sojourn in the EPO.

Even though the total catches of bluefin have not declined, the results of the cohort and yield-per-recruit analyses indicate that greater catches could be obtained if the catches of younger fish were reduced or eliminated.

The spawner-recruit analyses do not indicate that the recruitment of Pacific bluefin could be increased by permitting more fish to spawn.

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Collection of new and/or updated information

Better catch and effort data and size-frequency data for the WPO have recently been obtained, but there are still some deficiencies. The acquisition of better data would make it possible to calculate better indices of abundance for the WPO and to perform better cohort analyses for the WPO and for the entire Pacific Ocean.

Reliable estimates of the age-specific natural mortality are urgently needed. The present estimates could probably be improved if better catch and effort data and size-frequency data for the WPO were available.

Little is known about migration between the WPO and the EPO. Studies of the oceanography of the WPO, coupled with information on migration from the WPO to the EPO, might yield information on what causes the fish to migrate and on the timing of the migrations. Conventional tags, at best, give only information on locations and dates of release and recapture and sizes of the fish at release and recapture. All of the releases have taken place in the EPO or the WPO, and the great majority of the recaptures have been made in the EPO or the WPO, so these experiments have not produced much information on the fish while they are *en route* from the WPO to the EPO or from the EPO to the WPO. Archival and pop-up tags yield much more information. Archival tags give the position of the fish at frequent intervals between release and recapture, so it is possible to tell when the transoceanic migrations were begun and completed and where the fish are when they are in transit. Pop-up tags can be programmed to come to the surface at specified intervals, so it is possible to tell where the fish were at various intervals after release. The archival tags give more information, but the recovery rate is only about 5 to 10 percent. The recovery rates for the pop-up tags would be 100 percent, provided they are properly made and the detection equipment works properly.

A preliminary study of the costs and benefits of migrating to the EPO *versus* remaining in the WPO has recently been made, using data from a fish bearing an archival tag that migrated from the WPO to the EPO to parameterize a bioenergetics model under hypothetical scenarios with different swimming speeds and growth rates at different locations along the migration path. Published oxygen consumption rates for yellowfin were used to predict the food consumption rates of bluefin required to meet the energy demands for metabolism, waste losses, and growth, given the water temperatures most likely to have been encountered. There was more variation in the distribution of the predicted daily consumption rates for the trans-Pacific migrants than for the fish that stay in the WPO. The minimum consumption rates of the migrants was always less than that of the fish that stay in the WPO, largely due to the lower ambient temperatures in the central north Pacific and the EPO. The result was robust to differences in the period of comparison, the swimming speeds, and the growth rates. Trans-Pacific migration may represent an opportunity for the fish to capitalize on lower energy requirements in colder water, although the cost of swimming in colder water is unknown for this species. The predictions from the bioenergetics model would be improved with more detailed information on swimming speeds in holding areas, current speeds, physiological adaptions to temperature changes, and consumption of food.

It may be possible to collect better catch and effort and size-frequency data, particularly for the WPO, for previous years. The length-frequency data for purse seine-caught and sport-caught fish for the EPO should be separated (as in this report), and the possibility of obtaining more reliable catch and effort data for the sport fishery of the EPO for previous years should be explored.

6.2. Refinements to assessment models and methods

If better data, as discussed in Section 6.1, were available it would be possible to calculate better indices of abundance and perform more reliable yield-per-recruit, cohort, and spawner-recruit analyses.

.

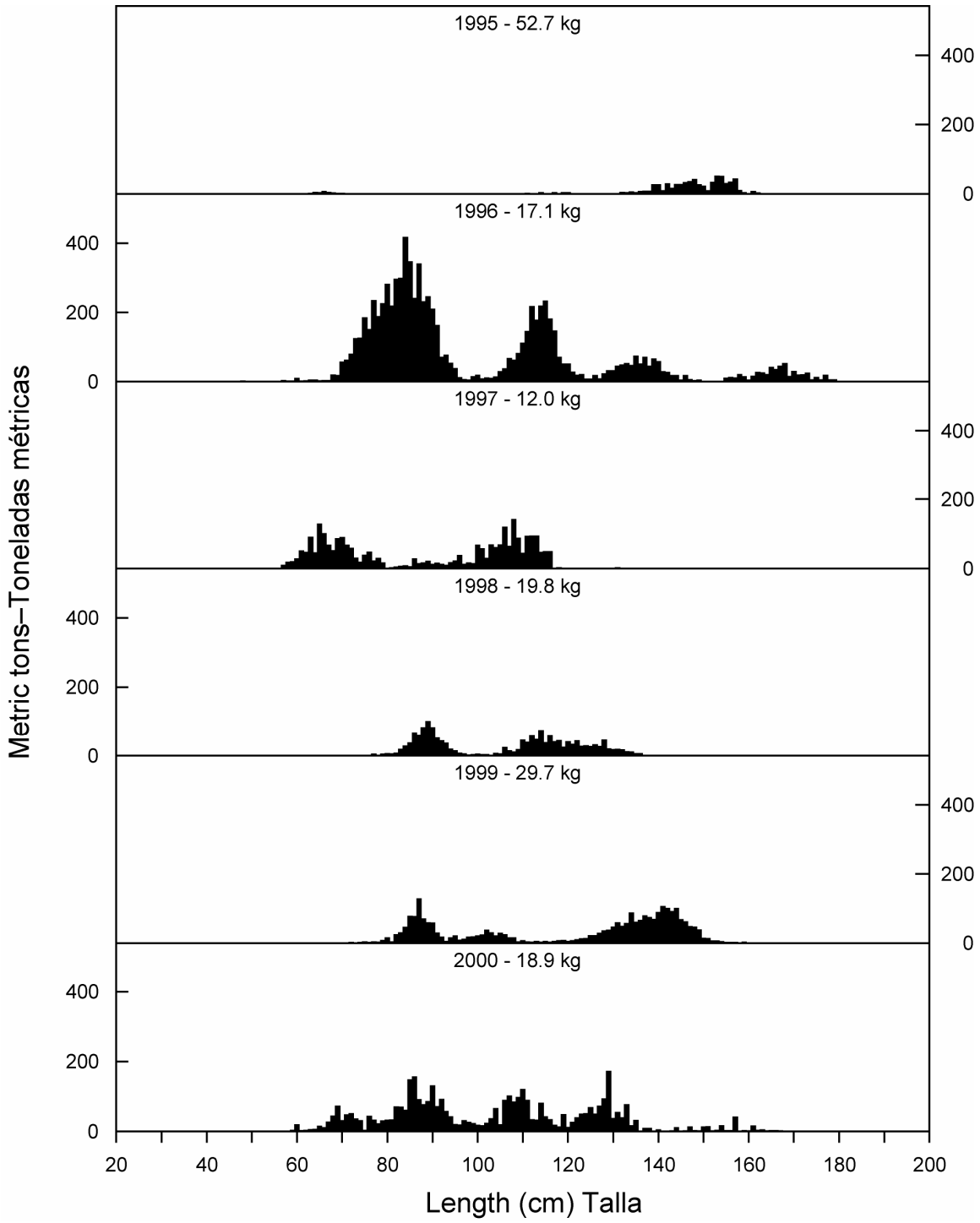

FIGURE 2.3a. Estimated size compositions of the bluefin caught in the commercial fisheries of the EPO during 1995-2000. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.
FIGURA 2.3a. Composición por tallas estimada para el aleta azul capturado en las pesquerías comerciales del OPO durante 1995-2000. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

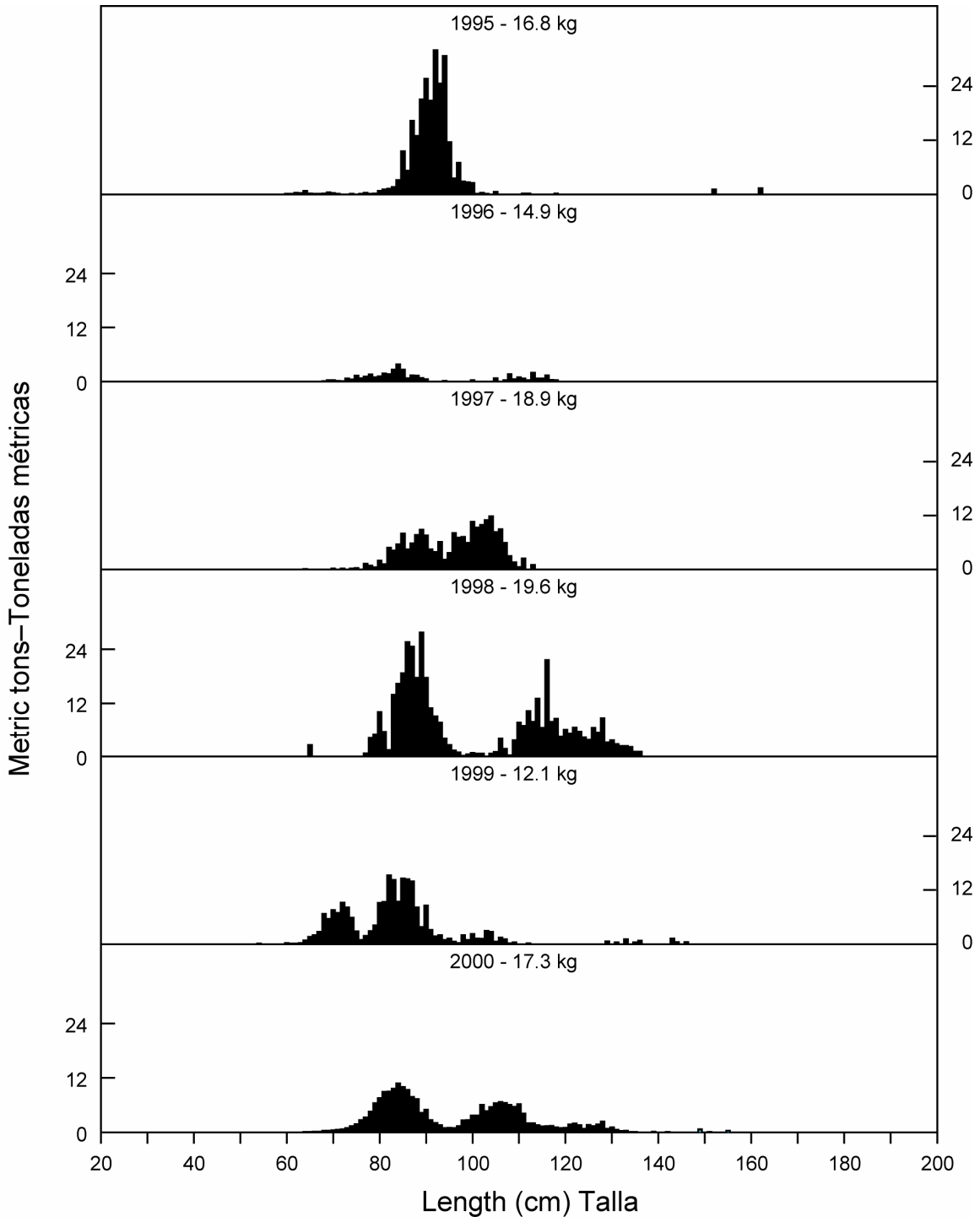

FIGURE 2.3b. Estimated size compositions of the bluefin caught in the recreational fishery of the EPO during 1995-2000. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.
FIGURA 2.3b. Composición por tallas estimada para el aleta azul capturado en la pesquería deportiva en el OPO durante 1995-2000. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

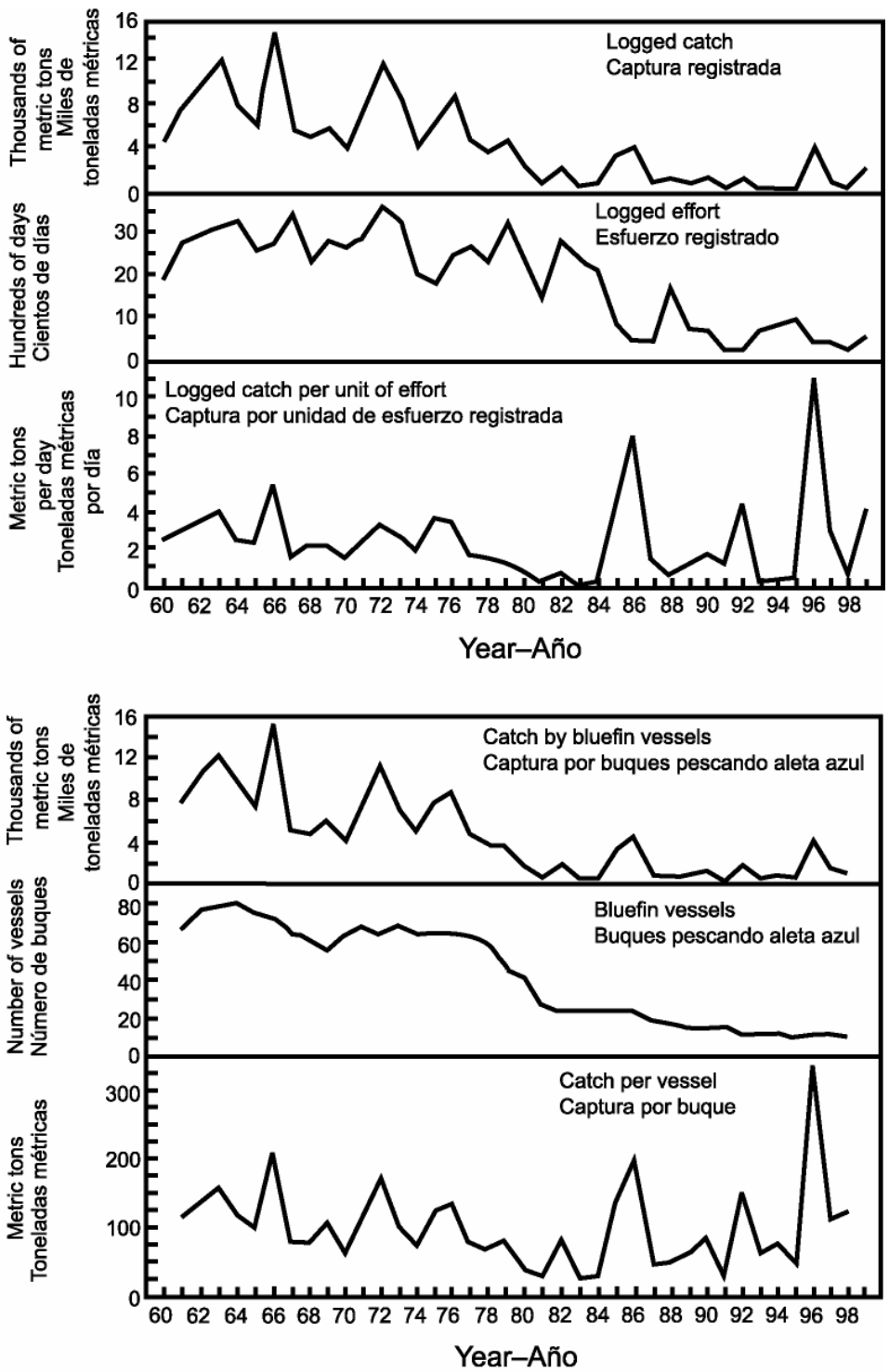

FIGURE 4.1. Catch, effort, and catch-per-unit of effort data for the surface fishery for bluefin in the EPO, as determined by the habitat index method (upper panel) and the bluefin vessel index method (lower panel).

FIGURA 4.1. Datos de captura, esfuerzo, y captura por unidad de esfuerzo para la pesquería de superficie de aleta azul en el OPO, calculados con el método de índice del hábitat (recuadro superior) y el método de índice de buques que pescan aleta azul (recuadro inferior).

TABLE 2.2a. Catches of bluefin, in metric tons, in the Pacific Ocean.
TABLA 2.2a. Capturas de atún aleta azul, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico.

Year	Western Pacific nations			Eastern Pacific nations			Subtotal	Total
	Surface[1]	Longline[1]	Subtotal[1]	Surface		Longline[4]		
				Commercial[2]	Recreational[3]			
Año	Naciones del Pacífico occidental			Naciones del Pacífico oriental			Subtotal	Total
	Superficie[1]	Palangre[1]	Subtotal[1]	Superficie		Palangre[4]		
				Comercial[2]	Deportiva[3]			
1952	12,203	2,581	14,784	2,076	1		2,077	16,861
1953	11,676	1,998	13,674	4,433	35		4,468	18,142
1954	14,953	1,588	16,541	9,537	8		9,545	26,086
1955	18,987	2,099	21,086	6,173	67		6,240	27,326
1956	27,430	1,242	28,672	5,727	279		6,006	34,678
1957	23,767	1,490	25,257	9,215	52		9,267	34,524
1958	12,330	1,429	13,759	13,934	7		13,941	27,700
1959	11,948	3,667	15,615	6,914	11		6,925	22,540
1960	14,214	5,784	19,998	5,422	1		5,423	25,421
1961	14,977	6,175	21,152	8,116	19		8,135	29,287
1962	14,764	2,238	17,002	11,125	20		11,145	28,147
1963	17,370	2,104	19,474	12,266	6		12,272	31,746
1964	14,603	2,379	16,982	9,211	6		9,217	26,199
1965	15,496	2,062	17,558	6,887	1		6,888	24,446
1966	12,080	3,388	15,468	15,881	16		15,897	31,365
1967	12,983	2,102	15,085	5,862	26		5,888	20,973
1968	14,171	2,340	16,511	5,966	10		5,976	22,487
1969	7,883	1,377	9,260	6,914	12		6,926	16,186
1970	7,505	1,152	8,657	3,951	15		3,966	12,623
1971	8,673	762	9,435	8,354	6		8,360	17,795
1972	7,951	755	8,706	13,335	12		13,347	22,053
1973	8,798	1,270	10,068	10,700	44		10,744	20,812
1974	14,773	3,546	18,319	5,570	47		5,617	23,936
1975	10,836	1,563	12,399	9,556	27		9,583	21,982
1976	9,199	580	9,779	10,628	17		10,645	20,424
1977	12,765	718	13,483	5,458	15		5,473	18,956
1978	21,362	1,074	22,436	5,393	4		5,397	27,833
1979	25,359	1,254	26,613	6,108	9		6,117	32,730
1980	18,488	1,194	19,682	2,933	6		2,939	22,621
1981	29,751	835	30,587	1,084	5		1,089	31,676
1982	24,273	897	25,170	3,145	5		3,150	28,320
1983	18,233	712	18,945	837	16		853	19,798
1984	11,045	363	11,408	858	23		881	12,289
1985	12,472	507	12,979	4,014	41		4,055	17,034
1986	14,599	276	14,875	5,079	6		5,085	19,960
1987	13,771	383	14,154	990	15	0	1,005	15,159
1988	7,677	256	7,933	1,421	3	0	1,424	9,357
1989	10,057	490	10,547	1,117	53	0	1,170	11,717

TABLE 2.2a. (continued)
TABLA 2.2a. (continuación)

Year	Western Pacific nations			Eastern Pacific nations			Subtotal	Total
	Surface[1]	Longline[1]	Subtotal[1]	Surface		Longline[4]		
				Commercial[2]	Recreational[3]			
Año	Naciones del Pacífico occidental			Naciones del Pacífico oriental			Subtotal	Total
	Superficie[1]	Palangre[1]	Subtotal[1]	Superficie		Palangre[4]		
				Comercial[2]	Deportiva[3]			
1990	6,294	585	6,879	1,511	31	0	1,542	8,421
1991	14,084	627	14,711	418	43	0	461	15,172
1992	10,221	1,037	11,258	1,929	70	1	2,000	13,258
1993	7,818	1,328	9,146	581	298	45	924	10,070
1994	11,052	1,521	12,573	974	88	24	1,086	13,659
1995	22,825	920	23,745	629	245	27	901	24,646
1996	10,148	1,873	12,021	8,222	37	53	8,312	20,333
1997	14,757	2,823	17,580	2,657	150	52	2,859	20,439
1998	7,389	3,134	10,523	1,826	397	56	2,279	12,802
1999	16,868	3,490	20,358	2,644	447	39	3,130	23,181
2000*				3,873	225		4,098	

[1] Sources: The data for Japan were obtained from the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan. The data for Taiwan and the Republic of Korea were obtained from FAO yearbooks of fisheries statistics and data published by the Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, and the National Fisheries Research and Development Agency of Korea.

[1] Fuentes: Los datos de Japón provienen del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar del Japón. Los datos de Taiwan y la República de Corea provienen de compendios anuales de estadísticas pesqueras de la FAO y datos publicados por el Instituto de Oceanografía de la Universidad Nacional de Taiwan en Taipei y la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero de Corea.

[2] Sources: 1952-1960, Bell, 1963: Table VIII; 1961-1999, Anonymous, 2001b, Table 3d minus recreational catch.

[2] Fuentes: 1952-1960, Bell, 1963: Tabla VIII; 1961-1999, Anónimo, 2001b, Tabla 3d menos la captura deportiva.

[3] Sources: 1952-1990, Leet *et al*., 1992; 1991-1992, California Department of Fish and Game, unpublished data; 1993-1999, Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 35-41.

[3] Fuentes: 1952-1990, Leet *et al*., 1992; 1991-1992, California Department of Fish and Game, datos inéditos; 1993-1999, Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 35-41.

[4] Sources: Vojkovich and Barsky, 1998: page 149; Anonymous, 1999b: page 3-57.

[4] Fuentes: Vojkovich y Barsky, 1998: página 149; Anónimo, 1999b: página 3-57.

* preliminary--preliminares

TABLE 2.2b. Measures of fishing effort for bluefin in the eastern Pacific Ocean. Most of the data for 1959-1991 are from Bayliff (1996: Table 3), and most of those for 1992-1999 are from the IATTC data base.

TABLA 2.2b. Medidas de esfuerzo de pesca de aleta azul en el Océano Pacífico oriental. La mayoría de los datos de 1959-1991 proviene de Bayliff (1996: Tabla 3), y la mayoría de los de 1992-1999 de la base de datos de la CIAT.

Year	Calkins index	Habitat index	Habitat index north of 28°N	Number of bluefin vessels
Año	Indice de Calkins	Indice de hábitat	Indice de hábitat al norte de 28°N	Número de buques que pescan aleta azul
1959	824.0			
1960	1453.0	1889.5	932.0	
1961	2051.0	2721.5	1265.5	67
1962	2886.5	2890.5	1572.1	76
1963	2677.0	3131.5	1957.5	78
1964	2941.0	3240.0	1182.0	81
1965	2370.0	2569.5	861.0	76
1966	2422.5	2727.0	1102.5	73
1967	2812.0	3483.0	998.0	65
1968	1968.0	2336.0	1279.5	63
1969	2258.0	2801.0	1092.0	56
1970	1682.5	2658.5	916.0	64
1971	2595.5	2944.5	1196.0	69
1972	3220.0	3613.0	1727.5	65
1973	2664.5	3271.0	1461.0	69
1974	1974.0	2105.5	699.5	66
1975	1673.0	1811.0	484.5	65
1976	2322.0	2524.5	1685.5	66
1977	1948.0	2723.0	1251.0	65
1978	1841.0	2356.5	1211.5	60
1979	1770.0	3284.0	1010.0	48
1980	1329.5	2481.0	600.0	43
1981	664.5	1515.5	673.5	28
1982	1060.0	2845.5	1260.5	24
1983	651.0	2430.0	1215.0	24
1984	1022.0	2159.5	1463.5	25
1985	566.0	916.5	587.5	25
1986	384.0	522.0	370.0	24
1987	174.5	500.0	242.5	19
1988	755.5	1705.5	493.0	18
1989	140.0	808.0	292.5	16
1990	234.0	764.5	375.0	17
1991	75.0	335.0	150.5	16
1992		297.0	252.0	14
1993		757.5	238.5	13
1994		921.5	204.5	13
1995		1007.0	286.0	11
1996		467.0	439.5	13
1997		482.0	324.5	13
1998		331.5	202.0	11
1999		591.0	203.5	

CONDICION DEL ATUN ALETA AZUL EN EL OCEANO PACIFICO

por

William H. Bayliff

INDICE

1. Resumen ejecutive 258
2. Datos 259
3. Supuestos y parámetros 260
4. Evaluación del stock 260
5. Condición del stock 262
6. Direcciones futuras 262
Referencias 263
Figuras 252
Tablas 255

1. RESUMEN EJECUTIVO

La mayoría de las capturas de aleta azul, *Thunnus orientalis*, en el Océano Pacífico oriental (OPO) es realizada por buques cerqueros. Casi toda la captura cerquera proviene de una zona frente a Baja California y California, a menos de unas 100 millas náuticas de la costa, entre 23°N y 33°N. Se capturan cantidades menores de aleta azul con arte de pesca deportiva, redes agalleras, y palangres. Se captura la especie en todos los meses del año, pero la mayor parte de la captura es lograda entre mayo y octubre.

El aleta azul es pescado con varias artes en el Océano Pacífico occidental desde Taiwan hasta Hokkaido. Peces de 0 años de edad de entre unos 15 y 30 cm de talla son capturados con curricán durante julio-octubre al sur de Shikoku y al sur de la Prefectura de Shizuoka. Durante noviembre-abril peces de edad 0 de entre unos 35 y 60 cm son capturados con curricán al sur y oeste de Kyushu. Peces de edad 1 y mayores son capturados con redes de cerco, principalmente durante mayo-septiembre entre 30°-42°N y 140°-152°E. Se capturan también aletas azules de varios tamaños con trampas, redes agalleras, y otras artes de pesca, especialmente en el Mar de Japón. Se capturan también con palangre pequeñas cantidades de la especie cerca del litoral sudeste de Japón.

Las pesquerías palangreras de alta mar están dirigidas principalmente hacia los atunes tropicales, la albacora, y los peces picudo, pero capturan pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico. Buques cañeros japoneses capturan asimismo pequeñas cantidades de aleta azul en alta mar.

Se han encontrado larvas de aleta azul del Pacífico únicamente entre las Filipinas y el sur del Japón y en el Mar de Japón, y se supone que el desove ocurre solamente en esas zonas. Algunos peces permanecen aparentemente toda la vida en el Pacífico occidental. Otros migran al OPO; estas migraciones comienzan principalmente, o tal vez exclusivamente, durante el primer y segundo año de vida. Los migrantes de primer o segundo año están expuestos a varias pesquerías antes de iniciar su migración al OPO. Después de cruzar el océano, están expuestos a las pesquerías comercial y deportiva frente a California y Baja California. Posteriormente, los supervivientes regresan al Pacífico occidental.

Se encuentra el aleta azul en el OPO con mayor frecuencia en aguas de entre 17° y 23°C de temperatura de superficie. En el Pacífico occidental se encuentran peces de entre 15 y 31 cm en aguas de entre 24° y 29°C de temperatura de superficie. La supervivencia de las larvas y juveniles tempranos de la especie es indudablemente afectada de manera importante por las condiciones ambientales. Las condiciones en el Pacífico occidental afectan probablemente cuáles porciones de los peces juveniles migran al OPO, y cuándo. Asimismo, las condiciones en el OPO probablemente afectan cuándo los peces juveniles regresan al Pacífico occidental.

A falta de evidencias al contrario, se supone que existe un solo stock de aleta azul del Pacífico.

Se han calculado varias índices de abundancia para el aleta azul en el OPO, pero ninguno es completamente satisfactorio. Desde hace varios años el personal de la CIAT calcula rutinariamente índices de "bu-

que que pesca aleta azul" y "hábitat" para el OPO.

Un análisis de cohortes preliminar indicó que la biomasa del stock reproductor fue relativamente elevada durante los años 1960, disminuyó durante los años 1970 y 1980, y luego aumentó. Se estimó que el reclutamiento fue altamente variable, con cuatro o cinco cohortes fuertes producidas entre 1960 y 1998.

Pese a que las capturas totales de aleta azul han disminuido, los resultados de análisis de rendimiento por recluta y de cohortes indican que sería posible obtener capturas mayores si se redujeran o eliminaran las capturas de peces de edad 0 y de edad 1.

Los análisis reproductor-recluta no indican que aumentaría el reclutamiento del aleta azul se permitiera a más peces desovar.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

2.1.1. Océano Pacífico oriental

La mayoría de las capturas de aleta azul, *Thunnus orientalis*, en el Océano Pacífico oriental (OPO) son realizadas por buques cerqueros. Casi toda la captura cerquera proviene de una zona frente a Baja California y California, a menos de unas 100 millas náuticas de la costa, entre 23°N y 33°N (Bayliff, 1994: Figura 1). Se capturan cantidades menos importantes de aleta azul con arte de pesca deportiva en la misma zona, pero principalmente al norte de 29°N. Se capturan pequeñas cantidades de aleta azul frente a California con redes agalleras hasta al menos 39°N, y buques palangreros de EE.UU. y mexicanos capturan cantidades asimismo pequeñas frente a California y el norte de Baja California, respectivamente. Se captura la especie en todos los meses del año, pero la mayor parte de la captura es lograda entre mayo y octubre (Bayliff, 1994: Figura 6 y Tabla 8).

2.1.2. Océano Pacífico occidental

El aleta azul es pescado con varias artes en el Océano Pacífico occidental desde Taiwan hasta Hokkaido. Peces de 0 años de edad de entre unos 15 y 30 cm de talla son capturados con curricán durante julio-octubre al sur de Shikoku y al sur de la Prefectura de Shizuoka. Durante noviembre-abril peces de edad 0 de entre unos 35 y 60 cm son capturados con curricán al sur y oeste de Kyushu. Peces de edad 1 y mayores son capturados con redes de cerco, principalmente durante mayo-septiembre entre 30°-42°N y 140°-152°E. Se capturan también aletas azules de varios tamaños con trampas, redes agalleras, y otras artes de pesca, especialmente en el Mar de Japón. Se capturan también con palangre pequeñas cantidades de la especie cerca del litoral sudeste de Japón.

2.1.3. Alta mar

La pesquería palangrera japonesa de alta mar (Uosaki y Bayliff, 1999), así como aquéllas de la República de Corea (Park *et al.*, 1994), Estados Unidos (Ito y Machado, 1997) y Taiwan, están dirigidas principalmente hacia los atunes tropicales, la albacora, y los peces picudos, pero capturan también pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico (Tomlinson, 1996).

Buques cañeros japoneses capturan asimismo pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico en alta mar (Bayliff *et al.*, 1991: Tabla 6).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Se dispone de datos de captura para todas las pesquerías principales de aleta azul para 1952-1998 (Tabla 2.2a), y datos para las pesquerías comerciales y deportivas del OPO desde 1918 y 1936, respectivamente (Bayliff, 1994: Tabla 7).

Bayliff (1996) discutió cuatro índices de esfuerzo cerquero de pesca para aleta azul en el OPO (Tabla 2.2b), pero ninguno de éstos es completamente satisfactorio. Sus criterios para la clasificación de buques como "buques que pescan aleta azul" fueron modificados posteriormente (Anónimo, 1999a: 262). Tomlinson (1996) estimó la cantidad de esfuerzo por buques palangreros japoneses en la "zona núcleo" (su Figura 13), en la cual los buques palangreros japoneses realizan la mayoría de sus capturas de aleta azul,

durante 1952-1986. Curran *et al.* (1996) presentan datos de esfuerzo de la pesquería palangrera de Hawaii para 1991-1994, por área de 5° y trimestre. No se dispone de datos de esfuerzo para ninguna de las pesquerías del Pacífico occidental.

2.3. Datos de composición por tamaño

Se dispone de datos de frecuencia de talla para la pesquería cerquera del OPO, que se desarrolla en la zona de muestreo 1 de la CIAT (Anónimo, 2000a: Figura 9), para 1923-1925, 1952-1971, y 1973-2000 (Bayliff, 1993: Tabla 1; Anónimo 2001a: Figura 8). En las Figuras 2.3a y 2.3b se presentan datos para 1995-2000.

Yokota *et al.* (1961: 210) y Yukinawa y Yabuta (1967) presentan datos de frecuencia de talla para las pesquerías de superficie del Pacífico occidental, y Yamanaka (1958 y 1982), Nakamura (1969), y Shingu *et al.* (1974) presentan datos de composición por talla y peso para varias pesquerías del Pacífico occidental y central. En las Figuras 2.3b, 2.3c, y 2.3d de Bayliff (2001) se presentan datos sobre peces grandes y pequeños capturados con artes de superficie en el Pacífico occidental y sobre peces capturados con palangre en el Pacífico occidental y central, respectivamente.

2.4. Datos auxiliares

Las datos auxiliares más importantes son probablemente aquéllos obtenidos del marcado de aletas azules en el OPO y el Pacífico occidental con marcas convencionales (Bayliff *et al.*, 1991). Investigadores del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón marcaron aletas azules en el Pacífico occidental con marcas archivadoras, y se consiguieron datos para 40 de éstos recapturados en el Pacífico occidental y 2 recapturados en el OPO (Itoh *et al.*, 1999; Anónimo, 2000b). Se espera que cuando se obtengan más datos de experimentos con marcas archivadoras y/o desprendibles la información resultante será valiosa para la evaluación del stock.

Se han usado datos oceanográficos para calcular los “índices de hábitat” (de abundancia) para el aleta azul en el OPO descritos en la Sección 4.1.

Se han usado datos de estudios aéreos sobre aguas del OPO (Squire, 1972, 1983, y 1993) para calcular índices de abundancia de aleta azul en el OPO (Bayliff, 1996).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

En Bayliff (2001) se resume la información sobre el crecimiento, reproducción, desplazamientos, mortalidad natural, y estructura de stocks del aleta azul del Pacífico y la influencia del medio ambiente sobre la especie.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

4.1. Indices de abundancia

Bayliff (1996) discutió varios índices de abundancia del atún aleta azul en el OPO. Los más confiables son probablemente el "índice del hábitat" y el "índice de buques que pescan aleta azul." Este último fue modificado posteriormente (Anónimo, 1999a: 262).

4.1.1. Indice del hábitat

Los atunes aleta azul son capturados por buques cerqueros en el OPO con mayor frecuencia en aguas con temperaturas superficiales de entre 17° y 23°C (Bell, 1963), y por lo tanto se supuso que el esfuerzo de pesca ejercido por cerqueros atuneros frente a California y Baja California en aguas con ese rango de temperaturas entre mayo y octubre es esfuerzo dirigido hacia aleta azul, sin tener en cuenta si se capturó la especie. Para obtener las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) anuales se dividieron las sumas anuales de las capturas registradas de aleta azul en el OPO por las sumas correspondientes del esfuerzo cerquero registrado en las áreas de 1° que representan hábitats adecuados para el aleta azul. Se presentan estos datos en la Figura 4.1. Parecen indicar que tanto la disponibilidad reducida como el esfuerzo pesquero disminuido han contribuido a las capturas reducidas de aleta azul en el OPO durante los años 1980 y 1990.

4.1.2. Indice de buques que pescan aleta azul

Para este método, se supone que el esfuerzo de pesca dirigido hacia el aleta azul es proporcional al número de buques que dirigen porciones sustanciales de su esfuerzo hacia la pesca de esa especie. Por lo tanto, cada año se clasifica a cada buque de la flota cerquera como uno "que pesca aleta azul" o "que no pesca aleta azul." Si un buque capturó aleta azul en tres años de un período de cinco años, fue clasificado como buque que pescó aleta azul para el año medio de ese período; de lo contrario fue clasificado como uno que no pescó aleta azul para ese año. Se relajaron los criterios para los buques que ingresaron a la pesquería atunera del OPO menos de dos años antes del año en cuestión o que la abandonaron menos de dos años después del mismo. Por ejemplo, si un buque ingresó a la pesquería atunera del OPO en 1971, fue clasificado como buque que pesca aleta azul para ese año si capturó la especie en 1971 y en 1972 ó 1973. Este sistema de clasificación es arbitrario, y quizá sea mejor algún otro. Sin embargo, parece servir para comprender mejor el valor de datos sobre buques que pescaron aleta azul y sus capturas para la estimación de la abundancia relativa del aleta azul. El índice de buques que pescaron aleta azul para un año dado es la captura total de esa especie por los buques que pescaron aleta azul (obtenida de datos de descargas) en ese año dividida por el número de esos buques en la flota durante el año. En la Figura 4.1 se ilustran las capturas comerciales totales de buques que pescaron aleta azul, el número de dichos buques, y los índices de los mismos correspondientes a 1961-1998. (Ya que se calculan los índices con datos del año en cuestión, los dos años anteriores, y los dos años siguientes, no se puede calcular el índice para 1999 hasta que se disponga de datos para 2001, y el de 2000 hasta que se disponga de datos para 2002.) Parecen también indicar que reducciones en la disponibilidad y en el esfuerzo de pesca han contribuido a la reducción en la captura de aleta azul en el OPO durante los años 1980 y 1990.

4.2. Modelos de evaluación

En Bayliff (2001) se resumen los resultados de los análisis de rendimiento por recluta, cohortes, reproductor-recluta, y recluta-reproductor realizados por el personal de la CIAT y sus intentos por pronosticar la abundancia del aleta azul del Pacífico.

En Anónimo (2000c) se describen estudios realizados recientemente por el NRIFSF. Un análisis de cohortes preliminar indicó que la biomasa del stock reproductor fue relativamente alto durante los años 1960, disminuyó durante los 1970 y 1980, y luego aumentó. Se estimó que el reclutamiento fue altamente variable, con cuatro o cinco cohortes fuertes producidas entre 1960 y 1998. Los análisis de rendimiento por recluta indicaron que se podría incrementar el rendimiento por recluta si se redujera la mortalidad de peces de entre 0 y 4 años de edad y se incrementase para los peces mayores.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Las capturas totales de aleta azul del Pacífico por todos tipos de arte de pesca no han disminuido (Tabla 2.2a), pero en la pesquería palangrera las capturas en la zona núcleo disminuyeron enormemente entre 1952 y 1986, mientras que la disminución en el esfuerzo en esas zonas fue menor (Tomlinson, 1996: Tablas 1 y 4). Esto indica probablemente que la abundancia de aletas azules grandes se redujo durante dicho período. Las capturas de peces juveniles en el OPO fueron menores durante las dos últimas décadas del siglo que durante las tres anteriores, pero esta disminución podría deberse al menos en parte a la reducción del número de buques pescando aleta azul en el OPO, ya que ni el índice de buques que pescan aleta azul ni el índice de hábitat señala una disminución en la abundancia de los peces. Además, es posible que cambios a largo plazo en las condiciones oceanográficas hayan afectado las proporciones de juveniles que migran del Pacífico occidental al OPO y/o la duración media de su estancia en el OPO.

Aunque las capturas totales de aleta azul no han disminuido, los resultados de los análisis de cohortes y de rendimiento por recluta indican que se podrían obtener capturas mayores si se redujeran o eliminaran las capturas de peces más jóvenes.

Los análisis reproductor-recluta no indican que se incrementaría el reclutamiento de aleta azul del Pacífico si se permitiera a más peces desovar.

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

Se han obtenido recientemente mejores datos de captura y esfuerzo y de frecuencia de tamaño para el Pacífico occidental, pero existen todavía algunas deficiencias. Con datos mejores sería posible calcular mejores índices de abundancia para el Pacífico occidental y realizar análisis de cohortes mejores para el Pacífico occidental y para el Océano Pacífico entero.

Estimaciones fiables de la mortalidad natural por edad constituyen una necesidad urgente. Se podría probablemente mejorar las estimaciones actuales si se dispusiera de datos mejores de captura y esfuerzo y frecuencia de tamaños para el Pacífico occidental.

Se sabe poco acerca de la migración entre el Pacífico occidental y el OPO. Estudios de la oceanografía del Pacífico occidental, en conjunto con información sobre la migración del Pacífico occidental al OPO, podrían arrojar información sobre porqué y cuándo migran los peces. Las marcas convencionales producen en el mejor de los casos solamente información sobre los lugares y fechas de liberación y recaptura y el tamaño de los peces en esos dos momentos. Todas las liberaciones y la gran mayoría de las recapturas tuvieron lugar en el OPO o el Pacífico occidental, por lo que estos experimentos no han producido mucha información sobre los peces mientras están en ruta entre estas dos regiones. Las marcas archivadoras y desprendibles producen mucha más información. Las marcas archivadoras registran la posición de los peces a intervalos frecuentes entre liberación y recaptura, y permiten saber cuándo comenzaron y terminaron las migraciones transoceánicas y dónde estuvieron los peces durante las mismas. Se pueden programar las marcas desprendibles para salir a la superficie a intervalos determinados, lo cual permite saber dónde estuvieron los peces a varios intervalos después de la liberación. Las marcas archivadoras producen más información, pero se recupera solamente el 5 a 10%. Si las marcas desprendibles y el equipo de detección funcionan debidamente, se recuperaría el 100%.

Se realizó recientemente un estudio preliminar de los costos y beneficios de migrar al OPO *versus* permanecer en el Pacífico occidental, usando datos de un pez con marca archivadora que migró del Pacífico occidental al OPO para parametrizar un modelo de bioenergética bajo condiciones hipotéticas con distintas velocidades de natación y tasas de crecimiento en distintos puntos de la ruta de migración. Se usaron tasas publicadas de consumo de oxígeno para el aleta amarilla para pronosticar las tasas de consumo de alimento para el aleta azul necesarias para satisfacer las demandas energéticas para el metabolismo, pérdidas por desechos, y crecimiento, con las temperaturas del agua más probables. Hubo más variación en la distribución de las tasas de consumo diarias predichas para los migrantes transpacíficos que para los peces que permanecen en el Pacífico occidental. Las tasas mínimas de consumo de los migrantes fueron siempre inferiores a las de los peces que permanecen en el Pacífico occidental, debido principalmente a las temperaturas ambientales más bajas en el Pacífico norte central y el OPO. El resultado fue robusto a diferencias en el período de comparación, la velocidad de natación, y la tasa de crecimiento. Es posible que la migración transpacífica represente una oportunidad para los peces para aprovechar los requerimientos energéticos más bajos en agua más fría, aunque se ignora el costo para la especie de nadar en agua más fría. Se podrían mejorar las predicciones del modelo de bioenergética con información más detallada sobre la velocidad de natación en las zonas de residencia, la velocidad de las corrientes, las adaptaciones fisiológicas a los cambios en la temperatura, y el consumo de alimento.

Sería quizá posible reunir mejores datos de captura y esfuerzo y de frecuencia de tamaño, particularmente del Pacífico occidental, de años anteriores. Se deberían separar los datos de frecuencia de talla para pescado capturado en el OPO con red de cerco y en la pesca deportiva (al igual que en este informe), y explorar la posibilidad de obtener datos de captura y esfuerzo más fiables para la pesquería deportiva del OPO para años anteriores.

6.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

Si se dispusiera de datos mejores, tal como se comenta en la Sección 6.1, sería posible calcular índices de abundancia más precisos y realizar análisis de rendimiento por recluta, cohortes, y reproductor-recluta más fiables.

REFERENCES—REFERENCIAS

Anonymous. 1999a. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1997: 310 pp.

Anonymous. 1999b. Pelagic fisheries of the western Pacific region: 1998 annual report (Draft 12/01/99). Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, Hawaii.

Anonymous. 2000a. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.

Anonymous. 2000b. Quarterly Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, July-September 2000: 45 pp.

Anonymous. 2000c. Report of the ISC bluefin tuna working group, November 30-December 1, 2000: 16 pp.

Anonymous. 2001a. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Quarterly Report, Oct.-Dec. 2000: 42 pp.

Anonymous. 2001b. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1999: 183 pp.

Bayliff, William H. 1993. Growth and age composition of northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, caught in the eastern Pacific Ocean, as estimated from length-frequency data, with comments on trans-Pacific migrations. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (9): 501-540.

Bayliff, William H. 1994. A review of the biology and fisheries for northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean. FAO, Fish. Tech. Pap., 336 (2): 244-295.

Bayliff, William H. 1996. Indices of abundance of northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the eastern Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 365: 460-475.

Bayliff, William H. 2001. Status of bluefin tuna in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 1: 211-254.

Bayliff, William H., Yoshio Ishizuka, and Richard B. Deriso. 1991. Growth, movements, and mortality of northern bluefin, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean, as determined from tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (1): 1-94.

Bell, Robert R. 1963. Synopsis of biological data on California bluefin tuna *Thunnus saliens* Jordan and Evermann 1926. FAO, Fish. Rep., 6 (2): 380-421.

Curran, Daniel S., Christofer H. Boggs, and Xi He. 1996. Catch and effort data from Hawaii's longline fishery summarized by quarters and five degree squares. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Mem. NMFS, 225: iii, 68 pp.

Ito, Russell Y., and Walter A. Machado. 1997. Annual report of the Hawaii-based longline fishery for 1996. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Mar. Sci. Center, H-97-12: v, 48 pp.

Itoh, Tomoyuki, Sachiko Tsuji, and Akira Nitta. 1999. Trans-Pacific migration of bluefin tuna observed with archival tags. Proc. 50th Annual Tuna Conference, Lake Arrowhead, California, May 24-27, 1999: 36.

Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles W. Haugen (editors). 1992. California's Living Marine Resources and their Utilization. Calif. Sea Grant Extension Publ., UCSGEP-92-12: iv, 257 pp.

Nakamura, Hiroshi. 1969. Tuna Distribution and Migration. Fishing News (Books) Ltd., London: 76 pp.

Park, Yeong Chull, Won Seok Yang, and Tae Ik Kim. 1994. Status of Korean tuna longline and purse-seine fisheries in the Pacific Ocean. FAO, Fish. Tech. Pap., 336 (2): 153-162.

Shingu, Chiomi, Yukio Warashina, and Norio Matsuzaki. 1974. Distribution of bluefin tuna exploited by longline fishery in the western Pacific Ocean. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 10: 109-140.

Squire, James L., Jr. 1972. Apparent abundance of some pelagic marine fishes off the southern and central California coast as surveyed by an airborne monitoring program. U.S. Nat. Mar. Fish Serv., Fish. Bull., 70 (3): 1005-1019.

Squire, James L., Jr. 1983. Abundance of pelagic resources off California, 1963-78, as measured by an airborne fish monitoring program. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-762: v, 75 pp.

Squire, James L., Jr. 1993. Relative abundance of pelagic resources utilized by the California purse-seine fishery: results of an airborne monitoring program, 1962-90. U.S. Nat. Mar. Fish Serv., Fish. Bull., 91 (2): 348-361.

Tomlinson, Patrick K. 1996. Movement of large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the north Pacific Ocean, as determined from the Japanese longline fishery, and implications regarding interactions between the fisheries of the western and eastern Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 365: 425-459.

Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and bill-fishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.

Vojkovich, Marija, and Kristine Barsky. 1998. The California-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*, beyond the U.S. Exclusive Economic Zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 147-152.

