

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 5
Informe de Evaluación de Stocks 5

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2003
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2003

La Jolla, California

2005

INTRODUCTION

This report consists of four Background Papers on tunas and billfishes prepared for the 72nd meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in Lima, Peru, on June 14-18, 2004. Most of these include data through 2003. 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.

INTRODUCCIÓN

Este informe consiste de siete documentos de información sobre atunes y peces picudos preparados para la 72ª reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en Lima (Perú) del 14 al 18 de junio de 2004. La mayoría incluyen datos de 2003. 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 in 2003 and outlook for 2004 <i>by</i> Mark N. Maunder and Shelton J. Harley.....	5
Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004 <i>by</i> Mark N. Maunder and Shelton J. Harley.....	109
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004 <i>by</i> Shelton J. Harley and Mark N. Maunder.....	168
Assessment of swordfish in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Michael G. Hinton William H. Bayliff, and Jenny M Suter.....	291

ÍNDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2003 y perspectivas para 2004 <i>por</i> Mark N. Maunder y Shelton J. Harley.....	84
Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2003 y perspectivas para 2004 <i>por</i> Mark N. Maunder y Shelton J. Harley.....	153
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2003 y perspectivas para 2004 <i>por</i> Shelton J. Harley y Mark N. Maunder.....	259
Evaluación del pez espada en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Michael G. Hinton, William H. Bayliff, y Jenny M. Suter.....	314

**STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2003
AND OUTLOOK FOR 2004**

by

Mark N. Maunder and Shelton J. Harley

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	23
7. Future directions.....	25
Figures.....	26
Tables	68
Appendices.....	74
References.....	106

1. EXECUTIVE SUMMARY

This report 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) was used to conduct this assessment. The analysis method is described in IATTC Bulletin Vol. 22, No. 5, and readers are referred to that report for technical details. The A-SCALA method was used for four previous assessments of yellowfin in the EPO.

A technical meeting on reference points was held in La Jolla, California, USA, on October 27-29, 2003. The outcome of this meeting was (1) a set of general recommendations on the use of reference points and research, and (2) specific recommendations for the IATTC stock assessments. Several of the recommendations have been incorporated into this assessment.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, fishing effort, and size compositions of the catches from 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. The differences between the assessments for 2003 and 2002 are as follows::

1. Catch and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2003.
2. Effort data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2003 and revised data for 1975-2002.
3. Catch data for the Japanese longline fisheries have been updated to include new data for 2002.
4. Catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated for 1975-1999 and new data for 2000 and 2001 added.
5. Catch data for the longline fisheries of the Peoples Republic of China for 2001 and 2002 have been included.
6. Catch data for the longline fisheries of the Republic of Korea have been updated for 1987-1997 and new data for 1998-2002 added.
7. Longline catch-at-length data for 1975-2001 have been updated and new data for 2002 added.
8. Longline effort data based on neural-network standardization of catch per unit of effort have been updated to include data for 2001.

9. Future projections are based on a new method that allows the inclusion of parameter uncertainty in the calculation of confidence intervals for future quantities.

Significant levels of fishing mortality have been observed in the yellowfin tuna fishery in the EPO. These levels are greatest for middle-aged fish (except for the estimates for the oldest fish, which is an artifact of the model). Both recruitment and exploitation have had substantial impacts on the biomass trajectory. Dolphin-associated fishing has had the largest impact on the yellowfin tuna population. It appears that the yellowfin population has experienced two different productivity regimes (1975-1983 and 1984-2003), with greater recruitment during the second regime. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass, the high-recruitment regime corresponding to greater biomasses. The spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to that for the unfished stock; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to 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 slightly below the SBR level at AMSY. The effort levels are estimated to be less than those corresponding to 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 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. These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2002 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2002 period it is likely that the estimates of SBR and catches would be greater.

The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery in 1998 through 2000 and that these cohorts increased the population biomass during 1999 and 2000. However, they have now moved through the fishery, and the biomass decreased during 2001-2003.

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 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 pole-and-line (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller fish than do the dolphin-associated (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the purse-seine sets in the southern area on yellowfin associated with dolphins (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the northern (Fishery 7) and coastal (Fishery 8) dolphin-associated fisheries. The AMSY calculations indicate that the yield levels could be greatly increased if the fishing effort were diverted to the fisheries that catch yellowfin closest to the critical weight (longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins, particularly in the southern area). This would also increase the SBR levels.

Under 2003 levels of effort, the biomass is predicted to increase during 2004, but then decrease in the following years. SBR is predicted to be above the level that will produce AMSY at the start of 2005, but drop below that level in the future. Closing the surface fisheries for 6 weeks is predicted to only slightly increase the biomass levels. Greater restrictions on the floating-object fishery cause only a small increase in biomass. Closing the dolphin fishery would cause the greatest increase in biomass.