Yamanaka, Hajime. 1958. Studies on the bluefin tuna. I. The modes of the weight compositions of the catch. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 9: 125-135.

Yamanaka, Hajime. 1982. Fishery Biology of the Bluefin Tuna Resource in the Pacific Ocean, Suisan Kenyo Sosho, 34: 140 pp.

Yokota, Takio, Masahiro Toriyama, Fukuko Kanai, and Seizi Nomura. 1961. Studies on the feeding habit of fishes. Nankai Reg. Fish. Reg. Lab., Rep., 14: 1-234.

Yukinawa, Mori, and Yoichi Yabuta. 1967. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Linnaeus), in the north Pacific Ocean. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 25: 1-18.

STATUS OF ALBACORE TUNA IN THE PACIFIC OCEAN

CONTENTS

1. Executive summary 265
2. Data 266
3. Assumptions and parameters 267
4. Stock assessment 270
5. Stock status 272
6. Future directions 272
Figures 274
Tables 276
References 292

There are apparently two stocks of albacore, *Thunnus alalunga*, in the Pacific Ocean, one occurring in the northern hemisphere and the other in the southern hemisphere (Section 3.1.5). Accordingly, data for all parts of the Pacific Ocean are included in this report, but in many cases albacore of the North and South Pacific Oceans are discussed separately.

1. EXECUTIVE SUMMARY

There are apparently two stocks of albacore in the Pacific Ocean, one occurring in the northern hemisphere and the other in the southern hemisphere. Albacore are caught by longliners in most of the North and South Pacific, but not often between about 10°N and 5°S, by trollers in the eastern and central North Pacific and the central South Pacific, and by baitboats in the western North Pacific. Total landings of albacore from the North Pacific peaked in the early seventies at over 100 000 metric tons per year, and then declined. Landings recovered during the 1990s, and reached an all-time high of 127 800 metric tons in 1999. In the South Pacific, catches have ranged between about 25 000 and 55 000 metric tons during the 1980s and 1990s.

The adults are caught mostly in the Kuroshio Current, the North Pacific Transition Zone, and the California Current in the North Pacific and the Subtropical Convergence Zone in the South Pacific, but spawning occurs in tropical and subtropical waters.

There appear to be two subgroups of albacore in the North Pacific Ocean. The fish of the northern subgroup are found mostly north of 40°N when they are in the eastern Pacific Ocean. There is considerable exchange of fish of this subgroup between the troll fishery of the eastern Pacific Ocean and the baitboat and longline fisheries of the western Pacific Ocean. The fish of the southern subgroup occur mostly south of 40°N in the eastern Pacific, and relatively few of them are caught in the western Pacific. Fish that were tagged in offshore waters of the eastern Pacific and recaptured in the coastal fishery of the eastern Pacific exhibited different movements, depending on the latitude of release. Most of the recaptures of those released north of 35°N were made north of 40°N, and most of the recaptures of those released south of 35°N were made south of 40°N.

Much less is known about the movements of albacore in the South Pacific Ocean. The juveniles move southward from the tropics when they are about 35 cm long, and then eastward along the Subtropical Convergence Zone. When the fish approach maturity they return to the tropics, where they spawn. Recoveries of tagged fish released in areas east of 155°W were usually made at locations to the east and north of the release site, whereas those of fish released west of 155°W were usually made at locations to the west and north of the release site.

Production modeling indicates that the average maximum sustainable yield of albacore in the South Pacific is 30 000 to 35 000 metric tons. It should be noted, however, that in the South Pacific the catches have exceeded 30 000 metric tons in each of the last 15 years, and in 9 of these years the catches have exceeded 35 000 metric tons. Recent applications of production models to North Pacific albacore suggest

that biological productivity has increased in that region. Maximum sustainable yield is estimated to have increased from about 90 000 metric tons per year in the period 1952-1988 to 150 000 metric tons per year from 1989-1998. The results of age-structured modeling in the North Pacific corroborate that finding of increased production, suggesting that recruitment and biomass have increased since the late 1980s. There does not seem to be any need to restrict the fisheries for albacore in either the North Pacific or the South Pacific.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Longline fisheries

Longline vessels of Australia, the Cook Islands, Fiji, French Polynesia, Japan, New Caledonia, New Zealand, Papua New Guinea, the Peoples Republic of China, the Republic of Korea, the Solomon Islands, Taiwan, Tonga, the United States, Vanuatu, and Western Samoa fish for tunas, including albacore, and billfishes in the Pacific Ocean between about 50°N and 50°S (Kume, 1974; Yoshida, 1975; Bartoo and Foreman, 1994; Murray, 1994; Park *et al*., 1994; Caton *et al*., 1998; Ito *et al*., 1998; Childers and Miller, 2000).

2.1.2. Troll fisheries

Albacore are caught in the Pacific Ocean by trolling by vessels of Australia, Canada, French Polynesia, New Zealand, and the United States (Bartoo and Foreman, 1994; Murray, 1994; Childers and Miller, 2000).

2.1.3. Baitboat fisheries

Albacore are caught in the Pacific Ocean by baitboats of Japan and the United States (Shiohama, 1973; Kume, 1974; Bartoo and Foreman, 1994; Childers and Miller, 2000).

2.1.4. Gillnet fisheries

From the mid-1970s until the end of 1992 there was a high-seas fishery for tunas and billfishes carried out with large-meshed gillnets by vessels of Japan, the Republic of Korea, and Taiwan (Bartoo *et al*., 1993; Bartoo and Foreman, 1994; Murray, 1994). In addition, small amounts of albacore are caught in coastal waters of Chile with gill nets that are deployed to catch swordfish (Childers and Miller, 2000).

2.1.5. Purse-seine fisheries

Small amounts of albacore are caught in the North Pacific Ocean by Japanese purse-seine vessels (Childers and Miller, 2000).

2.1.6. Recreational fisheries

There is an important recreational fishery directed at albacore in California (Clemens and Craig, 1965; Laurs and Dotson, 1992; Childers and Miller, 2000). No information is available on recreational fisheries for albacore in other parts of the Pacific Ocean.

2.2. Catch and effort data

2.2.1. Commercial fisheries

Data on the commercial catches of albacore are shown in Tables 2.2.1a and 2.2.1b. (The data were taken from Childers and Miller (2000: Tables 1 and 2). Those tables have numerous footnotes concerning the completeness and accuracy of the data, so anyone who uses these data should examine the footnotes in that report.) The catches in the North Pacific have exceeded those of the South Pacific, and have varied more from year to year than those of the South Pacific. The catches by Japanese baitboats in the North Pacific were greatest from about 1965 through 1980. Large amounts of fish were caught by the gillnet

fisheries of Japan, Korea, and Taiwan from about 1978 through 1992, but, as noted above, the high-seas gillnet fishery ceased after that.

Longline fishing takes place throughout most of the Pacific Ocean between about 50°N and 50°S, but albacore are caught mostly between about 25°N and 45°N and between about 5°S and 45°S (Figure 2.2.1). Information on the distributions of the catches of albacore by U.S. trollers is given by Childers and Miller (2000: Figures 1 and 3a). Substantial amounts of albacore are caught at the surface near the coasts of North America and northeastern Asia by trollers and baitboats, respectively, but important equivalent fisheries do not exist near the coasts of South America and Australia.

The countries involved in fishing for albacore in the North Pacific (Canada, Japan, Korea, Mexico, Taiwan, and the United States) maintain a central repository of data relating to Pacific albacore at the Southwest Fisheries Science Center, La Jolla, California.

2.2.2. Recreational fisheries

Data on the recreational catches of albacore by U.S. vessels are shown in Table 2.2.2. There are no data available on the recreational catches of albacore by vessels of other nations. Most of the recreational catches by U.S. vessels are taken off Southern California (Clemens and Craig, 1965: Figures 122-174).

2.3. Size composition data

2.3.1. Longline fisheries

Length-frequency data for albacore caught by longliners in the Pacific Ocean are given by Honma and Kamimura (1957: Figures 4, 5, and 9), Otsu and Hansen (1962: Figures 3 and 9-11), Otsu and Sumida (1968: Figures 15 and 16), Shiohama (1973: Figures 1 and 2), Yoneta and Saito (1973: Figure 2), Kume (1974: Figures 10 and 14), Yoshida (1975: Figures 12-13), Kleiber and Baker (1987: Figures 2 and 4-6), and Uosaki and Bayliff (1999: Figures 59-61).

2.3.2. Troll fisheries

Length-frequency data for albacore caught by trollers in the Pacific Ocean are given by Clemens and Craig (1965: Figures 10-16), Kume (1974: Figure 8), Kleiber and Baker (1987: Figures 2 and 4-6), Bartoo and Holts (1993: Figure 8), Bartoo *et al.* (1993: Figures 3-7), and Childers and Miller (2000: Figures 7 and 8).

2.3.3. Baitboat fisheries

Length-frequency data for albacore caught by baitboats in the Pacific Ocean are given by Kume (1974: Figure 9) and Kleiber and Baker (1987: Figures 2 and 4-6).

2.3.4. Gillnet fisheries

Length-frequency data for albacore caught by gillnetters in the Pacific Ocean are given by Bartoo and Holts (1993: Figures 2 and 7-11). The sizes of the fish caught are positively correlated with the mesh sizes of the nets.

2.3.5. Recreational fisheries

No comprehensive data on the sizes of albacore caught by recreational fishermen are available.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Otsu (1960) analyzed 15 tag returns from 1 201 released, mainly from troll fisheries in the central and eastern North Pacific, and fitted the Gompertz equation to the data. Clemens (1961) performed a similar analysis for 73 albacore tagged off the coasts of California and Baja California. Laurs and Wetherall

(1981) estimated the growth rates of North Pacific albacore from 410 tag returns of a total of 13 605 fish that were tagged and released from 1971-1978. Labelle *et al*. (1993) estimated the growth of South Pacific albacore from analysis of counts of vertebral rings. The estimates of the parameters of the von Bertalanffy growth equation obtained by Laurs and Wetherall (1981) and Labelle *et al*. (1993) are shown in Tables 3.1.1a and 3.1.1b, respectively, and estimates of the lengths at age obtained from these equations are shown in Tables 3.1.1c and 3.1.1d.

Three weight-length equations for Pacific albacore are shown in Table 3.1.1e.

3.1.2. Reproduction

The reproduction of albacore in the Pacific Ocean has been studied by Partlo (1955), Ueyanagi (1957 and 1969), Otsu and Uchida (1959), Otsu and Hansen (1962), Yoneta and Saito (1973), Kume (1974), Shingu *et al*. (1974), Nishikawa *et al*. (1985), Ratty *et al.* (1990), and Ramón and Bailey (1996). Albacore larvae appear to be scarce east of 140°W, and most abundant west of 180° (Nishikawa *et al*., 1985), although this could be an artifact of sampling. Partlo (1955) found what he considered to be mature males and females in the "eastern Pacific," presumably caught off Canada and/or the United States. Otsu and Uchida (1959), however, said that albacore "supporting the American west coast summer fishery are non-spawning fish," and stated that spawning occurs only in tropical and subtropical waters. Ratty *et al*. (1990) found mature males, but not mature females, in the South Pacific Subtropical Convergence Zone, between about 35° to 40°S. They said that spawning occurs mostly in Southern Tropical Convergence waters, between about 10° and 20°S. Spawning occurs in the North Pacific mostly or entirely during the northern summer (Otsu and Uchida, 1959) and in the South Pacific mostly or entirely during the southern summer (Ramón and Bailey, 1996).

The minimum lengths at first maturity found by various workers are shown in Table 3.1.2.

Otsu and Sumida (1968) found the percentages of males among albacore caught by the longline fishery of American Samoa during 1954-1965 to be as follows: all fish, about 50 to 70 percent; fish over 90 cm in length, about 50 to 90 percent. About 62 percent of the fish caught by that fishery during 1962-1965 were males. Yoneta and Saito (1973) found the percentages of males to range from about 66 to 77 percent for "large" albacore caught in the western South Pacific during 1964-1969.

Ueyanagi (1957) estimated the range of the number of eggs per spawning in the northwestern Pacific to be about 0.8 to 2.6 million, and Otsu and Uchida (1959) obtained estimates of 0.9 to 1.8 million for fish from Hawaii.

3.1.3. Movement

Information on the movements of albacore in the North Pacific Ocean is given by Clemens (1961), Otsu and Uchida (1963), Rothschild and Yong (1970), Kume (1974), Kikawa *et al*. (1977), Laurs and Lynn (1977 and 1991), and Kimura *et al*. (1997). According to Laurs and Lynn (1977 and 1991), there appear to be two subgroups of albacore in the North Pacific Ocean (Section 3.1.5). The fish of the northern subgroup, when in the eastern Pacific Ocean, occur mostly north of 40°N. There is considerable exchange of fish of this subgroup between the troll fishery of the eastern Pacific and the baitboat and longline fisheries of the western Pacific. The fish of the southern subgroup occur mostly south of 40°N in the eastern Pacific, and relatively few of them are caught in the western Pacific. Fish that were tagged in offshore waters of the eastern Pacific and recaptured in the coastal fishery of the eastern Pacific exhibited different movements, depending on the latitude of release. Most of the recaptures of those released north of 35°N were made north of 40°N, and most of the recaptures of those released south of 35°N were made south of 40°N. Kimura *et al*. (1997) state that "the annual migration route for mature albacore is described as a closed ellipse with a centre at 20°N and 170°E, and is wider in El Niño years than in non-El Niño years associated with an appearance of a cold-water region in the central and south-western North Pacific. Immature albacore also have an anticlockwise migration route in winter which extends from 25°N to 35°N

and from 130°E to 180°, when the Kuroshio has a relatively straight path. However, the migration does not persist when the Kuroshio takes a large meander path."

Much less is known about the movements of albacore in the South Pacific Ocean. According to Jones (1991) and Murray (1994), the juveniles move southward from the tropics when they are about 35 cm long, and then eastward along the Subtropical Convergence Zone. When the fish approach maturity they return to the tropics, where they spawn. According to Labelle (1993), recoveries of tagged fish released in areas east of 155°W were usually made at locations to the east and north of the release site, whereas those of fish released west of 155°W were usually made at locations to the west and north of the release site.

3.1.4. Natural mortality

Suda (1963 and 1966) estimated the natural mortality rate, *M*, for North Pacific albacore to be 0.2. Suda (1966) estimated *M* to be 0.2 for 6-year-olds and 0.4, 0.6, and 0.8 for fish at the end of their sixth, seventh, and eighth years of life, respectively. Bertignac *et al*. (1999), however, estimated the average *M* for North Pacific albacore after recruitment to the fishery to be about 0.6, assuming that about 90 percent of the tagged fish which are recaptured are reported. They performed a sensitivity analysis that showed that the estimate of *M* would be about 0.4 if only about 30 percent of the recaptures were reported and about 0.2 if only about 15 percent were reported.

Fournier *et al*. (1998: Figure 7) estimated *M* for South Pacific albacore to be about 0.2 for 1- to 5-year-old fish and to increase to about 0.35 for 9-year-old fish. The fact that there are more males than females among the older fish (Section 3.1.2) may indicate that *M* is greater for females than for males.

3.1.5. Stock structure

The albacore of the North Pacific Ocean and the South Pacific Ocean have usually been considered to be separate stocks (Nakamura, 1969; Kume, 1974; Bartoo and Foreman, 1994, Murray, 1994; Uosaki and Bayliff, 1999). Nakamura (1969) stated that "(1) there is no evidence that the albacore migrate across the Equator in any season, and (2) the population structures of the albacore in the two hemispheres are roughly symmetrical, [which] would indicate that it is reasonable to consider the two populations as discrete." Chow and Ushiama (1995) analyzed the mitochondrial DNA of albacore caught in the North and South Pacific, and concluded that there is gene flow between the two areas. However, even limited exchange of genetic material between two areas is sufficient to maintain genetic homogeneity.

Laurs and Lynn (1977 and 1991) stated that tagging data indicate that there are probably two "subgroups" of albacore in the North Pacific Ocean, and that the fish of the two subgroups have different "migratory patterns, modal sizes, growth rates, and spawning periods, although they do not appear to be genetically distinct." Off North America the boundary between the two subgroups is located at about 40°N. Labelle (1993) noted that tagging data for the South Pacific suggest "the existence of different migration patterns, as has been hypothesized for the North Pacific population."

3.2. Environmental influences

In the North Pacific Ocean surface-dwelling albacore inhabit the Kuroshio Current, the North Pacific Transition Zone (NPTZ), and the California Current. Information on the oceanography of these regions is given by Reid *et al*. (1958), Marr (1970), Stommel and Yoshida (1972), Sugawara (1972), Takenouti (1980), Laurs (1983), Reid (1988), Laurs and Lynn (1991), and Roden (1991). Albacore are most abundant at 200 to 260 m below the surface, but they have been caught at depths as great as 380 m with experimental vertical longlines. The greatest catches of albacore are made in areas with sea-surface temperatures (SSTs) of about 16° to 19°C, but acoustic tracking experiments have revealed that 3- to 5-year-old fish spend most of their time in or near the thermocline, where the temperatures can be as low as 10°C (Laurs and Lynn, 1991). Albacore, like the other tunas, have countercurrent heat exchangers that enable them to spend significant amounts of time in deeper, colder water. They are apparently restricted to wa-

ters with dissolved oxygen saturations greater than 60 percent (Graham and Laurs, 1982). Also, there is evidence that albacore tend to remain in waters with greater clarity than adjacent waters, possibly because they are better able to see their prey in clearer water (Laurs, 1983). Laurs *et al*. (1984) found aggregations of albacore in "pockets of warm, blue oceanic water intruding into the boundary between oceanic and cooler greenish coastal waters" off California.

In the South Pacific Ocean albacore inhabit the Subtropical Convergence Zone, which is analogous to the NPTZ (Labelle, 1993). Information on the oceanography of the South Pacific Ocean is given by Knox (1970). Fournier *et al*. (1998) noted that "the spawning seasons corresponding to low recruitments match well with the occurrence of El Niño episodes (negative values of the Southern Oscillation Index) in the Pacific Ocean," and *vice versa*.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance

Indices of abundance of albacore in the North Pacific Ocean have been calculated by Laurs *et al*. (1976: troll fishery), Bartoo and Weber (1979: longline, troll, and baitboat fisheries), Kleiber and Perrin (1991: troll fishery), and Uosaki and Bayliff (1999: Figure 25, longline fishery east of 150°W). The longline data of Bartoo and Weber (1979: Figure 5) indicate that the abundance of albacore decreased from 1952 to 1963, and then remained at about the same level from 1963 to 1976. Their troll (their Figure 3) and baitboat (their Figure 4) data do not show clearcut upward or downward trends from 1961 to 1976. Kleiber and Perrin (1991) showed that the distribution of surface-dwelling albacore is patchy, and that during the period of their study, 1961-1988, the ability of the fishermen to locate high concentrations of fish had increased. The unadjusted data indicate that the abundance of albacore had neither increased nor declined during the 1961-1988 period, whereas the adjusted data indicate that the abundance of albacore had declined during that period (their Figure 2). Shono and Ogura (2000) calculated an index of abundance, using data from Japanese distant-water baitboats. They showed (their Figure 3) an index from 1972 to 1999, which declined in the 1980s, and then recovered in the 1990s, while varying considerably from year to year. A similar pattern was shown by most of the indices for individual age classes calculated by Uosaki (2000), using data from the Japanese longline fishery from 1975 to 1998.

Indices of abundance of albacore in the South Pacific Ocean have been calculated by Otsu and Sumida (1968: Figure 9), Skillman (1975: Figure 10), Yoshida (1975: Figures 2 and 5), Yeh and Wang (1996: Figures 5 and 6), Uosaki and Bayliff (1999: Figure 25, east of 150°W), and Wang (1999: Figure 4), all of whom used longline data. In every case the data show declines in the abundance of the fish.

4.2. Assessment models

Three general types of models, age-structured models, spawner-recruit models, and production models, all of which are described by Anonymous (2000: 51-65), are used to assess the condition of stocks of fish. All three types of models require that the analyses be done with a discrete stock of fish. As stated in Section 3.1.5, there appear to be two stocks of albacore in the Pacific Ocean, the North Pacific stock and the South Pacific stock.

4.2.1. North Pacific albacore

Assessment of the North Pacific stock of albacore has been conducted by Bartoo and Weber (1979), Bartoo and Shiohama (1984), Kleiber and Baker (1987), Kleiber and Perrin (1991), Bertignac *et al*. (1999), Takeuchi *et al.*. (1999), Ogura (2000), and Uosaki *et al.* (2000). Of these studies, the following used age-structured models: Bartoo and Weber (1979), Kleiber and Baker (1987), Bertignac *et al*. (1999)), Takeuchi *et al.*. (1999), and Uosaki *et al.* (2000).

Bartoo and Weber (1979) estimated that the yields per recruitment of North Pacific albacore during the 1955-1970 and 1971-1976 periods were approximately as follows: northeastern Pacific troll fishery, 2.6 and 1.6 kg; northwestern Pacific baitboat fishery, 3.0 and 4.3 kg; North Pacific longline fishery, 2.5 and

0.4 kg; three fisheries combined, 8.0 and 6.0 kg. They stated that decreases in effort and increases in age at first capture would benefit both the longline fishery and the fishery as a whole. They noted, however, that increases in effort would benefit the troll fishery of the northeastern Pacific. The results of Kleiber and Baker (1987) and Bertignac *et al*. (1999) indicate that the fishing mortality rate for North Pacific albacore is relatively low. Kleiber and Baker (1987) conducted a simulation study to estimate the interactions among the three fisheries, using Suda's (1966) estimate of $M = 0.2$. Their estimates of the effects of doubling and halving the fishing effort for each fishery are presented in Table 4.2.1. Doubling the effort for a fishery would increase the catch by that fishery by 85 to 98 percent and decrease those of the other two fisheries by 0.1 to 7.5 percent, and halving the effort for a fishery would decrease the catch by that fishery by 48 to 50 percent and increase those of the other two fisheries by 0.1 to 4.1 percent. Obviously, the interaction among the three fisheries is minimal, which means, of course, that the fishing mortality rates are low relative to the value of *M* used in their simulations. If they had used a higher value of *M* the effects of the various fisheries on the other fisheries would have been even less. Takeuchi *et al.* (1999) and Uosaki *et al.* (2000) used ADAPT, a tuned virtual population analysis (Conser, 1999), applying it to aggregated data for all the major fisheries for North Pacific albacore. Uosaki *et al.* (2000) used 0.3 as the natural mortality rate, *M*, in the base case. They compared various values of *M* and estimated the age of catches using different parameters for the von Bertalanffy equation. They found patterns that were consistent for a range of parameters (Figure 4.2.1). Recruitment appears to have declined until about 1988, and then increased considerably. Total biomass follows the same trends as recruitment, with less year-to-year variability, apparently lagging recruitment by one year. Estimates of the spawning stock biomass do not decline so markedly in the seventies and eighties, but they, too, increase markedly in the nineties. Estimates of exploitation rates show a trend toward lower values throughout the period studied, declining from 12 to 20 percent in 1975 and 1976 to 7 to 8 percent in the late 1990s. Bertignac *et al. (*1999), in a study that covered the 1972-1992 period, used tag return data to estimate exploitation rates. These estimates are lower than those that Uosaki *et al*. (2000) obtained with a cohort analysis model for every year for which they can be compared. Bertignac *et al. (*1999) hypothesized that tagged fish might become "hook-shy," and thus less available to trolling gear. They showed that if this were so, neglecting it would have led to a substantial underestimate of the true exploitation rate, at least until 1986.

Bartoo and Shiohama (1984) carried out a production model analysis, with estimates of the sensitivity of the results to measurement errors in the data. They used catch and standardized catch-per-unit-of-effort (CPUE) data for the North Pacific longline, northeastern Pacific troll, and northwestern Pacific baitboat fisheries for 1961-1981 to calculate standardized effort data for that period. The average maximum sustainable yield (AMSY) for the North Pacific was estimated to be about 89 000 metric tons, with possible errors of plus or minus 20 percent, which would result in a range of about 71 000 to 108 000 metric tons. The optimum effort was estimated to be about 134 000 units, with a range of 107 000 to 162 000 units. The estimates of AMSY are insensitive to errors in the estimates of effort, but sensitive to errors in the estimates of catch. The estimates of optimum effort are insensitive to errors in catch, but sensitive to errors in the estimates of effort. The optimum effort was nearly reached in 1976, when the catch was 121 106 metric tons, and in 1978, when the catch was 90 300 metric tons. It should be noted that the fit of the catch and effort data to the dome-shaped curve (their Figure 1) was poor. Kleiber and Perrin (1991) showed that during the 1961-1988 period the ability of the troll fishermen to locate high concentrations of fish had been increasing, which would create a bias in Bartoo and Shiohama's (1984) estimates of fishing effort. Ogura (2000) noted that after decades of relative stability, CPUE had increased substantially in the 1990s. He divided the data and fitted the same model to the periods 1952-1988 and 1989-1998 separately, estimating different parameters for each period. The estimated maximum sustainable yield for the two periods differs considerably: it is about 90 000 metric tons per year in the earlier period, increasing to about 150 000 metric tons per year recently.

4.2.2. South Pacific albacore

Assessment of the South Pacific stock of albacore has been conducted by Skillman (1975), Yeh and Wang (1996), Fournier *et al*. (1998), and Wang (1999).

Fournier *et al*. (1998) used catch and effort data and length composition data in an age-structured model, MULTIFAN-CL, which estimates selectivity and catchability coefficients, growth parameters and age composition of the catch, natural and fishing mortality rates, movement parameters, and population biomass and recruitment. They showed that the relative biomass of albacore reached a maximum during the 1970s, and subsequently declined. They did not make any statements regarding whether the stock was over- or underfished.

Skillman (1975), Yeh and Wang (1996), and Wang (1999) all used catch and CPUE data for the longline fishery and production models to assess the status of the stock of albacore in the South Pacific Ocean. Skillman estimated AMSY to be about 33 000 to 35 000 metric tons. Yeh and Wang (1996) used the method of Honma (1974) and a general linear model to standardize catch and effort data for the Japanese, Korean, and Taiwanese fisheries, and then used these data to estimate the parameters of the symmetrical production model. The data from the Honma and general linear models produced estimates of 31 320 and 31 620 metric tons, respectively, for the AMSY. Wang (1999), using the method of Schnute (1977), estimated the AMSY to be 30 806 metric tons. It should be noted that the fits of the catch and effort data to the various dome-shaped curves were poor (Skillman, 1975: Figure 11; Yeh and Wang, 1996: Figure 8).

4.3. Comparison to external data sources

Fournier *et al*. (1998) stated that, "although further questions concerning the albacore analysis need exploration, the consistency of the model results with various exogenous data sets is encouraging. These include the consistency of MULTIFAN-CL length-at-age estimates with those previously derived from vertebral ring counts [Labelle *et al*., 1993], the consistency of age-dependent natural mortality rate estimates with changes in albacore sex ratio with size and with the onset of female reproductive maturity [Ramón and Bailey, 1996], and the apparent relationship between variation in estimated recruitment and variation in the Southern Oscillation Index."

4.4. Sensitivity to assumptions

Bartoo and Shiohama's (1984) production model analysis, summarized in Section 4.2.1, included estimates of the sensitivity of the results to measurement errors in the data. Analyses to determine the sensitivity of estimates of the natural mortality rates to assumptions regarding tag-reporting rates were carried out by Bertignac *et al*. (1999). These are summarized in Section 3.1.4. Takeuchi *et al.* (1999) and Uosaki *et al.* (2000) investigated the sensitivity of their model to various parameters, such as natural mortality and those of the von Bertalanffy growth equation, as summarized in Section 4.2.1. The results of some runs, based on different estimated size-at-age functions and a different assumption concerning the fishing mortality in the last age-classes, are given in Figure 4.2.1.

5. STOCK STATUS

Albacore are apparently not overfished in either the North Pacific or the South Pacific.

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Specification of management objectives

At the 17th meeting of the North Pacific Albacore Workshop, Taiwan, on December 6-13, 2000, it was decided that length-frequency data that are deposited in the central repository should include the sample size. Those attending also resolved to develop both biomass and age-structured models further. Production modeling would be developed in the manner proposed by Conser (1998), in which natural mortality is incorporated explicitly into the equations. This would allow such a biomass model to be compared directly with the results of an age-structured model, using the same value for *M*. Age-structured models

would be developed by applying a model similar to the A-SCALA model of Maunder and Watters (submitted). A-SCALA is a form of cohort analysis that recognizes that many relationships, such as the efficiency of fleets and the size at age of fish, may vary through time and space. These relationships are estimated at the same time as fishing mortalities, selectivities, *etc*. It is hoped that A-SCALA will provide a framework for incorporating disparate data that cannot be formally incorporated into other methods.

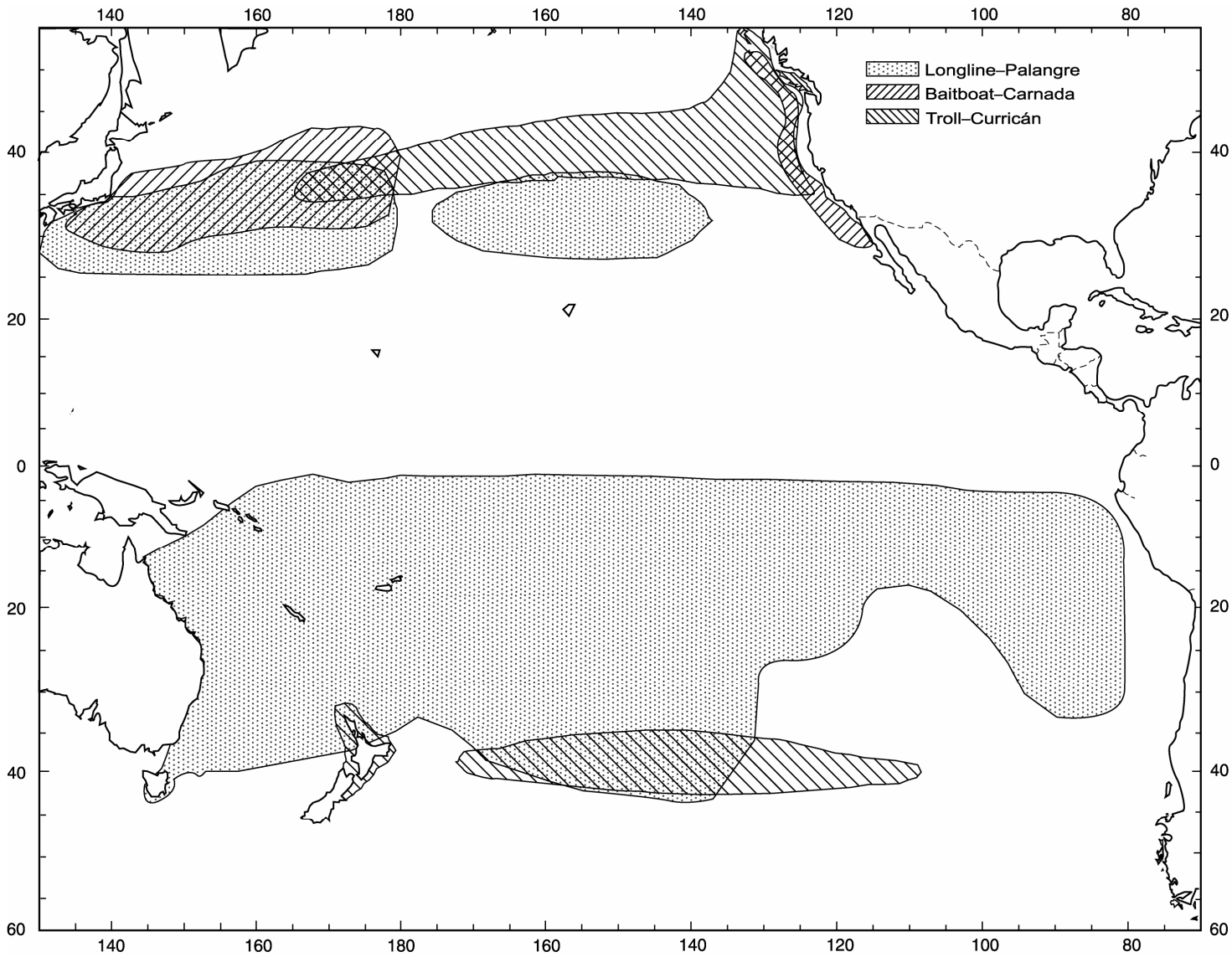

FIGURE 2.2.1. Schematic representation of fisheries for albacore, adapted from Fournier *et al*. (1998) and Bertignac *et al*. (1999).
FIGURA 2.2.1. Representación esquemática de las pesquerías de albacora, adaptada de Fournier *et al*. (1998) y Bertignac *et al*. (1999).

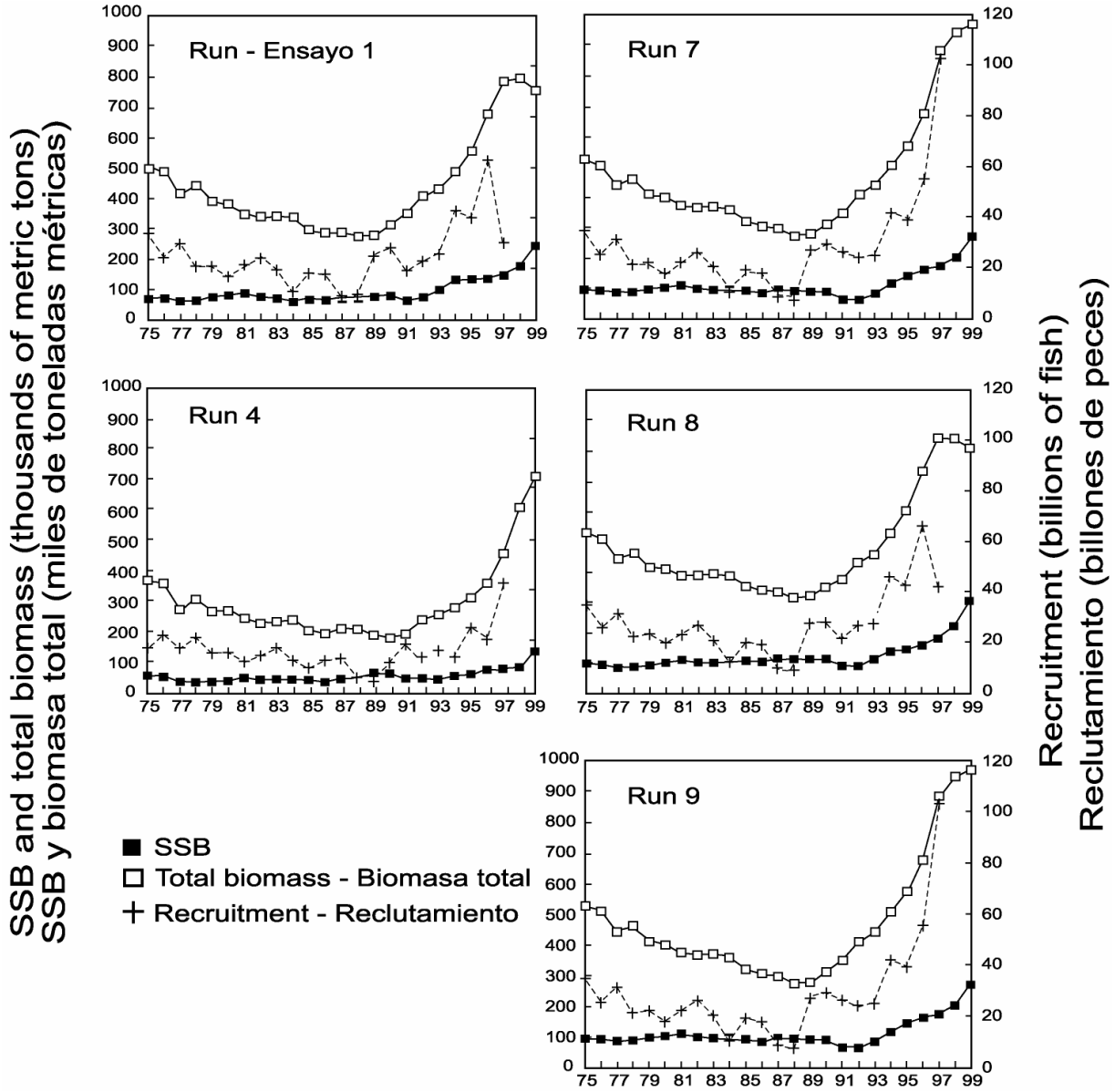

FIGURE 4.2.1. Estimates of spawning-stock biomass (SSB), total biomass (age-1 and older), and number of recruits (age-1) estimated with an age-structured model, using different estimates of length at age and different assumptions concerning the fishing mortality in the last two age classes (after Uosaki *et al*. (2000: Figure 1)).

FIGURA 4.2.1. Estimaciones de la biomasa del stock reproductor (SSB), biomasa total (edad 1 y mayores), y número de reclutas (edad 1) estimadas con un modelo con estructura de edades, usando distintas estimaciones de talla a edad y distintos supuestos sobre la mortalidad por pesca en las dos últimas clases de edad (de Uosaki *et al*. (2000: Figura 1)).

TABLE 2.2.1a. Catches of albacore in the North Pacific Ocean, in metric tons, by gear type and flag of vessel (after Childers and Miller, 2000: Table 1). The values in bold face are preliminary. The country codes are listed at the bottom of the table.

TABLA 2.2.1a. Capturas de albacora en el Océano Pacífico oriental norte, en toneladas métricas, por arte de pesca y pabellón de buque (de Childers y Miller, 2000, Tabla 1). Los valores en negritas son preliminares. Al pie de la tabla se explican los códigos de paises.

	Longline—Palangre					Baitboat—Carnada			Troll—Curricán		
	JPN	KOR	TWN	USA	Total	JPN	USA	Total	CAN	USA	Total
1952	26,687			46	26,733	41,787		41,787	71	23,843	23,914
1953	27,777			23	27,800	32,921		32,921	5	15,740	15,745
1954	20,958			13	20,971	28,069		28,069		12,246	12,246
1955	16,277			9	16,286	24,236		24,236		13,264	13,264
1956	14,341			6	14,347	42,810		42,810	17	18,751	18,768
1957	21,053			4	21,057	49,500		49,500	8	21,165	21,173
1958	18,432			7	18,439	22,175		22,175	74	14,855	14,929
1959	15,802			5	15,807	14,252		14,252	212	20,990	21,202
1960	17,369			4	17,373	25,156		25,156	5	20,100	20,105
1961	17,437			5	17,442	18,639	2,837	21,476	4	12,055	12,059
1962	15,764			7	15,771	8,729	1,085	9,814	1	19,752	19,753
1963	13,464			7	13,471	26,420	2,432	28,852	5	25,140	25,145
1964	15,458		26	4	15,488	23,858	3,411	27,269	3	18,388	18,391
1965	13,701		261	3	13,965	41,491	417	41,908	15	16,542	16,557
1966	25,050		271	8	25,329	22,830	1,600	24,430	44	15,333	15,377
1967	28,869		635	12	29,516	30,481	4,113	34,594	161	17,814	17,975
1968	23,961		698	11	24,670	16,597	4,906	21,503	1,028	20,434	21,462
1969	18,006		634	14	18,654	31,912	2,996	34,908	1,365	18,827	20,192
1970	15,372		1,516	9	16,897	24,263	4,416	28,679	390	21,032	21,422
1971	11,035		1,759	11	12,805	52,957	2,071	55,028	1,746	20,526	22,272
1972	12,649		3,091	8	15,748	60,591	3,750	64,341	3,921	23,600	27,521
1973	16,059		128	14	16,201	68,808	2,236	71,044	1,400	15,653	17,053
1974	13,053		570	9	13,632	73,576	4,777	78,353	1,331	20,178	21,509
1975	10,060	2,463	1,494	33	14,050	52,157	3,243	55,400	111	18,932	19,043
1976	15,896	859	1,251	23	18,029	85,336	2,700	88,036	278	15,905	16,183
1977	15,737	792	873	37	17,439	31,934	1,497	33,431	53	9,969	10,022
1978	13,061	228	284	54	13,627	59,877	950	60,827	23	16,613	16,636
1979	14,249	259	187		14,695	44,662	303	44,965	521	6,781	7,302
1980	14,743	597	318		15,658	46,743	382	47,125	212	7,556	7,768
1981	18,020	459	339	25	18,843	27,426	748	28,174	200	12,637	12,837
1982	16,762	387	559	94	17,802	29,615	425	30,040	104	6,609	6,713
1983	15,103	454	520	6	16,083	21,098	607	21,705	225	9,359	9,584
1984	15,111	136	471	2	15,720	26,015	1,030	27,045	50	9,304	9,354
1985	14,320	291	109	0	14,720	20,714	1,498	22,212	56	6,415	6,471
1986	12,945	241			13,186	16,096	432	16,528	30	4,708	4,738
1987	14,642	182		149	14,973	19,091	158	19,249	104	2,766	2,870
1988	13,904	109	38	309	14,360	6,216	598	6,814	155	4,212	4,367
1989	13,194	81	544	250	14,069	8,629	54	8,683	140	1,860	2,000
1990	15,928	20	287	168	16,403	8,532	115	8,647	302	2,603	2,905
1991	17,043	3	353	313	17,712	7,103	0	7,103	139	1,845	1,984
1992	19,149	43	300	332	19,824	13,888	0	13,888	363	4,572	4,935
1993	29,616	43	494	440	30,593	12,809		12,809	494	6,254	6,748
1994	29,612	43	586	546	30,787	26,391	0	26,391	836	10,978	11,814
1995	29,080	43	2,504	880	32,507	20,981	0	20,981	1,698	8,200	9,898
1996	32,492	**43**	3,594	1,184	**37,313**	20,272	0	20,272	602	16,346	16,948
1997	40,711	**43**	4,199	1,642	**46,595**	32,250	0	32,250	1,045	14,151	15,196
1998	**40,711**	**43**	4,797	1,131	**46,682**	**28,512**	6	**28,518**	3,034	14,025	17,059
1999	**40,711**	**43**	**4,797**	**1,526**	**47,077**	**28,512**	51	**28,563**	**3,034**	**11,169**	**14,203**

TABLE 2.2.1a. (continued)
TABLA 2.2.1a. (continuación)

	Gillnet—Red agallera					Purse seine—Cerco				Sport	Other—Otro				Total
	JPN	KOR	TWN	USA	Total	CAN	JPN	USA	Total	USA	JPN	MEX	USA	Total	
1952					0		154		154	1,373	237			237	94,198
1953					0		38		38	171	132			132	76,807
1954					0		23		23	147	38			38	61,494
1955					0		8		8	577	136			136	54,507
1956					0					482	57			57	76,464
1957					0		83		83	304	151			151	92,268
1958					0		8		8	48	124			124	55,723
1959					0					0	67		5	72	51,333
1960					0	136			136	557	76		4	80	63,407
1961					0		7		7	1,355	268	0	6	274	52,613
1962					0		53		53	1,681	191	0	8	199	47,271
1963					0		59		59	1,161	218	0	7	225	68,913
1964					0		128		128	824	319	0	4	323	62,423
1965					0		11		11	731	121	0	3	124	73,296
1966					0		111		111	588	585	0	9	594	66,429
1967					0		89		89	707	520	0	12	532	83,413
1968					0		267		267	951	1,109		10	1,119	69,972
1969					0		521		521	358	935		12	947	75,580
1970					0		317		317	822	456	0	9	465	68,602
1971					0		902		902	1,175	308	0	11	319	92,501
1972	1				1		277		277	637	623	100	8	731	109,256
1973	39				39		1,353		1,353	84	495	0	14	509	106,283
1974	224				224		161		161	94	879	1	9	889	114,862
1975	166				166		159		159	640	228	1	43	272	89,730
1976	1,070				1070		1,109		1,109	713	272	36	27	335	125,475
1977	688				688		669		669	537	355	0	36	391	63,177
1978	4,029				4029		1,115		1,115	810	2,078	1	69	2,148	99,192
1979	2,856				2856		125		125	74	1,126	1	31	1,158	71,175
1980	2,986	6			2992		329		329	168	1,179	31	24	1,234	75,274
1981	10,348	16			10364		252		252	195	663	8	60	731	71,396
1982	12,511	113			12624		561		561	257	440	7	84	531	68,528
1983	6,852	233			7085		350		350	87	118	33	213	364	55,258
1984	8,988	516			9504		3,380	3,728	7,108	1,427	511	113	138	762	70,920
1985	11,204	576		2	11782		1,533		1,533	1,176	305	49	83	437	58,331
1986	7,813	726		3	8542		1,542		1,542	196	626	3	106	735	45,467
1987	6,698	817	2,514	5	10034		1,205		1,205	74	155	7	136	298	48,703
1988	9,074	1,016	7,389	15	17494		1,208		1,208	64	134	15	318	467	44,774
1989	7,437	1,023	8,350	4	16814		2,521		2,521	160	393	2	272	667	44,914
1990	6,064	1,016	16,701	29	23810		1,995	71	2,066	24	249	2	181	432	54,287
1991	3,401	852	3,398	17	7668		2,652		2,652	6	392	2	384	778	37,903
1992	2,721	271	7,866	0	10858		4,104	0	4,104	2	1,527	10	408	1,945	55,555
1993	287			0	287		2,889	0	2,889	25	867	11	331	1,209	54,560
1994	263			38	301		2,026		2,026	106	799	6	712	1,517	72,942
1995	282			40	322		1,177		1,177	102	937	5	1,096	2,038	67,025
1996	116			38	154		581	11	592	51	932	21	0	953	**76,284**
1997	359			38	397		1,068	2	1,070	744	1,708	53	0	1,761	**98,013**
1998	**359**			79	**438**		879	33	912	1,153	1,708		1	1,709	**96,471**
1999	**359**			**108**	**467**		**879**	**47**	**926**	**1,874**	**1,708**		**56**	**1,764**	**94,874**

CAN: Canada—Canadá; JPN: Japan—Japón; KOR: Republic of Korea—República de Corea; MEX: Mexico—México; TWN: Taiwan; USA: United States—Estados Unidos

TABLE 2.2.1b. Catches of albacore in the South Pacific Ocean, in metric tons, by gear type and flag of vessel (after Childers and Miller, 2000: Table 2). The values in bold face are preliminary. The country codes are listed at the bottom of the table. BB: baitboat.

TABLA 2.2.1b. Capturas de albacora en el Océano Pacífico oriental sur, en toneladas métricas, por arte de pesca y pabellón de buque (de Childers y Miller, 2000, Tabla 1). Los valores en negritas son preliminares. Al pie de la tabla se explican los códigos de paises. BB: barco de carnada.

	Longline—Palangre														
	AUS	FJI	JPN	KOR	NCL	NZL	PYF	SLB	TON	TWN	USA	VUT	WSM	Other	Total
1952			154												154
1953			803												803
1954			9,578												9,578
1955			8,625												8,625
1956			7,281												7,281
1957			8,757												8,757
1958			18,490	146											18,636
1959			17,385	456											17,841
1960			21,638	610											22,248
1961			23,412	330											23,742
1962			34,620	599											35,219
1963			29,120	1,367						608					31,095
1964			19,390	2,911						629					22,930
1965			17,793	6,405						1,640					25,838
1966			21,627	10,817						6,669					39,113
1967			15,104	13,717						11,497					40,318
1968			6,659	10,138						12,254					29,051
1969			4,894	9,963						9,503					24,360
1970			5,297	11,599						14,484					31,380
1971			3,472	14,482						15,871					33,825
1972			3,027	14,439						16,674					34,140
1973			2,550	17,452				4		17,741					37,747
1974			1,868	12,194						16,857					30,919
1975			1,333	9,015						16,056					26,404
1976			2,054	9,058				6		13,206					24,324
1977			2,328	11,229				9		21,429					34,995
1978			2,845	11,658				9		20,702					35,214
1979			2,274	11,411				21		14,987					28,693
1980			2,216	10,449				25		17,998					30,688
1981			4,203	13,342				2		14,390					31,937
1982			4,899	10,769				8	106	12,634	0				28,416
1983			5,723	7,069	12			19	143	12,069	5				25,040
1984			3,804	5,321	112			19	135	11,155	9				20,555
1985	0		3,868	13,544	131			12	174	9,601	11				27,341
1986	0		4,426	15,877	179				206	11,913	0				32,601
1987	129		4,490	6,821	563				252	15,009	0				27,264
1988	107		7,469	6,563	584				242	17,120	1			0	32,086
1989	93	3	5,828	5,151	566	19			195	10,867	0			0	22,722
1990	51	68	6,573	3,947	1,053	249	20		152	11,619	0			4	23,736
1991	213	208	4,468	1,866	909	325	100		171	16,508	1			0	24,769
1992	192	243	3,814	2,271	692	706	195		199	20,956	0			0	29,268
1993	226	463	8,381	1,083	755	221	714		231	17,701	0		228	1	30,004
1994	351	586	7,151		840	474	913		343	19,731	34		641	29	31,093
1995	401	665	6,326	8	332	427	772	161	379	12,775	52	112	1,883	43	24,336
1996	408	1,024	3,879	215	414	480	1,463	1,154	494	11,909	99	287	2,470	49	24,345
1997	302	1,197	4,625	845	267	323	2,595	608	**494**	15,662	271	17	4,387	101	**31,694**
1998	480	1,207	4,625	2,680	860	323	3,189	370	**494**	15,101	326	17	6,508	36	**36,216**
1999	**480**	**1,207**	**4,625**	**2,680**	**860**	**323**	**3,189**	**370**	**494**	**15,101**	**326**	**17**	**6,508**	**36**	**36,216**

TABLE 2.2.1b. (continued)
TABLA 2.2.1b. (continuación)

	Troll—Curricán						Gillnet—Red agallera					BB	Total
	AUS	NZL	PYF	USA	Other	Total	CHL	JPN	KOR	TWN	Total	JPN	
1952													154
1953													803
1954													9,578
1955													8,625
1956													7,281
1957													8,757
1958													18,636
1959													17,841
1960												45	22,293
1961													23,742
1962													35,219
1963												16	31,111
1964													22,930
1965													25,838
1966													39,113
1967		5				5							40,323
1968		14				14							29,065
1969													24,360
1970	100	50				150							31,530
1971	100					100							33,925
1972	100	268				368							34,508
1973	100	484				584							38,331
1974	100	898				998							31,917
1975	100	646				746							27,150
1976	100	25				125							24,449
1977	100	621				721							35,716
1978	100	1,686				1,786							37,000
1979	100	814				914							29,607
1980	100	1,468				1,568						19	32,275
1981	5	2,085				2,090						8	34,035
1982	6	2,434				2,440						1	30,857
1983	7	744				751		32			32	2	25,825
1984	8	2,773				2,781		1,581			1,581		24,917
1985	9	3,253				3,262		1,928			1,928		32,531
1986	10	1,911		92		2,013		1,936			1,936		36,550
1987	11	1,227		751		1,989		919			919		30,172
1988	12	330		3,558	90	3,990		4,271		1,000	5,271		41,347
1989	13	5,161	102	3,280	162	8,718		13,263	172	8,520	21,955		53,395
1990	15	2,143	299	3,922		6,379		5,667		1,859	7,526		37,641
1991	20	2,236	326	5,540	4	8,126				1,394	1,394		34,289
1992	70	3,708	72	3,055	54	6,959						49	36,275
1993	55	3,282	45	1,036		4,418						5	34,427
1994	70	5,094		530	128	5,822						2	36,918
1995	25	5,760	184	2,092	121	8,182	15				15		32,533
1996	25	5,157	69	2,186	215	7,652	21				21		32,018
1997	25	3,303	24	1,403	356	5,111	0				0		36,805
1998	35	3,303		1,764	294	5,396	0				0		41,613
1999	35	3,303	0	1,200	129	4,667	0				0		40,883

AUS: Australia; CHL: Chile; FJI: Fiji; JPN: Japan--Japón; KOR: Republic of Korea--República de Corea; NCL: New Caledonia--Nueva Caledonia; NZL: New Zealand--Nueva Zelanda; PYF: French Polynesia--Polinesia Francesa; SLB, Solomon Islands--Islas Salomón; TON: Tonga; TWN: Taiwan; USA: United States--Estados Unidos; VUT: Vanuatu; WSM: Western Samoa--Samoa Occidental.

TABLE 3.1.1a. Growth parameters of North Pacific albacore estimated by Laurs and Wetherall (1981: Table 3). Method BGC4 involved the use of a computer program by that name. The sequential method, for which L_∞ is set at 125 cm, is described by Laurs and Wetherall (1981). Group A: all fish recaptured inshore south of 40°N except those released inshore north of 40°N; Group B: all fish recaptured inshore north of 40°N except those released inshore south of 40°N; Group C: all fish recaptured west of 180°.
TABLA 3.1.1a. Parámetros de crecimiento de albacora del Pacífico norte estimados por Laurs y Wetherall (1981: Tabla 3), y parámetros de mortalidad natural estimados par este informe con el método de Pauly (1980). En el método BGC4 se usó un programa de computadora del mismo nombre. El método secuencial, para el cual se fija L_∞ en 125 cm, es descrito por Laurs y Wetherall (1981). Grupo A: todos los peces recapturados cerca de la costa al sur de 40°N excepto aquéllos liberados cerca de la costa al norte de 40°N; Grupo B: todos los peces recapturados cerca de la costa al norte de 40°N excepto aquéllos liberados cerca de la costa al sur de 40°N; Grupo C: todos los peces recapturados al oeste de 180°.

	Method	Recapture group	Sample size	L_∞ (cm)	K (annual)
	Método	Grupo de recaptura	Tamaño muestra	L_∞ (cm)	K (anual)
1	BGC4	A	221	94.5	0.505
2		B	75	107.5	0.272
3		C	114	98.5	0.345
4		B + C	189	102.1	0.310
5		A + B + C	410	100.9	0.342
6	Sequential-Secuencial	A	221	125.0	0.231
7		B	75	125.0	0.193
8		C	114	125.0	0.184
9		B + C	189	125.0	0.185
10		A + B + C	410	125.0	0.199

TABLE 3.1.1b. Growth parameters of South Pacific albacore estimated by Labelle *et al*. (1993: Table 3).
TABLA 3.1.1b. Parámetros de crecimiento de albacora del Pacífico sur estimados por Labelle *et al*. (1993: Tabla 3).

	Sex	Sample size	Ages	L_∞(cm)	K (annual)	t_0
	Sexo	Tamaño muestra	Edad	L_∞(cm)	K (anual)	t_0
1	male macho	70	2-10	122.0	0.168	-0.907
2	female hembra	58	2-9	169.3	0.077	-2.573
3	both ambos	484	2-11	121.0	0.134	-1.922

TABLE 3.1.1c. Estimated lengths, in centimeters, at age of North Pacific albacore, calculated from the data in Table 3.1.1a.
TABLA 3.1.1c. Talla estimada (cm) a edad para albacora del Pacífico norte, calculadas a partir de los datos en la Tabla 3.1.1a.

	Age in year—Edad en años									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	37	60	74	82	87	90	92	93	93	94
2	26	45	60	71	80	86	91	95	98	100
3	29	49	64	74	81	86	90	92	94	95
4	27	47	62	73	80	86	90	94	96	98
5	29	50	65	75	83	88	92	94	96	98
6	26	46	62	75	86	94	100	105	109	113
7	22	40	55	67	77	86	93	98	103	107
8	21	38	53	65	75	84	91	96	101	105
9	21	39	53	65	75	84	91	97	101	105
10	37	60	74	82	87	90	92	93	93	94

TABLE 3.1.1d. Estimated lengths, in centimeters, at age of South Pacific albacore, calculated from the data in Table 3.1.1b.
TABLA 3.1.1d. Tallas estimadas (cm) a edad para albacora del Pacífico norte, calculadas a partir de los datos en la Tabla 3.1.1b.

	Age in years—Edad en años									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	33	47	59	69	77	84	90	95	99	103
2	41	50	59	67	75	82	88	94	100	105
3	39	49	58	66	73	79	84	89	93	97

TABLE 3.1.1e. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for albacore.
TABLA 3.1.1e. Ecuaciones para convertir tallas, en cm, a pesos, en kg, para albacora.

Area	Sample size	Length range (cm)	Equations	Reference
Zona	Tamaño muestra	Rango de talla (cm)	Ecuaciones	Referencia
Eastern Pacific—Pacífico oriental	1,073	38-100	$w = (2.1875 \times 10^{-5})l^{2.99}$	Clemens, 1961
Hawaii and northern Pacific—Hawaii y Pacífico norte	200	50-128	$w = (2.5955 \times 10^{-5})l^{2.9495}$	Nakamura and Uchiyama, 1966
American Samoa (landed)—Samoa Americana (descargado)	887	78-108	$w = (8.8405 \times 10^{-5})l^{2.6822}$	Nakamura and Uchiyama, 1966

TABLE 3.1.2. Minimum lengths at first maturity of albacore found by various workers.
TABLA 3.1.2. Tallas mínimas de primera madurez encontradas por varios investigadores.

Area	Sex	Length at first maturity (cm)	Reference
Area	Sexo	Talla de primera madurez (cm)	Referencia
Northeastern Pacific—Pacífico noreste	male	70	Partlo, 1955
	female	69	
Northwestern Pacific—Pacífico noroeste	male	97	Ueyanagi, 1957: Figure 6
	female	90	
Hawaii	female	90	Otsu and Uchida, 1959: Figure 11
South Pacific—Pacífico sur	male	90	Otsu and Hansen, 1962: Figure 7
	female	84	
	male	71	Ratty *et al*., 1990: Figure 9
	female	82	Ramón and Bailey, 1996: 730

TABLE 4.2.1. Interactions among the troll, baitboat, and longline fisheries for North Pacific albacore when the fishing effort for one fishery is doubled or halved and those for the other two fisheries are not changed (after Kleiber and Baker, 1987: Table 3).
TABLA 4.2.1. Interacciones entre las pesquerías con curricán, carnada, y palangre de albacora del Pacífico norte al multiplicar o dividir por dos el esfuerzo de pesca de una pesquería y no cambiar el esfuerzo de las otras dos (de Kleiber y Baker, 1987: Tabla 3).

Effort	Multiplier of effort	Changes in weights (thousands of tons) and percentages							
		Troll		Baitboat		Longline		All gears	
		Weight	Percent	Weight	Percent	Weight	Percent	Weight	Percent
Esfuerzo	Multiplicador de esfuerzo	Cambios en peso (miles de toneladas) y porcentajes							
		Curricán		Carnada		Palangre		Todas artes	
		Peso	%	Peso	%	Peso	%	Peso	%
Troll—Curricán	2.0	+17.09	+93.3	-0.69	-1.3	-0.24	-2.5	+16.16	+18.4
	0.5	-9.00	-49.1	+0.37	+0.7	+0.12	+1.3	-8.51	-9.4
Baitboat—Carnada	2.0	-0.27	-1.5	+46.88	+85.1	-0.71	-7.5	+45.90	+50.8
	0.5	+0.14	+0.8	-26.43	-47.8	+0.39	+4.1	-25.90	-28.7
Longline—Palangre	2.0	-0.02	-0.1	-0.21	-0.4	+9.32	+98.4	+9.09	+10.1
	0.5	+0.01	+0.1	+0.11	+0.2	-4.72	-49.8	-4.60	-5.1

CONDICION DEL ATUN ALBACORA EN EL OCEANO PACIFICO

INDICE

1. Resumen ejecutive 283
2. Datos 284
3. Supuestos y parámetros 285
4. Evaluación del stock 288
5. Condición del stock 290
6. Direcciones futuras 291
Referencies 292
Figuras 274
Tablas 276

Hay aparentemente dos stocks de albacora, *Thunnus alalunga*, en el Océano Pacífico, uno en el hemisferio norte y el otro en el hemisferio sur (Sección 3.1.5). Se incluyen en este informe datos correspondientes a todas partes del Océano Pacífico, pero en muchos casos se comentan la albacora del Pacifico norte y sur por separado.

1. RESUMEN EJECUTIVO

Hay aparentemente dos stocks de albacora en el Océano Pacífico, uno en el hemisferio norte y el otro en el hemisferio sur. La especie es capturada por palangreros en la mayor parte del Pacífico norte y sur, pero rara vez entre aproximadamente 10°N y 5°S, por curricaneros en el Pacífico oriental, central norte y central sur, y por barcos de carnada en el Pacífico occidental norte. Las descargas totales de albacora del Pacífico norte alcanzaron su nivel máximo de más de 100.000 toneladas anuales a principios de la década de los 1970, y luego disminuyeron. En los años 1990 volvieron a aumentar, y en 1999 alcanzaron el nivel récord de 127.800 toneladas. En el Pacífico sur las capturas variaron entre unas 25 mil y 55 mil toneladas durante los años 1980 y 1990.

Los adultos son capturados principalmente en la Corriente de Kuroshio, la Zona de Transición del Pacífico Norte, y la Corriente de California en el Pacífico norte y la Zona de Convergencia Subtropical en el Pacífico sur, pero el desove ocurre en aguas tropicales y subtropicales.

Parecen haber dos subgrupos de albacora en el Océano Pacífico norte. Se encuentran los peces en el subgrupo norteño principalmente al norte de 40°N cuando están en el Pacífico oriental. Ocurre un intercambio considerable de peces de este subgrupo entre la pesquería curricanera del Pacífico oriental y las pesquerías con carnada y palangre del Pacífico occidental. Los peces del subgrupo sureño ocurren principalmente al sur de 40°N en el Pacífico oriental, y se capturan relativamente pocos de éstos en el Pacífico occidental. Peces marcados en alta mar en el Pacífico oriental y recapturados en la pesquería costera del Pacífico oriental mostraron desplazamientos distintos, según la latitud en la que fueron marcados. La mayoría de los peces recapturados al norte de 40°N fueron marcados al norte de 35°N, y la mayoría de aquéllos recapturados al sur de 40°N fueron marcados al sur de 35°N.

Se sabe mucho menos acerca de los desplazamientos de albacora en el Pacífico sur. Los juveniles se desplazan de los trópicos hacia el sur cuando miden unos 35 cm, y luego hacia el este por la Zona de Convergencia Subtropical. Poco antes de alcanzar la madurez vuelven a los trópicos, donde desovan. Marcas fijadas en peces liberados al este de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al este y norte del punto de liberación, mientras que aquéllas fijadas al oeste de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al oeste y norte del punto de liberación.

Los modelos de producción indican que el rendimiento promedio máximo sostenible de albacora en el Pacífico sur es de unas 30 a 35 mil toneladas. Cabe destacar, sin embargo, que en el Pacífico sur las capturas han rebasado las 30 mil toneladas en cada uno de los últimos 14 años y las 35 mil toneladas en 8 de éstos. Aplicaciones recientes de modelos de producción a la albacora del Pacífico norte señalan que la

productividad biológica ha aumentado en esa región. Se estima que el rendimiento máximo sostenible ha aumentado de unas 90.000 toneladas anuales durante 1952-1988 a 150.000 toneladas anuales entre 1989 y 1998. Los resultados del modelo con estructura de edades en el Pacífico norte corroboran este resultado de un aumento en la producción, sugiriendo que el reclutamiento y la biomasa han aumentado desde fines de la década de los 1980. No parece haber ninguna necesidad de limitar la pesca de albacora en el Pacífico norte ni sur.

2. DATOS

2.1 Definiciones de las pesquerías

2.1.1 Pesquerías palangreras

Buques palangreros de Australia, Estados Unidos, Fiji, las Islas Cook, las Islas Salomón, Japón, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Papua Nueva Guinea, Polinesia Francesa, la República Popular de China, la República de Corea, Samoa Occidental, Taiwan, Tonga y Vanuatu pescan atunes, inclusive albacora, y peces picudos en el Océano Pacífico entre 50°N y 50°S (Kume, 1974; Yoshida, 1975; Bartoo y Foreman, 1994; Murray, 1994; Park *et al*., 1994; Caton *et al*., 1998; Ito *et al*., 1998; Childers y Miller, 2000).

2.1.2 Pesquerías con curricán

La albacora es capturada en el Océano Pacífico con curricán por buques de Australia, Canadá, Estados Unidos, Nueva Zelanda y Polinesia Francesa (Bartoo y Foreman, 1994; Murray, 1994; Childers y Miller, 2000).

2.1.3. Pesquerías con carnada

Barcos de carnada de Estados Unidos y Japón capturan albacora en el Océano Pacífico (Shiohama, 1973; Kume, 1974; Bartoo y Foreman, 1994; Childers y Miller, 2000).

2.1.4. Esquerías con red agallera

Desde mediados de la década de los 1970 hasta el fin de 1992 hubo una pesquería en alta mar de atunes y peces picudos con redes agalleras de malla grande realizada por buques de Japón, la República de Corea, y Taiwan (Bartoo *et al*., 1993; Bartoo y Foreman, 1994; Murray, 1994). Además, se capturan pequeñas cantidades de albacora en aguas costeras de Chile con redes agalleras dirigidas hacia peces espada (Childers y Miller, 2000).

2.1.5. Pesquerías con red de cerco

Buques cerqueros japoneses capturan pequeñas cantidades de albacora en el Pacífico norte (Childers y Miller, 2000).

2.1.6. Pesquerías deportivas

Existe una pesquería deportiva importante dirigida hacia albacora en California (Clemens y Craig, 1965; Laurs y Dotson, 1992; Childers y Miller, 2000). No se dispone de información sobre pesquerías deportivas de albacora en otras partes del Océano Pacífico.

2.2. Datos de captura y esfuerzo

2.2.1. Pesquerías comerciales

En las Tablas 2.2.1a y 2.2.1b se presentan datos sobre las capturas comerciales de albacora. (Los datos provienen de Childers y Miller (2000: Tablas 1 y 2). Las tablas contienen muchas notas sobre la integridad y precisión de los datos, y se debería consultar las notas en ese informe antes de usar estos datos.) Las capturas en el Pacífico norte han sido superiores a, y han variado más entre años que, las del Pacífico sur. Las capturas de barcos de carnada japoneses en el Pacífico norte fueron mínimas entre aproximadamente 1965 y 1980. Las pesquerías con redes agalleras de Corea, Japón y Taiwan capturaron grandes cantidades de pescado entre aproximadamente 1978 y 1992, pero, tal como se notó anteriormente, la pesca en

alta mar con este tipo de red cesó a partir de ese último año.

Se pesca con palangre en casi todo el Océano Pacífico entre 50°N y 50°S, pero se captura albacora principalmente entre 25°N y 45°N y entre 5°S y 45°S (Figura 2.2.1). Childers y Miller (1999; Figuras 1 y 3a) presentan información sobre las distribuciones de las capturas de albacora por curricaneros de EE.UU. Curricaneros y barcos de carnada capturan cantidades sustanciales de albacora en la superficie cerca del litoral de Norteamérica y el noreste de Asia, respectivamente, pero no existen pesquerías importantes equivalentes cerca de las costas de América del Sur y Australia.

Los países que participan en la pesca de albacora en el Pacífico norte (Canadá, Corea, Estados Unidos, Japón, México y Taiwan) mantienen un repositorio central de datos relacionados con la albacora del Pacífico en el Southwest Fisheries Science Center en La Jolla, California.

2.2.2. Pesquerías deportivas

En la Tabla 2.2.2 se presentan datos sobre las capturas deportivas de albacora por buques de EE.UU. No se dispone de datos sobre las capturas deportivas de albacora por buques de otras naciones. La mayor parte de la captura deportiva de buques de EE.UU. proviene de aguas frente al sur de California (Clemens y Craig, 1965; Figuras 122-174).

2.3. Datos de composición por tamaño

2.3.1. Pesquerías palangreras

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por palangreros en el Océano Pacífico son presentados por Honma y Kamimura (1957: Figuras 4, 5 y 9), Otsu y Hansen (1962: Figuras 3 y 9-11), Otsu y Sumida (1968: Figuras 15 y 16), Shiohama (1973: Figuras 1 y 2), Yoneta y Saito (1973: Figura 2)), Kume (1974: Figuras 10 y 14), Yoshida (1975: Figuras 12 y 13), Kleiber y Baker (1987: Figuras 2 y 4-6), y Uosaki y Bayliff (1999: Figuras 59-61).

2.3.2. Pesquerías con curricán

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por curricaneros en el Océano Pacífico son presentados por Clemens y Craig (1965: Figuras 10-16), Kume (1974: Figura 8), Kleiber y Baker (1987: Figuras 2 y 4-6), Bartoo *et al*. (1993: Figuras 3-7), y Childers y Miller (2000: Figuras 7 y 8).

2.3.3. Pesquerías de carnada

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por barcos de carnada en el Océano Pacífico son presentados por Kume (1974: Figura 9), y Kleiber y Baker (1987: Figuras 2 y 4-6).

2.3.4. Pesquerías con red agallera

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por con red agallera en el Océano Pacífico son presentados por Bartoo y Holts (1993: Figuras 2 y 7-11). El tamaño de los peces capturados está correlacionado positivamente con la luz de malla de las redes.

2.3.5. Pesquerías deportivas

No se dispone de datos completos sobre los tamaños de albacora capturada por pescadores deportivos.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Otsu (1960) analizó 15 marcas devueltas de 1,201 liberadas, principalmente de las pesquerías de curricán en el Pacífico norte central y oriental, y ajustó la ecuación de Gompertz a los datos. Clemens (1961) realizó un análisis similar de 73 albacoras marcadas frente a California y Baja California. Laurs y Wetherall (1981) estimaron las tasas de crecimiento de albacora del Pacífico norte a partir de 410 marcas devueltas

de un total de 13.605 peces marcados entre 1971 y 1978. Labelle *et al*. (1993) estimaron el crecimiento de albacora del Pacífico sur mediante análisis del número de anillos vertebrales. En las Tablas 3.1.1a y 3.1.1b se presentan las estimaciones de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy obtenidas por Laurs y Wetherall (1981) y Labelle *et al*. (1993), respectivamente, y en las Tablas 3.1.1c y 3.1.1d las estimaciones de las tallas a edad obtenidas de estas ecuaciones.

En la Tabla 3.1.1e se presentan tres ecuaciones peso-talla para la albacora del Pacífico.

3.1.2. Reproducción

La reproducción de albacora en el Océano Pacífico ha sido estudiada por Partlo (1955), Ueyanagi (1957 y 1969), Otsu y Uchida (1959), Otsu y Hansen (1962), Yoneta y Saito (1973), Kume (1974), Shingu *et al*. (1974), Nishikawa *et al*. (1985), Ratty *et al*. (1990), y Ramón y Bailey (1996). Las larvas de albacora parecen escasear al este de 140°O, y ser más abundantes al oeste de 180° (Nishikawa *et al*., 1985), aunque esto podría ser un artefacto del muestreo. Partlo (1955) descubrió lo que él consideraba ser machos y hembras maduros en el "Pacífico oriental," capturados presuntamente frente a Canadá y/o Estados Unidos. Otsu y Uchida (1959), en cambio, dijeron que las albacoras "que sostienen la pesquería veraniega en la costa occidental de América son peces que no desovan," y manifestaron que el desove ocurre en aguas tropicales y subtropicales solamente. Ratty *et al*. (1990) encontraron machos maduros, pero no hembras maduras, en la Zona de Convergencia Subtropical del Pacífico Sur, entre 35° y 40°S. Dijeron que el desove ocurre principalmente en aguas de la Convergencia Tropical del Sur, entre 10° y 20°S. El desove ocurre en el Pacífico norte principalmente o exclusivamente durante el verano septentrional (Otsu y Uchida, 1959) y en el Pacífico sur principalmente o exclusivamente durante el verano meridional (Ramón y Bailey, 1996).

En la Tabla 3.1.2 se presentan las tallas mínimas de primera madurez encontradas por varios investigadores.

Otsu y Sumida (1968) descubrieron que los porcentajes de machos entre albacoras capturadas por la pesquería palangrera de Samoa Americana durante 1954-1965 fueron los siguientes: todos peces, aproximadamente 50 a 70%; peces de más de 90 cm de talla, aproximadamente 50 a 90%. Un 62% de los peces capturados por dicha pesquería durante 1962-1965 fueron machos. Según Yoneta y Saito (1973), el porcentaje de machos varió entre un 66 y 77% para albacora "grande" capturada en el Pacífico Sur occidental durante 1964-1969.

Ueyanagi (1957) estimó que el número de huevos por desove en el Pacífico noroeste varió de unos 0,8 a 2,6 millones, y Otsu y Uchida (1959) obtuvieron estimaciones de 0,9 a 1,8 millones para peces de Hawaii.

3.1.3. Desplazamientos

Clemens (1961), Otsu y Uchida (1963), Rothschild y Yong (1970), Kume (1974), Kikawa *et al*. (1977), y Laurs y Lynn (1977 y 1991) presentan información sobre los desplazamientos de albacora en el Océano Pacífico norte. Parece haber dos subgrupos de albacora en el Pacífico norte (Sección 3.1.5). Los peces del subgrupo norteño, cuando están en el Pacífico oriental, ocurren principalmente al norte de 40°N. Ocurre un intercambio considerable de peces de este subgrupo entre la pesquería con curricán del Pacífico oriental y las pesquerías de carnada y palangrera del Pacífico occidental. Los peces del subgrupo sureño ocurren principalmente al sur de 40°N en el Pacífico oriental, y relativamente pocos de los mismos son capturados en el Pacífico occidental. Peces marcados en aguas de altura del Pacífico oriental y recapturados en la pesquería costera del Pacífico oriental mostraron desplazamientos diferentes, según la latitud de liberación. La mayoría de las recapturas de aquéllos liberados al norte de 35°N ocurrieron al norte de 40°N, y la mayoría de las recapturas de aquéllos liberados al sur de 35°N ocurrieron al sur de 40°N. Kimura *et al*. (1997) manifiestan que "la ruta de migración anual para albacoras maduras forma una elipse cerrada con el centro en 20°N y 170°E, y es más ancha en años de un Niño que en aquellos sin asociados con la aparición de una región de agua fría en el Pacífico norte central y suroeste. Las albacoras inmaduras tienen también una ruta de migración en sentido contrario al de las agujas del reloj en invierno que se

extiende de 25°N a 35°N y de 130°E a 180°, cuando el Kuroshio sigue un rumbo relativamente recto. Sin embargo, la migración no persiste cuando el Kuroshio toma un desvío grande."

Se sabe mucho menos acerca de los desplazamientos de albacora en el Océano Pacífico sur. Según Jones (1991) y Murray (1994), los juveniles se desplazan de los trópicos hacia el sur cuando miden unos 35 cm, y luego hacia el este por la Zona de Convergencia Subtropical. Poco antes de alcanzar la madurez los peces vuelven a los trópicos, donde desovan. Según Labelle (1993), marcas fijadas en peces liberados al este de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al este y norte del punto de liberación, mientras que aquéllas fijadas al oeste de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al oeste y norte del punto de liberación.

3.1.4. Mortalidad natural

Suda (1963 y 1966) estimó que la tasa de mortalidad natural (*M*) para la albacora del Pacífico norte era 0,2. Suda (1966) estimó *M* en 0,2 para peces de 6 años y 0,4, 0,6, y 0,8 para peces al fin de su sexto, séptimo, y octavo año de vida, respectivamente. Bertignac *et al*. (1999), empero, estimaron que el *M* promedio para la albacora del Pacífico norte después de su reclutamiento a la pesquería era aproximadamente 0,6, suponiendo que se reporte un 90% de los peces marcados recapturados. Realizaron un análisis de sensibilidad que demostró que la estimación de *M* sería solamente 0,4 si se reportara sólo el 30% de las recapturas y 0,2 si se reportara sólo el 15%.

Fournier *et al*. (1998: Figura 7) estimaron *M* para la albacora del Pacífico sur en 0,2 para peces de entre 1 y 5 años, aumentando a 0,35 para peces de 9 años. La presencia de más machos que hembras entre los peces de mayor edad (Sección 3.1.2) podría indicar que *M* sea mayor para hembras que para machos.

3.1.5. Estructura de stocks

Las albacoras del Océano Pacífico norte y el Océano Pacífico sur son consideradas generalmente stocks separados (Nakamura, 1969; Kume, 1974; Bartoo y Foreman, 1994, Murray, 1994; Uosaki y Bayliff, 1999). Nakamura (1969) declaró que "(1) no hay evidencia de que las albacoras migren a través del ecuador en ninguna época del año, y (2) las estructuras de las poblaciones de albacora en los dos hemisferios son más o menos simétricas, lo cual indica que es razonable suponer que las dos poblaciones son discretas." Chow y Ushiama (1995) analizaron el ADN mitocondrial de albacoras capturadas en el Pacífico norte y sur, y concluyeron que existe flujo de genes entre las dos zonas. Sin embargo, hasta un intercambio limitado de material genético entre dos zonas basta para mantener la homogeneidad genética.

Laurs y Lynn (1977 y 1991) declararon que datos de marcado indican que hay probablemente dos "subgrupos" de albacora en el Océano Pacífico norte, y que los peces de los dos subgrupos tienen "patrones de migración, tamaños modales, tasas de crecimiento, y períodos de desove diferentes, aunque no parecen ser genéticamente distintos." Frente a Norteamérica la división entre los dos subgrupos está en aproximadamente 40°N. Labelle (1993) notó que datos de marcado para el Pacífico sur sugieren “la existencia de diferentes patrones de migración, hipótesis postulada para la población del Pacífico norte.”

3.2. Influencias ambientales

En el Océano Pacífico norte albacoras que viven en la superficie ocupan la Corriente de Kuroshio, la Zona de Transición del Pacífico Norte (ZTPN), y la Corriente de California. Reid *et al*. (1958), Marr (1970), Stommel y Yoshida (1972), Sugawara (1972), Takenouti (1980), Laurs (1983), Reid (1988), Laurs y Lynn (1991), y Roden (1991) presentan información sobre la oceanografía de estas regiones. La abundancia de la especie es máxima a profundidades de entre 200 y 260 m, pero ha sido capturada a 380 m con palangres verticales experimentales. Se realizan las mayores capturas de albacora en zonas con temperaturas de superficie del mar (TSM) de entre unos 16° y 19°C, pero experimentos de rastreo acústico demostraron que peces de entre 3 y 5 años de edad viven principalmente en o cerca de la termoclina, donde la temperatura puede descender hasta 10°C (Laurs y Lynn, 1991). Las albacoras, al igual que los demás atunes, poseen multiplicadores de contracorrientes que les permiten pasar períodos considerables en

aguas más profundas y frías. Están aparentemente limitadas a aguas con saturaciones de oxígeno disuelto de más de 60% (Graham y Laurs, 1982). Además, existen evidencias de que las albacoras suelen permanecer en aguas de mayor claridad que aguas adyacentes, posiblemente porque pueden ver sus presas mejor en agua más clara (Laurs, 1983). Laurs *et al*. (1984) encontraron agregaciones de albacoras en "bolsas de agua oceánica azul y cálida en el límite entre aguas oceánicas y aguas costeras más frías y verdosas" frente a California.

En el Océano Pacífico sur la albacora ocupa la Zona de Convergencia Subtropical, análoga a la ZTPN (Labelle, 1993). Knox (1970) presenta información sobre la oceanografía del Pacífico sur. Fournier *et al*. (1998) notaron que "las temporadas de desove correspondientes a reclutamientos bajos corresponden bien con la ocurrencia de episodios de El Niño (valores negativos del Indice de Oscilación del Sur) en el Océano Pacífico," y viceversa.

4. EVALUACIÓN DE STOCKS

4.1. Indices de abundancia

Indices de abundancia de albacora en el Océano Pacífico norte han sido calculados por Laurs *et al*. (1976: pesquería con curricán), Bartoo y Weber (1979: pesquerías con palangre, curricán, y carnada), Kleiber y Perrin (1991: pesquería con curricán), y Uosaki y Bayliff (1999: Figura 25, pesquería palangrera al este de 150°O). Los datos de palangre de Bartoo y Weber (1979: Figura 5) indican que la abundancia de albacora disminuyó desde 1952 hasta 1963, y luego permaneció a más a menos el mismo nivel desde 1963 hasta 1976. Sus datos de curricán (su Figura 3) y carnada (su Figura 4) no señalan tendencias claras positivas ni negativas desde 1961 hasta 1976. Kleiber y Perrin (1991) mostraron que la distribución de albacoras que viven en la superficie es esporádica, y que durante el período de su estudio, 1961-1988, mejoró la capacidad de los pescadores de localizar grandes concentraciones de peces. Los datos no ajustados indican que la abundancia de albacora no aumentó ni disminuyó durante 1961-1988, mientras que los datos ajustados indican que disminuyó durante dicho período (su Figura 2). Shono y Ogura (2000) calcularon un índice de abundancia, usando datos de barcos de carnada japoneses pescando en aguas lejanas. Señalaron (su Figura 3) un índice de 1972 a 1999, que disminuyó en la década de los 1980 y se recuperó en la de los 1990, pero que varió considerablemente de año en año. La mayoría de los índices para clases de edad individuales calculados por Uosaki (2000), usando datos de la pesca palangrera japonesa de 1975 a 1998, mostró un patrón similar.

Indices de abundancia de albacora en el Océano Pacífico sur han sido calculados por Otsu y Sumida (1968: Figura 9), Skillman (1975: Figura 10), Yoshida (1975: Figuras 2 y 5), Yeh y Wang (1996: Figuras 5 y 6), Uosaki y Bayliff (1999: Figura 25, al este de 150°O), y Wang (1999), todos a partir de datos de palangre. En cada caso los datos indican disminuciones en la abundancia de los peces.

4.2. Modelos de evaluación

Se usan tres tipos generales de modelos para evaluar la condición de los stocks de peces: modelos con estructura de edades, reproductor-recluta, y de producción, todos descritos por Anónimo (1999: 231-244). Todos requieren que el modelado sea llevado a cabo con un stock de peces separado. Tal como se comenta en la Sección 3.1.5, parece haber dos stocks de albacora en el Océano Pacífico, uno en el Pacífico norte y el otro en el Pacífico sur.

4.2.1. Albacora del Pacífico norte

Bartoo y Weber (1979), Bartoo y Shiohama (1984), Kleiber y Baker (1987), Kleiber y Perrin (1991), Bertignac *et al*. (1999), Takeuchi *et al*.. (1999), Ogura (2000), y Uosaki *et al.* (2000). realizaron evaluaciones del stock de albacora del Pacífico norte. De éstos, los siguientes usaron modelos con estructura de edades: Bartoo y Weber (1979), Kleiber y Baker (1987), y Bertignac *et al*. (1999).

Bartoo y Weber (1979) estimaron que los rendimientos por reclutamiento de dicho stock durante los períodos de 1955-1970 y 1971-1976 fueron aproximadamente como sigue: pesquería con curricán del Pací-

fico noreste, 2,6 y 1,6 kg; pesquería con carnada del Pacífico noroeste, 3,0 y 4,3 kg; pesquería palangrera del Pacífico norte, 2,5 y 0,4 kg; tres pesquerías combinadas, 8,0 y 6,0 kg. Manifestaron que reducciones del esfuerzo y aumentos en la edad de primera captura serían de beneficio tanto para la pesquería palangrera como para la pesquería en general. Notaron, sin embargo, que aumentos en el esfuerzo beneficiarían a la pesquería con curricán del Pacífico noreste. Los resultados de Kleiber y Baker (1987) y Bertignac *et al*. (1999) indican que la tasa de mortalidad por pesca para la albacora del Pacífico norte es relativamente baja. Kleiber y Baker (1987) realizaron un estudio de simulación para estimar las interacciones entre las tres pesquerías, usando la estimación de Suda (1966) de $M = 0,2$. En la Tabla 4.2.1 se presentan sus estimaciones de los efectos de aplicar el doble y la mitad del esfuerzo de pesca para cada pesquería. Doblar el esfuerzo en una pesquería aumentaría la captura de esa pesquería en un 85 a 98% y reduciría aquéllas de las otras dos pesquerías en un 0,1 a 7,5%, y reducirla en un 50% reduciría la captura de esa pesquería en un 48 a 50% y aumentaría aquéllas de las otras dos pesquerías en un 0,1 a 4,1%. Claro que la interacción entre las tres pesquerías es mínima, lo cual significa, por supuesto, que las tasas de mortalidad por pesca son bajas en relación con el valor de *M* usado en sus simulaciones. Si hubieran usado un valor de *M* más alto los efectos de las varias pesquerías sobre las otros pesquerías hubieran sido todavía menores. Takeuchi *et al.* (1999) y Uosaki *et al.* (2000) usaron ADAPT, un análisis de poblaciones virtuales calibrado (Conser, 1999), aplicándolo a los datos agregados de todas la pesquerías principales de albacora del Pacífico norte. Uosaki *et al.* (2000) usaron 0,3 como tasa de mortalidad natural (*M*) en el caso base. Compararon varios valores de *M*, y estimaron la edad de las capturas usando diferentes parámetros para la ecuación de von Bertalanffy. Descubrieron patrones consistentes para una gama de parámetros (Figura 4.2.1). El reclutamiento parece haber disminuido hasta aproximadamente 1988, y luego aumentó considerablemente. La biomasa total sigue las mismas tendencias que el reclutamiento, con una variabilidad interanual menor, aparentemente con un retraso de un año con respecto al reclutamiento. Las estimaciones de la biomasa del stock reproductor no disminuyen de forma tan marcada en los años 1970 y 1980, pero también aumentan marcadamente en los 1990. Las estimaciones de las tasa de explotación presentan una tendencia hacia valores más bajos durante todo el período estudiado, disminuyendo de un 12 a 20% en 1975 y 1976 a un 7 a 8% a fines de la década de los 1990. Bertignac *et al*. (1999), en un estudio que abarcó el período de 1972-1992, usaron datos de marcas devueltas para estimar las tasas de explotación. Estas estimaciones son más bajas que las que obtuvieron Uosaki *et al*. (2000) con un modelo de análisis de cohortes en cada año en que se pueden comparar. Bertignac *et al. (*1999) plantearon la posibilidad de que los peces marcados se "asustasen" de los anzuelos y fuesen por so tanto menos disponibles a los curricaneros. Demostraron que, si fuese cierto, no tomarlo en cuenta hubiese llevado a una subestimación sustancial de la tasa de explotación verdadera, al menos hasta 1986.

Bartoo y Weber (1979), en su discusión de las relaciones reproductor-recluta de la albacora del Pacífico norte, dijeron que sus datos, "aunque variables, indican cierta depresión en el stock reproductor y el reclutamiento también con respecto a niveles virgen."

Bartoo y Shiohama (1984) realizaron un análisis de modelo de producción, con estimaciones de la sensibilidad de los resultados a errores de medición en los datos. Usaron datos de captura y datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizados para las pesquerías con palangre del Pacífico norte, curricán del Pacífico noreste, y carnada del Pacífico noroeste durante 1961-1981 para calcular datos de esfuerzo estandarizados para ese período. Se estimó el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) para el Pacífico norte en unas 89 mil toneladas, con errores posibles de ± 20%, lo cual resultaría en un rango de unas 71 a 108 mil toneladas. Se estimó el esfuerzo óptimo en unas 134 mil unidades, con un rango de 107 mil a 162 mil unidades. Las estimaciones de RPMS no son sensibles a errores en las estimaciones de esfuerzo, pero sí a errores en las estimaciones de captura. Las estimaciones de esfuerzo óptimo no son sensibles a errores en las estimaciones de captura, pero sí a errores en las estimaciones de esfuerzo. Casi se alcanzó el esfuerzo óptimo en 1976, cuando la captura fue 121.106 toneladas, y en 1978, cuando la captura fue 90.300 toneladas. Cabe destacar que el ajuste de los datos de captura y esfuerzo a la curva en forma de domo (su Figura 1) fue malo. Kleiber y Perrin (1991) demostraron que durante 1961-1988 mejoró la capacidad de los pescadores con curricán de localizar grandes concentraciones de peces, lo cual

crearía un sesgo en las estimaciones de Bartoo y Shiohama (1984) del esfuerzo de pesca. Ogura (2000) señaló que, tras décadas de estabilidad aparente, la CPUE aumentó sustancialmente en los años 1990. Dividió los datos y ajustó el mismo modelo a los períodos de 1952-1988 y 1989-1998 por separado, estimando parámetros distintos para cada período. El rendimiento promedio máximo sostenible varía considerablemente entre los dos períodos: para el primero se cifra en unas 90.000 toneladas anuales, aumentando a unas 150.000 toneladas anuales en los años más recientes.

4.2.2. Albacora del Pacífico sur

Skillman (1975), Yeh y Wang (1996), Fournier *et al.* (1998), y Wang (1999) realizaran evaluaciones del stock de albacora del Pacífico sur.

Fournier *et al.* (1998) usaron datos de captura y esfuerzo y datos de composición por talla en un modelo con estructura de edades, MULTIFAN-CL, que estima coeficientes de selectividad y capturabilidad, parámetros de crecimiento y composición por edad de la captura, tasas de mortalidad natural y por pesca, parámetros de desplazamiento, y biomasa y reclutamiento de la población. Demostraron que la biomasa relativa de albacora alcanzó una máxima durante la década de los 1970, y luego disminuyó. No expresaron ninguna opinión sobre si el stock estaba sobre- o subexplotado.

Skillman (1975), Yeh y Wang (1996), y Wang (1999) usaron datos de captura y de CPUE para la pesquería palangrera y modelos de producción para evaluar la condición del stock de albacora en el Pacífico sur. Skillman estimó el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) en unas 33.000 a 35.000 toneladas. Yeh y Wang (1996) usaron el método de Honma (1974) y un modelo general lineal para estandarizar los datos de captura y esfuerzo de las flotas de Japón, Corea, y Taiwan, y usaron entonces esos datos para estimar los parámetros del modelo de producción simétrico. Los datos de los modelos de Honma y lineal general arrojaron estimaciones del RPMS de 31.320 y 31.620 toneladas, respectivamente. Wang (1999), usando el método de Schnute (1977), estimó el RPMS en 30.806 toneladas. Cabe destacar que los ajustes de los datos de captura y esfuerzo a las varias curvas en forma de domo fueron pobres (Skillman, 1975: Figura 11; Yeh y Wang, 1996: Figura 8).

4.3. Comparación con fuentes externas de datos

Fournier *et al.* (1998) manifestaron que, "aunque hace falta explorar otras cuestiones acerca del análisis de la albacora, la consistencia de los resultados de los modelos con varios conjuntos de datos externos es alentador. Incluyen la consistencia de las estimaciones de talla a edad de MULTIFAN-CL con aquéllas previamente derivadas de conteos de anillos vertebrales [Labelle *et al.*, 1993], la consistencia de los cambios en las estimaciones de la tasa de mortalidad natural con la edad en las proporciones de sexos de albacora con tamaño y con el comienzo de la madurez sexual en las hembras [Ramón y Bailey, 1996], y la relación aparente entre variación en el reclutamiento estimado y variación en el Indice de Oscilación del Sur."

4.4. Sensibilidad a supuestos

El análisis de los modelos de producción por Bartoo y Shiohama (1984), resumido en la Sección 4.2.1, incluyó estimaciones de la sensibilidad de los resultados a errores de medición en los datos. Bertignac *et al.* (1999) realizaron análisis para determinar la sensibilidad de estimaciones de las tasas de mortalidad natural a supuestos sobre las tasas de marcas reportadas. Se resumen éstos en la Sección 3.1.4. Takeuchi *et al.* (1999) y Uosaki *et al.* (2000) investigaron la sensibilidad de su modelo a varios parámetros, por ejemplo mortalidad natural y los de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, resumidos en la Sección 4.2.1. En la Figura 4.2.1 se presentan los resultados de varios ensayos, basados en distintas funciones estimadas de tamaño a edad y un supuesto diferente con respecto a la mortalidad por pesca en las últimas clases de edad.

5. CONDICION DE LOS STOCKS

Aparentemente la albacora no se encuentra sobreexplotada en el Pacífico norte ni el Pacífico sur.

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Determinación de objetivos de administración

En la 17ª reunión del *North Pacific Albacore Workshop*, celebrada en Taiwan del 6 al 13 de diciembre de 2000, se decidió que los datos de frecuencia de talla depositados en el repositorio central deberían incluir el tamaño de la muestra. Los asistentes decidieron también continuar el desarrollo de los modelos de biomasa y con estructura de edades. Se desarrollaría el modelado de producción de la forma propuesta por Conser (1998), en la cual se incorpora la mortalidad natural explícitamente en las ecuaciones. Esto permitiría comparar un modelo de biomasa de este tipo directamente con los resultados de un modelo con estructura de edades, usando el mismo valor de *M*. Se desarrollarían los modelos con estructura de edades mediante la aplicación de un modelo similar al modelo A-SCALA de Maunder y Watters (presentado). A-SCALA es una forma de análisis de cohortes que reconoce que muchas relaciones, tales como la eficacia de las flotas y el tamaño a edad de los peces, pueden variar con el tiempo y el lugar. Se estiman estas relaciones al mismo tiempo que la mortalidad por pesca, la selectividad, etc. Se espera que A-SCALA proporcione un marco para la incorporación de datos dispares que no pueden ser incorporados formalmente en otros métodos.

REFERENCES--REFERENCIAS

Anonymous. 2000. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.

Bartoo, Norman, and Terry J. Foreman. 1994. A review of the biology and fisheries for North Pacific albacore (*Thunnus alalunga*). FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 173-187.

Bartoo, Norman, and David Holts. 1993. Estimated drift gillnet selectivity for albacore, *Thunnus alalunga*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 91 (2): 371-378.

Bartoo, Norman, David Holts, and Cheryl Brown. 1993. Evidence of interactions between high seas driftnet fisheries and the North American troll fishery for albacore. Inter. North Pacif. Fish. Comm., Bull., 53 (3): 367-380.

Bartoo, Norman, and Toshio Shiohama. 1985. A production model analysis of the North Pacific albacore population including estimates of the sensitivity of results to measurement errors in input data. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 22: 109-117.

Bartoo, Norman W., and Earl C. Weber. 1979. Status of the North Pacific albacore stock from the yield-per-recruit and recruitment standpoints. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish. Center, Admin. Rep., LJ-79-15.

Bertignac, Michel, John Hampton, and Atilio L. Coan, Jr. 1999. Estimates of exploitation rates for North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, from tagging data. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 97 (3): 421-433.

Caton, Albert, Kathy Colgan, Phil Sahlquist, Peter Ward, Cesar Ramirez, and Martin Scott. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, and the fisheries for tunas and billfishes in the Australian fishing zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS, 142: 11-35.

Childers, John, and Forrest R. Miller. 2000. Summary of the 1999 U.S. North and South Pacific albacore troll fisheries. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Admin. Rep. LJ-00-06: iii, 42 pp.

Chow, S., and H. Ushiama. 1995. Global population structure of albacore (*Thunnus alalunga*) inferred by RFLP analysis of the mitochondrial ATPase gene. Mar. Biol., 123 (1): 39-45.

Clemens, Harold B. 1961. The migration, age, and growth of Pacific albacore (*Thunnus germo*), 1951-1958. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 115: 128 pp.

Clemens, Harold B., and William L. Craig. 1965. An analysis of California's albacore fishery. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 128: 301 pp.

Conser, R. J. 1998. A fresh look at surplus production modeling as a pragmatic assessment tool. ICES CM 1998/BB:8. ICES Annual Science Conference, Cascais, Portugal, September 1998.

Conser, R. J. 1999. ADAPT: a practical modeling framework for fisheries stock assessment. Proceedings of the Second International Pacific Swordfish Symposium, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-263: 93-101.

Foreman, Terry J. 1980. Synopsis of biological data on the albacore tuna, *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep., 2: 17-70.

Fournier, David A., John Hampton, and John R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci., 55 (9): 2105-2116.

Graham, J. B., and R. M. Laurs. 1982. Metabolic rate of the albacore tuna *Thunnus alalunga*. Mar. Biol., 72 (1): 1-6.

Honma, Misao. 1974. Estimation of overall effective fishing intensity of tuna longline fishery—yellowfin tuna in the Atlantic Ocean as an example of seasonally fluctuating stocks— Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 10: 63-86.

Honma, Misao, and Tadao Kamimura. 1957. Studies of the albacore--V: The fishing condition and size of albacore taken in the South Pacific Ocean. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 6: 84-90.

Ito, Russell, Y., Robert A. Dollar, and Kurt E. Kawamoto. 1998. The Hawaii-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 77-88.

Jones, J. B. 1991. Movements of albacore tuna (*Thunnus alalunga*) in the South Pacific: evidence from parasites. Mar. Biol., 111 (1): 1-9.

Kikawa, Shoji, Toshio Shiohama, Yasuo Morita, and Susumu Kume. 1977. Preliminary study of the movement of the North Pacific albacore based on tagging. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 15: 101-113.

Kimura, Shingo, Munenori Nakai, and Takashige Sugimoto. 1997. Migration of albacore, *Thunnus alalunga*, in the North Pacific Ocean in relation to large oceanic phenomena. Fish. Ocean., 6 (2): 51-57.

Kleiber, P., and B. Baker. 1987. Assessment of interaction between North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, fisheries by use of a simulation model. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 85 (4): 703-711.

Kleiber, Pierre, and Christina Perrin. 1991. Catch-per-effort and stock status in the U.S. North Pacific albacore fishery: a reappraisal of both. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 89 (3): 379-386.

Knox, George A. 1970. Biological oceanography of the South Pacific. *In* Wooster, Warren S. (editor), Scientific Exploration of the South Pacific, National Academy of Sciences, Washington, D.C., USA: 155-182.

Kume, Susumu. 1974. Tuna fisheries and their resources in the Pacific Ocean. Indo-Pacif. Fish. Coun., Proc., 15 (3): 390-423.

Labelle, Marc. 1993. A review of albacore tagging in the South Pacific. South Pacif. Comm., Tuna and Billfish Assessment Programme, Tech. Rep., 33: v, 17 pp.

Labelle, Marc, John Hampton, Kevin Bailey, Talbot Murray, David A. Fournier, and John R. Sibert. 1993. Determination of age and growth of South Pacific albacore *(Thunnus alalunga*) using three methodologies. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 91 (4): 649-663.

Laurs, R. Michael. 1983. The North Pacific albacore—an important visitor to California Current waters. Calif. Coop. Oceanic Fish. Inves., Rep., 24: 99-106.

Laurs, R. Michael, Harold B. Clemens, and Larry H. Hreha. 1976. Nominal catch-per-unit effort of albacore, *Thunnus alalunga* (Bonaterre), caught by U.S. jig vessels during 1961-70. Mar. Fish. Rev., 38 (5): 1-32.

Laurs, R. Michael, and Ronald C. Dotson. 1992. Albacore. *In* Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles M. Haugen (editors), California's Living Marine Resources and their Utilization, California Sea Grant Extension Program, Davis, California: 136-138.

Laurs, R. Michael, Paul C. Fiedler, and Donald R. Montgomery. 1984. Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellites. Deep Sea Res., 31 (9): 1085-1099.

Laurs, R. Michael, and Ronald J. Lynn. 1977. Seasonal migration of North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, into North American coastal waters: distribution, relative abundance, and association with Transition Zone waters. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 75 (4): 795-822.

Laurs, R. Michael, and Ronald J. Lynn. 1991. North Pacific albacore ecology and oceanography. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 105: 69-87.

Laurs, R. Michael, and Jerry A. Wetherall. 1981. Growth rates of North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, based on tag returns. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 79 (2): 293-302.

Marr, John C. (editor). 1970. The Kuroshio: a Symposium on the Japan Current. East-West Center Press, Honolulu: x, 614 pp.

Maunder, M. N., and G. M. Watters. (submitted). A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.

Murray, Talbot. 1994. A review of the biology and fisheries for albacore, *Thunnus alalunga*, in the South Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 188-206.

Nakamura, Eugene L., and James H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. Proceedings of the Governor's [Hawaii] Conference on Pacific Fishery Resources: 197-201.

Nakamura, Hiroshi. 1969. Tuna Distribution and Migration. Fishing News (Books) Ltd., London: 76 pp.

Nishikawa, Yasuo, Misao Honma, Shoji Ueyanagi, and Shoji Kikawa. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombroid fishes, 1956-1981. Far Seas Fish. Res. Lab., S Series, 12: 99 pp.

Ogura, Miki. 2000. Production model analysis on North Pacific albacore stock by ASPIC. NPALB/00/07. Seventeenth North Pacific Albacore Workshop 2000, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, December 6-13, 2000.

Otsu, T. 1960. Albacore migration and growth in the North Pacific Ocean as estimated from tag recoveries. Pacific Science 14 (3): 257-266.

Otsu, Tamio, and Richard J. Hansen. 1962. Sexual maturity and spawning of albacore in the central South Pacific Ocean. U.S. Fish Wildlife Serv., Fish. Bull., 62 (204): 151-161.

Otsu, Tamio, and Ray F. Sumida. 1968. Distribution, apparent abundance, and size composition of albacore *(Thunnus alalunga*) taken in the longline fishery based in American Samoa, 1954-65. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 67 (1): 47-69.

Otsu, Tamio, and Richard N. Uchida. 1959. Sexual maturity and spawning of albacore in the Pacific Ocean. U.S. Fish Wild. Serv., Fish. Bull., 59 (148): 287-305.

Otsu, Tamio, and Richard N. Uchida. 1963. Model of the migration of albacore in the North Pacific Ocean. U.S. Fish Wild. Serv., Fish. Bull., 63 (1): 33-44.

Park, Yeong Chull, Won Seok Yang, and Tae Ik Kim. 1994. Status of Korean tuna longline and purse-seine fisheries in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 153-162.

Partlo, J. M. 1955. Histological studies on albacore (*Thunnus alalunga*) gonads from the eastern Pacific. Fish. Res. Bd. Canada, Jour., 12 (1): 61-67.

Ramón, Darlene, and Kevin Bailey. 1996. Spawning seasonality of albacore, *Thunnus alalunga*, in the South Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 94 (4): 725-733.

Ratty, Frank J., R. Michael Laurs, and Raymond M. Kelly. 1990. Gonad morphology, histology, and spermatogenesis in South Pacific albacore tuna *Thunnus alalunga* (Scombridae). U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 88 (1): 207-216.

Reid, Joseph L. 1988. Physical oceanography, 1947-1987. Calif. Coop. Oceanic Fish. Inves., Rep., 29: 42-65.

Reid, Joseph L., Gunnar I. Roden, and John G. Wyllie. 1958. Studies of ;the California Current system. Calif. Coop. Oceanic Fish. Inves., Prog. Rep., Jul. 1, 1956-Jan. 1, 1958: 27-57.

Roden, Gunnar I. 1991. Subarctic-subtropical transition zone of the North Pacific: large-scale aspects and mesoscale structure. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 105: 1-38.

Rothschild, Brian J., and Marian Y. Y. Yong. 1970. Apparent abundance, distribution, and migrations of albacore, *Thunnus alalunga*, on the North Pacific longline grounds. U.S. Fish Wild. Serv., Spec. Sci. Rep. Fish., 623: 37 pp.

Schnute, J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. Fish. Res. Board Canada, Jour., 34 (5): 583-603.

Shingu, Chiomi, Patrick K. Tomlinson, and Clifford L. Peterson. 1974. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1967-1970. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 16(2): 65-230.

Shiohama, Toshio. 1973. Studies on the albacore—XV: Length frequency distribution of albacore in the northwestern Pacific Ocean, 1965-1971, and considerations on the treatment of the data. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 9: 143-176.

Shono, Hiroshi and Miki Ogura. 2000. The standardized albacore CPUE of the Japanese distant water pole and line fishery, including the effect of searching devices. NPALB/00/08, Seventeenth North Pacific Albacore Workshop 2000, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, December 6-13, 2000.

Skillman, Robert A. 1975. An assessment of the South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, fishery, 1953-72. Mar. Fish. Rev., 37 (3): 9-17.

Stommel, Henry, and Kozo Yoshida (editors). 1972. Kuroshio: Physical Aspects of the Japan Current. University of Washington Press, Seattle and London: x, 517 pp.

Suda, Akira. 1963. Catch variations in the North Pacific albacore-IV. The survival-rate in the fishing ground of the north west Pacific. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep. 17: 103-110.

Suda, Akira. 1966. Catch variations in the North Pacific albacore-VI. The speculations about the influences of fisheries on the catch and abundance of the albacore in the North Pacific by use of some simplified mathematical models. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep. 24: 1-14.

Suda, Akira and Y. Warashina. 1961. Some consideration on factor of albacore caught by longline and pole and line methods. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 13: 21-34.

Sugawara, K. (editor). 1972. The Kuroshio II. Proceedings of the Second Symposium on the Results of the Cooperative Study of the Kuroshio and Adjacent Regions. Saikon Publishing Company Limited, Tokyo: xii, 562 pp.

Takenouti, A. Y. (editor). 1980. The Kuroshio IV: Proceedings of the Fourth Symposium for the Cooperative Study of the Kuroshio and Adjacent Regions. Saikon Publishing Company Limited, Tokyo: 1029 pp.

Takeuchi, Y., K. Uosaki, and H. Shono. 1999. Stock assessment of North Pacific albacore. NPALB/99/9. Sixteenth North Pacific Albacore Workshop, Kesennuma, Miyagi, Japan. November 4-6, 1999.

Ueyanagi, Shoji. 1957. Spawning of the albacore in the western Pacific. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 6: 113-124.

Ueyanagi, Shoji. 1969. Observations on the distribution of tuna larvae in the Indo-Pacific Ocean with emphasis on the delineation of the spawning areas of albacore, *Thunnus alalunga*. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 2: 177-256.

Uosaki, Koji. 2000. Age specific abundance index for North Pacific albacore caught by the Japanese longline fishery, 1975-1998. NPALB/00/09. Seventeenth North Pacific Albacore Workshop 2000, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, December 6-13, 2000.

Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.

Uosaki, Koji, Yukio Takeuchi, and Hiroshi Shono. 2000. Stock assessment of North Pacific albacore. NPALB/00/11. Seventeenth North Pacific Albacore Workshop 2000, held at the Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, December 6-13, 2000.

Wang, Chien-Hsiung. 1999. Reconsideration of assessing South Pacific albacore stocks (*Thunnus alalunga*). Acta Oceanica Taiwanica, 37 (3): 251-266.

Yeh, Yu-Min, and Chien-Hsiung Wang. 1996. Stock assessment of the South Pacific albacore by using generalized production model, 1967-1991. Acta Oceanica Taiwanica, 35 (2): 125-139.

Yoneta, Kanisaburo, and Shoji Saito. 1973. Studies on the large-sized albacore and its vertical distribution in the western South Pacific Ocean. Japan. Soc. Sci. Fish., Bull., 39 (6): 617-624.

Yoshida, Howard O. 1975. The American Samoa longline fishery, 1966-71. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 73 (4): 747-765.

ASSESSMENT OF SWORDFISH IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Michael G. Hinton and William H. Bayliff

CONTENTS

1. Executive summary 297
2. Data 298
3. Assumptions and parameters 299
4. Stock assessment 302
5. Stock status 304
6. Future directions 304
References 335
Figures 306
Tables 321

The stock structure of swordfish, *Xiphias gladius*, is not well known in the Pacific. There are indications that there is only limited exchange of swordfish between the eastern Pacific Ocean (EPO) and the central and western Pacific Ocean, so it is considered herein that examinations of local depletions and independent assessments of the swordfish of the EPO are meaningful. Accordingly, most of the data presented in this report are for the EPO. Nevertheless, for various reasons, some data for the central and western Pacific Ocean are also presented.

1. EXECUTIVE SUMMARY

Swordfish occur throughout the Pacific Ocean between about 50°N and 50°S. They are caught mostly by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts are caught by gillnet and harpoon fisheries. They are seldom caught by recreational fishermen. During recent years the greatest catches in the EPO have been taken by vessels of Chile, Japan, Mexico, and the United States.

Swordfish reach maturity at about 5 to 6 years of age, when they are about 150 to 170 cm in length. They probably spawn more than once per season. Unequal sex ratios occur frequently in the catches. For fish greater than 170 cm in length, the proportion of females increases with increasing length.

Only fragmentary data are available on the movements of swordfish. They tend to inhabit waters further below the surface during the day than at night.

Swordfish tend to inhabit frontal zones. Several of these occur in the EPO, including areas off California and Baja California, off Ecuador, Peru, and Chile, and in the equatorial Pacific. Swordfish tolerate temperatures of about 5° to 27°C, but their optimum range is about 18° to 22°C. Swordfish larvae have been found only at temperatures exceeding 24°C.

There is one stock, or possibly two stocks, of swordfish in the EPO. If there are two, one has its center of distribution in the southeastern Pacific Ocean, and the other is centered off California and Baja California. As well, there may be movement of a northwestern Pacific stock of swordfish into the EPO at various times.

Production modeling indicates that the catches per unit of effort (CPUEs) of swordfish, although they have declined and then increased recently, are still greater than the CPUEs which correspond to the average maximum sustainable yield. This conclusion is tentative due particularly to the current uncertainty regarding stock structure.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Longline fisheries

Longlining for tunas and billfishes takes place in the Pacific Ocean from the Americas to Asia between about 50°N and 50°S.

2.1.1.1. Far East nations

Vessels of Indonesia, Japan, the Philippines, the Republic of Korea, and Taiwan fish for tunas and billfishes in the Pacific Ocean (Sakagawa, 1989; Skillman, 1998; Ueyanagi *et al*., 1989; Caton *et al*., 1998; Uozumi and Uosaki, 1998). Those of Japan, Korea, and Taiwan collectively fish in nearly all of the range of swordfish in the Pacific Ocean.

2.1.1.2. South Pacific nations

Small amounts of swordfish are caught in the South Pacific by longline vessels of Australia, the Cook Islands, Fiji, French Polynesia, New Caledonia, New Zealand, Tonga, and Vanuatu (Caton *et al*., 1998; Williams, 1998).

2.1.1.3. Western Hemisphere nations

Longline vessels of Western Hemisphere nations, most notably Chile (Barbieri *et al*., 1998), Mexico (Holts and Sosa-Nishikawa, 1998), and the United States (Holts and Sosa-Nishikawa, 1998; Ito *et al*., 1998; Vojkovich and Barsky, 1998), fish for tunas and billfishes in the eastern and central Pacific Ocean.

2.1.2. Gillnet fisheries

Until the end of 1992 there was a high-seas fishery for tunas and billfishes with large-meshed gillnets carried out by vessels of Japan, the Republic of Korea, and Taiwan (McKinnell and Waddell, 1993; Nakano *et al*., 1993; Uosaki, 1998). Vessels of Chile (Barbieri *et al*., 1998), Mexico (Holts and Sosa-Nishikawa, 1998), and the United States (Hanan *et al*., 1993; Holts and Sosa-Nishikawa, 1998) fish or have fished for tunas, billfishes, and sharks with gillnets in the eastern Pacific Ocean (EPO). These latter fisheries generally operate in the coastal waters and Exclusive Economic Zones (EEZs) of the respective nations.

2.1.3. Harpoon fisheries

Harpoon fisheries, which take swordfish and other billfishes, operate in coastal waters of Chile (Barbieri *et al*., 1998), Japan (Ueyanagi *et al*., 1989: Uozumi and Uosaki, 1998), Taiwan (Sakagawa 1989), and the mainland of the United States (Coan *et al*., 1998). Striped marlin, blue marlin, black marlin, and sailfish are also taken by the harpoon fisheries of Japan and Taiwan, and several species of sharks are also taken by the harpoon fishery of the United States.

2.1.4. Purse-seine fishery

Small amounts of swordfish are caught by tuna purse-seiners in the eastern Pacific Ocean (Anonymous, 1999: Table 39). These are bycatches, and they are discarded at sea or kept by the vessel crews for their personal use.

2.1.5. Recreational fisheries

The recreational fisheries for swordfish are insignificant, or nearly so (de Sylva, 1974; Caton *et al*., 1998; Holts and Sosa-Nishizaki, 1998).

2.2. Catch and effort data

2.2.1. Commercial fisheries

Most of the commercially-caught swordfish are taken by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts of swordfish are or have been caught by the other fisheries described in Section 2.1. Data on the commercial catches of swordfish in the Pacific Ocean are shown in Tables 2.2.1a and 2.2.1b.

The distributions of fishing effort by major fleets have varied over the decades as a result of varying target species for the fisheries. Summary information on the distribution of fishing effort for these major fleets is given by Uozumi and Uosaki (1998) for Japan, and by Skillman (1998) for Korea and Taiwan. Information on the longline, gillnet, and harpoon fisheries of the United States is given by Ito *et al.* (1998), Sakagawa (1989) and Coan *et al.* (1998). Information on the longline fishery of Spain in the eastern Pacific is given by Mejuto and Garcia (1998). Total nominal fishing effort by longline fisheries by subarea of the EPO (Figure 2.2.1a) are shown in Figure 2.2.1b. The variation in the distribution of fishing effort by the Japanese fleet by decade is shown in Figure 2.2.1c, and in Figures 2.2.1d-f for the Korean and Taiwanese fleets, and the other fleets fishing longline gear in the EPO.

2.2.2. Recreational fisheries

No comprehensive data on the recreational fishing effort for billfishes or the recreational catches of swordfish are available.

2.3. Size-composition data

2.3.1. Longline fisheries

Length-frequency data for swordfish caught by longline gear in the EPO are given by Miyabe and Bayliff (1987: Figure 59), Nakano and Bayliff (1992: Figures 66-68), Vojkovich and Barsky (1998), and Uosaki and Bayliff (1999: Figures 68-70) and in the western Pacific Ocean by Williams (1998). Length-frequency histograms for swordfish caught by longline gear by area of the EPO are shown in Figures 2.3.1a-c.

2.3.2. Other commercial fisheries

Length-frequency data for swordfish taken by the gillnet and harpoon fisheries of the northern EPO are shown by Hanan *et al*. (1993) and Coan *et al*. (1998), respectively, and weight-frequency data for swordfish taken by artisanal gear (harpoons and gillnets) are shown by Barbieri *et al*. (1998). Length-frequency histograms for swordfish caught by purse-seine gear by subareas of the EPO are shown in Figures 2.3.1d.

2.3.3. Recreational fisheries

No comprehensive data on the sizes of recreationally-caught swordfish are available.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The parameters of the von Bertalanffy growth equation of swordfish in the Pacific Ocean estimated by various researchers are listed in Table 3.1.1a. Estimated lengths of swordfish at ages 1 through 10, calculated from the data in that table, are shown in Table 3.1.1b. It should be recognized that these estimates are crude because (1) the growth of swordfish may not be well described by the von Bertalanffy curve and (2) even if it is well described by that curve, the estimates of its parameters may be erroneous.

Data on the weight-length relationships of swordfish are listed in Table 3.1.1c.

3.1.2. Reproduction

According to Yabe *et al.* (1959), swordfish first reach maturity at 5 to 6 years of age, when they are 150 to 170 cm in length. The smallest mature fish encountered by Kume and Joseph (1969) was 139 cm long, but Nakano and Bayliff (1992) observed one mature swordfish in the 101- to 110-cm length class.

DeMartini *et al.* (2000) used microscopic morphological evidence to estimate the median body (eye-fork length; EFL) at sexual maturity to be about 102 cm for males and 144 cm for females captured in the longline fisheries operating from Hawaii. The smallest reproductively-active female in their samples had a length of 134 cm. They found that more than 95 percent of the females greater than 173 cm EFL, and males greater than 123 cm, were mature. DeMartini *et al*. noted that their finding of a female:male ratio of median lengths at sexual maturity of 2.9 is consistent with values found for swordfish in the Atlantic.

Information on the reproduction of swordfish in the Pacific Ocean is given by Nishikawa *et al*. (1985), Miyabe and Bayliff (1987), Nakano and Bayliff (1992), and Uosaki and Bayliff (1999). Swordfish larvae appear to be more abundant west of 140°W than east of that longitude (Nishikawa *et al*. 1985), but this could be an artifact of sampling. Hinton and Deriso (1998), using a validated index of reproductive activity for swordfish (Hinton *et al.* 1997), determined that swordfish were reproductively active in the vicinity of Baja California during May–August. They also determined that "regions of the EPO with individuals in spawning condition were clearly separated throughout the year," with all occurrences either in or adjacent to identified regions of high relative abundance. A summary of reproductive activity by subarea of the EPO as proportion of sampled females which were reproductively active (Hinton *et al.* 1997) is presented in Table 3.1.2.

An ovary of a swordfish contains hundreds of millions of ova, portions of which mature throughout the life of the fish after it reaches maturity. Uchiyama and Shomura (1974) obtained estimates of 2.24 to 9.38 million ova of the most advanced group from fish weighing 83 to 204 kg. Swordfish probably spawn at frequent intervals, in which case their annual fecundities would be much greater.

According to Sakagawa (1989), female swordfish tend to inhabit higher latitudes than male swordfish, in which case unequal sex ratios should occur frequently. Kume and Joseph (1969) found the sex ratio to be about equal for fish between 130 and 170 cm in length in all areas of the EPO except that bounded by 10°N, 100°W, 5°S, and the coastline of the Americas. In this area females were more abundant than males, especially during the first quarter. For fish greater than 170 cm in length, the proportion of females to males increased with increasing length. Weber and Goldberg (1986) found that 26 percent of 90 swordfish collected off Southern California were males, and the rest were females. DeMartini *et al.* (2000) found increasing body size with latitude, and increasing male:female ratios only during peak spawning periods.

3.1.3. Movement

According to Kume and Joseph (1969), "catch records tend to show a movement of fish from off the tip of Baja California during the spring towards the north during the summer and fall." Bedford and Hagerman (1983) report that "a coastwide movement of fish between Baja California and California is evidenced by limited tagging data and Japanese longline hooks in fish taken off southern California. This hypothesis is further supported by the ... [fact that] ... the Japanese longline fishery peaks off Baja California in December and January, followed by the southern California season, running from summer through fall." The fish "move offshore for spawning" (Dewees, 1992). de Sylva (1962) reported an apparent northward migration of swordfish off northern Chile in April and May. Caton *et al*. (1998) reported that a small juvenile swordfish tagged and released off Bermagui, New South Wales (ca. 37°S-150°E) was recaptured 200 km to the north, off Jervis Bay, New South Wales (ca. 35°S-151°E) 3 months later. Hinton and Deriso (1998) stated that a tagged swordfish released northeast of the Hawaiian Islands (28°20'N-149°08'W) on May 1, 1993, was recaptured off San Clemente Island, California (32°03'N-118°29'W) on January 1, 1995.

Carey and Robison (1981) reported on the daily activity patterns of swordfish monitored with acoustic telemetry. Two fish tagged near the tip of the Baja California peninsula occupied an inshore bank during the daytime, and moved offshore at night. During the daytime they remained near the bottom at a depth of about 90 m, where they may have been feeding on demersal fish, and at night they stayed close to the surface, where they are believed to have been feeding on squid and other fauna which concentrate near the surface at night. Two others tagged in the same general area, which were in water 400 to 800 m deep when they were tagged, moved westward until they were over a submarine canyon, at which time they changed course and moved southward along the length of the canyon. Fishermen suggested that the first two fish were part of a resident population, while the other two were transients. Carey and Robison noted that swordfish frequently bask at the surface off Baja California during the daytime, and postulated that they do this to repay oxygen debts that they accumulate in deeper water.

Holts *et al*. (1994) reported on the daily activities of a swordfish monitored by acoustic telemetry off Southern California. Its horizontal speed ranged from 0.7 to 2.5 knots. The fish spent virtually all of its time below 10 m and about 75 percent of its time between 10 and 50 m in or just below the upper mixed layer, where the temperature was about 14°C. It made two dives to about 300 m, where the temperature was about 8°C. Both dives were made during daylight, but during other periods the depths during daylight were only slightly greater than those during darkness. During the second dive the fish was over 14-mile Bank (33°24'N-118°00'W), where "it may have been foraging at or very close to the bottom."

3.1.4. Natural mortality

Boggs (1989) used the method of Murphy and Sakagawa (1977) and the growth parameter estimates of Yabe *et al*. (1959) to estimate the natural mortality of swordfish. For this report the method of Pauly (1980) was used with the growth parameter estimates of Yabe *et al*. (1959), Barbieri *et al*. (1998), and Uchiyama *et al*. (1998) and a mean temperature estimate of 20°C (see Section 3.2) to calculate estimates of the natural mortality for this species. These estimates appear in Table 3.1.1a. In their stock assessment of swordfish in the EPO, Hinton and Deriso (1998) used annual survival rates in the absence of fishing mortality of 0.62 and 0.81 which are equivalent to coefficients of natural mortality of 0.48 and 0.21, respectively.

3.2. Environmental influences

Swordfish are most abundant in "zones of high production of food organisms and where major ocean currents meet" (Sakagawa, 1989).

"In the Pacific Ocean, there are five frontal zones ... where swordfish are found in fishable concentrations ...: (1) in the northwestern Pacific ..., where the warm Kuroshio Current meets the coastal waters of Taiwan and Japan, and where the Kuroshio Extension Current meets the Oyashio Current to the north; (2) off southeastern Australia ..., where the warm East Australian Current meets intrusions of the cold Southern West Wind Drift Current; (3) off northern New Zealand ..., where the warm South Equatorial Current intersects with intrusions of the cold Southern West Wind Drift Current; (4) in the eastern tropical Pacific ..., where the warm Equatorial Counter Current intersects with the colder Peru Current; and (5) along Baja California, Mexico, and California, U.S.A. ..., where the cool offshore California Current intersects with intrusions along the coast of warmer water from the south" (Sakagawa, 1989). These are shown in Figure 3.2.

Nakamura (1985) stated that adult swordfish tolerate temperatures of 5° to 27°C, and that their optimum temperature range in the northwestern Pacific Ocean is 18° to 22°C. They avoid water with low concentrations of dissolved oxygen. Swordfish larvae have been found only at temperatures exceeding 24°C.

Carey and Robison (1981) described the movements of two swordfish which were tagged with acoustic tags in water 400 to 800 m deep. They moved westward until they were over a submarine canyon, at which time they changed course and moved southward along the length of the canyon. They said that

"commercial fishermen feel that the submarine canyons and hummocky areas along the continental shelf are good places to find swordfish... Currents flowing over rough bottom produce eddies and flow separation features which may extend to the surface... The concentration of organisms as a result of turbulence generated by the rough bottom may be the feature that attracts swordfish to the waters over submarine canyons."

de Sylva (1962) reported that during April and May of 1956, in the vicinity of Iquique, Chile [about 20°15'S], there was "an influx of a thin warm-water layer from the north containing dinoflagellate populations; an admixture of nutrients, derived at least in part from upwelled coastal water from the south, caused growth of the dinoflagellate population, which resulted in a concentration of the zooplankton crop. Subsequently, anchovies concentrated and fed in these plankton patches and they in turn attracted squid and bonito. Swordfish and striped marlin moved into this region apparently attracted by the concentrations of squids as well as of anchovies. However, they were also probably affected by decreasing water temperatures, as this concentration seemed to be part of a northerly migration toward the onset of winter, following the northward-retreating warm front. It was reported that by late May, most swordfish were being taken well north of the Iquique area toward Arica [about 18°30'S]. This exodus may have been further prompted by the growth in area (to 60 miles offshore) of reported red-water conditions unfavorable to swordfish."

3.3. Stock structure

Hinton and Deriso (1998) discussed the various hypotheses which have been made concerning the stock structure of swordfish in the EPO and concluded that there is a stock with its center of distribution in the southeastern Pacific Ocean, and possibly another one with its center of distribution in the northeastern Pacific Ocean. Reeb *et al.* (2000) found genetic structuring of populations between swordfish from the northwest and southwest Pacific, but did not find differentiation among samples taken in the eastern Pacific. They hypothesized a "U-shaped corridor of gene flow" in the Pacific swordfish. Alvarado-Bremer *et al.* (In Press), who used mtDNA d-loop data, corroborated the differences between northwest Pacific and the southwest Pacific fish. They also presented preliminary data for the *Ldh*A intron 6 locus, and reported that one allele (allele 5), found at a frequency of about 5 percent in Mexican and other EPO samples was not found in four Hawaiian samples collected over four years. These differences were not statistically significant, but are suggestive of differentiation. Furthermore, Grijalva-Chon *et al*. (1996), who used allozyme data, found significant differences between Hawaiian and Mexiccan fish in the distributions of three polymorphic loci. Studies of swordfish genetics in the Atlantic and the Mediterranean using mitochondrial DNA indicate distinct stocks in these oceans, and also differentiation between swordfish in the Atlantic and the Pacific (discussion in Hinton and Deriso, 1998). Hinton (In Press) concluded that there are northern and southern stocks of swordfish in the EPO, with the boundary between the stock distributions occuring at 5°S, and that there may at times be some mixing of stocks from the central Pacific with the northeastern stock.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance

Indices of abundance of swordfish in the EPO have previously been calculated as catch per unit of nominal effort (CPUE, *e.g.* Uosaki and Bayliff 1999), and by using general linear models (GLMs) (*e.g.* Nakano 1998) or other effort standardization approaches (*e.g.* Hinton and Deriso 1998) to estimate standardized effort and from that obtain catch per unit of standardized effort (CPUSE).

The results (Hinton, In Press) of standardizing fishing effort of the Japanese longline fishery in the EPO, which principally targets tunas, using GLMs are presented below. The standardization model used was of the form:

$$F(CPUE) = Year + Quarter + Area + Environmental\ Index + Gear + interactions$$

Observations of CPUE at 5° latitude by 5° longitude by month resolution for the 1955-1999 period were included in the analysis. Fishing effort was categorized into four levels based on the number of hooks per basket (HPB): Level 1: 3 < HPB < 8; Level 2: 8 ≤ HPB < 12; Level 3: 12 ≤ HPB < 16; and Level 4: HPB ≥ 16. For the period prior to 1975, which brought the introduction of deep longlines to the EPO, all effort was considered to be Level 1.

Hinton (In Press) divided the EPO into five areas (Figure 2.1.1a), based on an analysis of the distribution of fairly contiguous regions of relatively high abundance indicated by Hinton and Deriso (1998). These areas coincide quite well with oceanic provinces represented in the EPO: Area 1 with the equatorial current systems; Area 2 with the California Current and Counter Current, and the coastal Central American systems; Area 3 with the eastern extension of the north-central Pacific gyre system; Area 4 with the Humboldt Current and coastal system; and Area 5 with the eastern extension of the south-central Pacific gyre system.

Environmental indices considered were the quarterly averages of the monthly observations of the Southern Oscillation Index (SOI), and the Northern and Southern Extratropical Oscillation Indices (NOIx and SOIx, Schwing *et al.*, In Press).

Interaction terms were considered in the fitting of the models only for significant main effects. Year was not included in interaction terms, its coefficients thus providing a direct measure of relative annual abundance.

The model was fit in in S-PLUS 2000 (MathSoft, Inc., Cambridge, MA, USA) by first fitting to the mean using the procedure "glm," and then using function "step" to perform a stepwise fitting procedure for main effects, followed by fittings for interaction terms if indicated. The model was fit with both F(*CPUE*) = *CPUE* [Gaussian link] and F(*CPUE*) = ln(*CPUE*) [Poisson link]. Final model selection in all cases was made considering both AIC and F-tests (shown).

Hinton (In Press) first fit the standardization model to data for the individual areas. Trends in annual abundance obtained from these fits are reproduced in Figure 4.1.1a-b. Considering the various hypothesized stock structures for swordfish in the EPO, the standardization model was also fit to the northern (areas 2 and 3) and southern (areas 4 and 5) regions (Figure 4.1.2a-b), Trends in annual abundance between the equatorial region (Area 1) and the northern and southern regions (Areas 2 and 3, and Areas 4 and 5) were compared (Hinton, In Press), using the directions of change in population trajectories from year t to t + 1 over the 1961-1999 period and a binomial test statistic under a null hypothesis of no differences between the annual trajectories. The trends in annual abundance between the equatorial region and the northern region were not significantly different (p = 0.564), but they were significantly different between the equatorial region and the southern region (p = 0.036). Based on these results, the model was fit to the northern region in combination with the equatorial area (Area 1) (Figure 4.1.3a-b).

4.2. Assessment models

Three general types of models, age-structured models, spawner-recruit models, and production models, all of which are described by Anonymous (1999: 35-49), are used to assess the condition of stocks of fish. All three types of models require that the analyses be done with a discrete stock of fish. As stated in Section 3.3, the swordfish of the EPO appear to belong to one or two stocks.

Production models, using data from the Japanese longline fishery for 1952 through 1980, have been applied to swordfish in the Pacific Ocean by Sakagawa and Bell (1980), Bartoo and Coan (1989), and Skillman (1989). Their results were only tentative, for at least two reasons. First, due to lack of data on tag returns, meristic and morphometric characteristics, genetic characteristics, *etc*., the investigators had to make assumptions regarding stock structure based on the distribution of catches of the fish. Second, due to lack of data which could be used to make adjustments for differences in the vulnerability of the fish to capture, they had to assume that swordfish were equally vulnerable to capture by longline gear in

all years, seasons, and areas. They concluded that the swordfish were capable of supporting greater catches than those which were taken during that period. The fisheries have changed since then, however. By 1992, the swordfish catch in the Pacific Ocean had reached about 34,700 metric tons, a 69-percent increase since 1986.

The Deriso-Schnute delay-difference population model (Quinn and Deriso, 1999) was used with catch and effort data for 1962-1987 by Hinton and Deriso (1998) to investigate the dynamics of swordfish in the EPO. They investigated the status of stocks assuming that this area was inhabited by a single stock of swordfish and that the area was open to migration of swordfish across the boundaries of the EPO. The standardized catch rates and data which were available at the time of the analysis, which showed declining standardized CPUEs with increasing fishing effort, provided a minimal amount of information with which to model the dynamics of the population. Preliminary examination of catch and effort data for 1988-1992 indicated that the CPUEs had continued to decline, but were still greater than the CPUEs which correspond to the average maximum sustainable yield (AMSY), so it was considered that swordfish were not overfished in the EPO.

The equatorial region, Area 1, has previously been included in analyses of a hypothesized southern stock (Nakano, 1998). However, analysis of standardized catch rates by area and time (Hinton and Deriso, 1998) suggested that the relatively high catch rate zones in the equatorial region of the eastern Pacific Ocean are more closely tied to high catch rate zones in the northern region, with fairly distinct separation from similar zones in the southern region. As stated in Section 4.1, the trends in annual abundance between the equatorial region and the northern region were not significantly different, but they were significantly different between the equatorial region and the southern region. Thus, based on these and subsequent analyses, it was concluded that the boundary between the northern and southern region stocks is most likely to be 5ºS. Hinton (In Press) concluded that the failure of attempts to fit the Deriso-Schnute delay-difference population model with the standardized catch and effort estimates obtained from the fitted GLM models results from the lack of contrast in the indices of relative abundance over time in the standardized data series. Further, it was concluded that the trends in relative abundance obtained in the GLM standardizations give no indication of declining abundances of swordfish in the EPO, and nominal longline fishing effort in the region has been steady to declining over the past decade. It was also noted that catches in the region have been fairly stable during the period since 1989, averaging about 13,000 mt annually.

5. STOCK STATUS

As indicated in Section 4.2, the CPUEs previously obtained have been found to be greater than those which correspond to the AMSY, and trends in relative abundance obtained in the standardizations of CPUE of Japanese longline fisheries in the region do not indicate declining abundances. The lack of contrast in the standardized catch and effort series suggests that the fisheries that have been taking swordfish in the EPO have not been of a magnitude sufficient to cause significant responses in the population. As well, catches in the region have been fairly stable during since 1989, averaging about 13,000 mt annually. Based on these considerations, it appears that swordfish are not overfished in the EPO. However, given the changing nature of the fisheries for swordfish in the EPO, particularly those gillnet and longline fisheries which are increasingly targeting swordfish, the stocks should be monitored closely for changes in these trends.

6. FUTURE DIRECTIONS

Efforts should be made to develop satisfactory models and indicators of the status of the stocks. These should include further efforts to clarify the nature of stock structure of swordfish in the EPO.

At this time the IATTC has two key collaborative projects in progress to address the requirements of the Commission for information on the status of stocks of swordfish in the EPO. The first is an investigation of the distribution of swordfish stocks in the EPO using results from mitochondrial and nuclear DNA

sequencing. This project is working with over 2,700 samples collected on a bimonthly basis over a contiguous two-year period from Hawaii, California/Mexico, Ecuador and Chile. Initial results from analyses are expected by August, 2001. The other project is to develop an integrated standardization and dynamics model, which will be fitted using AD-Model Builder, and which will be able to incorporate information on the biology, environment, and multiple fisheries harvesting swordfish in the EPO. The model will be able to be used for other species of billfish, as well as for swordfish. It is anticipated that the initial results from this model for swordfish and striped marlin will be available by January 2002, and for other species of billfish, by about June 2002.

6.1. Collection of new and/or updated information

As more data become available these analyses should be updated to ensure that if there develop indications that the condition of the stock of swordfish has deteriorated, then action could be considered and taken in a timely manner.

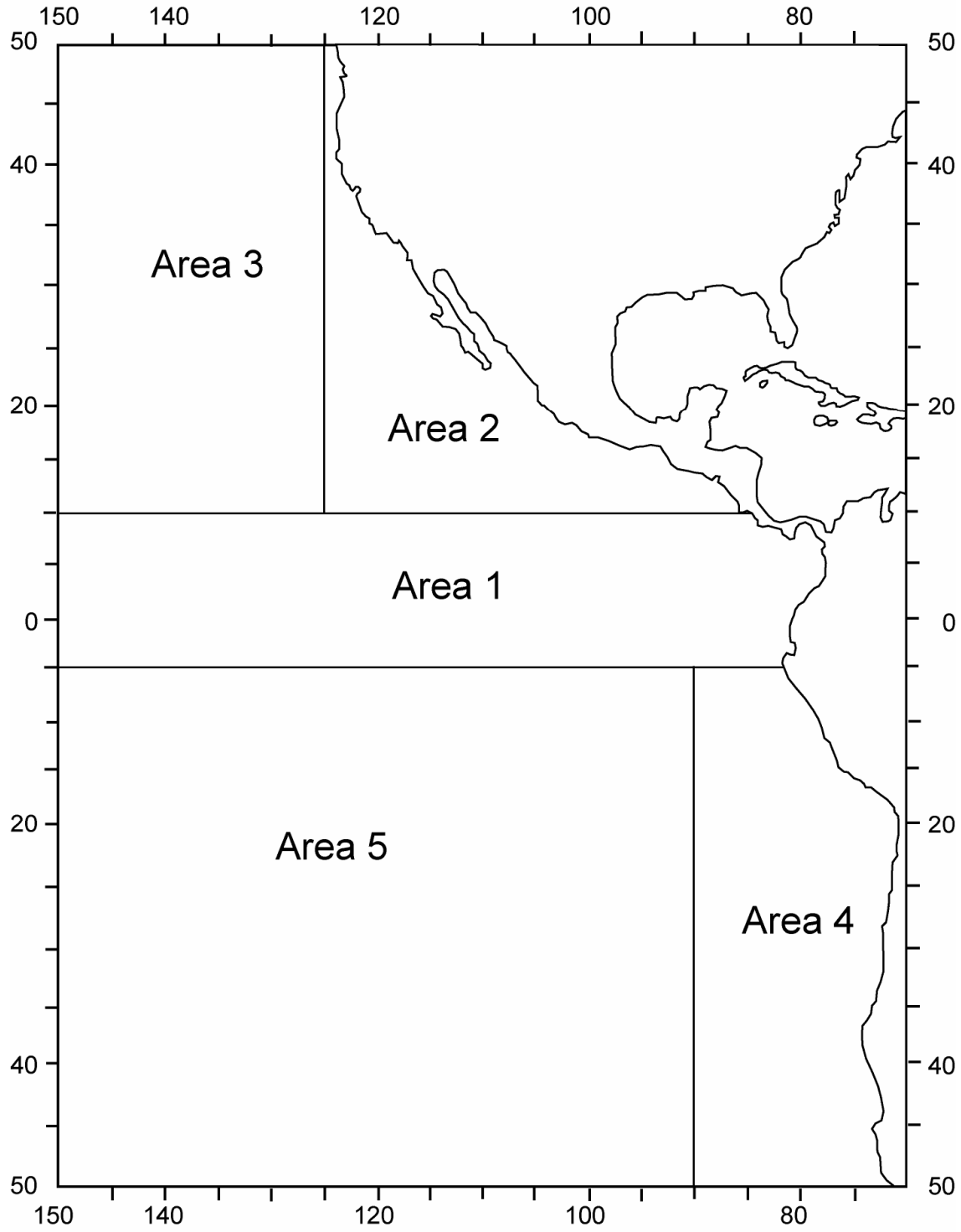

FIGURE 2.2.1a. Area stratification for analysis of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 2.2.1a. Estratificación del Océano Pacífico oriental para el análisis de los stocks de pez espada.

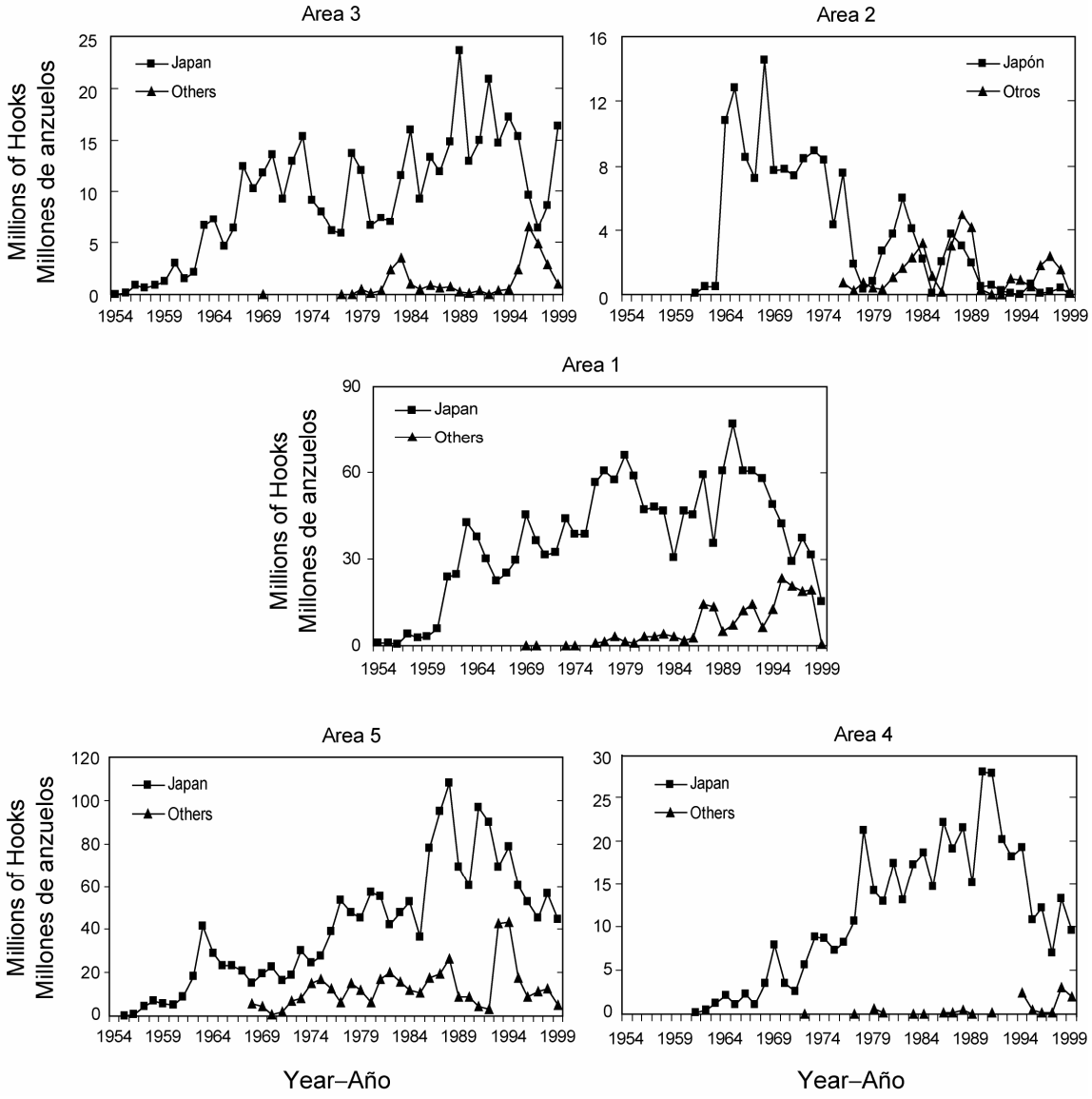

FIGURE 2.2.1b. Distributions of total nominal effort by fishery by area of the EPO.
FIGURA 2.2.1b. Distribución del esfuerzo nominal total por pesquería por áreas del OPO.

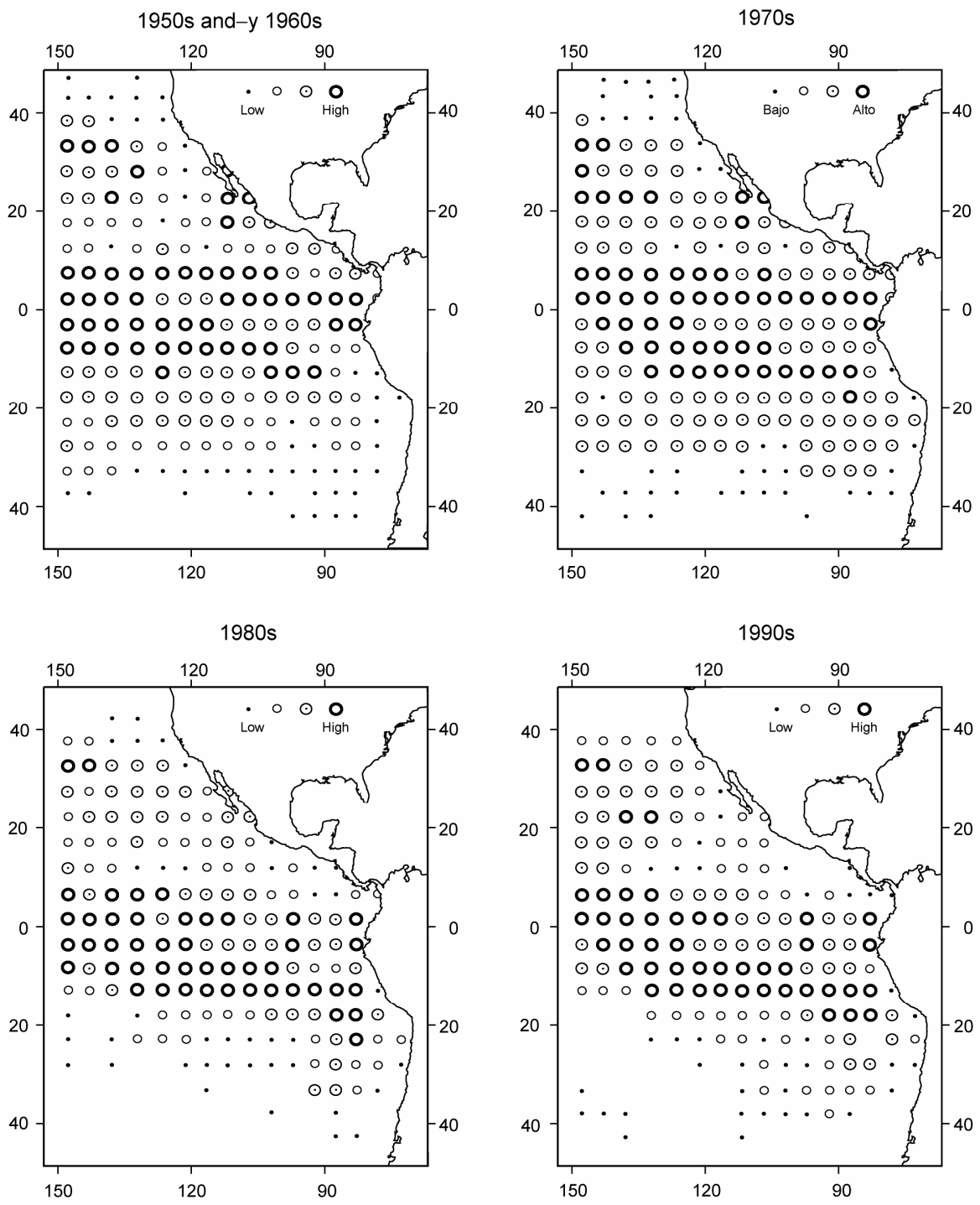

FIGURE 2.2.1c. Distribution of fishing effort [quartiles of nominal effort by decade] for Japanese-flag longline vessels.
FIGURA 2.2.1c. Distribución del esfuerzo de pesca [cuartiles de esfuerzo nominal por década] por buques palangreros de pabellón de Japón.

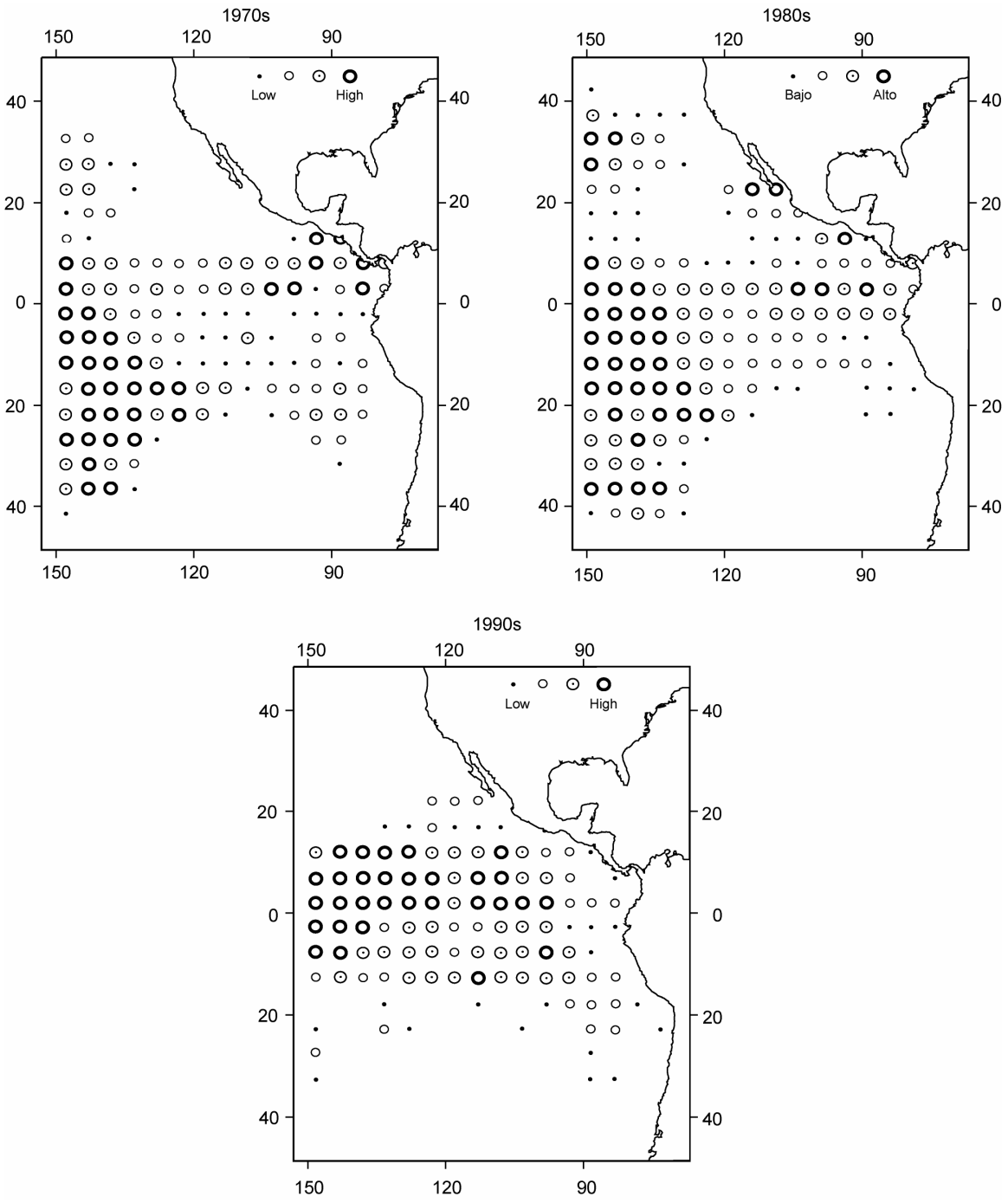

FIGURE 2.2.1d. Distribution of fishing effort [quartiles of nominal effort by decade] for Korean-flag longline vessels.

FIGURA 2.2.1d. Distribución del esfuerzo de pesca [cuartiles de esfuerzo nominal por década] por buques palangreros de pabellón de Corea.

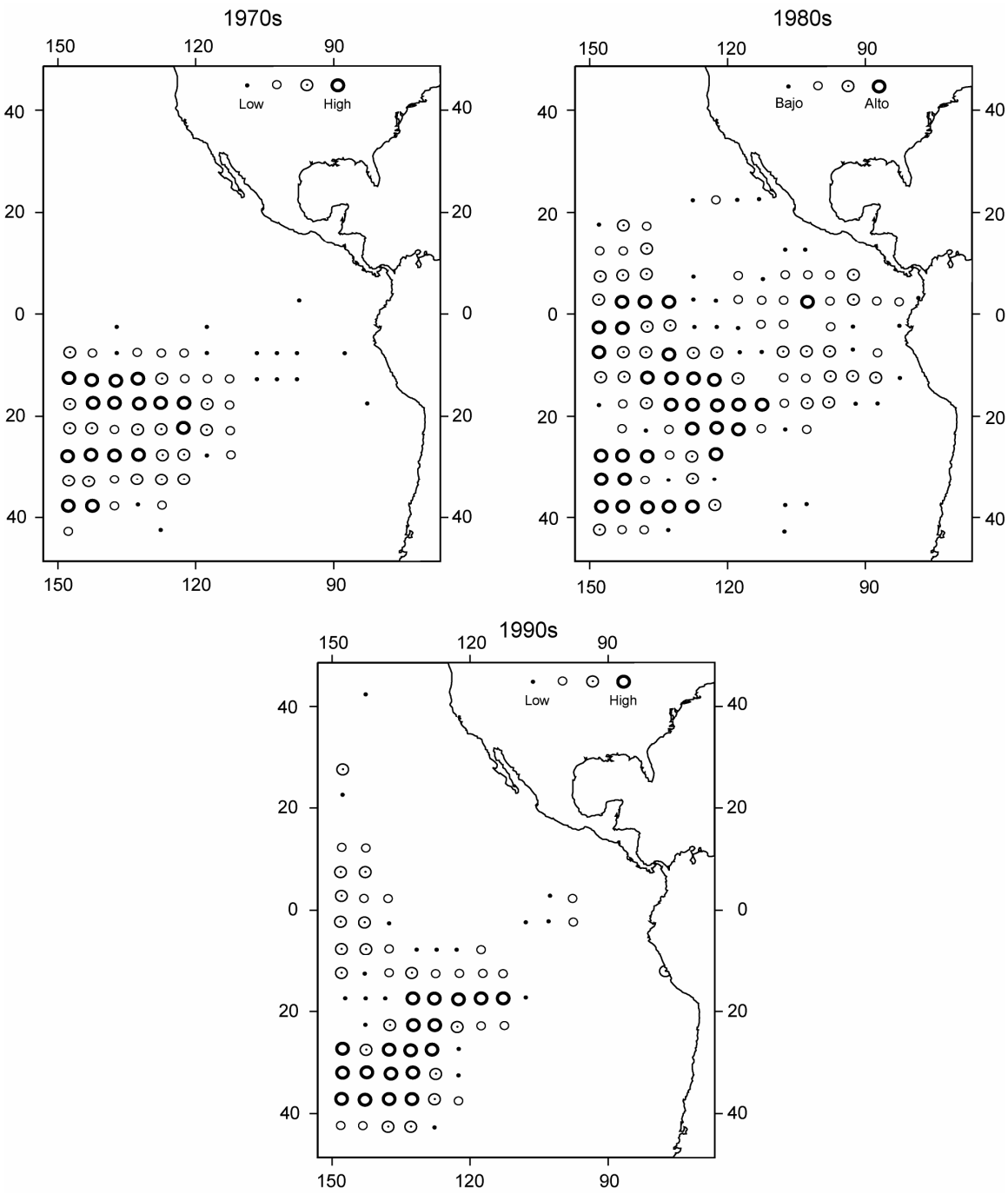

FIGURE 2.2.1e. Distribution of fishing effort [quartiles of nominal effort by decade] for Taiwanese-flag longline vessels.

FIGURA 2.2.1e. Distribución del esfuerzo de pesca [cuartiles de esfuerzo nominal por década] por buques palangreros de pabellón de Taiwan.

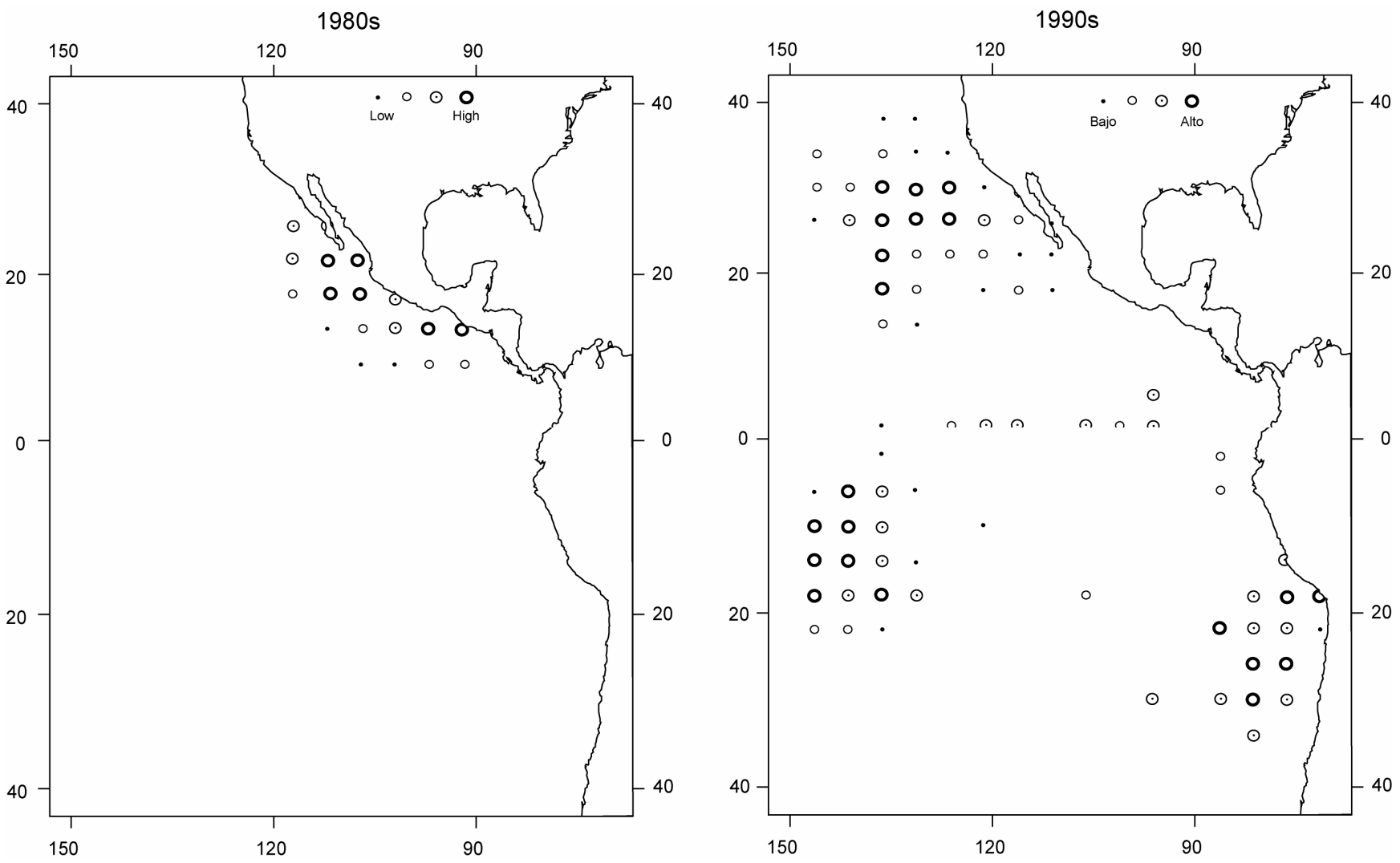

FIGURE 2.2.1f. Distribution of fishing effort [quartiles of nominal effort by decade] for longline vessels of nations other than Japan, Korea, and Taiwan.

FIGURA 2.2.1f. Distribución del esfuerzo de pesca [cuartiles de esfuerzo nominal por década] por buques palangreros de países aparte de Corea, Japón, y Taiwan.

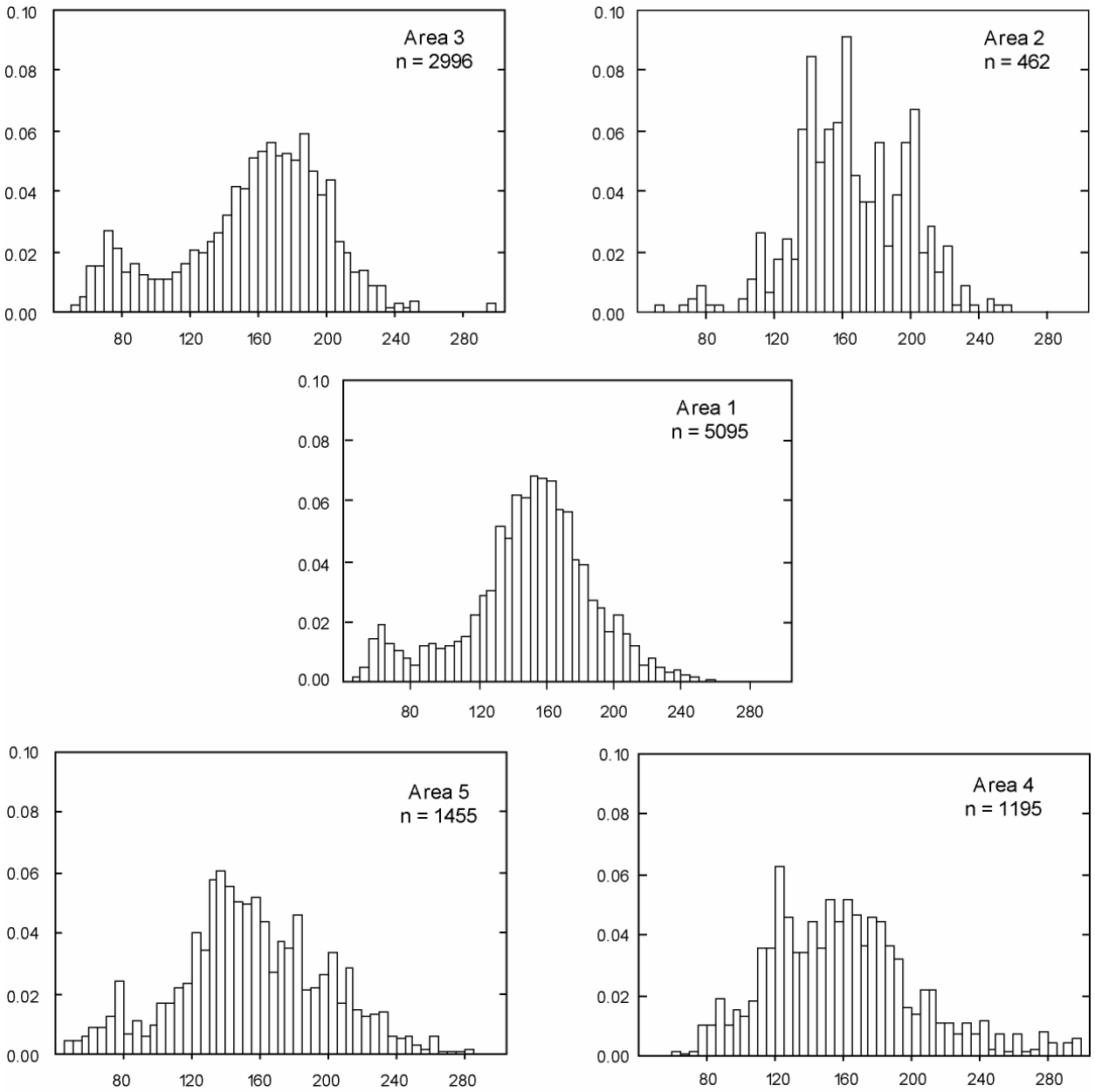

FIGURE 2.3.1a. Length-frequency distributions for swordfish taken by longline fisheries in the EPO during 1970-1979.
FIGURA 2.3.1a. Distribuciones de frecuencia de talla para pez espada capturado por pesquerías palangreras en el OPO durante 1970-1979.

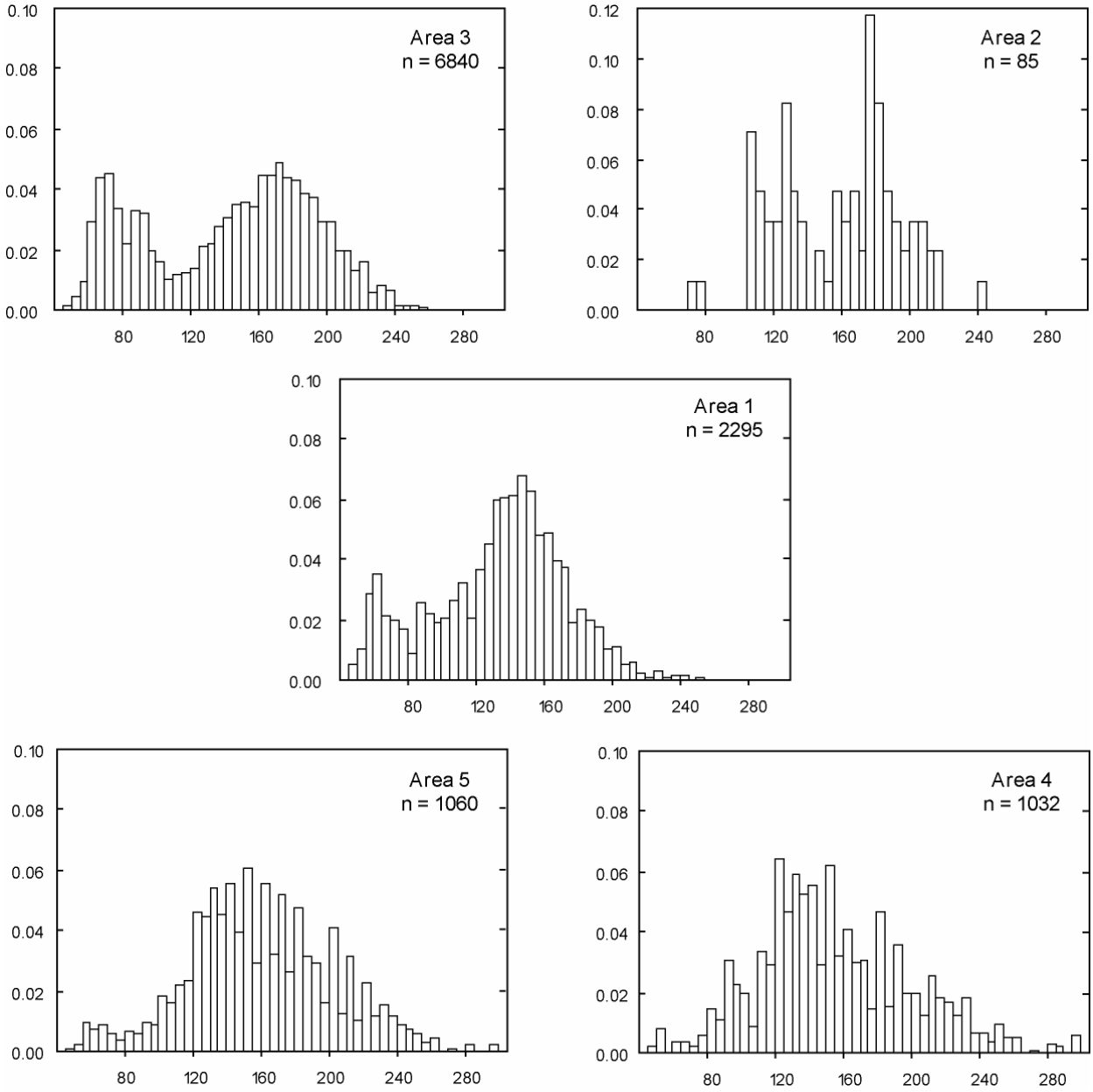

FIGURE 2.3.1b. Length-frequency distributions for swordfish taken by longline fisheries in the EPO during 1980-1989.

FIGURA 2.3.1b. Distribuciones de frecuencia de talla de pez espada capturado por pesquerías palangreras en el OPO durante 1980-1989.

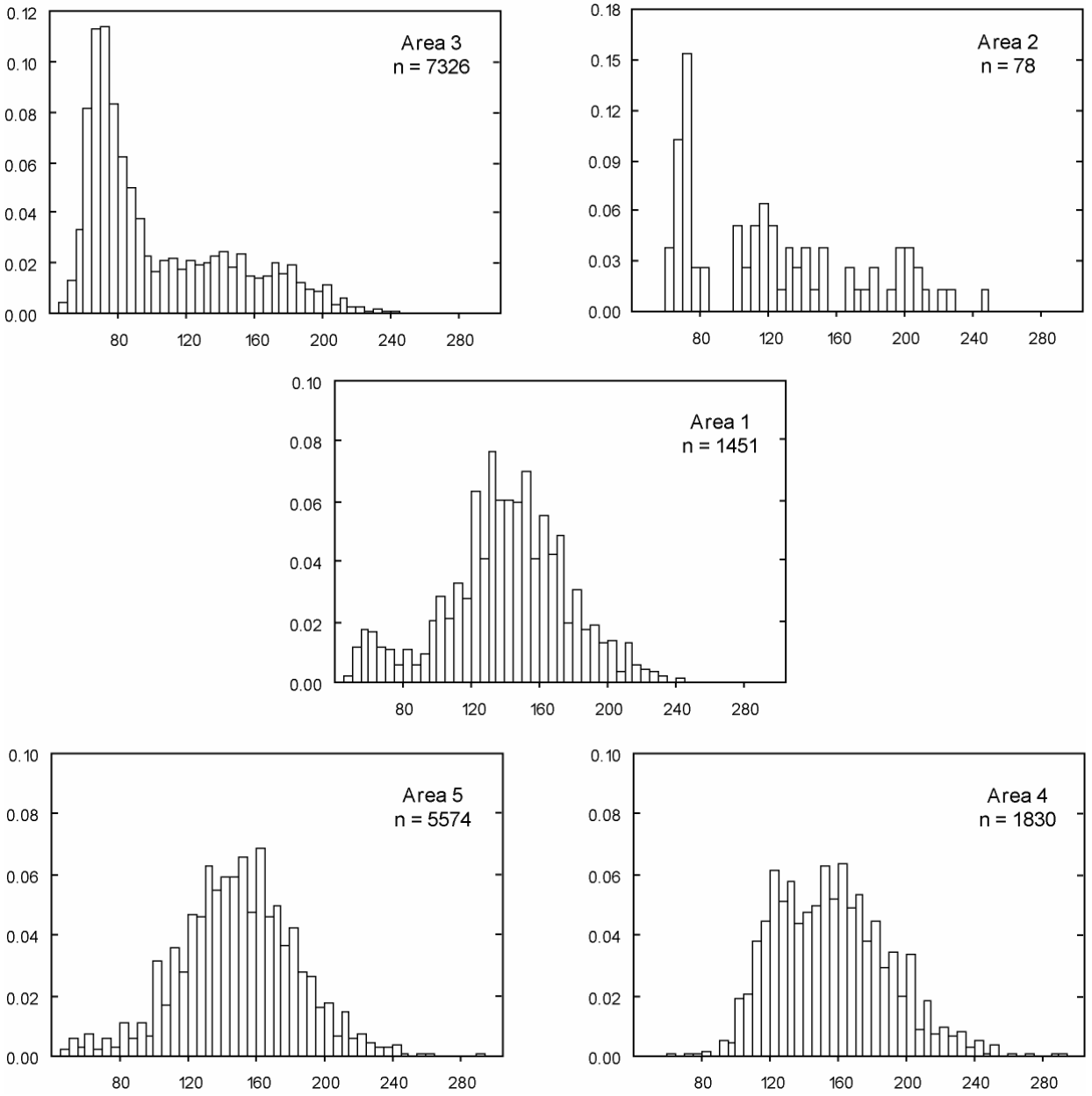

FIGURE 2.3.1c. Length-frequency distributions for swordfish taken by longline fisheries in the EPO during 1990-1999.
FIGURA 2.3.1c. Distribuciones de frecuencia de talla de pez espada capturado por pesquerías palangreras en el OPO durante 1990-1999.

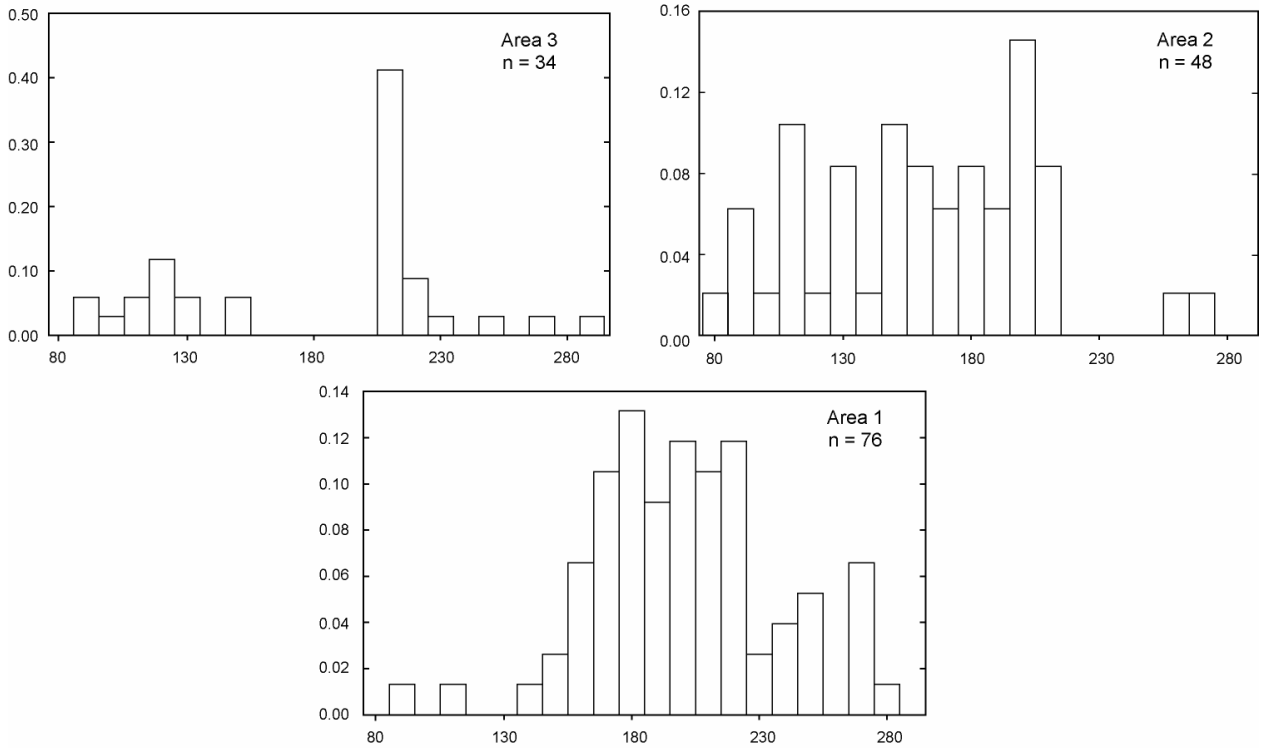

FIGURE 2.3.1d. Length-frequency distributions for swordfish taken by purse seine fisheries in the EPO during 1991-1997.
FIGURA 2.3.1d. Distribuciones de frecuencia de talla de pez espada capturado por pesquerías palangreras en el OPO durante 1991-1997.

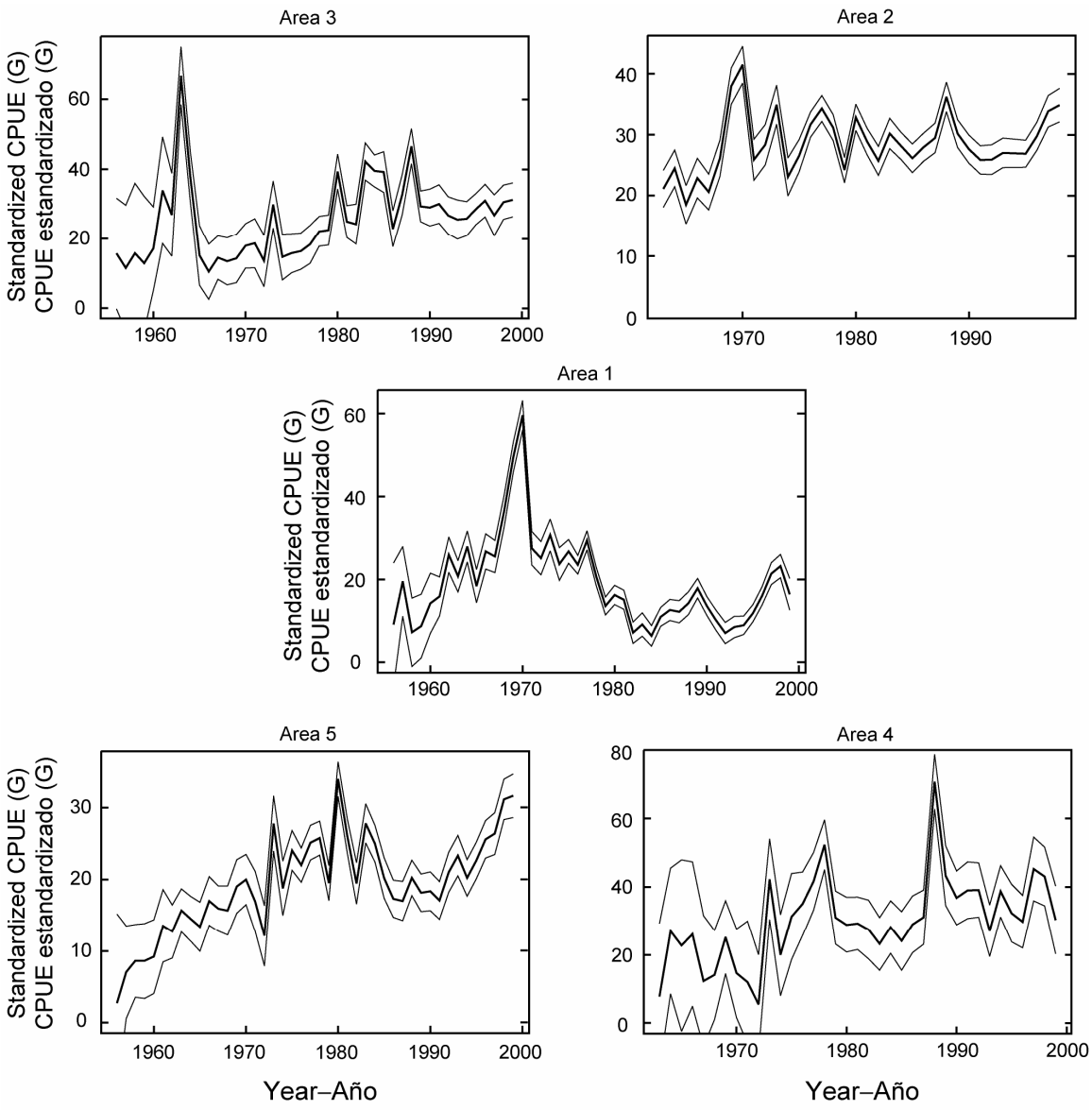

FIGURE 4.1.1a. Standardized trends in relative abundance [F(CPUE) = CPUE; Gaussian-link] and 95% confidence intervals for areas of the EPO.

FIGURA 4.1.1a. Tendencias estandarizadas en la abundancia relativa [F(CPUE) = CPUE; relación Gaussiana] e intervalos de confianza de 95% para áreas del OPO.

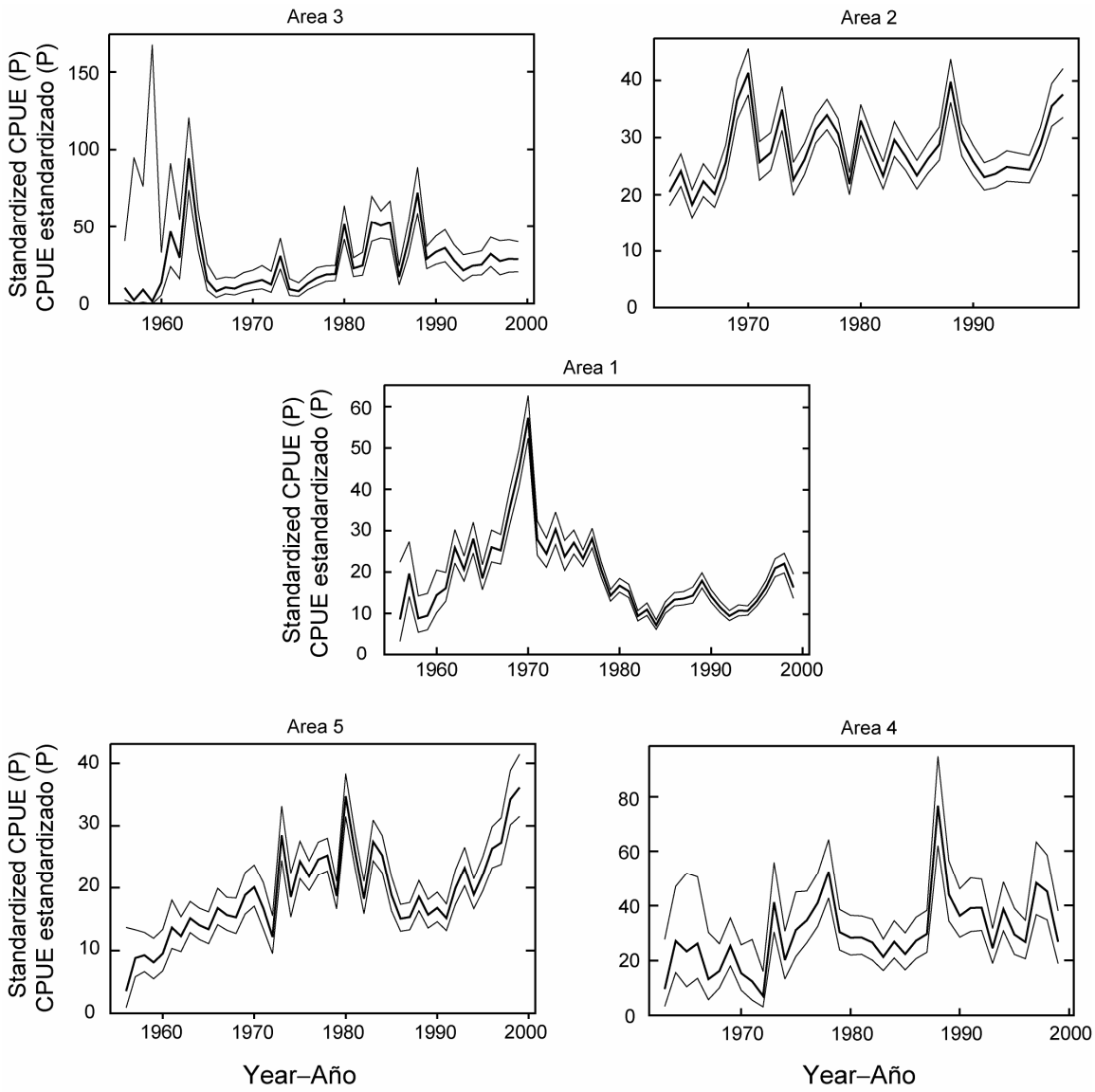

FIGURE 4.1.1b. Standardized trends in relative abundance [F(CPUE) = *Log*(CPUE); Poisson-link] and 95% confidence intervals for areas of the EPO.
FIGURA 4.1.1b. Tendencias estandarizadas en la abundancia relativa [F(CPUE) = *Log*(CPUE); relación Poisson] e intervalos de confianza de 95% para áreas del OPO.

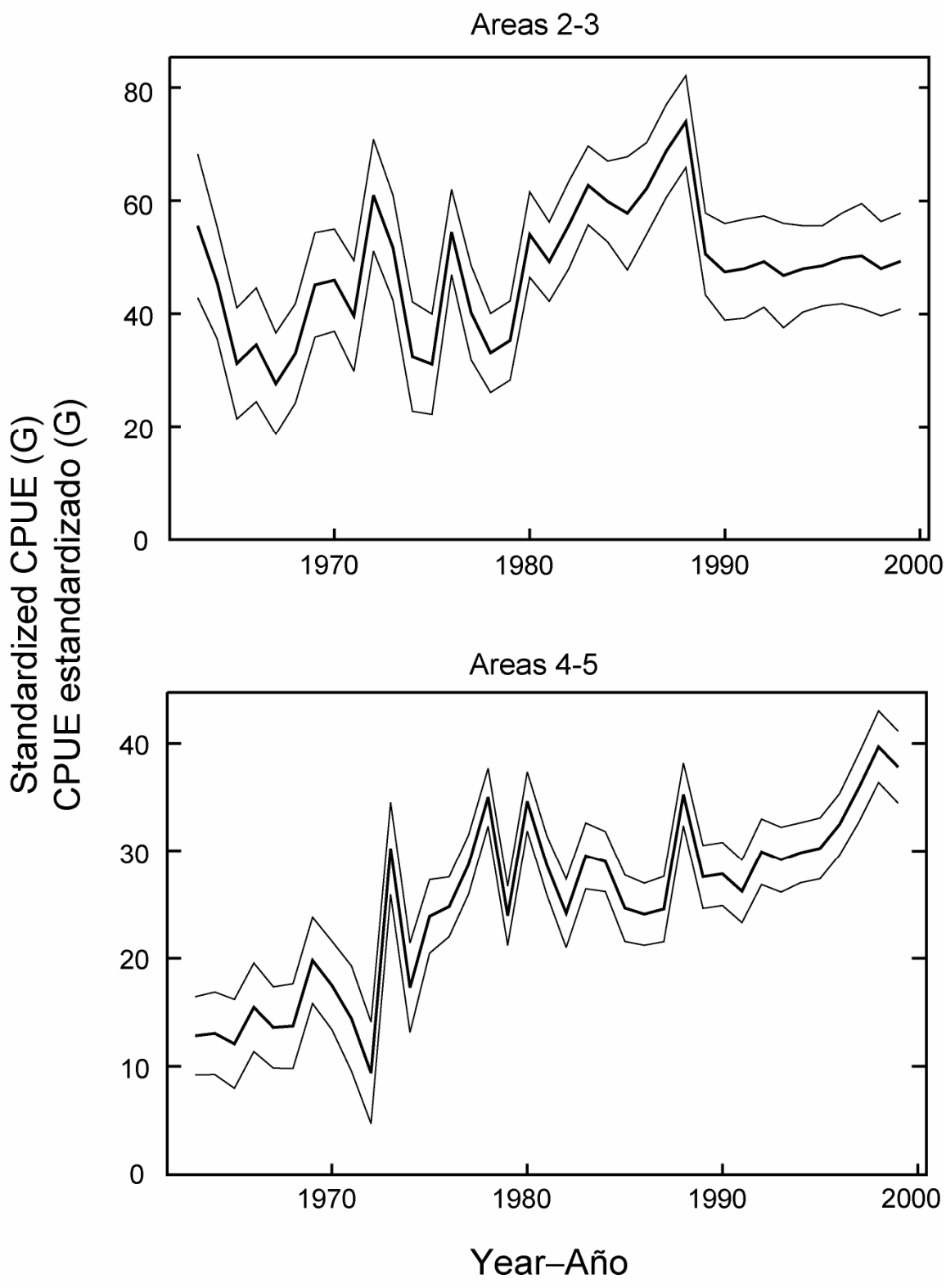

FIGURE 4.1.2a. Standardized trends in relative abundance [F(CPUE) = CPUE; Gaussian-link] and 95% confidence intervals for combinantios of areas of the EPO.

FIGURA 4.1.1a. Tendencias estandarizadas en la abundancia realtive {F(CPUE) = CPUE; relación Gaussiana] e intervalos de confianza de 95% para combinaciones de áreas en elOPO.

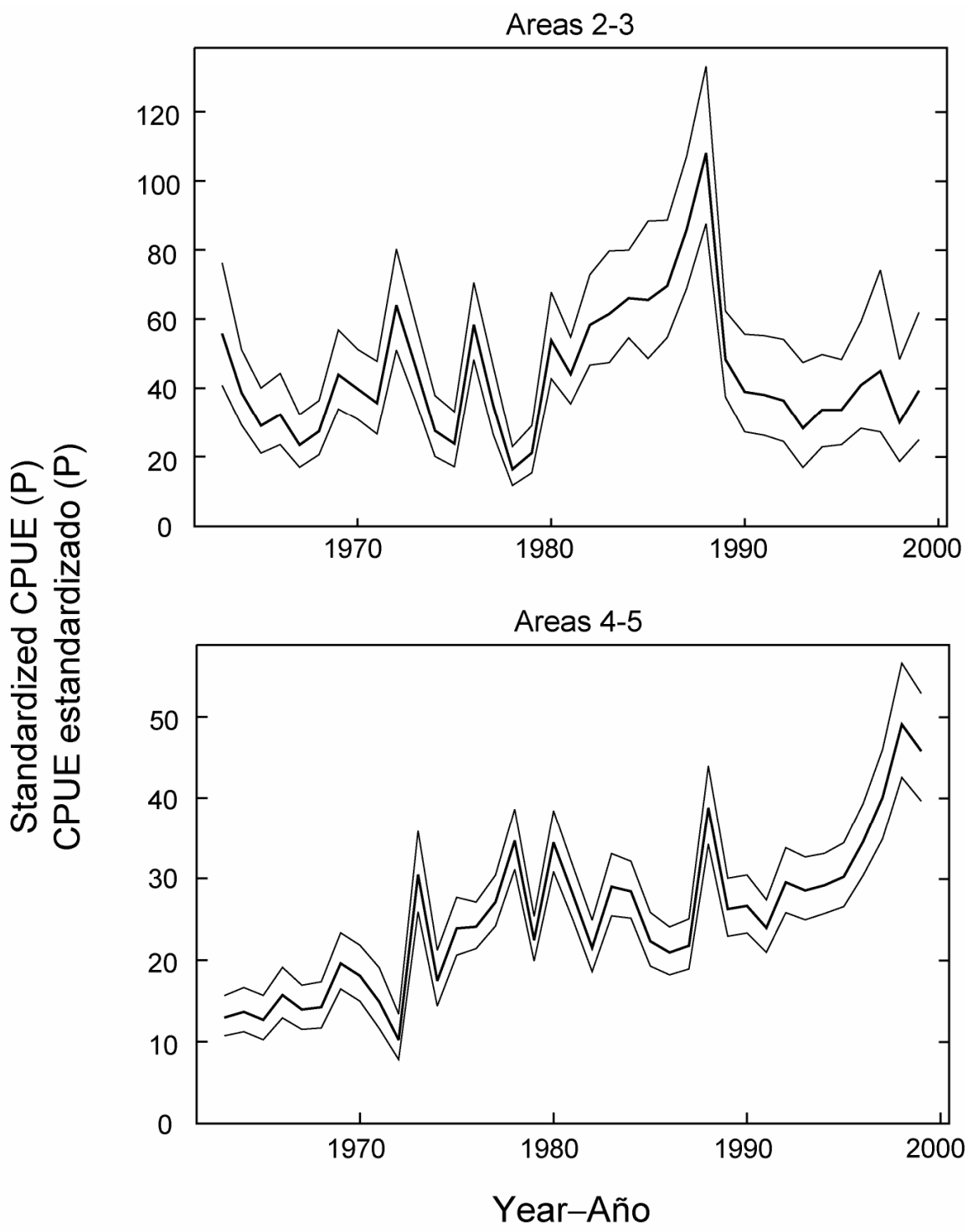

FIGURE 4.1.2b. Standardized trends in relative abundance [F(CPUE) = CPUE; Poisson-link] and 95% confidence intervals for combinantios of areas of the EPO.
FIGURA 4.1.1b. Tendencias estandarizadas en la abundancia realtive {F(CPUE) = CPUE; relación Poisson] e intervalos de confianza de 95% para combinaciones de áreas en elOPO.

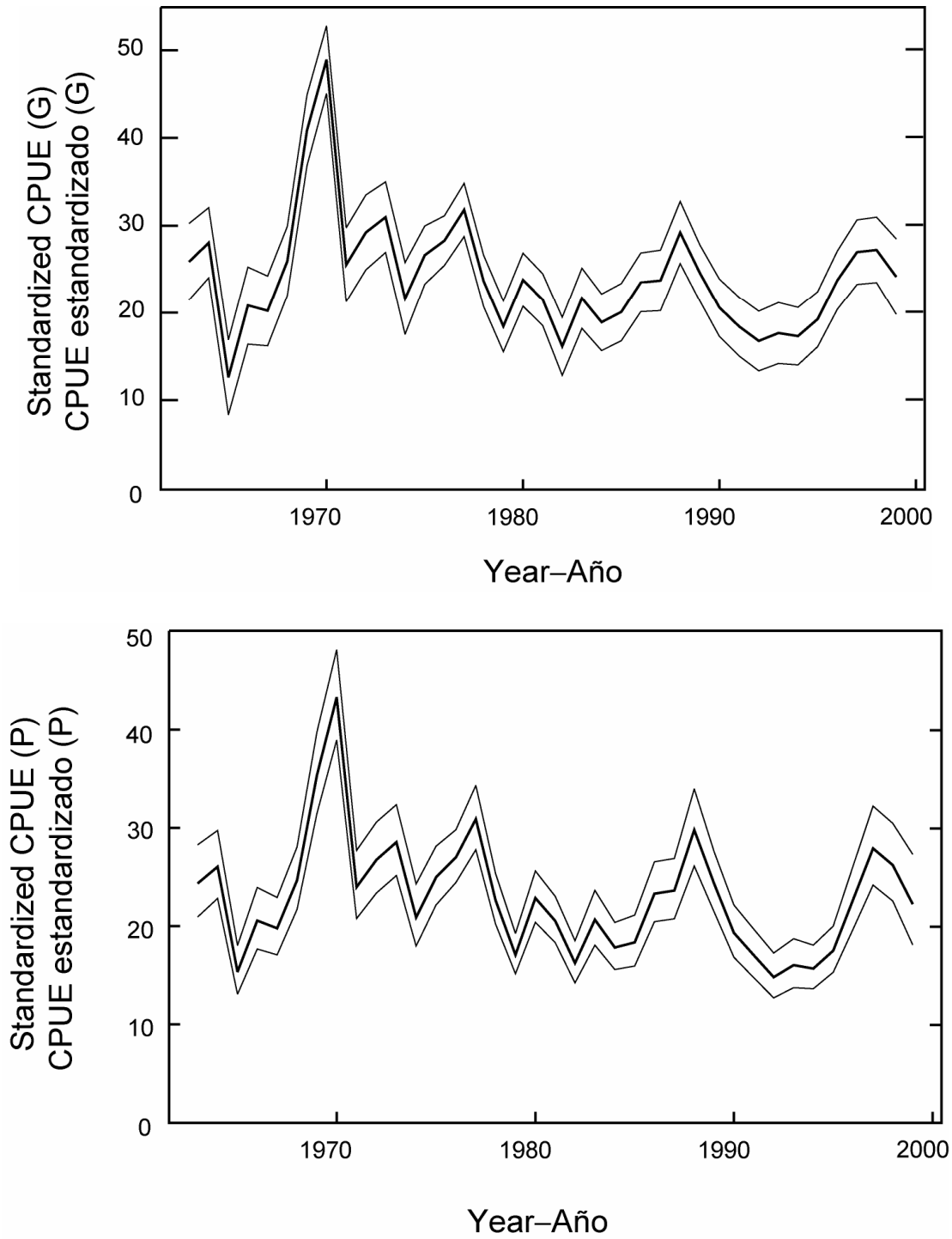

FIGURE 4.1.3. Standardized trends in relative abundance [F(CPUE) = *Log*(CPUE); Gaussian-link] (upper panel) and [F(CPUE) = *Log*(CPUE); Poisson-link] (lower panel) and 95% confidence intervals for areas 1-3.

FIGURA 4.1.3. Tendencias estandarizadas en la abundancia relativa [F(CPUE) = *Log*(CPUE); relación Gaussiana] (panel superior) and [F(CPUE) = *Log*(CPUE); relación Poisson] (panel inferior) e intervalos de confianza de 95% para áreas 1-3.

TABLE 2.2.1a. Pacific Ocean and world catches of swordfish, in metric tons (from FAO fisheries statistics; note that FAO does not report catches by Spain in the Pacific).

TABLA 2.2.1a. Capturas de pez espada en el Océano Pacífico y mundiales, en toneladas métricas (de estadísticas de pesca de la FAO: nótese que FAO no reporta las capturas de España en el Pacífico).

	Chile	Japan—Japón	Mexico	Philippines	Taiwan	USA	Other Pacific—Otros en el Pa-	Total Pacific—Total Pacífico	World—Mundial
1971	200	10,400	-	1,500	1,033	100	200	13,433	26,742
1972	100	10,400	2	1,600	1,005	100	600	13,807	28,167
1973	400	11,100	4	1,700	1,987	300	1,900	17,391	31,983
1974	218	10,498	6	1,848	1,116	295	470	14,451	29,664
1975	137	12,361	-	1,976	1,239	393	158	16,264	31,918
1976	13	15,843	-	1,558	856	39	739	19,048	33,888
1977	32	13,997	-	2,103	902	220	685	17,939	33,357
1978	56	14,333	-	890	779	1,009	634	17,701	38,478
1979	40	13,091	7	3,845	1,060	249	553	18,845	39,368
1980	104	11,953	380	1,716	1,459	489	545	16,646	40,418
1981	294	13,078	1,575	1,940	909	443	348	18,587	39,878
1982	285	11,350	1,365	3,468	1,107	726	348	18,649	43,716
1983	342	12,511	120	2,974	1,268	1,195	360	18,770	46,608
1984	103	11,986	47	2,274	1,387	2,009	352	18,158	53,543
1985	342	13,083	18	2,036	1,429	2,370	148	19,426	59,127
1986	764	14,271	422	2,089	1,357	1,585	70	20,558	61,095
1987	2,059	14,867	550	2,137	744	1,221	184	21,762	67,196
1988	4,455	15,496	613	4,034	796	1,086	239	26,719	81,222
1989	5,824	12,367	690	3,756	2,810	588	258	26,293	79,188
1990	4,955	11,341	2,650	3,187	3,245	2,150	440	27,968	75,588
1991	7,255	9,936	861	3,139	581	4,597	601	26,970	68,041
1992	6,379	15,619	1,160	4,256	800	5,948	489	34,651	82,156
1993	4,712	14,073	806	4,627	1,535	6,981	185	32,919	86,281
1994	3,801	13,530	567	3,641	2,407	4,490	171	28,607	85,774
1995	2,594	11,619	424	4,202	1,404	3,431	420	24,094	95,646
1996	3,145	9,788	428	4,002	1,302	3,695	264	22,624	82,350
1997	4,040	8,968	2,351	5,554	2,344	4,122	1,006	28,385	94,044
1998	4,492	9,897	3,575	5,670	2,678	4,631	1,157	32,100	
									92,846

TABLE 2.2.1b. Catches of swordfish, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean. The abbreviations for the countries are as follows: CHL, Chile; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; ESP, Spain; JPN, Japan; KOR, Republic of Korea; MEX, Mexico; PER, Peru; PHL, Philippines; PYF, French Polynesia; TWN, Taiwan; USA, United States of America.

TABLA 2.2.1b. Capturas de pez espada, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental. En la tabla se usan las siguientes abreviaturas: CHL Chile; COL, Colombia; ECU, Ecuador; ESP, España; JPN, Japón; KOR, República de Corea; MEX, México; PER, Perú; PYF, Polinesia Francesa; TWN, Taiwan; USA, Estados Unidos de America.

	CHL	COL	CRI	ECU	ESP	JPN	KOR	MEX	PER	PYF	TWN	USA	Total
1954	334	(1)	(1)	(1)	--	18	(1)	100	700	(1)	(1)	10	1,162
1955	237	(1)	(1)	(1)	--	14	(1)	(1)	400	(1)	(1)	61	712
1956	386	(1)	(1)	(1)	--	14	(1)	(1)	600	(1)	(1)	125	1,125
1957	357	(1)	(1)	(1)	--	126	(1)	(1)	600	(1)	(1)	171	1,254
1958	456	(1)	(1)	(1)	--	102	(1)	(1)	400	(1)	(1)	214	1,172
1959	555	(1)	(1)	(1)	--	74	(1)	(1)	400	(1)	(1)	203	1,232
1960	456	(1)	(1)	(1)	--	143	(1)	(1)	400	(1)	(1)	147	1,146
1961	394	(1)	(1)	(1)	--	596	(1)	(1)	300	(1)	(1)	167	1,457
1962	297	(1)	(1)	(1)	--	1,019	(1)	(1)	400	(1)	(1)	18	1,734
1963	94	(1)	(1)	(1)	--	1,979	(1)	(1)	200	(1)	(1)	44	2,317
1964	312	(1)	(1)	(1)	--	3,165	(1)	(1)	900	(1)	(1)	83	4,460
1965	151	(1)	(1)	(1)	--	1,765	(1)	(1)	300	(1)	(1)	148	2,364
1966	175	(1)	(1)	(1)	--	2,163	(1)	(1)	200	(1)	(1)	213	2,751
1967	203	(1)	(1)	(1)	--	1,646	(1)	(1)	1,300	(1)	61	138	3,348
1968	175	(1)	(1)	(1)	--	2,397	(1)	(1)	800	(1)	12	90	3,474
1969	314	(1)	(1)	(1)	--	6,638	(1)	(1)	1,200	(1)	8	468	8,628
1970	243	(1)	(1)	(1)	--	4,327	(1)	(1)	2,396	(1)	17	429	7,412
1971	200	(1)	(1)	(1)	--	1,939	(1)	(1)	185	(1)	30	102	2,456
1972	100	(1)	(1)	(1)	--	2,266	(1)	2	550	(1)	82	175	3,175
1973	400	(1)	(1)	(1)	--	3,779	(1)	4	1,941	(1)	91	403	6,618
1974	218	(1)	(1)	(1)	--	2,143	(1)	6	470	(1)	113	428	3,378
1975	137	(1)	(1)	(1)	--	2,303	9	(1)	158	(1)	48	570	3,225
1976	13	(1)	(1)	(1)	--	3,424	29	(1)	295	(1)	5	55	3,821
1977	32	(1)	(1)	(1)	--	4,234	33	(1)	420	(1)	11	337	5,067
1978	56	(1)	(1)	(1)	--	4,060	35	(1)	436	(1)	82	1,712	6,381
1979	40	(1)	(1)	(1)	--	2,610	18	7	188	(1)	20	388	3,271
1980	104	(1)	(1)	(1)	--	3,667	62	380	216	(1)	46	790	5,265
1981	294	(1)	(1)	(1)	--	2,882	153	1,575	91	(1)	38	754	5,787
1982	285	(1)	(1)	(1)	--	2,475	97	1,365	154	(1)	19	1,116	5,511

TABLE 2.2.1b. (continued)
TABLA 2.2.1b. (continuación)

	CHL	COL	CRI	ECU	ESP	JPN	KOR	MEX	PER	PYF	TWN	USA	Total
1983	342	(1)	(1)	(1)	--	3,147	65	120	238	(1)	5	1,763	5,680
1984	103	(1)	(1)	(1)	--	2,625	65	47	343	(1)	6	2,892	6,081
1985	342	(1)	(1)	(1)	--	1,764	91	18	55	(1)	6	3,420	5,696
1986	764	(1)	(1)	(1)	--	2,637	198	422	21	(1)	11	2,538	6,591
1987	2,059	(1)	(1)	(1)	--	3,573	211	550	73	(1)	19	1,808	8,293
1988	4,455	(1)	(1)	(1)	--	3,619	24	613	54	(1)	32	1,642	10,439
1989	5,824	(1)	(1)	(1)	--	3,158	66	690	3	(1)	46	1,910	11,697
1990	4,955	(1)	(1)	352	1,007	3,015	260	2,650	1	(1)	14	1,400	13,654
1991	7,255	29	107	350	2,794	3,053	163	861	3	(1)	10	1,095	15,720
1992	6,379	(1)	27	350	2,435	3,135	61	1,160	16	5	17	1,731	15,316
1993	4,712	(1)	19	280	928	2,513	389	806	76	38	16	2,296	12,073
1994	3,801	(1)	28	117	576	2,464	261	567	310	51	55	1,939	10,169
1995	2,594	(1)	29	65	698	1,992	291	424	7	38	2	1,870	8,010
1996	3,145	(1)	315	42	772	1,968	303	428	1,013	64	28	1,553	9,631
1997	4,040	(1)	908	72	2,018	2,576	423	2,351	24	38	23	1,433	13,906
1998	4,492	6	419	193	1,367	2,811	(2)	3,575	98	44	40	949	~15,000
1999	4,266	(1)	99	190	1,150	1,535	(2)	3,600	15	46	(2)	3,241	~15,000

(1) data not available—datos no disponibles
(2) data not yet received or processed—datos todavía no recibidos o procesados
--: no fishery in EPO – no pesca en el OPO

TABLE 3.1.1a. Estimated growth parameters and natural mortality rates (estimated by Boggs (1989) and estimated for this report by the method of Pauly (1980)) for swordfish in the Pacific Ocean.
TABLA. 3.1.1a. Parámetros de crecimiento y tasas de mortalidad natural estimados (estimados por Boggs (1989) y estimados para este informe por el método de Pauly (1980)) para pez espada en el Océano Pacífico.

	Sex	L_∞ (cm)	K (annual)	t_0 (years)	Reference	Natural mortality rate	
						Boggs	Pauly
	Sexo	L_∞ (cm)	K (anual)	t_0 (años)	Referencia	Tasa de mortalidad na-	
						Boggs	Pauly
1		310	0.124	-1.169	Yabe *et al*., 1959	0.22	0.20
2	M	250	0.3216	-0.7545	Barbieri *et al*., 1998		0.39
3	F	282	0.2925	0.1085	Barbieri *et al*., 1998		0.36
4		321	0.14	-1.3	Uchiyama *et al*., 1998		0.21

TABLE 3.1.1b. Estimated lengths (cm) at age of swordfish, calculated from the data in Table 3.3.1a.
TABLA 3.1.1b. Tallas estimadas (cm) a edad del pez espada, calculadas de los datos en la Tabla 3.3.1a.

	Age in years—Edad en años									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	73	101	125	147	166	183	197	211	222	232
2	108	147	175	196	211	222	229	235	239	242
3	65	120	161	192	215	232	244	254	261	266
4	88	119	145	168	188	205	221	234	245	255

TABLE 3.1.1c. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for swordfish. The abbreviations are as follows: EPO, eastern Pacific Ocean; CPO, central Pacific Ocean; WPO, western Pacific Ocean; EFL, posterior edge of orbit to fork of tail; SFL, anterior tip of bill to fork of tail; GG, gilled and gutted; "trunk," head, caudal fin, and internal organs removed.
TABLA 3.1.1c. Ecuaciones para convertir tallas (*l*), en centímetros, a pesos (*w*), en kilogramos, para el pez espada. EPO, Océano Pacífico oriental; CPO, Océano Pacífico central; WPO, Océano Pacífico occidental; EFL: borde posterior de la órbita a la furca caudal; SFL: punta del hocico a la furca caudal; GG: desagallado y eviscerado; round: entero; trunk: sin cabeza, aleta caudal, y órganos internos.

Area	Sample size	Length range (cm)	Length measurement	Weight measurement	Equations	Reference
Area	Tamaño de la muestra	Rango de tallas (cm)	Medida de talla	Medida de peso	Ecuaciones	Referencia
EPO	5	131-229	EFL	round	$w = (2.1115 \times 10^{-5})l^{2.9605}$ $\log w = 2.9605\log l - 4.6754$	Kume and Joseph, 1969: Table 3
EPO	10	75-231	EFL	GG	$w = (1.5776 \times 10^{-5})l^{3.0304}$ $\log w = 3.0304\log l - 4.8020$	Kume and Joseph, 1969: Table 3
EPO	332	120-295	LJFL	trunk	$w = (3.26 \times 10^{-7})l^{3.6272}$ $\log w = 3.6272\log l - 6.4868$	Barbieri *et al.,* 1998: Figure 10
CPO	166	70-229	EFL	round	$w = (1.2988 \times 10^{-5})l^{3.0738}$ $\log w = 3.0738\log l - 4.8865$	Uchiyama *et al.*, 1999: Table 2
CPO	166	116-350	SFL	round	$w = (3.8076 \times 10^{-7})l^{3.4438}$ $\log w = 3.4438\log l - 6.4193$	Uchiyama *et al.*, 1999: Table 2
WPO	383	60-155	EFL	trunk	$w = (2.0612 \times 10^{-5})l^{2.8668}$ $\log w = 2.8668\log l - 4.6859$	Caton *et al*., 1998: Figure 18
WPO	1059	90-265	EFL	fillet	$w = (1.6151 \times 10^{-5})l^{2.9306}$ $\log w - 2.9306\log l - 4.7918$	Caton *et al*., 1998: Figure 18

TABLE 3.1.2. Proportion of females sampled in 1971-1997 from Japanese longline fisheries with GI = ln(gonad weight in gm)/ln(eye-fork length in cm) >= 1.375 (Hinton *et al.* 1997) by area of the EPO.
TABLA 3.1.2. Proporción de hembras muestreada durante 1971-1997 de las pesquerías palangreras japonesas con GI = ln(peso de gónadas en gm)/ln(talla ojo-furca caudal en cm) >= 1.375 (Hinton *et al.* 1997) por área del OPO.

Quarter	Area 1		Area 2		Area 3		Area 4		Area 5	
Trimestre	Proportion	n	Proportion	n	Proportion	n	Proportion	n	Proportion	n
1	0.48	58			0.00	12	0.10	10	0.43	113
2	0.22	130	0.07	60	0.47	38	0.33	3	0.28	75
3	0.21	159	0.06	16	0.07	15	0.09	78	0.22	87
4	0.19	122			0.02	112	0.13	80	0.57	213

EVALUACION DEL PEZ ESPADA EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Michael G. Hinton y William H. Bayliff

INDICE

1. Resumen ejecutivo 326
2. Datos 327
3. Supuestos y parámetros 328
4. Evaluación del stock 331
5. Condición del stock 333
6. Direcciones futuras 333
Referencias 335
Figuras 306
Tablas 321

No se conoce bien la estructura del stock de pez espada, *Xiphias gladius*, en el Pacífico. Hay indicaciones que el intercambio de la especie entre el Océano Pacífico oriental (OPO) y el Pacífico central y occidental es limitado. Por lo tanto, en este informe se considera que análisis de reducciones locales y evaluaciones independientes del pez espada del OPO son significantes. Por consiguiente, la mayoría de los datos presentados en este informe corresponden al OPO. No obstante, por varios motivos, se presentan también algunos datos del Pacífico central y occidental.

1. RESUMEN EJECUTIVO

El pez espada ocurre en todo el Océano Pacífico entre 50°N y 50°S, aproximadamente. Es capturado principalmente por las pesquerías palangreras de países de Lejano Oriente y del hemisferio occidental. Las pesquerías con red agallera y de arpón capturan cantidades menores. Es rara vez capturado en la pesca deportiva. En los últimos años buques de Chile, Estados Unidos, Japón, y México lograron las mayores capturas en el OPO.

El pez espada alcanza la madurez a la edad de 5 a 6 años, cuando mide unos 150 a 170 cm de talla. Es probable que desove más de una vez por temporada. Ocurren frecuentemente proporciones desiguales de sexos en las capturas. Para peces de más de 170 cm, la proporción de hembras aumenta con el aumento en la talla.

Existen solamente datos fragmentarios sobre los desplazamientos del pez espada. Suele permanecer a mayor profundidad de día que de noche.

El pez espada suele vivir en zonas frontales. Hay varias en el OPO, entre ellas zonas frente a California y Baja California, frente a Ecuador, Perú, y Chile, y en el Pacífico ecuatorial. El pez espada tolera temperaturas de entre unos 5° y 27°C, pero su rango óptimo es de 18° a 22°C. Se han encontrado larvas de la especie únicamente a temperaturas de más de 24°C.

Hay uno, ó posiblemente, dos stocks de pez espada en el OPO, uno con su centro de distribución en el Pacífico sudeste, y otro con su centro de distribución frente a California y Baja California. Además, es posible que un stock del Pacífico noroeste se desplazca al OPO en varias ocasiones.

Los modelos de producción señalan que las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de pez espada, aunque han disminuido y luego aumentado recientemente, son todavía mayores que las CPUE que corresponden al rendimiento promedio máximo sostenible. Esta conclusión es provisional, debido particularmente a la incertidumbre actual con respecto a la estructura del stock.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

2.1.1. Pesquerías palangreras

La pesca palangrera de atunes y peces picudos tiene lugar en el Océano Pacífico desde las Américas hasta Asia entre aproximadamente 50°N y 50°S.

2.1.1.1. Naciones de Lejano Oriente

Buques de Filipinas, Indonesia, Japón, la República de Corea, y Taiwan pescan atunes y peces picudos en el Océano Pacífico (Sakagawa, 1989; Skillman, 1998; Ueyanagi *et al*., 1989; Caton *et al*., 1998; Uozumi y Uosaki, 1998). Los de Corea, Japón, y Taiwan conjuntamente abarcan casi toda la zona ocupada por el pez espada en el Pacífico.

2.1.1.2. Naciones del Pacífico Sur

Buques palangreros de Australia, Fiji, las Islas Cook, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Polinesia Francesa, Tonga, y Vanuatu capturan pequeñas cantidades de pez espada en el Pacífico Sur (Caton *et al*., 1998; Williams, 1998).

2.1.1.3. Naciones del hemisferio occidental

Buques palangreros de naciones del hemisferio occidental, principalmente Chile (Barbieri *et al*., 1998), Estados Unidos (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998; Ito *et al*., 1998; Vojkovich y Barsky, 1998), y México (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998), pescan atunes y peces picudos en el Pacífico oriental y central.

2.1.2. Pesquerías agalleras

Hasta fines de 1992 hubo una pesquería de alta mar de atunes y peces picudos con redes agalleras de malla grande realizada por buques de Japón, la República de Corea, y Taiwan (McKinnell y Waddell, 1993; Nakano *et al*., 1993; Uosaki, 1998). Buques de Chile (Barbieri *et al*., 1998), Estados Unidos (Hanan *et al*., 1993; Holts y Sosa-Nishikawa, 1998), y México (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998) pescan o pescaron atunes, peces picudos, y tiburones con redes agalleras en el Océano Pacífico oriental (OPO). Estas últimas pesquerías operan generalmente en las aguas costeras y Zona Económica Exclusiva (ZEE) de las naciones respectivas.

2.1.3. Pesquerías con arpón

Las pesquerías con arpón, que capturan pez espada y otros peces picudos, operan en las aguas costeras de Chile (Barbieri *et al*., 1998), Japón (Ueyanagi *et al*., 1989: Uozumi y Uosaki, 1998), Taiwan (Sakagawa 1989), y Estados Unidos continental (Coan *et al*., 1998). Las pesquerías con arpón de Japón y Taiwan capturan también marlín rayado, marlín azul, marlín negro, y pez vela, y la pesquería de Estados Unidos captura también varias especies de tiburones.

2.1.4. Pesquería cerquera

Buques cerqueros atuneros capturan pequeñas cantidades de pez espada en el OPO (Anónimo, 1999: Tabla 39); estas capturas son incidentales, y son descartadas en el mar o consumidas por los pescadores.

2.1.5. Pesquerías deportivas

Las pesquerías deportivas de pez espada son casi insignificantes (de Sylva, 1974; Caton *et al*., 1998; Holts y Sosa-Nishizaki, 1998).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

2.2.1. Pesquerías comerciales

Las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y el hemisferio occidental responden de la ma-

yoría del pez espada capturado comercialmente. Las otras pesquerías descritas en la Sección 2.1 capturan o capturaron cantidades menores de la especie. En las Tablas 2.2.1a y 2.2.1b se presentan datos sobre las capturas comerciales de pez espada en el Océano Pacífico.

La distribución del esfuerzo de pesca de las flotas principales ha variado con el tiempo como resultado de cambios en las especies objetivo de los pesquerías. Uozumi y Uosaki (1998) resumen información sobre la distribución de esfuerzo de pesca de la flota del Japón, y Skillman (1998) la de las flotas de Corea y Taiwan. Ito *et al.* (1998), Sakagawa (1989) y Coan *et al.* (1998) presentan información sobre las pesquerías con palangre, red agallera, y arpón de Estados Unidos, y Mejuto y García (1998) sobre la pesquería palangrera española en el OPO. En la Figura 2.1.1b-c se ilustra el esfuerzo de pesca nominal total de las pesquerías palangreras por subárea del OPO (Figura 2.1.1a). En la Figura 2.1.1c se ilustra la variación en la distribución del esfuerzo de pesca de la flota japonesa por década, y en las Figuras 2.1.1d-f la de las flotas de Corea y Taiwan, y las otras flotas pescando con palangre en el OPO.

2.2.2. Pesquerías deportivas

No se dispone de datos completos sobre el esfuerzo de la pesca deportiva de peces picudos ni sobre las capturas deportivas de la especie.

2.3. Datos de composición por tamaño

2.3.1. Pesquerías palangreras

Miyabe y Bayliff (1987: Figura 59), Nakano y Bayliff (1992: Figuras 66-68), Vojkovich y Barsky (1998), y Uosaki y Bayliff (1999: Figuras 68-70) presentan datos de frecuencia de talla de peces espada capturados con palangre en el OPO, y Williams (1998) datos correspondientes para el Pacífico occidental. En las Figuras 2.3.1a-c se presentan histogramas de la frecuencia de tallas de peces espada capturados con palangre por área del OPO.

2.3.2. Otras pesquerías comerciales

Hanan *et al*. (1993) y Coan *et al*. (1998) presentan datos de frecuencia de talla de peces espada capturados en la pesca con red agallera y arpón, respectivamente, en el norte del OPO, y Barbieri *et al*. (1998) datos de frecuencia de peso de peces espada capturados con artes artesanales (arpón y red agallera). En las Figuras 2.3.1d se presentan histogramas de la frecuencia de tallas de peces espada capturados con red de cerco por subárea del OPO.

2.3.3. Pesquerías deportivas

No se dispone de datos completos de los tamaños de peces espada capturados en la pesca deportiva.

3. SUPUESTOS Y PARAMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

En la Tabla 3.1.1a se detallan los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para el pez espada en el Océano Pacífico estimados por varios investigadores. En la Tabla 3.1.1b se presentan las tallas estimadas del pez espada a la edad de 1 a 10 años, calculadas a partir de los datos en la tabla anterior. Cabe destacar que estas estimaciones son imprecisas porque (1) es posible que la curva de von Bertalanffy no describa bien el crecimiento del pez espada y (2) aun si esa curva lo describe bien, las estimaciones de sus parámetros podrían ser erróneas.

En la Tabla 3.1.1c se presentan datos sobre las relaciones peso-talla del pez espada.

3.1.2. Reproducción

Según Yabe *et al.* (1959), el pez espada alcanza la madurez a entre 5 y 6 años de edad, cuando mide entre 150 y 170 cm de talla. El pez maduro más pequeño encontrado por Kume y Joseph (1969) midió 139 cm,

pero Nakano y Bayliff (1992) observaron un pez espada madura en la clase de talla de 101-110 cm.

DeMartini *et al.* (2000) usaron evidencia morfológica microscópica para estimar el cuerpo mediano (talla ojo-cauda furcal; EFL) de madurez sexual en unos 102 cm para machos y 144 cm para hembras capturados en las pesquerías palangreras que operan frente a Hawaii. La hembra reproductivamente activa más pequeña en sus muestras midió 134 cm. Descubrieron que más del 95% de las hembras de más de 173 cm EFL, y machos de más de 123 cm, eran maduros. Notaron que su resultado de una proporción hembra:macho de talla mediana de madurez sexual de 2,9 es consistente con los valores correspondientes al pez espada en el Atlántico.

Nishikawa *et al*. (1985), Miyabe y Bayliff (1987), Nakano y Bayliff (1992), y Uosaki y Bayliff (1999) presentan información sobre la reproducción del pez espada en el Océano Pacífico. Las larvas de la especie parecen ser más abundantes al oeste del meridiano de 140°O que al este del mismo (Nishikawa *et al*. 1985), pero esto podría ser un artefacto del muestreo. Hinton y Deriso (1998), usando un índice validado de la actividad reproductora del pez espada (Hinton *et al.* 1997), determinaron que es reproductivamente activo en la zona de Baja California entre mayo y agosto. Determinaron también que "regiones del OPO con individuos en condición de reproducción están claramente separadas durante todo el año," con todas las ocurrencias en o adyacentes a regiones identificadas de alta abundancia relativa. En la Tabla 3.1.2 se resume la actividad reproductora por subárea del OPO como proporción de hembras muestreadas que eran reproductivamente activas (Hinton *et al.* 1997).

El ovario de un pez espada contiene cienes de millones de huevos, porciones de las cuales maduran durante toda la vida del pez después de la madurez. Uchiyama y Shomura (1974) obtuvieron estimaciones de 2,24 a 9,38 millones de huevos del grupo más avanzado de peces de entre 83 y 204 kg. El pez espada desova probablemente a intervalos frecuentes, en cual caso su fecundidad anual sería mucho mayor.

Según Sakagawa (1989), los peces espada hembra suelen vivir en latitudes más altas que los machos, en cual caso deberían ocurrir frecuentemente proporciones de sexos desiguales. Kume y Joseph (1969) descubrieron que la proporción de sexos era aproximadamente igual para peces de entre 130 y 170 cm en todas las zonas del OPO excepto aquélla delineada por 10°N, 100°O, 5°S, y el litoral de las Américas. En esta zona las hembras eran más abundantes que los machos, especialmente durante el primer trimestre. Para peces de más de 170 cm, la proporción de hembras a machos aumentó con la talla. Weber y Goldberg (1986) descubrieron que el 26% de 90 peces espada capturados frente al sur de California eran machos, y los demás hembras. DeMartini *et al.* (2000) descubrieron un incremento en el tamaño del cuerpo con la latitud, y un aumento en la proporción macho:hembra solamente durante períodos pico de desove.

3.1.3. Desplazamientos

Según Kume y Joseph (1969), "los registros de captura suelen señalar un desplazamiento de los peces desde la punta de Baja California durante la primavera hacia el norte durante el verano y otoño." Bedford y Hagerman (1983) informan que "un desplazamiento a lo largo de toda la costa entre Baja California y California es señalado por datos de marcado limitados y anzuelos de palangres japoneses en pescados capturados frente al sur de California. Esta hipótesis es apoyada también por el ... [hecho que] ... la pesquería palangrera japonesa alcanza su pico frente a Baja California en diciembre y enero, seguido por la temporada de California del sur, que va del verano al otoño." Los peces "se desplazan hacia alta mar para desovar" (Dewees, 1992). de Sylva (1962) reportó una migración aparente hacia el norte del pez espada frente al norte de Chile en abril y mayo. Caton *et al*. (1998) reportaron que un pequeño pez espada juvenil marcado y liberado frente a Bermagui (Nueva Gales del Sur) (aprox. 37°S-150°E) fue recapturado 200 km al norte, frente a la Bahía Jervis (Nueva Gales del Sur) (aprox. 35°S-151°E) tres meses después. Hinton y Deriso (1998) notaron que un pez espada marcado liberado al noreste de las Islas de Hawaii (28°20'N-149°08'O) el 1 de mayo de 1993 fue recapturado frente a la Isla San Clemente (California) (32°03'N-118°29'O) el 1 de enero de 1995.

Carey y Robison (1981) reportaron sobre los patrones de actividad diaria de peces espada rastreados cen

telemetría acústica. Dos peces marcados cerca de la punta de la península de Baja California permanecieron en aguas costeras someras de día, y se alejaron de la costa de noche. Durante el día permanecieron cerca del fondo a una profundidad de unos 90 m, donde quizá se alimentaban de peces demersales, y de noche permanecieron cerca de la superficie, donde se cree que se alimentaban de calamares y otra fauna que se concentra cerca de la superficie de noche. Dos otros peces marcados en la misma zona general, en aguas de entre 400 y 800 m de profundidad en el momento de ser marcados, se desplazaron hacia el oeste hasta que se encontraron sobre un cañón submarino, en cual momento cambiaron de rumbo hacia el sur a lo largo del cañón. Fue propuesto por pescadores que los dos primeros formaban parte de una población residente, mientras que los otros dos eran transitorios. Carey y Robison notaron que el pez espada con frecuencia descansa en la superficie frente a Baja California durante el día, y postularon que lo hace para pagar deudas de oxígeno acumuladas en aguas más profundas.

Holts *et al*. (1994) informaron sobre las actividades diarias de un pez espada rastreado con telemetría acústica frente a California del sur. Su velocidad horizontal varió de 0,7 a 2,5 nudos. El pez pasó casi todo el tiempo por debajo de los 10 m y un 75% de su tiempo entre 10 y 50 m en o justo debajo de la capa superior de mezcla, donde la temperatura era aproximadamente 14°C. En dos ocasiones descendió a unos 300 m, donde la temperatura era aproximadamente 8°C, ambas veces de día, pero durante otros períodos la profundidad diurna fue tan sólo ligeramente mayor que la nocturna. Durante la segunda zambullida el pez estaba sobre el monte submarino en 33°24'N-118°00'O, donde "es posible que buscaba alimento en o muy cerca del fondo."

3.1.4. Mortalidad natural

Boggs (1989) usó el método de Murphy y Sakagawa (1977) y las estimaciones de los parámetros de crecimiento de Yabe *et al*. (1959) para estimar la mortalidad natural del pez espada. Para este informe se usó el método de Pauly (1980) con estimaciones de los parámetros de crecimiento de Yabe *et al*. (1959), Barbieri *et al*. (1998), y Uchiyama *et al*. (1998) y una estimación de la temperatura media de 20°C (ver Sección 3.2) para calcular estimaciones de la mortalidad natural de esta especie (Tabla 3.1.1a). En su evaluación del stock de pez espada en el OPO, Hinton y Deriso (1998) usaron tasas anuales de supervivencia en la ausencia de mortalidad por pesca de 0,62 y 0,81, equivalentes a coeficientes de mortalidad natural de 0,48 y 0,21, respectivamente.

3.2. Influencias ambientales

La abundancia del pez espada es máxima en "zonas de alta producción de organismo alimenticios y donde se cruzan corrientes oceánicas importantes" (Sakagawa, 1989).

"En el Océano Pacífico, hay cinco zonas frontales ... donde se encuentran peces espada en concentraciones pescables ...: (1) en el Pacífico noroeste ..., donde la cálida Corriente de Kuroshio da con las aguas costeras de Taiwan y Japón, y donde la Corriente de Extensión de Kuroshio se cruza con la Corriente de Oyashio al norte; (2) frente al sudeste de Australia ..., donde la cálida Corriente Australiana Oriental se cruza con intrusiones de la fría Corriente de Deriva del Viento de Poniente del Sur; (3) frente al norte de Nueva Zelanda ..., donde la cálida Corriente Ecuatorial del Sur se cruza con intrusiones de la fría Corriente de Deriva del Viento de Poniente del Sur; (4) en el Pacífico oriental tropical..., donde la cálida Contracorriente Ecuatorial se cruza con la más fría Corriente de Perú; y (5) a lo largo de Baja California (México) y California (EE.UU.) ..., donde la fría Corriente de California de altura se cruza con intrusiones a lo largo de la costa de agua más cálida del sur" (Sakagawa, 1989). Se ilustran éstas en la Figura 3.2.

Nakamura (1985) manifestó que peces espada adultos toleran temperaturas de 5° a 27°C, y que su rango óptimo de temperatura en el Pacífico noroeste es de 18° a 22°C. Evitan agua con concentraciones bajas de oxígeno disuelto. Se han encontrado larvas de la especie únicamente a temperaturas de más de 24°C.

Carey y Robison (1981) describieron los desplazamientos de dos peces espada marcados con marcas acústicas en aguas de entre 400 y 800 m de profundidad. Se desplazaron hacia el oeste hasta que se encontraron sobre un cañón submarino, en cual momento cambiaron de rumbo hacia el sur a lo largo del

cañón. Dijeron que "los pescadores comerciales creen que los cañones submarinos y zonas donde el fondo es irregular a lo largo de la plataforma continental son buenos lugares para encontrar peces espada... Las corrientes que fluyen sobre el fondo irregular producen remolinos y características de separación de flujo que quizá se extiendan hasta la superficie ... La concentración de organismos como resultado de la turbulencia generada por el fondo irregular podría ser lo que atrae a los peces espada a las aguas sobre cañones submarinos."

de Sylva (1962) reportó que durante abril y mayo de 1956, cerca de Iquique (Chile) [aprox. 20°15'S], ocurrió "una intrusión de una capa delgada de agua cálida del norte que contenía poblaciones de dinoflagelados; una mezcla de nutrientes, derivados al menos en parte de agua costera aflorada del sur, causó crecimiento de la población de dinoflagelados, resultando en una concentración de zooplancton. Subsecuentemente, concentraciones de anchoas se alimentaron de este plancton y a su vez atrajeron calamares y bonitos. Peces espada y marlines rayados acudieron a esta región, atraídos aparentemente por las concentraciones de calamares y de anchoas. Sin embargo, fueron probablemente también afectados por una reducción en la temperatura del agua, ya que esta concentración parecía formar parte de una migración hacia el norte a principios del invierno, siguiendo la retirada hacia el norte de la frente cálida. Se reportó que para fines de mayo, se capturaba la mayoría del pez espada bien al norte de la zona de Iquique hacia Arica [aprox. 18°30'S]. Es posible que este éxodo haya sido también impulsado por la ampliación de la la zona (hasta 60 millas de la costa) de condiciones reportadas de agua roja poco favorables al pez espada."

3.3. Estructura del stock

Hinton y Deriso (1998) discutieron las distintas hipótesis sobre la estructura de la población del pez espada en el OPO y concluyeron que hay una población con su centro de distribución en el Pacífico sureste, y posiblemente otra con su centro de distribución en el Pacífico noreste. Reeb *et al*. (2000) descubrieron una estructuración genética de poblaciones entre peces espada del Pacífico suroeste y noroeste, pero no encontraron diferenciación entre muestras tomadas en el Pacífico oriental. Postularon un "pasillo de flujo genético en forma de U" en el pez espada del Pacífico. Alvarado Bremer *et al.* (*en prensa*), usando datos de la región control (*d-loop*) del ADN mitocondrial, detectaron diferencias entre los peces suroeste y muestras de Hawaii y del Pacífico oriental. Presentaron también datos preliminares para el intrón 6 del locus *Ldh*A, y reportaron que un alelo (alelo 5), detectado con una frecuencia de aproximadamente 5% en muestras mexicanas y otras del OPO, no fue detectado en cuatro muestras de Hawaii tomadas en un período de cuatro años. Estas diferencias no son estadísticamente significativas, pero sugieren una diferenciación. Además, Grijalva-Chon *et al.* (1996), usando datos de electroforésis proteica, descubrieron diferencias significativas entre peces de Hawaii y México en la distribución de tres loci polimórficos. Estudios de la genética del pez espada en el Atlántico y el Mediterráneo usando ADN mitocondrial indican poblaciones distintas en esos océanos, y también una diferenciación entre el pez espada en el Atlántico y el Pacífico (discusión en Hinton y Deriso, 1998). Hinton (*en prensa*) concluyó que hay poblaciones norte y sur de pez espada en el OPO, con la división entre los dos en 5°S, y que es posible que ocurra a veces cierta mezcla de poblaciones del Pacífico central con la población del noreste.

4. EVALUACION DEL STOCK

4.1. Indices de abundancia

Se calcularon previamente los índices de abundancia del pez espada en el OPO como captura por unidad de esfuerzo nominal (CPUE, por ejemplo Uosaki y Bayliff 1999), y usando modelos lineales generales (MLG) (por ejemplo Nakano 1998) u otros enfoques de estandarización de esfuerzo (por ejemplo Hinton y Deriso 1998) para estimar el esfuerzo estandarizado y de eso obtener la captura por unidad de esfuerzo estandarizado (CPUSE).

A continuación se presentan los resultados (Hinton, *en prensa*) de estandarizar el esfuerzo de pesca de la pesquería palangrera japonesa en el OPO, dirigida principalmente a los atunes, usando MLG. El modelo de estandarización usado fue de la forma:

F(CPUE) = Año + Trimestre + Zona + Indice Ambiental + Arte + interacciones

Se incluyeron en el análisis observaciones de la CPUE a una resolución de 5° de latitud por 5° de longitud por mes para el período de 1955-1999. Se clasificó el esfuerzo de pesca en cuatro niveles con base en el número de anzuelos por canasta (APC): Nivel 1: $3 < APC < 8$; Nivel 2: $8 \preceq APC < 12$; Nivel 3: $12 \preceq APC < 16$; y Nivel 4: $APC \succeq 16$. Para el período antes de 1975, cuando se introdujo el palangre profundo en el OPO, se consideró que todo el esfuerzo era de Nivel 1.

Hinton (*en prensa*) dividió el OPO en cinco zonas (Figura 2.1.1a), con base en un análisis de la distribución de regiones bastante contiguas de abundancia relativamente alta indicadas por Hinton y Deriso (1998). Estas zonas coinciden bastante bien con provincias oceánicas representadas en el OPO: Area 1 con los sistemas de corrientes ecuatoriales; Area 2 con la Corriente y Contracorriente de California, y los sistemas costeros centroamericanos; Area 3 con la extensión oriental del sistema de giros del Pacífico central norte; Area 4 con la Corriente de Humboldt y el sistema costero; y Area 5 con la extensión oriental del sistema de giros del Pacífico central sur.

Los índices ambientales considerados fueron los promedios trimestrales de las observaciones mensuales del Indice de Oscilación del Sur (IOS), y los Indices de Oscilación Extratropical Norte y Sur (NOIx y SOIx, Schwing *et al.,* en prensa).

Se consideraron términos de interacción en el ajuste de los modelos solamente para efectos principales significativos. No se incluyó año en los términos de interacción, y sus coeficientes brindan por lo tanto una medida directa de la abundancia anual relativa.

Se ajustó el modelo en S-PLUS 2000 (MathSoft, Inc., Cambridge, MA, EE.UU.) ajustando primero al promedio con el procedimiento "glm", y luego usando la función "step" para realizar un procedimiento de ajuste por pasos para los efectos principales, seguido por ajustes para los términos de interacción en casos apropiados. El modelo fue ajustado con F(*CPUE*) = *CPUE* [relación Gaussiana] y F(*CPUE*) = ln(*CPUE*) [relación Poisson]. En la selección final del modelo en todos los casos se consideró tanto el AIC como las pruebas de F (señalado).

Hinton (*en prensa*) ajustó primero el modelo de estandarización a los datos de las áreas individuales. En la Figura 4.1.1a-b se ilustran las tendencias en la abundancia anual obtenidas de estos ajustes. Considerando las varias hipótesis sobre la estructura de stocks del pez espada en el OPO, se ajustó el modelo de estandarización también a las regiones norte (áreas 2 y 3) y sur (áreas 4 y 5) (Figura 4.1.2a-b). Se compararon las tendencias en abundancia anual entre la región ecuatorial (Area 1) y las regiones norte y sur (Areas 2 y 3, y Areas 4 y 5) (Hinton, *en prensa*), usando la dirección de los cambios en la trayectoria de la población del año t a t + 1 durante el período de 1961–1999 y una estadística de prueba binomial bajo la hipótesis nula de ninguna diferenca entre las trayectorias anuales. Las tendencias en la abundancia anual entre la regiones ecuatorial y norte no fueron significativamente diferentes ($p = 0{,}564$), pero sí lo fueron entre las regiones ecuatorial y sur ($p = 0{,}036$). Con base en estos resultados, se ajustó el modelo a la región norte en combinación con el área ecuatorial (Area 1) (Figura 4.1.3a-b).

4.2. Modelos de evaluación

Se usan tres tipos generales de modelos – estructurados por edad, reproductor-recluta, y de producción, todos descritos por Anónimo (1999: 231-244) – para evaluar la condición de una población de peces. Todos requieren que se realicen los análisis con una población de peces separada. Tal como se comenta en la Sección 3.3, el pez espada del OPO parece pertenecer a una ó dos poblaciones.

Sakagawa y Bell (1980), Bartoo y Coan (1989), y Skillman (1989) aplicaron modelos de producción al pez espada en el Océano Pacífico, usando datos de la pesquería palangrera japonesa de 1952 a 1980. Sus resultados fueron solamente provisionales, por al menos dos razones. En primer lugar, debido a la falta de datos sobre devoluciones de marcas, características merísticas y morfométricas, características genéticas, etcétera, los investigadores tuvieron que formar supuestos acerca de la estructura de stocks con base

en la distribución de las capturas. En segundo lugar, debido a la falta de datos que se podrían usar para hacer ajustes por diferencias en la vulnerabilidad de los peces a la captura, tuvieron que suponer que el pez espada es igualmente vulnerable a la captura por arte palangrera en todos los años, temporadas, y zonas. Concluyeron que el pez espada es capaz de soportar capturas mayores que las que se lograron durante ese período. Sin embargo, desde entonces las pesquerías han cambiado. Para 1992, la captura de pez espada en el Pacífico alcanzó unas 34.700 toneladas, un aumento de 69% desde 1986.

Hinton y Deriso (1998) usaron el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso y Schnute (Quinn y Deriso, 1999) con datos de captura y esfuerzo de 1962-1987 para investigar la dinámica del pez espada en el OPO. Investigaron la condición de las poblaciones suponiendo que esta zona es ocupada por una sola población de pez espada y que está abierta a la migración de peces espada a través de los límites del OPO. Las tasas de captura estandarizadas y los datos disponibles en el momento del análisis, que señalaron una disminución de las CPUE estandarizadas con aumentos del esfuerzo de pesca, proporcionaron una cantidad mínima de información con que modelar la dinámica de la población. Un examen preliminar de los datos de captura y esfuerzo de 1988-1992 indicó que las CPUE siguieron disminuyendo, pero seguían mayores que las CPUE correspondientes al rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS), por lo que se consideró que la explotación del pez espada en el OPO no es excesiva.

Previamente se incluyó la región ecuatorial, Area 1, en análisis de una posible población sureña (Nakano, 1998), pero un análisis de las tasas captura estandarizadas por zona y tiempo (Hinton y Deriso, 1998) señaló que las zonas de tasas de captura relativamente altas en la región ecuatorial del OPO están ligadas más estrechamente a las zonas de capturas altas en la región del norte, con una separación bastante clara de zonas similares en la región del sur. Tal como consta en la Sección 4.1, las tendencias en la abundancia anual entre las regiones norte y sur no eran significativamente diferentes, pero sí lo eran entre la región ecuatorial y la región sur. Por lo tanto, con base en estos análisis y otros subsecuentes, se concluyó que la división entre las poblaciones de las regiones norte y sur está probablemente en 5ºS. Hinton (*en prensa*) concluyó que el fracaso de los intentos realizados para ajustar el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso y Schnute con las estimaciones de captura y esfuerzo estandarizados obtenidas de los MLG ajustados resulta de la falta de contraste en los índices de abundancia relativa con el tiempo en la serie de datos estandarizados. Además, se concluyó que las tendencias en la abundancia relativa obtenidas en las estandarizaciones del MLG no dan ninguna indicación de una disminución en la abundancia del pez espada en el OPO, y el esfuerzo de pesca palangrero nominal en la región ha sido constante o ha disminuido durante la última década. Se notó también que las capturas en la región han sido bastante estables desde 1989, con un promedio anual de unas 13.000 toneladas.

5. CONDICION DEL STOCK

Tal como se indica en la Sección 4.2, las CPUE obtenidas previamente eran mayores que las que corresponden al RPMS, y las tendencias en la abundancia relativa obtenidas en las estandarizaciones de la CPUE de las pesquerías palangreras japonesas en la región no indican una disminución en la abundancia. La falta de contraste en la serie de captura y esfuerzo estandarizados sugiere que las pesquerías que capturan pez espada en el OPO no son de una magnitud suficiente como para causar reacciones significativas en la población. Además, las capturas en la región han sido bastante estables desde 1989, con un promedio anual de unas 13.000 toneladas. A partir de estas consideraciones, parece que la explotación del pez espada en el OPO no es excesiva. No obstante, dados los cambios constantes que suelen ocurrir en las pesquerías de pez espada en el OPO, particularmente en la esas pesquerías con red agallera y palangre que se dirigen siempre más hacia la especie, se debería dar seguimiento a las poblaciones para detectar cambios en estas tendencias.

6. DIRECCIONES FUTURAS

Se debería intentar desarrollar modelos e indicadores satisfactorios de la condición de las poblaciones. Estos intentos deberían incluir mayores esfuerzos por aclarar la naturaleza de la estructura de stocks del pez espada en el OPO.

En este momento el personal de la CIAT tiene dos proyectos colaborativos clave para cumplir con los requerimientos de la Comisión con respecto a información sobre la condición de las poblaciones de pez espada en el OPO. El primero es una investigación de la distribución de estas poblaciones usando los resultados de secuencias de ADN mitocondrial y nuclear. Este proyecto está trabajando con más de 2.700 muestras tomadas cada dos meses durante un período de dos años en Hawaii, California/México, Ecuador y Chile. Se esperan los resultados iniciales de los análisis en agosto de 2001. El segundo proyecto es desarrollar un modelo integrado de estandarización y dinámica, que se ajustará con *AD-Model Builder*, y que sea capaz de incorporar información sobre la biología, el medio ambiente, y las múltiples pesquerías que capturan pez espada en el OPO. Se podrá usar el modelo para otras especies de peces picudos además de para el pez espada. Se espera disponer de los resultados iniciales de este modelo para el pez espada y marlín rayado en enero de 2002, y para otras especies de peces picudos alrededor de junio de 2002.

6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

A medida que se disponga de más datos se debería actualizar estos análisis para asegurar que, si aparecen indicaciones de que ha deteriorado la condición de la población del pez espada, se pueda considerar y tomar acción de forma oportuna.

REFERENCES—REFERENCIAS

Anonymous. 1999. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1997: 310 pp.

Barbieri, María Angela, Cristian Canales, Victor Correa, Miguel Donoso, Antonio González Casanga, Bernardo Leiva, Alejandra Montiel, and Eleuterio Yáñez. 1998. Development and present state of the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in Chile. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 77-88.

Bartoo, Norman W., and Atilio L. Coan, Jr. 1989. An assessment of the Pacific swordfish resource. *In* Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 137-151.

Bedford, Dennis W., and Frederick B. Hagerman. 1983. The billfish fishery resource of the California Current. Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 24: 70-78.

Boggs, Christofer H. 1989. Vital rate statistics for billfish stock assessment. *In* Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 225-233.

Carey, Francis G., and Bruce H. Robison. 1981. Daily patterns in the activities of swordfish, *Xiphias gladius*, observed by acoustic telemetry. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 79 (2): 277-292.

Caton, Albert, Kathy Colgan, Phil Sahlquist, Peter Ward, Cesar Ramirez, and Martin Scott. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, and the fisheries for tunas and billfishes in the Australian fishing zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 11-35.

Coan, Atilio L., Jr., Marija Vojkovich, and Doug Prescott. 1998. The California harpoon fishery for swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 37-49.

DeMartini, Edward E., James H. Uchiyama, and Happy A. Williams. 2000. Sexual maturity, sex ratio, and size composition of swordfish, *Xiphia gladius*, caught by the Hawaii-based pelagic longline fishery. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 98 (3): 489-506.

Dewees, Christopher M. 1992. Swordfish. *In* Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles M. Haugen (editors), California's Living Marine Resources and their Utilization, California Sea Grant Extension Program, Davis, California: 148-150.

Hanan, Doyle A., David B. Holts, and Atilio L. Coan, Jr. 1993. The California drift gill net fishery for sharks and swordfish, 1981-82 through 1990-91. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 175: 95 pp.

Hinton, Michael G. In Press. Status of fisheries and swordfish in the eastern Pacific Ocean. Mar. Freshwater Res.

Hinton, Michael G., and Richard B. Deriso. 1998. Distribution and stock assessment of swordfish, *Xiphias gladius*, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental parameters. U.S. Nat. Mar.Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 161-179.

Hinton, Michael G., Ronald G. Taylor, and Michael D. Murphy. 1997. Use of gonad indices to estimate the status of reproductive activity of swordfish, *Xiphias gladius*: a valid classification method. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 95 (1): 80-84.

Holts, David B., Norman W. Bartoo, and Dennis W. Bedford. 1994. Swordfish tracking in the Southern California Bight. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish. Sci. Center, Admin. Rep., LJ 94-15: 9 pp.

Holts, David, and Oscar Sosa-Nishikawa. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, fisheries of the eastern North Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 65-76.

Ito, Russell, Y., Robert A. Dollar, and Kurt E. Kawamoto. 1998. The Hawaii-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 77-88.

Kume, Susumu, and James Joseph. 1969. Size composition and sexual maturity of billfishes caught by the Japanese longline fishery in the eastern Pacific Ocean east of 130°W. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 2: 115-162.

McKinnell, Skip, and Brenda Waddell. 1993. Associations of species caught in the Japanese large scale pelagic squid driftnet fishery in the central North Pacific Ocean: 1988-1990. Inter. North Pacif. Fish. Comm., Bull., 53 (1): 91-109.

Mejuto, Jaime, and Blanca García. 1998. Sumario sobre la informacíon científico disponible sobre la flota comunitaria de palangre de superficie dirigida al pez espada (*Xiphias gladius*) en el pacífico s.e. y posibles acciones para la mejora en el seguimiento de dicha pesquería. Manuscript, 11 p. + attachments.

Miyabe, Naozumi, and William H. Bayliff. 1987. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1971-1980. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 19 (1): 1-163.

Murphy, T. C., and G. T. Sakagawa. 1977. A review and evaluation of natural mortality rates of tunas. Inter. Comm. Cons. Atlan. Tunas, Coll. Vol. Sci. Pap., 6 (1): 117-123.

Nakamura, Izumi. 1985. Billfishes of the world. FAO Fish. Synop., 125 (5): iv, 65 pp.

Nakano, Hideki. 1998. Stock status of Pacific swordfish, *Xiphias gladius*, inferred from CPUE of the Japanese longline fleet standardized using general linear models. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 195-209.

Nakano, Hideki, and William H. Bayliff. 1992. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1981-1987. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (5): 183-355.

Nakano, Hideki, Keisuke Okada, Yoh Watanabe, and Koji Uosaki. 1993. Outline of the large-mesh driftnet fishery of Japan. Inter. North Pacif. Fish. Comm., Bull., 53 (1): 25-37.

Nishikawa, Yasuo, Misao Honma, Shoji Ueyanagi, and Shoji Kikawa. 1985. Average distribution of larvae of scombroid fishes, 1956-1981. Far Seas Fish. Res. Lab., S Series: 12: 99 pp.

Pauly, Daniel. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish. Cons. Inter. Explor. Mer, Jour., 39 (2): 175-192.

Quinn, Terrance J., II, and Richard B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York: xv, 542 pp.

Reeb, C.A., L. Arcangeli, and B.A. Block. 2000. Structure and migration corridors in Pacific populations of the swordfish *Xiphias gladius*, as inferred through analyses of mitochondrial DNA. Mar. Biol. 136 (6): 1123-1131.

Sakagawa, Gary T. 1989. Trends in fisheries for swordfish in the Pacific Ocean. *In* Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 61-79.

Sakagawa, Gary T., and Robert R. Bell (rapporteurs). 1980. Swordfish, *Xiphias gladius*. *In* Shomura, Richard S. (editor). 1980. Summary report of the billfish stock assessment workshop Pacific resources. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA-TM-NMFS-SWFC-5: 40-50.

Schwing, F. B., T. Murphree, and P. Green. *In Press*. A Climate Index for the Northeast Pacific. Prog. Oceanogr.

Skillman, Robert A. 1989. Status of Pacific billfish stocks. *In* Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 179-195.

Skillman, Robert A. 1998. Central Pacific swordfish, *Xiphias gladius*, fishery development, biology, and research. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 101-124.

de Sylva, Donald P. 1962. Red-water blooms off northern Chile, April-May 1956, with reference to the ecology of the swordfish and the striped marlin. Pacif. Sci., 16 (3): 271-279.

de Sylva, Donald P. 1974. A review of the world sport fishery for billfishes (Istiophoridae and Xiphiidae). U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-675 (2): 12-33.

Uchiyama, James H., Edward E. DeMartini, and Happy A. Williams. 1999. Length-weight interrelationships for swordfish, *Xiphias gladius* L., caught in the central North Pacific. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA-TM-NMFS-SWFSC-284: viii, 82 pp.

Uchiyama, James H., and Richard S. Shomura. 1974. Maturation and fecundity of swordfish, *Xiphias gladius*, from Hawaiian waters. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-675 (2): 142-148.

Uchiyama, James H., Robert A. Skillman, Jeffrey D. Sampagna, and Edward E. DeMartini. 1998. A preliminary assessment of the use of hard parts to age central Pacific swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 261-273.

Ueyanagi, Shoji, Richard S. Shomura, Yoh Watanabe, and James L. Squire. 1989. Trends in he fisheries for billfishes in the Pacific. *In* Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 31-45.

Uosaki, Koji. 1998. Standardized CPUE of North Pacific swordfish, *Xiphias gladius*, in the Japanese large-mesh driftnet fishery. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 125-131.

Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.

Uozumi, Yuji, and Koji Uosaki. 1998. Review of the Japanese swordfish, *Xiphias gladius*, fisheries in the Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 133-146.

Vojkovich, Marija, and Kristine Barsky. 1998. The California-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*, beyond the U.S. exclusive economic zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 147-152.

Weber, Earl C., and Stephen R. Goldberg. 1986. The sex ratio and gonad indices of swordfish, *Xiphias gladius*, caught off the coast of Southern California in 1978. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 84 (1): 185-186.

Williams, Peter G. 1998. Review of swordfish, *Xiphias gladius*, catch in the western Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 153-159.

Yabe, Hiroshi, Shoji Ueyanagi, Shoji Kikawa, and Hisaya Watanabe. 1959. Study on the life-history of the swordfish. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 10: 107-150.

PROGRESS ON SAMPLING THE EASTERN PACIFIC OCEAN TUNA CATCH FOR SPECIES COMPOSITION AND LENGTH-FREQUENCY DISTRIBUTIONS

by

Patrick K. Tomlinson

CONTENTS

Introduction 339
Exceptions to the sampling model 340
The standard method *versus* the species-composition method 340
Estimation of error in the estimates 341
Literature cited 342
Appendix 343
Figures 348
Tables 352

INTRODUCTION

The area of concern to the Inter-American Tropical Tuna Commission, referred to in this report as the eastern Pacific Ocean (EPO), is defined as that between 40 degrees North and 40 degrees South and from 150 degrees West to the western edge of the North and South American continents. In Background Paper A21, prepared for the meeting of the Scientific Working Group convened in La Jolla, California, USA, on April 10-14, 2000, a model to be used for simultaneous estimation of the surface fishery catch of individual species of tunas from the EPO, and also their length-frequency distributions, was presented. Appropriate parts of that paper are included as Appendix I in this document for completeness. In this document, we will report on the implementation of that model in the EPO during the year 2000.

The catch of the EPO tuna surface fishery consists of five major tuna species, plus some other minor tunas and tuna-like species. Of the five major species, only the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye tuna are considered, with some reference to bluefin tuna, but nothing about albacore tuna. The EPO surface fishery is divided into 12 calendar months, 13 areas (Figure 1), and the following 7 fishing methods:

1. baitboats (includes also bolicheras and jigboats);
2. small purse seiners (<364 metric tons (mt)) setting on schools associated with floating objects;
3. small purse seiners setting on schools not associated with anything;
4. small purse seiners setting on schools associated with dolphins;
5. large purse seiners (≥364 mt) setting on schools associated with floating objects;
6. large purse seiners setting on schools not associated with anything;
7. large purse seiners setting on schools associated with dolphins.

This results in 1092 categories, which will be referred to as strata. The estimation procedure of a hypothetical stratum is given in Appendix 1. To estimate for the monthly or annual totals, the procedure is to estimate for each stratum separately, and then sum the results for all of the appropriate strata together.

There are three different types of sampling. First, the sampler selects a vessel that is being unloaded and determines if any wells being unloaded have fish from only one stratum. Wells containing a mixture of tunas from different strata are not sampled. Second, the sampler is to count, independently from measuring, the number of each species in a random sample of several hundred fish. Third, the sampler randomly removes a number of fish of each species (usually 50) and measures and records the lengths of each to the nearest millimeter. In addition to the sampled data, an estimate of the total catch (yellowfin +

skipjack + bigeye) for each stratum is needed. There have been exceptions to these rules, which will be discussed later. For a more complete explanation of the model, see Appendix 1.

EXCEPTIONS TO THE SAMPLING MODEL

There were 903 wells sampled during the year 2000 (Table 1) that were used for this analysis. The data for some samples were rejected, and there may be a few samples that have not been processed yet. Also, information provided by vessels (logbooks), dolphin observer records, and cannery reports are all important in determining the catch by stratum, but some of these are incomplete. Therefore, this report should be considered as preliminary. Of the 903 wells, species counts were made for only 780. The other 123 wells were assigned estimates of species composition and size frequency based on other criteria, described below. Of the 123 without counts, 66 came from wells containing a single species and are therefore equivalent to samples with species counts. This leaves 57 wells that required a different treatment. Also, 64 of the 903 wells came from vessels that sorted the fish by size and/or species before unloading, making it impossible to obtain either a random species count from the well or a random sample of each species for measuring. Most of the 64 sorted wells are the 57 wells without species counts. The treatment of these is again described below, except to point out that the vessel's estimates of the species composition in weight, by species, for the sampled well was utilized. The breakdowns of well types, well counts, or well weights, are given in Table 1, by type of well. For example, 57 percent of the sampled wells contained a single species, and, of that 57 percent, 87 percent involved the counting method.

For several reasons, including a future change in the IATTC computerized data-processing system, the wells with sorted fish were treated in such a way as to produce a sample from each such well that has the same data organization as the samples that were obtained by the counting method. This involves first estimating the number of fish of each species in each of the sorted groups by sampling a number of fish for size, computing the average weight, and dividing into the group's total weight provided by the vessel. Summing these estimates provides an estimate of the species composition of the well that is used in place of the random count. Using this species-composition estimate, the fish that were measured are resampled with probability proportional to the composition estimate. These resampled measurement data are then substituted for the original measurement data. This provides a data set that has the same structure as a counted well that has not been sorted. This facilitates the use of the estimation algorithms given in Appendix 1.

Finally, there is the problem of strata with catches, but no samples (Table 2), which exists primarily for strata with catches of less than 1000 mt per month. Based on previous experience and the belief that data for other areas or gears or months can be used to represent these strata without samples, data from sampled strata are copied for use as samples from the unsampled strata. This provides data bases that can be used to obtain the estimates for every stratum with catch.

THE STANDARD METHOD *VERSUS* THE SPECIES-COMPOSITION METHOD

The standard method, which has been used for many years, involves treating each species as a separate sampling problem (see Tomlinson *et al*., 1992), and in many cases only one species was measured when there may have been more than one species in the well. Therefore, it is not possible to apply the species-composition method to data for past years. It is possible, however, to use the data collected in 2000 as if it were collected by the standard method. The main differences between the two methods lie in the construction of a table showing the catch by stratum. For the standard method, the vessel's logbook data, dolphin observer data, and cannery statistics are treated as being correct with respect to species, and a separate estimate is made for each species for each stratum. For the species-composition method, the species are added together in each of these data sets and treated as total catch of yellowfin, skipjack, and bigeye combined before estimating the total catch by stratum, and then the sampling data are used to separate these stratum totals into catch by species. Table 3 provides some information about the number

of strata with catch, number of strata with samples, and some average catch statistics for the two methods. Figure 2 shows the amount of deviation between the two methods for each species in each stratum.

Applying both methods to their respective data sets, estimating catch by stratum by species, and then summing strata within months and then across months provides monthly and annual estimates by species that can be compared (Table 4). The monthly estimates for bigeye showed the greatest variation, ranging from 4 percent in November to 398 percent in June. Yellowfin showed the least variation (74 percent to 130 percent). The monthly estimates varied more or less randomly between over and under estimation, and annual estimates varied from 96 percent for skipjack to 112 percent for bigeye.

The annual length-frequency distributions, by species, obtained by the standard method and by the species composition method are similar(Figure 3). The greatest differences are for bigeye, with the species-composition method estimating more fish in the 90- to 110-cm interval and less in the 115- to 122-cm interval.

ESTIMATION OF ERROR IN THE ESTIMATES

For the standard method, the statistics on total catch by species do not involve sampling. The standard method depends on the buyers or processors providing statistics on the weight of each species purchased. However, availability of these data lags behind the time of unloading the catches, and some of the values used for the year 2000 were based on data provided by other sources. Thus, the values given in this paper are subject to change.

With the species-composition method, the same type of lag in the final data exists, but for the combined catch it is not as serious since it is not nearly as difficult to estimate the total catch on board a vessel as it is to estimate the amounts by species, as required by the standard method. Since there are three sources of variation that can be considered for the species-composition method (differences among wells, differences in sizes of fish, and differences in the species composition), it is possible to construct an estimate of the error associated with the estimates. We will discuss only the estimation of error associated with the annual estimates for yellowfin, skipjack, and bigeye.

The assumptions utilized for the estimation are:

1. The wells sampled within a stratum (or the substitutes mentioned above) are a simple random sample of the wells from that stratum and can be resampled at random, with replacement, to obtain among-well variance.

2. The fish sampled for measurement are a simple random sample from the well, and provide estimates of the average size, and its standard deviation, for each species present. These means and standard deviations can be used to resample from a population with those means and standard deviations. This, together with step 3, provides estimates of the variation in number, by species, within the well.

3. The fish counted within a well are a simple random sample with a trinomial distribution. Assuming that the trinomial estimated is the population trinomial, resampling from the distribution provides an estimate of the within-well variance in species composition.

Resampling the sample data *N* times provides *N* estimates of the catch by species. These *N* estimates can be used to provide a mean and standard deviation of the *N* estimates, and a histogram of the *N* estimates (number per interval) provides a means for obtaining confidence intervals for the estimates. Estimates for 1000 resamples for the year 2000 are given in Table 5 (multiple of sampling effort = 1), and the histograms for the three species are shown in Figure 4. The means of the 1000 resamples in Table 5 are almost equal to the best estimates (from Table 4), and the 95-percent confidence region taken from the histogram data (Figure 4) is almost the same as the 95-percent confidence region computed from plus or minus 2 standard deviations. This means that the error distributions can be considered normal distributions.

Next, the resampling was conducted with increased numbers of wells, increased numbers of fish measured, and increased numbers of fish counted. It was not possible to simulate those wells where the catch was sorted by size before unloading, so the adjusted data, as described above, were treated as regular counted samples. The purpose of increasing the sample size was to obtain an idea of the relationship between sample size and the standard deviations of the estimates. Multiples of the sampling effort are 2, 3, 5, and 8 (Table 5). The results show that the standard deviation declines as the inverse of the square root of sampling effort. That is, if sampling effort is multiplied by n, then the new standard deviation can be found by dividing the original estimate by the square root of n.

This resampling technique was also used to determine the importance of each of the three types of sampling (wells, average weight, counts). The results (Table 6) show that most of the variance comes from among wells and that the three are probably independent of each other. Most of the reduction in standard deviation in Table 6 could have been obtained by merely increasing the number of wells, while retaining the same number of fish counted and measured. In theory, the number counted and measured could be reduced, but there is an assumption of randomness where no rigorous random procedure exists, and the larger numbers help to ensure that this assumption is met. Because of the high proportion of wells that contain fish from more than one stratum and the cost of placing samplers at more unloading sites, it is impractical to sample more wells. Besides, the standard deviations obtained give coefficients of variation of less than 10 percent (which is often used as a criterion). However, there are still many strata with catches of less than 1000 tons that are not sampled.

LITERATURE CITED

Tomlinson, Patrick K., Sachiko Tsuji, and Thomas P. Calkins. 1992. Length-frequency estimation for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught by commercial fishing gear in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (6): 357-398.

APPENDIX

SAMPLING THE CATCH SIMULTANEOUSLY FOR SPECIES COMPOSITION AND LENGTH FREQUENCIES IN THE MULTI-SPECIES SURFACE FISHERY FOR TUNAS OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN

DEFINITION OF THE POPULATION AND THE SAMPLING MODEL

Given the 13 areas (Figure 1), 12 months, and 7 fishing methods, there is a total of 1,092 strata for each year. The population is defined as the annual catch for all strata combined. Summaries across areas, months, or gear categories, or any combination of these, are obtained by summing the estimates for the appropriate strata. Therefore, it is only necessary to define the sampling model for a single stratum and redefine the population as the catch within one stratum.

Within each stratum with catch, the sampling is done during the unloading of a vessel. Each vessel has several compartments, called wells. These wells of fish are the first stage, and the individual fish within the well are the second stage, in a stratified two-stage sampling scheme. Unfortunately, neither the number of wells in a stratum nor the number of fish in a well will be known in advance. Therefore, the wells to be sampled are selected as time and availability permit, and it will be assumed that this is equivalent to a simple random sample of the wells.

1. There are several possible sources of error in the assumption of a simple random sample of wells. The first, which has been mentioned, prohibits truly randomizing the selection process. Associated with the assumption of randomness of wells selected is the assumption that wells within the same vessel being unloaded are independent of each other. In some cases, at least, this will not be true. At times, the fish from more than one well will be unloaded simultaneously, so the samples will come from more than one well. In these cases the multiple wells will be treated as a single well.

2. Many wells filled with purse seine-caught fish contain fish that were caught in more than one month, or in more than one area, or by more than one gear category (fish caught in sets of different types loaded into the same well). These wells must be excluded from the sampling. It is necessary to assume that this does not introduce a problem. In other words, the assumption is that wells filled with a single set type (of the possible three) are representative of all sets of the same type made within the stratum.

Some of the problems associated with using wells as the first-stage unit could be solved if sets were used as the first stage, but, since the sampling cannot be done at sea, it is not possible to do this. Within each well sampled, there will be one or more species, and a good approximation of the total weight of all fish within the well will be available. Approximations of the weight of fish of each species, which might be available, will not be considered as usable values. Until experience dictates otherwise, it will be assumed that the entire catch will consist of one to three species of tuna (yellowfin, skipjack, and/or bigeye). Most strata will have a least two species and the others will have all three or only one. The fish to be sampled from the well are to be selected one at a time as circumstances permit. As with the first-stage units, it is not possible to guarantee a truly random selection of fish, so randomness will be assumed by assuming that the order of unloading the fish is random.

Define

S = number of species;

Q = number of wells landed in the stratum;

N_{ij} = number of fish of species i in well j; .....(1)

$N_j = \sum_{i}^{S} N_{ij}$ = total number of fish of all species in well j; .....(2)

$N_i = \sum_{j}^{Q} N_{ij}$ = total number of fish of species i in the stratum; .....(3)

$N = \sum_{i}^{S} \sum_{j}^{Q} N_{ij}$ = total number of fish of all species landed in the stratum;.....(4)

W_{ij} = weight of fish of species i in well j;.....(5)

$W_j = \sum_{i}^{S} W_{ij}$ = total weight of fish of all species in well j; .....(6)

$W_i = \sum_{j}^{Q} W_{ij}$ = total weight of species i in the stratum; .....(7)

$W = \sum_{i}^{S} \sum_{j}^{Q} W_{ij}$ = total weight of fish of all species landed in the stratum;.....(8)

$\overline{W} = W \div N$ = average weight of all species combined in the stratum; .....(9)

$\overline{W}_i = W_i \div N_i$ = average weight of species i in the stratum; .....(10)

$\overline{W}_j = W_j \div N_j$ = average weight of all species combined in well j;.....(11)

$\overline{W}_{ij} = W_{ij} \div N_{ij}$ = average weight of species i in well j; and .....(12)

$F_{ij} = N_{ij} \div N_j$ = fraction of catch in number of fish of species i in well j.....(13)

Since

$\overline{W}_{ij} F_{ij} = (W_{ij} \div N_{ij})\,(N_{ij} \div N_j) = W_{ij} \div N_j$ …….....….....(14)

then

$\sum_{i}^{S} \overline{W}_{ij} F_{ij} = \sum_{i}^{S} (W_{ij} \div N_j) = (1 \div N_j) \sum_{i}^{S} W_{ij} = \overline{W}_j$ .....(15)

If

$P_{ij} = W_{ij} \div W_j$ = fraction of catch of species i in well j,

then

$P_{ij} = (\overline{W}_{ij} N_{ij}) \div (\overline{W}_j N_j) = (\overline{W}_{ij} F_{ij}) \div \overline{W}_j$ .....…….....(16)

Continuing,

$F_i = N_i \div N$ = fraction of total stratum catch, in numbers, of species i;.....(17)

$P_i = W_i \div W$ = fraction of total stratum catch, in weight, of species i; .....(18)

L_{ijh} = length of the hth fish of species i in well j;

w_{ijh} = weight of the hth fish of species i in well j; and

$w_{ijh} = aL_{ijh}^{b}$ = estimate of w_{ijh}, where a and b are parameters of the weight-length relationship.

Assume that $W_{ij} = \sum_{h}^{Nij} aL_{ijh}^{b}$ .....(19)

T = number of length groups, each group encompassing 1 cm of length;

N_{ijk} = number of fish in the kth length group of species i in well j; and .....(20)

$F_{ijk} = N_{ijk} \div N_{ij}$ = fraction of species i, in number, in well j that belong to length group k.....(21)

Then,

$N_{ij} = \sum_{k}^{T} N_{ijk}$ .....(22)

Note: The value of k is found by measuring the fish to the nearest millimeter and then truncating the length measurement to centimeters. For example, a 431-mm fish would belong to length group 43 and an 1132-mm fish to group 113.

Then,

W_{ijk} = total weight of the N_{ijk} fish;.....(23)

$W_{ij} = \sum_{k}^{T} W_{ijk}$; and.....(24)

$P_{ijk} = W_{ijk} \div W_{ij}$ = fraction of species i, in weight, in well j that belong to length group k.....(25)

Then,

$N_{ik} = \sum_{j}^{Q} N_{ijk}$ = total number of species i in length group k in the stratum; .....(26)

$W_{ik} = \sum_{j}^{Q} W_{ijk}$ = total weight of species i in length group k in the stratum; .....(27)

$F_{ik} = N_{ik} \div N_i$ = fraction of catch, in numbers, of species i in length group k in the stratum; and .(28)

$P_{ik} = W_{ik} \div W_i$ = fraction of the catch, in weight, of species i in length group k in the stratum. ...(29)

OBJECTIVES

There are two primary objectives to be accomplished through sampling of the catch. The first is to obtain an estimate of Equation 7 (species composition by weight), and the second is to obtain an estimate of Equation 26 (catch in numbers by length group). The secondary objectives are to obtain an estimate of Equation 10 (average weight by species) and of Equation 27 (catch in weight by length group).

For each well which enters the sampling, it will be assumed that the W_j (Equation 6) is known and for each stratum, W (Equation 8) is known. Also, for each sampled well, the sample data will allow estimation of $\overline{W}_{ij}$ (Equation 12) and F_{ij} (Equation 13). These two estimates are used to estimate $\overline{W}_j$ (Equation 15) and $N_j = W_j \div \overline{W}_j$ (Equation 2). The sampling data can also be used to estimate F_{ijk} (Equation 21) and P_{ij} (Equation 16).

WITHIN-WELL ESTIMATION

First, a well from a single stratum is chosen at random, without replacement. Two independent

sampling schemes are carried out as the fish are unloaded from the chosen well. The first consists of counting a fixed number (Equation 36) of fish (approximately 400 will be counted to begin the program) at random, without replacement, identifying the species and recording the numbers of fish of each species (Equation 30). The second consists of removing approximately 50 fish (Equation 37) at random without replacement foreach species observed and recording the species and length in millimeters (Equation 31) of each of these. An estimate of the total catch in weight of all species combined (Equation 6) in the sampled well is also recorded and treated as if it were the exact weight.

Let

n_{ij} = number of fish of species i from well j recorded during the counting sample; .....(30)

l_{ijh} = length of the hth fish of species i measured from well j; and.....(31)

$w_{ijh} = a l_{ijh}^{\,b}$ = estimated weight of the hth fish of species i measured from well j.....(32)

Let k = integer part of ($l_{ijh} \div 10$) .....(33)

m_{ijk} = number of fish measured of length group k of species i in well j;.....(34)

w_{ijk} = total weight of the m_{ijk} fish based on the w_{ijh} ; and.…….....….....(35)

$$n_j = \sum_{i}^{S} n_{ij} = \text{number of fish counted from well } j. \quad (36)$$

Let $k_{\max}$ be the length group of the longest fish.

$$m_{ij} = \sum_{k=1}^{k\max} m_{ijk} = \text{number of fish of species } i \text{ measured from well } j; \quad (37)$$

$$w_{ij} = \sum_{k=1}^{k\max} w_{ijk} = \text{weight of fish of species } i \text{ measured from well } j; \quad (38)$$

$$\hat{f}_{ij} = n_{ij} \div n_j = \text{estimate of } F_{ij} \text{ (Equation 13);} \quad (39)$$

$$\hat{f}_{ijk} = m_{ijk} \div m_{ij} = \text{estimate of } F_{ijk} \text{ (Equation 21);} \quad (40)$$

$$\overline{w}_{ij} = w_{ij} \div m_{ij} = \text{estimate of } \overline{W}_{ij} \text{ (Equation 12);} \quad (41)$$

$$\overline{w}_{j} = \sum_{i}^{S} \overline{w}_{ij} \hat{f}_{ij} = \text{estimate of } \overline{W}_{j} \text{ (Equations 11 and 15);} \quad (42)$$

$$\overline{w}_{i} = \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ij} \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ij} = \text{estimate of } \overline{W}_{i} \text{ (Equation 10);} \quad (43)$$

$$\hat{N}_{j} = W_j \div \overline{w}_{j} = \text{estimate of } N_j \text{ (Equation 2);} \quad (44)$$

$$\hat{N}_{ij} = \hat{N}_{j} \hat{f}_{ij} = \text{estimate of } N_{ij} \text{ (Equation 1);} \quad (45)$$

$$\hat{N}_{ijk} = \hat{N}_{ij} \hat{f}_{ijk} = \text{estimate of } N_{ijk} \text{ (Equation 20);} \quad (46)$$

$$\hat{p}_{ij} = \overline{w}_{ij} \hat{f}_{ij} \div \overline{w}_{j} = \text{estimate of } P_{ij} \text{ (Equation 16);} \quad (47)$$

$\hat{p}_{ijk} = w_{ijk} \div w_{ij}$ = estimate of P_{ijk} (Equation 25); .....(48)

$\hat{W}_{ij} = W_j \hat{p}_{ij}$ = estimate of W_{ij} (Equation 5); and.....(49)

$\hat{W}_{ijk} = \hat{W}_{ij} \hat{p}_{ijk}$ = estimate of W_{ijk} (Equation 23).....(50)

WITHIN-STRATUM ESTIMATION

Let

q = number of wells sampled from a single stratum;

$\hat{f}_{ik} = \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ijk} \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ij}$ = estimate of F_{ik} (Equation 28); .....(51)

$\hat{p}_{ik} = \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ijk} \div \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ij}$ = estimate of P_{ik} (Equation 29);.....(52)

$\overline{w} = \sum_{j}^{q} W_j \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_j$ = estimate of $\overline{W}$ (Equation 9);.....(53)

$\hat{f}_i = \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ij} \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_j$ = estimate of F_i (Equation 17);.....(54)

$\hat{p}_i = \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ij} \div \sum_{j}^{q} \hat{W}_j$ = estimate of P_i (Equation 18);.....(55)

$\hat{N} = W \div \overline{w}$ = estimate of N (Equation 4);.....(56)

$\hat{N}_i = \hat{N} \hat{f}_i$ = estimate of N_i (Equation 3);.....(57)

$\hat{W}_i = W \hat{p}_i$ = estimate of W_i (Equation 7);.....(58)

$\hat{N}_{ik} = \hat{N}_i \hat{f}_{ik}$ = estimate of N_{ik} (Equation 26); and .....(59)

$\hat{W}_{ik} = \hat{W}_i \hat{p}_{ik}$ = estimate of W_{ik} (Equation 27). .....(60)

Equations 58 and 59 satisfy the two primary objectives, and Equations 43 and 60 satisfy the two secondary objectives.

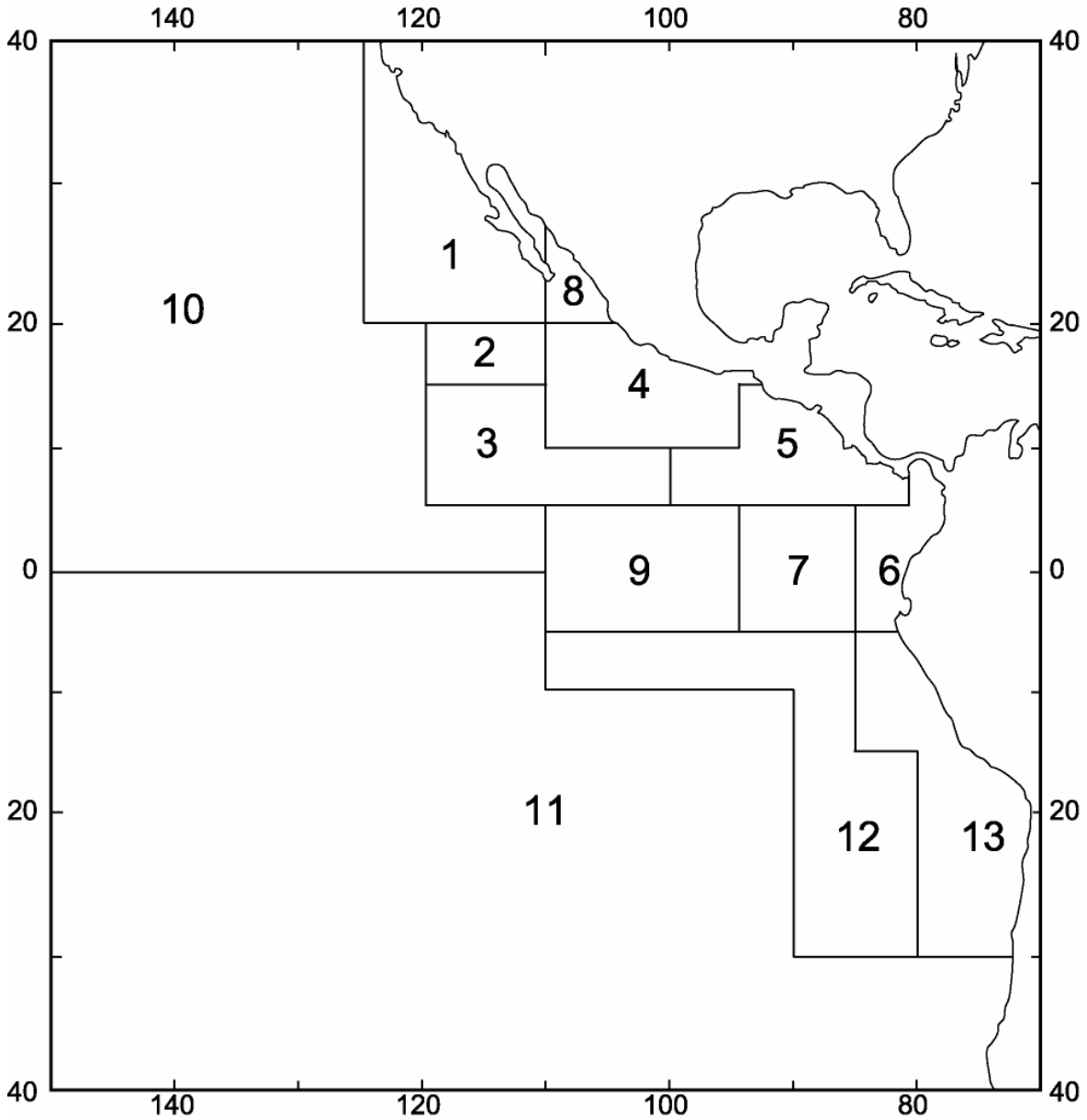

FIGURE 1. Areas used for sampling lengths of surface-caught tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO).
FIGURA 1. Zonas usadas para el muestreo de talla de atunes capturados con artes de superficie en el Océano Pácifico oriental (OPO).

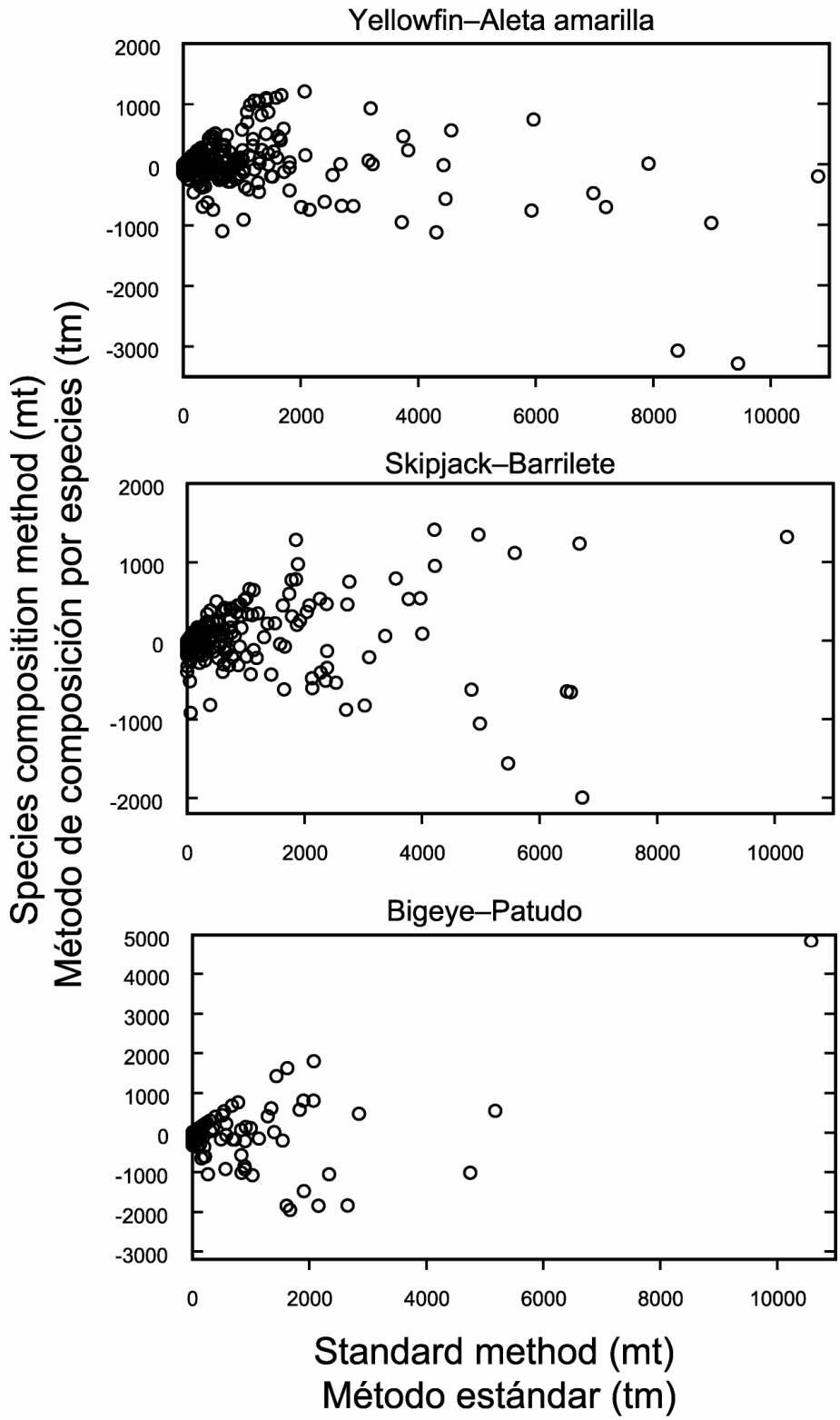

FIGURE 2. Deviation of the species-composition estimates from those of standard method, by stratum.
FIGURA 2. Desviación de las estimaciones del método de composición por especies de las del método estándar, por estrato.

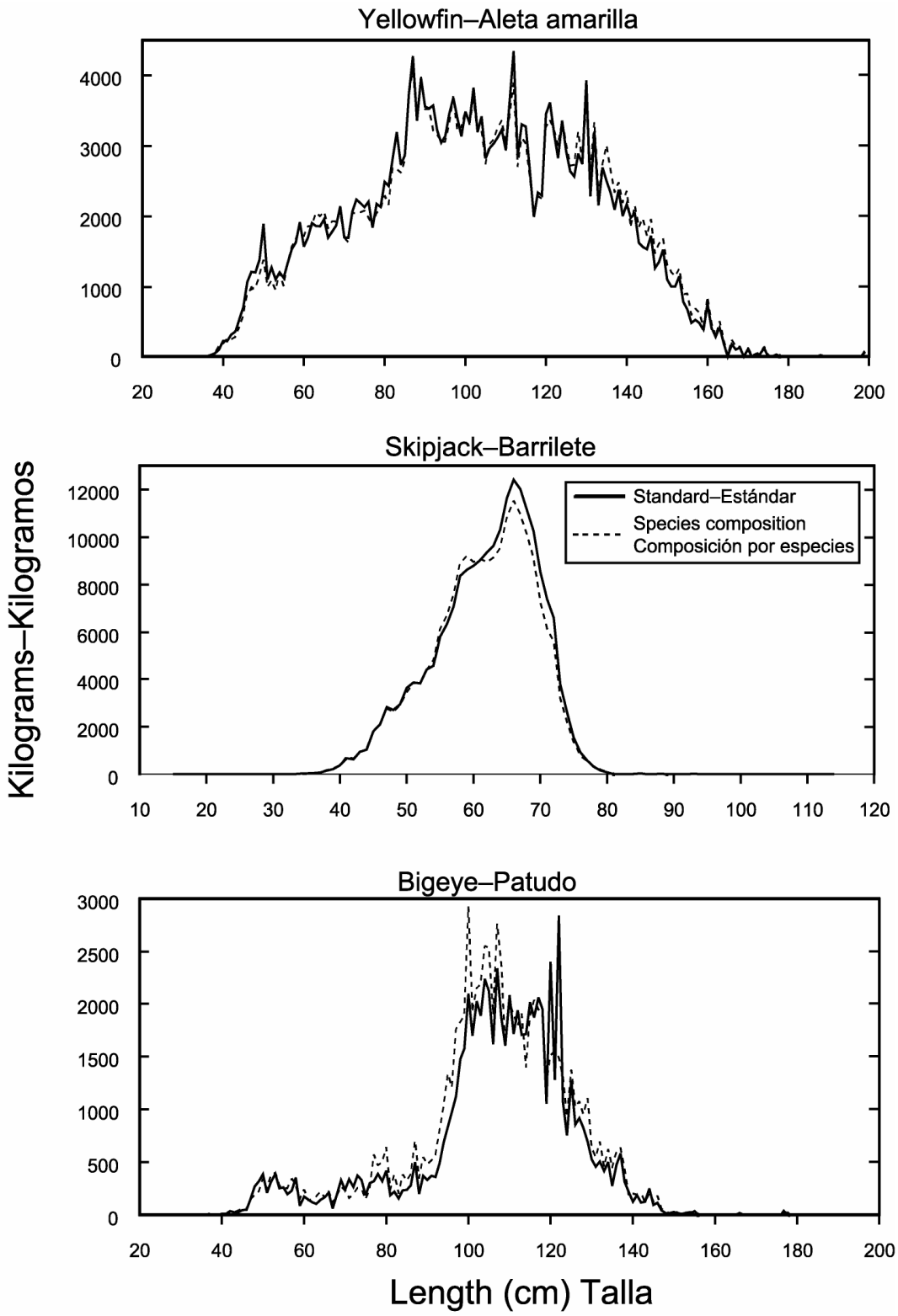

FIGURE 3. Comparison of the annual length-frequency estimates of the standard method to those of the species-composition method.

FIGURA 3. Comparación de las estimaciones anuales de frecuencia de talla del método estándar con las del método de composición por especies.

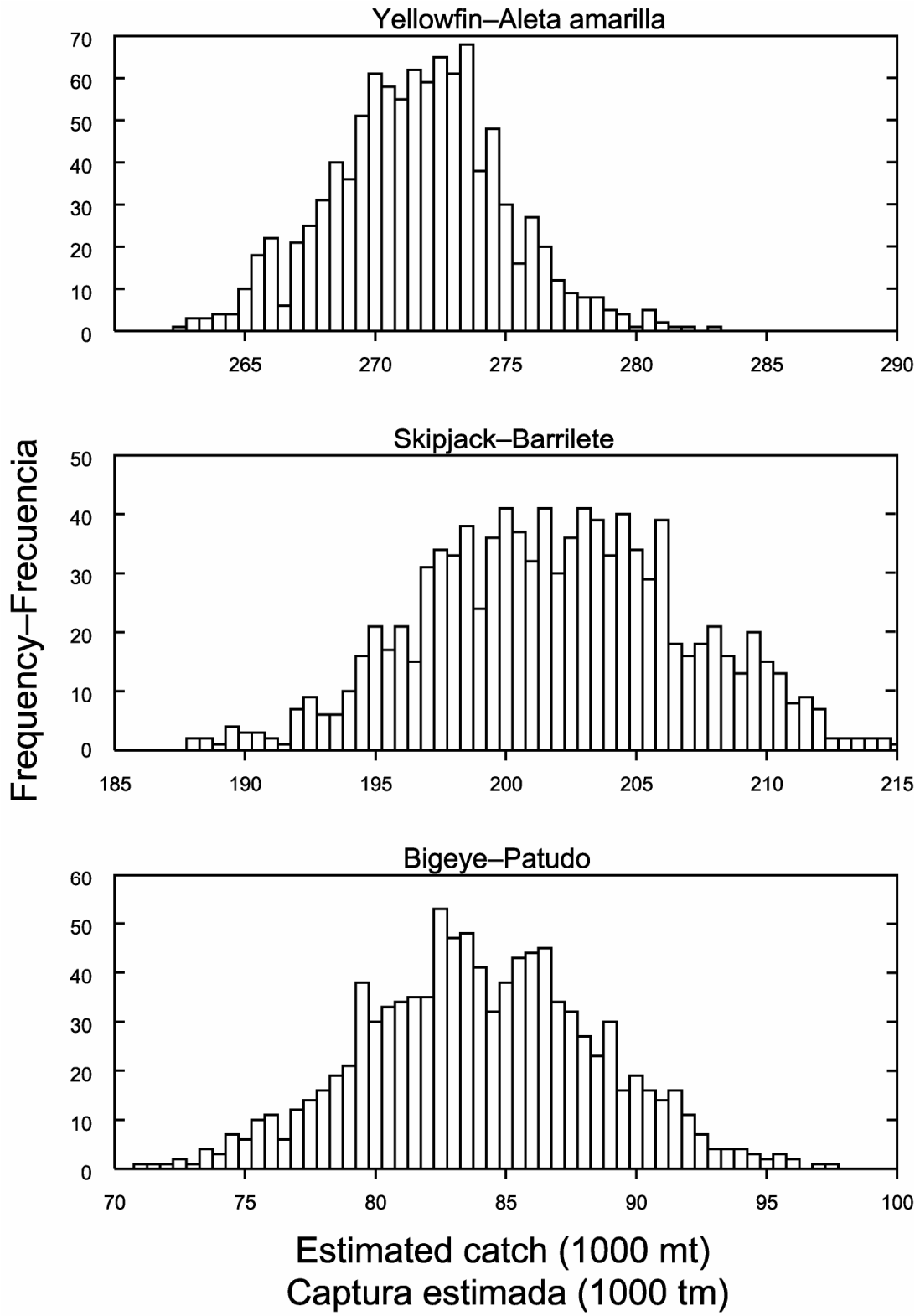

FIGURE 4. Histograms of the 1000 estimates from resampling for each species.
FIGURA 4. Histogramas de las 1000 estimaciones del remuestreo para cada especie.

TABLE 1. Number of wells sampled during 2000, by type of sampling.
TABLA 1. Número de bodegas muestreado durante 2000, por tipo de muestreo.

	Count	Weight	Total	Percent of total
	Conteo	**Peso**	**Total**	**Porcentaje del total**
All types—Todos tipos	780	123	903	100.0
Percent—Porcentaje	86.4	13.6	100.0	
One species in well—Una especie en la bodega				
Yellowfin—Aleta amarilla	328	1	329	36.4
Skipjack—Barrilete	101	0	101	11.2
Bigeye—Patudo	8	0	8	0.9
Bluefin—Aleta azul	11	65	76	8.4
All species—Todas especies	448	66	514	56.9
Percent—Porcentaje	87.2	12.8	100.0	
Two species in well—Dos especies en la bodega				
Yellowfin—Aleta amarilla	167	39	206	22.8
Skipjack—Barrilete	172	43	215	23.8
Bigeye—Patudo	19	6	25	2.8
Bluefin—Aleta azul	2	2	4	0.4
All species—Todas especies	180	45	225	24.9
Percent—Porcentaje	80.0	20.0	100.0	
Three species in well—Tres especies en la bodega				
Yellowfin—Aleta amarilla	152	12	164	18.2
Skipjack—Barrilete	152	12	164	18.2
Bigeye—Patudo	152	12	164	18.2
Bluefin—Aleta azul	0	0	0	0.0
All species—Todas especies	152	12	164	18.2
Percent—Porcentaje	92.7	7.3	100.0	
Two or three species in well—Dos ó tres especies en la bodega				
Yellowfin—Aleta amarilla	319	51	370	41.0
Skipjack—Barrilete	324	55	379	42.0
Bigeye—Patudo	171	18	189	20.9
Bluefin—Aleta azul	2	2	4	0.4
All species—Todas especies	332	57	389	43.1
Percent—Porcentaje	85.3	14.7	100.0	

TABLE 2. Amounts of yellowfin + skipjack + bigeye caught per stratum during 2000.
TABLA 2. Cantidades de aleta amarilla + barrilete + patudo capturadas por estrato durante 2000.

Catch stratum (mt)	Method			
	Standard		Species-composition	
	With catch	Sampled	With catch	Sampled
Estrato de captura (tm)	**Método**			
	Estándar		**Composición por especie**	
	Con captura	**Muestreados**	**Con captura**	**Muestreados**
0<500	227	50	227	51
500<1000	52	37	54	38
1000<1500	43	37	44	39
1500<2000	18	16	19	17
2000<2500	11	10	7	6
2500<3000	11	11	12	12
3000<3500	11	11	12	12
3500<4000	9	9	7	7
4000<4500	5	5	4	4
4500<5000	6	6	5	5
5000<5500	6	6	6	6
5500<6000	3	3	3	3
6000<6500	4	4	2	2
6500<7000	4	4	1	1
7000<7500	1	1	2	2
7500<8000	1	1	4	4
8000<8500	3	3	3	3
8500<9000	2	2	1	1
9000<9500	1	1	2	2
9500<10000	0	0	1	1
10000<10500	0	0	0	0
10500<11000	1	1	1	1
11000<11500	1	1	1	1
11500<12000	0	0	0	0
12000<12500	0	0	1	1
12500<30000	0	0	1	1
30000<13500	0	0	0	0
13500<14000	0	0	0	0
14000<14500	0	0	0	0
14500<15000	0	0	0	0
15000<15500	0	0	1	1
15500<16000	0	0	0	0
16000<16500	0	0	0	0
16500<17000	1	1	0	0
17000<17500	1	1	0	0
Totals	422	221	421	221

TABLE 3. Some statistics on the strata used during 2000.
TABLA 3. Datos sobre los estratos usados durante 2000.

	Sampling method	
	Standard	Species-composition
	Método de muestreo	
	Estándar	Composición por especie
Yellowfin—Aleta amarilla		
Strata with—Estratos con:		
Catch—Captura	390	401
Samples—Muestras	210	210
Catch and samples—Captura y muestras	210	210
Catch per stratum with—Captura por estrato con:		
Catch—Captura	694.9	676.4
Samples—Muestras	1144.7	1173.0
Skipjack—Barrilete		
Strata with—Estratos con:		
Catch—Captura	251	275
Samples—Muestras	143	143
Catch and samples—Captura y muestras	143	141
Catch per stratum with—Captura por estrato con:		
Catch—Captura	838.2	732.1
Samples—Muestras	1356.9	1280.0
Bigeye—Patudo		
Strata with—Estratos con:		
Catch—Captura	103	118
Samples—Muestras	64	64
Catch and samples—Captura y muestras	64	64
Catch per stratum with—Captura por estrato con:		
Catch—Captura	732.1	713.9
Samples—Muestras	1059.2	1220.4
All species—Todas especies		
Strata with—Estratos con:		
Catch—Captura	422	421
Samples—Muestras	221	221
Catch and samples—Captura y muestras	221	220
Catch per stratum with—Captura por estrato con:		
Catch—Captura	1319.5	1322.6
Samples—Muestras	2307.9	2308.9

TABLE 4. Estimated catches of tunas during 2000, in metric tons, by species and month.
TABLA 4. Capturas estimadas de atunes durante 2000, en toneladas métricas, por especie y mes.

Month—Mes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Based on standard method—Basadas en el método estándar													
YFT	28005.0	29135.0	30172.0	21299.0	21579.0	22492.0	16774.0	24448.0	21102.0	24499.0	14288.0	17231.0	271024.0
SKJ	20270.0	21256.0	39411.0	30440.0	23967.0	18134.0	11628.0	13184.0	14906.0	3980.0	4557.0	8649.0	210382.0
BET	4708.0	6472.0	15688.0	6780.0	8723.0	2428.0	8647.0	8898.0	4691.0	2577.0	2808.0	2989.0	75409.0
Total	52982.0	56864.0	85271.0	58519.0	54269.0	43054.0	37049.0	46530.0	40700.0	31057.0	21653.0	28869.0	556817.0
Based on the species-composition method—Basadas en el método de composición por especies													
YFT	29421.2	21568.7	27317.2	21922.7	28009.9	20484.2	22391.6	24864.6	17800.5	26954.4	17143.2	13368.4	271245.9
SKJ	19744.5	23001.2	47069.0	27272.2	20031.9	13121.2	6574.6	12174.7	15150.7	3600.9	4372.2	9220.8	201334.6
BET	3966.4	12366.0	10678.7	9441.9	6165.2	9663.5	7851.8	9309.9	7795.1	553.6	124.6	6322.1	84238.5
Total	53132.1	56935.9	85064.9	58636.8	54207.0	43268.9	36818.0	46349.2	40746.3	31108.9	21640.3	28911.3	556819.0
Species-composition estimates as percentages of standard estimates— Estimaciones de composición por especies como porcentaje de las estimaciones estándar													
YFT	105.1	74.0	90.5	102.9	129.8	91.1	133.5	101.7	84.4	110.0	120.0	77.6	100.1
SKJ	97.4	108.2	119.4	89.6	83.6	72.4	56.5	92.3	101.6	90.5	95.9	106.6	95.7
BET	84.2	191.1	68.1	139.3	70.7	398.0	90.8	104.6	166.2	21.5	4.4	211.5	111.7
Total	100.3	100.1	99.8	100.2	99.9	100.5	99.4	99.6	100.1	100.2	99.9	100.1	100.0

TABLE 5. Testing the effect of sample size on the estimated standard deviation using the data for 2000 and different levels of resampling.
TABLA 5. Pruebas del efecto del tamaño de la muestra sobre la desviación estándar estimada usando los datos de 2000 y distintos niveles de remuestreo.

	Best estimate (mt)	1000 resamples; multiple of sampling effort = 1		500 resamples, multiple of sampling effort = 2		500 resamples, multiple of sampling effort = 3		500 resamples, multiple of sampling effort = 5		500 resamples, multiple of sampling effort = 8	
		Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
	Mejor estimación (tm)	1000 remuestras; múltiplo del esfuerzo de muestreo = 1		500 remuestras, múltiplo del esfuerzo de muestreo = 2		500 remuestras, múltiplo del esfuerzo de muestreo = 3		500 remuestras, múltiplo del esfuerzo de muestreo = 5		500 remuestras, múltiplo del esfuerzo de muestreo = 8	
		Promedio	DE	Promedio	DE	Promedio	DE	Promedio	DE	Promedio	DE
YFT	271,246	271,332.5	3,204.1	271,312.7	2,144.4	271,253.5	1,779.5	271,401.6	1,419.5	271,247.0	1,124.1
SKJ	201,335	201,586.6	4,954.3	201,422.6	3,636.3	201,449.3	2,921.0	201,118.0	2,211.7	201,311.5	1,840.6
BET	84,239	83,899.8	4,432.8	84,083.9	3,223.4	84,115.9	2,406.6	82,499.4	1,871.9	84,260.4	1,591.5
Total	556,820										

TABLE 6. Sources of variation in the 1000 resamples at the observed sampling effort. The values given are variances, since they are additive if the sources of variance are independent. The values in the last row are the squares of the standard deviations in Table 5 for multiple of sampling effort = 1.
TABLA 6. Fuentes de variación en las 1000 remuestras del esfuerzo de muestreo observado. Los valores presentados son varianzas, ya que son sumativos si las fuentes de varianza son independientes. Los valores en la última fila son los cuadrados de las desviaciones estándar en la Tabla 5 correspondientes al múltiplo del esfuerzo de muestreo = 1.

	Yellowfin	**Skipjack**	**Bigeye**
	Aleta amarilla	**Barrilete**	**Patudo**
Fish counted—Peces contados	114,921	173,889	137,641
Fish measured—Peces medidos	61,009	64,516	51,529
Wells sampled—Bodegas muestreadas	9,684,544	24,304,900	19,000,881
Total	9,860,474	24,543,305	19,190,051
From Table 5—De la Tabla 5	10,266,257	24,545,088	19,649,716

AVANCES EN EL MUESTREO DE LA COMPOSICION POR ESPECIE Y DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIA DE TALLA DE LA CAPTURA DE ATUN DEL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Patrick K. Tomlinson

INDICE

Introducción 357
Excepciones al modelo de muestreo 358
Comparación del método estándar y el método de composición por especies 358
Estimación del error en las estimaciones 359
Literatura citada 360
Anexo 361
Figuras 348
Tablas 352

INTRODUCCION

Se define la zona de interés para la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), denominada en este informe el Océano Pacífico oriental (OPO), como el área entre los paralelos 40°N y 40°S desde el meridiano de 150°O hasta el litoral occidental de las Américas. En el Documento A21, preparado para la reunión del Grupo de Trabajo Científico celebrada en La Jolla, California (EE.UU.) del 10 al 14 de abril de 2000, se presentó un modelo para la estimación simultánea de la captura por la pesquería de superficie de las distintas especies de atunes del OPO, y también sus distribuciones de frecuencia de talla. Se incluyen las porciones apropiadas de dicho documento en el Anexo I del presente documento, en el cual se informará sobre el uso del modelo en el OPO en 2000.

La captura de la la pesquería atunera de superficie del OPO consiste de cinco especies principales de atunes, más algunos otros atunes secundarios y especies afines. De las cinco especies principales, se consideran solamente las capturas de atún aleta amarilla, barrilete, y patudo, con referencias al aleta azul pero ninguna a la albacora. Se divide la pesquería en 12 meses calendarios, 13 zonas (Figura 1), y 7 métodos de pesca, concretamente:

1. barcos de carnada (incluye también bolicheras y curricaneros);
2. cerqueros pequeños (capacidad < 364 toneladas) pescando cardúmenes asociados con objetos flotantes;
3. cerqueros pequeños pescando cardúmenes no asociados con nada;
4. cerqueros pequeños pescando cardúmenes asociados con delfines;
5. cerqueros grandes (capacidad ≥364 toneladas) pescando cardúmenes asociados con objetos flotantes;
6. cerqueros grandes pescando cardúmenes no asociados con nada;
7. cerqueros grandes pescando cardúmenes asociados con delfines.

Esto resulta en 1092 categorías, denominadas estratos. En el Anexo 1 se detalla el procedimiento de estimación de un estrato hipotético. Para estimar totales mensuales o anuales, se estima para cada estrato por separado, y entonces se suman los resultados de todos los estratos apropiados.

Hay tres tipos de muestreo diferentes. En el primero, el muestreador selecciona un buque que está descargando y determina si alguna de las bodegas contiene pescado de un solo estrato. No se muestrean las bodegas que contienen una mezcla de atunes de distintos estratos. En el segundo, el muestreador cuenta, independientemente de medirlos, el número de pescados de cada especie en una muestra aleatoria de varios centenares de pescados. En el tercero, el muestreador selecciona al azar un cierto número de ejemplares de cada especie (normalmente 50) y mide y registra la talla de cada uno al milímetro más

cercano. Además de los datos del muestreo, es necesaria una estimación de la captura total (aleta amarilla + barrilete + patudo) para cada estrato. Ocurrieron excepciones a estas reglas, comentadas a continuación. Para una explicación más completa del modelo, ver el Anexo 1.

EXCEPCIONES AL MODELO DE MUESTREO

En este análisis se usaron 903 bodegas muestreadas durante 2000 (Tabla 1). Se rechazaron los datos de algunas muestras, y es posible que haya algunas muestras que todavía no han sido procesadas. La información proveniente de los buques (cuadernos de bitácora), los registros de los observadores, y los informes de las plantas enlatadoras es también importante para determinar la captura por estrato, pero puede ser incompleta. Por consiguiente, este informe debe ser considerado preliminar. De las 903 bodegas, se contaron las especies en solamente 780; a las otras 123 se asignaron estimaciones de la composición por especies y frecuencia de talla con base en otros criterios, descritos a continuación. De estas 123 bodegas, 66 contuvieron una sola especie y son por lo tanto equivalentes a muestras con conteo de especies. Las 57 bodegas restantes fueron tratadas de otra manera. En 64 de las 903 bodegas el pescado fue clasificado por tamaño y/o especie antes de ser descargado, lo cual imposibilita obtener un conteo aleatorio de las especies de la bodega o una muestra aleatoria de cada especie para medir. La mayoría de estas 64 bodegas clasificadas es formada por las 57 bodegas sin conteo de especies. Se explica la forma de tratar éstas asimismo a continuación, excepto que se señala que se usaron las estimaciones del buque de la composición por especie en peso, por especie, para la bodega muestreada. En la Tabla 1 se detallan los tipos de bodega, conteos por bodega, o pesos por bodega, por tipo de bodega. Por ejemplo, el 57% de las bodegas muestreadas contuvo una sola especie, y en el 87% de ese 57% se usó el método de conteo.

Por varios motivos, entre ellos un cambio futuro en el sistema de la CIAT de procesamiento de datos en computadora, las bodegas con pescado clasificado fueron tratadas de tal forma que produjeran una muestra de cada bodega de este tipo con los datos organizados de la misma manera que en las muestras obtenidas con el método de conteo. Para este fin se estima primero el número de peces de cada especie en cada uno de los grupos clasificados mediante un muestreo del tamaño de un número de peces, calculando luego el peso medio y dividiéndolo en el peso total del grupo estimado por el buque. La suma de estas estimaciones produce una estimación de la composición por especies de la bodega que se usa en lugar de un conteo aleatorio. Usando esta estimación de la composición por especies, se remuestrean los pescados medidos con una probabilidad proporcional a la estimación de la composición. Se sustituyen entonces los datos de medición originales con estos datos remuestreados. Esto produce un conjunto de datos con la misma estructura que una bodega contada pero no clasificada, lo que facilita el uso de los algoritmos de estimación presentados en el Anexo 1.

Finalmente, hay el problema de estratos con capturas, pero sin muestras (Tabla 2), que afecta principalmente los estratos con capturas de menos de 1000 toneladas mensuales. Con base en experiencia previa y en el supuesto que se pueden usar datos de otras zonas o artes o meses para representar estos estratos sin muestras, se copian datos de estratos muestreados para usar como muestras de los estratos no muestreados. Se obtienen así bases de datos que se pueden usar para obtener las estimaciones para cada estrato con captura.

COMPARACION DEL METODO ESTANDAR Y EL METODO DE COMPOSICION POR ESPECIES

Con el método estándar, usado desde hace muchos años, se trata cada especie como un problema de muestreo separado (ver Tomlinson *et al*., 1992), y en muchos casos se midió solamente una especie en una bodega aun cuando hubo posiblemente más de una presente. Es por lo tanto imposible aplicar el método de composición por especies a los datos de años previos, pero sí es posible usar los datos tomados en 2000 como si fueron tomados usando el método estándar. Las diferencias principales entre los dos métodos yacen en la construcción de una tabla de la captura por estrato. En el método estándar, se tratan los datos de bitácora del buque, del observador, y de las enlatadoras como correctos con respecto a las

especies, y se calcula una estimación separada para cada especie para cada estrato. En el método de composición por especies, se suman las especies en cada conjunto de datos y se tratan como la captura total de aleta amarilla, barrilete, y patudo combinados antes de estimar la captura total por estrato, y luego se usan los datos de muestreo para separar estos totales por estrato en captura por especie. En la Tabla 3 se presenta información sobre el número de estratos con captura, el número de estratos con muestras, y datos de captura media para los dos métodos, y la Figura 2 ilustra el grado de desviación entre los dos métodos para cada especie en cada estrato.

La aplicación de ambos métodos a sus conjuntos de datos respectivos, estimando la captura por estrato por especie, y entonces sumando los estratos dentro de meses y luego sumando los meses produce estimaciones mensuales y anuales por especie que pueden ser comparadas (Tabla 4). Las estimaciones mensuales correspondientes al patudo mostraron la mayor variación, de 4% en noviembre a 398% en junio, y las del aleta amarilla la menor variación (74% a 130%). Las estimaciones mensuales variaron más o menos al azar entre sobre y subestimación, y las estimaciones anuales variaron de un 96% para el barrilete a un 112% para el patudo.

Las distribuciones anuales de frecuencia de talla, por especie, obtenidas con el método estándar y con el método de composición por especies son similares (Figura 3). Las mayores diferencias corresponden al patudo, para el cual el método de composición por especies estima más peces en el intervalo de 90 a 110 cm y menos en el de 115 a 122 cm.

ESTIMACION DEL ERROR EN LAS ESTIMACIONES

Para el método estándar, las estadísticas de captura total por especie no se basan en un muestreo. Este método depende de que los compradores o procesadores proporcionen estadísticas sobre el peso de cada especie comprada, pero hay un retraso entre la descarga de las capturas y la obtención de estos datos, y algunos de los valores de 2000 usados se basan en datos obtenidos de otras fuentes. Quedan por lo tanto sujetos a cambios los valores en este documento.

Existe el mismo tipo de retraso en los datos finales con el método de composición por especies, pero no es tan grave con respecto a la captura combinada porque es mucho más fácil estimar la captura total a bordo de un buque que estimar la cantidad de cada especie, requerida por el método estándar. Ya que hay tres fuentes de variación por considerar para el método de composición por especies (diferencias entre bodegas, diferencias en el tamaño del pescado, y diferencias en la composición por especies), es posible construir una estimación del error asociado con las estimaciones. Se comentará solamente la estimación del error asociado con las estimaciones anuales para el aleta amarilla, barrilete, y patudo.

Los supuestos usados para la estimación son:

1. Las bodegas muestreadas dentro de un estrato (o los sustitutos arriba mencionados) son una muestra aleatoria sencilla de las bodegas de ese estrato y pueden ser remuestreadas al azar, con reemplazo, para obtener la varianza entre bodegas.

2. Los peces muestreados para la medición son una muestra aleatoria sencilla de la bodega, y proporcionan estimaciones del tamaño medio, y su desviación estándar, para cada especie presente. Se pueden usar estos promedios y desviaciones estándar para remuestrear de una población con esos promedios y desviaciones estándar. Esto, junto con el paso 3, proporciona estimaciones de la variación en número, por especie, en la bodega.

3. Los peces contados en una bodega son una muestra aleatoria sencilla con una distribución trinomial. Suponiendo que el trinomial estimado sea el trinomial de la población, un remuestreo de la distribución proporciona una estimación de la varianza dentro de las bodegas en la composición por especie.

Remuestrar los datos de las muestras N veces produce N estimaciones de la captura por especie. Se pueden usar estas N estimaciones para proporcionar un promedio y una desviación estándar de las N

estimaciones, y un histograma de las *N* estimaciones (número por intervalo) brinda una forma de obtener intervalos de confianza para las estimaciones. En la Tabla 5 se presentan estimaciones para 1000 remuestras para 2000 (múltiplo del esfuerzo de muestreo = 1), y en la Figura 4 los histogramas para las tres especies. Los promedios de las 1000 remuestras en la Tabla 5 son casi iguales a las mejores estimaciones (de la Tabla 4), y la región de confianza de 95% de los datos de los histogramas (Figura 4) es casi igual a la que se computó de 2 desviaciones estándar positivas o negativas. Esto significa que las distribuciones del error pueden ser consideradas distribuciones normales.

A continuación se realizó el remuestreo con mayores números de bodegas, de peces medidos, y de peces contados. No fue posible simular las bodegas en las que la captura fue clasificada por tamaño antes de ser descargada, y por lo tanto se trataron los datos ajustados, arriba descritos, como muestras contadas regulares. El propósito de incrementar el tamaño de la muestra fue obtener una idea de la relación entre el tamaño de la muestra y la desviación estándar de las estimaciones. Los múltiplos del esfuerzo de muestreo son 2, 3, 5, y 8 (Tabla 5). Los resultados demuestran que la desviación estándar disminuye como inversa de la raíz cuadrada del esfuerzo de muestreo; es decir, si se multiplica el esfuerzo de muestreo por *n*, se puede obtener la nueva desviación estándar dividiendo la estimación original por la raíz cuadrada de *n*.

Se usó esta técnica de remuestreo también para determinar la importancia de cada uno de los tres tipos de muestreo (bodegas, peso medio, conteos). Los resultados (Tabla 6) demuestran que la mayoría de la varianza proviene de entre bodegas y que los tres son probablemente independientes cada uno del otro. Se podría haber obtenido la mayor parte de la reducción en la desviación estándar en la Tabla 6 incrementando simplemente el número de bodegas, reteniendo el mismo número de peces contados y medidos. Es teóricamente posible reducir el número contado y medido, pero hay un supuesto de aleatoridad cuando no hay un procedimiento aleatorio riguroso, y las mayores cantidades ayudan a asegurar que se satisfaga este supuesto. Debido a la alta proporción de bodegas que contienen pescado de más de un estrato y el costo de realizar muestreos en más puntos de descarga, no es práctico muestrear más bodegas. Además, las desviaciones estándar obtenidas arrojan coeficientes de variación de menos de 10% (usado a menudo como criterio). Sin embargo, hay todavía muchos estratos con capturas de menos de 1000 toneladas que no son muestreados.

LITERATURA CITADA

Tomlinson, Patrick K., Sachiko Tsuji, y Thomas P. Calkins. 1992. Estimación de las frecuencias de talla de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) capturado por artes comerciales en el Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (6): 357-398.

ANEXO

MUESTREO SIMULTANEO DE LA COMPOSICION POR ESPECIE Y FRECUENCIA DE TALLA DE LA CAPTURA EN LA PESQUERIA ATUNERA MULTIESPECIFICA DE SUPERFICIE EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

DEFINICION DE LA POBLACION Y EL MODELO DE MUESTREO

Con las 13 zonas (Figura 1), 12 meses, y 7 métodos de pesca, hay en total 1.092 estratos para cada año. Se define la población como la captura anual en todos los estratos combinados. Se obtienen resúmenes por zona, mes, o categoría de arte, o de cualquier combinación de éstos, sumando las estimaciones de los estratos correspondientes. Es por lo tanto necesario solamente definir el modelo de muestreo para un solo estrato y redefinir la población como la captura en un estrato.

Dentro de cada estrato con captura se lleva a cabo el muestreo durante la descarga del buque. Las bodegas del buque son la primera etapa, y los peces individuales en esa bodega la segunda etapa, en un esquema de muestreo estratificado de dos etapas. Desgraciadamente, no se sabe por adelantado el número de bodegas en un estrato ni el número de peces en una bodega; por lo tanto se seleccionan las bodegas a muestrear a medida que lo permita el tiempo y la disponibilidad, y se supone que esto es equivalente a una sencilla muestra aleatoria de las bodegas.

1. Hay varias fuentes posibles de error en el supuesto de una sencilla muestra aleatoria de las bodegas. La primera, ya mencionada, prohibe que el proceso de selección sea verdaderamente aleatorio. Asociado con el supuesto de aleatoridad de las bodegas seleccionadas es el supuesto que las bodegas en un solo buque descargado son independientes entre si. Esto no valdrá en al menos algunos casos. A veces el pescado de más de una bodega será descargado simultáneamente, por lo que las muestras provendrán de más de una bodega. En estos casos las múltiples bodegas serán tratadas como una sola.

2. Muchas bodegas llenas de pescado capturado con red de cerco contienen pescado capturado en más de un mes, o en más de una zona, o por más de una categoría de arte (pescado capturado en lances de distintos tipos cargado en la misma bodega). Estas bodegas necesitan ser excluidas del muestreo. Es necesario suponer que esto no introduce un problema. Es decir, el supuesto es que bodegas llenas de un solo tipo de lance (de las tres posibilidades) son representativas de todos los lances del mismo tipo realizados en el estrato.

Algunos de los problemas asociados con el uso de las bodegas como unidad de primera etapa podrían ser resueltos si se usaran los lances como primera etapa, pero, ya que no se puede realizar el muestreo en el mar, esto no es posible. En cada bodega muestreada habrá una o más especies, y se dispondrá de una buena aproximación del peso total de todo el pescado en la bodega. Las aproximaciones del peso de pescado de cada especie de las que se disponga no son consideradas valores utilizables. Hasta que la experiencia dicte lo contrario, se supondrá que la captura entera consistirá de una a tres especies de atún (aleta amarilla, barrilete, y/o patudo). La mayoría de los estratos contendrán al menos dos especies y las demás las tres o solamente una. Los peces muestreados de la bodega serán seleccionados individualmente, sujeto a las circunstancias. Al igual que con las unidades de primera etapa, no es posible garantizar una selección de pescado realmente aleatoria, por lo que se supondrá la aleatoridad suponiendo que el orden en el cual se descarga el pescado es aleatorio.

Definiendo

S = número de especies;

Q = número de bodegas descargado en el estrato;

N_{ij} = número de peces de especie i en la bodega j; .....(1)

$N_j = \sum_{i}^{S} N_{ij}$ = número total de peces de todas las especies en la bodega j; .....(2)

$N_i = \sum_{j}^{Q} N_{ij}$ = número total de peces de especie i en el estrato; .....(3)

$N = \sum_{i}^{S} \sum_{j}^{Q} N_{ij}$ = número total de peces de todas las especies descargado en el estrato; .....(4)

W_{ij} = peso de peces de especie i en la bodega j; .....(5)

$W_j = \sum_{i}^{S} W_{ij}$ = peso total del pescado de todas las especies en la bodega j; .....(6)

$W_i = \sum_{j}^{Q} W_{ij}$ = peso total de especie i en el estrato; .....(7)

$W = \sum_{i}^{S} \sum_{j}^{Q} W_{ij}$ = peso total de todas las especies descargado en el estrato; .....(8)

$\overline{W} = W \div N$ = peso medio de todas las especies combinadas en el estrato; .....(9)

$\overline{W}_i = W_i \div N_i$ = peso medio de especie i en el estrato; .....(10)

$\overline{W}_j = W_j \div N_j$ = peso medio de todas las especies combinadas en la bodega j; .....(11)

$\overline{W}_{ij} = W_{ij} \div N_{ij}$ = peso medio de especie i en la bodega j; y .....(12)

$F_{ij} = N_{ij} \div N_j$ = fracción de la captura en número de peces de especie i en la bodega j. .....(13)

Ya que

$\overline{W}_{ij} F_{ij} = (W_{ij} \div N_{ij})\,(N_{ij} \div N_j) = W_{ij} \div N_j$ .....(14)

entonces

$\sum_{i}^{S} \overline{W}_{ij} F_{ij} = \sum_{i}^{S} (W_{ij} \div N_j) = (1 \div N_j) \sum_{i}^{S} W_{ij} = \overline{W}_j$ .....(15)

Si

$P_{ij} = W_{ij} \div W_j$ = fracción de la captura de especie i en la bodega j,

entonces

$P_{ij} = (\overline{W}_{ij} N_{ij}) \div (\overline{W}_j N_j) = (\overline{W}_{ij} F_{ij}) \div \overline{W}_j$ .....(16)

Continuando,

$F_i = N_i \div N$ = fracción de la captura total en el estrato, en número, de especie i; .....(17)

$P_i = W_i \div W$ = fracción de la captura total en el estrato, en peso, de especie i; .....(18)

L_{ijh} = talla del h-ésimo pez de especie i en la bodega j;

w_{ijh} = peso del h-ésimo pez de especie i en la bodega j; y

$w_{ijh} = aL_{ijh}^{b}$ = estimación de w_{ijh}, donde a y b son parámetros de la relación peso-talla.

Suponiendo que $W_{ij} = \sum_{h}^{Nij} aL_{ijh}^{b}$ .....(19)

T = número de grupos de talla, cada grupo abarcando 1 cm de talla;

N_{ijk} = número de peces en el k-ésimo grupo de talla de especie i en la bodega j; y.....(20)

$F_{ijk} = N_{ijk} \div N_{ij}$ = fracción de especie i, en número, en la bodega j del grupo de talla k. .....(21)

Entonces,

$N_{ij} = \sum_{k}^{T} N_{ijk}$ .....(22)

Nota: Se establece el valor de k midiendo los peces al milímetro más cercano y luego truncando la talla a centímetros. Por ejemplo, un pez de 431 mm pertenecería al grupo de talla 43 y uno de 1132 mm al grupo 113.

Entonces,

W_{ijk} = peso total del pescado N_{ijk}; .....(23)

$W_{ij} = \sum_{k}^{T} W_{ijk}$; y.....(24)

$P_{ijk} = W_{ijk} \div W_{ij}$ = fracción de especie i, en peso, en la bodega j que pertenecen al grupo de talla k ....(25)

Entonces,

$N_{ik} = \sum_{j}^{Q} N_{ijk}$ = número total de especie i en el grupo de talla k en el estrato; .....(26)

$W_{ik} = \sum_{j}^{Q} W_{ijk}$ = peso total de especie i en el grupo de talla k en el estrato;.....(27)

$F_{ik} = N_{ik} \div N_i$ = fracción de la captura, en número, de especie i en el grupo de talla k en el estrato; y(28)

$P_{ik} = W_{ik} \div W_i$ = fracción de la captura, en peso, de especie i en el grupo de talla k en el estrato. .....(29)

OBJETIVOS

El muestreo de la captura tiene dos objetivos principales. El primero es obtener una estimación de la Ecuación 7 (composición por especies por peso), y la segunda es obtener una estimación de la Ecuación 26 (captura en número por grupo de talla). Los objetivos secundarios son obtener una estimación de la Ecuación 10 (peso medio por especie) y la Ecuación 27 (captura en peso por grupo de talla).

Para cada bodega incorporada en el muestreo, se supone que se sabe W_j (Ecuación 6) y que se sabe W (Ecuación 8) para cada estrato. Además, para cada bodega muestreada, los datos de la muestra permitirán estimar $\overline{W}_{ij}$ (Ecuación 12) y F_{ij} (Ecuación 13). Se usan estas dos estimaciones para estimar $\overline{W}_j$ (Ecuación 15) y $N_j = W_j \div \overline{W}_j$ (Ecuación 2). También se pueden usar los datos de la muestra para estimar F_{ijk} (Ecuación 21) y P_{ij} (Ecuación 16).

ESTIMACION DENTRO DE BODEGAS

En primer lugar se selecciona al azar una bodega de un solo estrato, sin reemplazo. Se realizan dos muestreos independientes a medida que se descarga el pescado de la bodega seleccionada. El primero consiste en contar un número fijo (Ecuación 36) de peces (se contarán unos 400 para iniciar el programa) al azar, sin reemplazo, identificando la especie y registrando el número de cada especie (Ecuación 30). El segundo consiste en extraer, al azar sin reemplazo, unos 50 peces (Ecuación 37) para cada especie observada () y registrar la especie y talla en milímetros (Ecuación 31) de cada uno. Se registra también una estimación de la captura total en peso de todas las especies combinadas (Ecuación 6) en la bodega muestreada, y se trata como si fuese el peso exacto.

Que n_{ij} = número de peces de especie i de la bodega j registrado durante el muestreo de conteo; .....(30)

l_{ijh} = talla del h-ésimo pez de especie i medido de la bodega j; y.....(31)

$w_{ijh} = a l_{ijh}^{\,b}$ = peso estimado del h-ésimo pez de especie i medido de la bodega j. .....(32)

Que k = número entero de $(l_{ijh} \div 10)$.....(33)

m_{ijk} = número de peces medido del grupo de talla k de especie i en la bodega j;.....(34)

w_{ijk} = peso total del pescado m_{ijk} basado en el w_{ijh} ; y .....(35)

$n_j = \sum_{i}^{S} n_{ij}$ = número de peces contados de la bodega j. .....(36)

Que $k_{\max}$ sea el grupo de talla de los peces más largos.

$m_{ij} = \sum_{k=1}^{k\max} m_{ijk}$ = número de peces de especie i medido de la bodega j;.....(37)

$w_{ij} = \sum_{k=1}^{k\max} w_{ijk}$ = peso de peces de especie i medido de la bodega j;.....(38)

$\hat{f}_{ij} = n_{ij} \div n_j$ = estimación de F_{ij} (Ecuación 13); .....(39)

$\hat{f}_{ijk} = m_{ijk} \div m_{ij}$ = estimación de F_{ijk} (Ecuación 21);.....(40)

$\overline{w}_{ij} = w_{ij} \div m_{ij}$ = estimación de $\overline{W}_{ij}$ (Ecuación 12); .....(41)

$\overline{w}_{j} = \sum_{i}^{S} \overline{w}_{ij} \hat{f}_{ij}$ = estimación de $\overline{W}_{j}$ (Ecuaciones 11 y 15); .....(42)

$\overline{w}_{i} = \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ij} \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ij}$ = estimación de $\overline{W}_{i}$ (Ecuación 10); ..... (43)

$\hat{N}_{j} = W_j \div \overline{w}_{j}$ = estimación de N_j (Ecuación 2); .....(44)

$\hat{N}_{ij} = \hat{N}_{j} \hat{f}_{ij}$ = estimación de N_{ij} (Ecuación 1); .....(45)

$\hat{N}_{ijk} = \hat{N}_{ij} \hat{f}_{ijk}$ = estimación de N_{ijk} (Ecuación 20); .....(46)

$\hat{p}_{ij} = \overline{w}_{ij}\,\hat{f}_{ij} \div \overline{w}_{j}$ = estimación de P_{ij} (Ecuación 16); .....(47)

$\hat{p}_{ijk} = w_{ijk} \div w_{ij}$ = estimación de P_{ijk} (Ecuación 25); .....(48)

$\hat{W}_{ij} = W_j\,\hat{p}_{ij}$ = estimación de W_{ij} (Ecuación 5); and .....(49)

$\hat{W}_{ijk} = \hat{W}_{ij}\,\hat{p}_{ijk}$ = estimación de W_{ijk} (Ecuación 23). .....(50)

ESTIMACION DENTRO DE ESTRATOS

Que q = número de bodegas muestreado de un solo estrato;

$\hat{f}_{ik} = \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ijk} \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ij}$ = estimación de F_{ik} (Ecuación 28); .....(51)

$\hat{p}_{ik} = \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ijk} \div \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ij}$ = estimación de P_{ik} (Ecuación 29); .....(52)

$\overline{w} = \sum_{j}^{q} W_j \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_j$ = estimación de $\overline{W}$ (Ecuación 9); .....(53)

$\hat{f}_i = \sum_{j}^{q} \hat{N}_{ij} \div \sum_{j}^{q} \hat{N}_j$ = estimación de F_i (Ecuación 17); .....(54)

$\hat{p}_i = \sum_{j}^{q} \hat{W}_{ij} \div \sum_{j}^{q} \hat{W}_j$ = estimación de P_i (Ecuación 18); .....(55)

$\hat{N} = W \div \overline{w}$ = estimación de N (Ecuación 4); .....(56)

$\hat{N}_i = \hat{N}\,\hat{f}_i$ = estimación de N_i (Ecuación 3); .....(57)

$\hat{W}_i = W\,\hat{p}_i$ = estimación de W_i (Ecuación 7); .....(58)

$\hat{N}_{ik} = \hat{N}_i\,\hat{f}_{ik}$ = estimación de N_{ik} (Ecuación 26); and.....(59)

$\hat{W}_{ik} = \hat{W}_i\,\hat{p}_{ik}$ = estimación de W_{ik} (Ecuación 27).....(60)

Las ecuaciones 58 y 59 satisfacen los dos objetivos primarios, y las Ecuaciones 43 y 60 satisfacen los dos objetivos secundarios.

The IATTC's responsibilities are met with two programs, the Tuna-Billfish Program and the Tuna-Dolphin Program. The principal responsibilities of the Tuna-Billfish Program are (1) to study the biology of the tunas and related species of the eastern Pacific Ocean to estimate the effects that fishing and natural factors have on their abundance, (2) to recommend appropriate conservation measures so that the stocks of fish can be maintained at levels which will afford maximum sustainable catches, and (3) to collect information on compliance with Commission resolutions. The principal responsibilities of the Tuna-Dolphin Program are (1) to monitor the abundance of dolphins and their mortality incidental to purse-seine fishing in the eastern Pacific Ocean, (2) to study the causes of mortality of dolphins during fishing operations and promote the use of fishing techniques and equipment that minimize these mortalities, (3) to study the effects of different modes of fishing on the various fish and other animals of the pelagic ecosystem, and (4) to provide a secretariat for the International Dolphin Conservation Program.

An important part of the work of the IATTC is the prompt publication and wide distribution of its research results. The Commission publishes its results in its Bulletin, Special Report, and Data Report series, all of which are issued on an irregular basis, and its Stock Assessment Reports, which are published annually.

The Commission also publishes Annual Reports and Quarterly Reports, which include policy actions of the Commission, information on the fishery, and reviews of the year's or quarter's work carried out by the staff. The Annual Reports also contain financial statements and a roster of the IATTC staff.

Additional information on the IATTC's publications can be found in its web site.

La CIAT cumple sus obligaciones mediante dos programas, el Programa Atún-Picudo y el Programa Atún-Delfín. Las responsabilidades principales del primero son (1) estudiar la biología de los atunes y especies afines en el Océano Pacífico oriental a fin de determinar los efectos de la pesca y los factores naturales sobre su abundancia, (2) recomendar medidas apropiadas de conservación para permitir mantener los stocks de peces a niveles que brinden las capturas máximas sostenibles, (3) reunir información sobre el cumplimiento de las resoluciones de la Comisión. Las responsabilidades principales del segundo son (1) dar seguimiento a la abundancia de los delfines y la mortalidad de los mismos incidental a la pesca con red de cerco en el Océano Pacífico oriental, (2) estudiar las causas de la mortalidad de delfines durante las operaciones de pesca y fomentar el uso de técnicas y aparejo de pesca que reduzcan dicha mortalidad al mínimo, (3) estudiar los efectos de distintas mortalidades de pesca sobre los varios peces y otros animales del ecosistema pelágico, (4) proporcionar la Secretaría para el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines.

La pronta publicación y amplia distribución de los resultados de investigación forman un aspecto importante de las labores de la Comisión, la cual publica los resultados en su serie de Boletines, Informes Especiales, e Informes de Datos, los cuales son emítidas en forma irregular, y sus Informes de Evaluación de Stocks, que son publicados anualmente.

La Comisión publica también Informes Anuales e Informes Trimestrales; éstos incluyen información sobre las labores de la Comisión, la pesquería, y las investigaciones realizadas en el año o trimestre correspondiente. Los Informes Anuales incluyen también un resumen financiero y una lista del personal de la CIAT.

Información adicional de las publicaciones de la CIAT puede ser encontrado en su sitio de internet.

Editor--Redactor
William H. Bayliff

Inter-American Tropical Tuna Commission
Comisión Interamericana del Atún Tropical
Scripps Institution of Oceanography
8604 La Jolla Shores Drive
La Jolla, California 92037-1508, U.S.A.
www.iattc.org