A sensitivity analysis was carried out to estimate 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 model. The results from the analysis with a stock-recruitment relationship are more pessimistic, suggesting that the effort level is greater than that corresponding to the AMSY; however the yield at this effort level is still only slightly less than AMSY. The biomass is estimated to have been less than the biomass corresponding to the AMSY for most of the modeling period, except for most of the 2000-2002 period.

The assessment results are similar to the results from the previous assessments. The major differences occur, as expected, in the most recent years. The current assessment, like those for 2002 and 2003, indicates that the biomass increased in 2000, whereas the earlier assessments estimated a decline. In addition, SBR and the SBR corresponding to the AMSY have increased compared to the earlier assessments (2000 and 2001) because average recruitment has been calculated over a longer period, which includes more years from the low-recruitment regime, and changes in growth, fecundity, and current age-specific fishing mortality.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2003 were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2003, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of the end of March 2004. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

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, pole and line, and longline), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphin-associated schools), 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 so 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 mixture of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 15).

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, 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 by Maunder (2002a) and Maunder and Watters (2001 and 2002) (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology for this report, and that of Maunder and Harley (2004), has been changed to be consistent with the terminology used in other IATTC reports. The correct usage of landings is catch landed in a given year even if it was not caught in that year. Previously, landings referred to retained catch taken in a given year. This catch will now be termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect both total catch (discards plus retained catch) and retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

All three of these types of data are used to assess the stock of yellowfin. Removals by Fisheries 10-12 are simply retained catch (Table 2.1). Removals by Fisheries 1-4 are retained catch 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 retained catch 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 effort data for 1975-2002 have been updated, and catch and effort data for 2003 are new (compared to those presented by Maunder and Harley (2004) in the previous assessment). Catch data for the Japanese longline fisheries have been updated to include new data for 2002. Catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated for 1975-1999 and new data added for 2000 and 2001. Catch data for the longline fisheries of the Peoples Republic of China have

been included for 2001 and 2002. Catch data for the longline fisheries of the Republic of Korea have been updated for 1987-1997, and new data for 1998-2002 have been added. For this assessment, the Japanese longline data for one additional year, 2002, are available. However, detailed catch and effort data necessary to standardize the catch per unit of effort (CPUE) were available only through 2001.

2.2.1. Catch

No longline catch data for 2003 are available, so effort data was assumed (see section 2.2.2) and the catch was estimated by the stock assessment model. Therefore, the total 2003 longline catch is a function of the assumed 2003 longline effort, the estimated number of yellowfin in 2003, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries. Catches for the other longline fisheries for the recent years for which the data were not available were estimated, using the ratio, by quarter, of the catch to the Japanese catch for the last year that data are available for that fishery.

Trends in the catch of yellowfin tuna in the EPO during each quarter from January 1975 to December 2002 are shown in Figure 2.2. It should be noted that there was a substantial fishery for yellowfin prior to 1975 (Shimada and Schaefer 1956; Schaefer 1957). The majority of the catch has been taken by purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. One main characteristic of the catch trends is the increase in catch taken since about 1993 by purse-seine sets on fish associated with floating objects.

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

2.2.2. Effort

Maunder and Watters (2001, 2002), Maunder (2002), and Maunder and Harley (2004) discuss the historic fishing effort. For the surface fisheries, this assessment includes updated effort data for 1975-2002 and new effort data for 2003.

A complex algorithm, described by Maunder and Watters (2001), was used to estimate the amount of fishing effort in days fished exerted by purse-seine vessels. The longline effort data for yellowfin have been calculated from standardized CPUE, using neural networks. Detailed data on catch, effort, hooks between floats data from the Japanese longline fleet, and environmental data were provided by Keith Bigelow of the U. S. National Marine Fisheries Service. These data were used in a neural network to produce an index of standardized CPUE (See Maunder and Harley 2004 for a description of the method). The Japanese effort data were scaled by the ratio of the Japanese catch to the total catch to compensate for the inclusion of catch data from the other nations into the assessment. This allows the inclusion of all the longline catch data into the assessment, while using only the Japanese effort data to provide information on relative abundance.

The IATTC databases do not contain catch and effort information from longlining operations conducted in the EPO during 2003, and detailed data required to apply the CPUE standardization were not available for 2002. To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the amount of longlining effort exerted during each quarter of 2002 was calculated using CPUE for the corresponding quarter for 2001 and effort for 2002. The amount of effort exerted during each quarter of 2003 was assumed to be equal to the estimated effort exerted during the corresponding quarter of 2002.

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. 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 standardized units.

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 because of 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 either case, the amount of yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish die. Maunder and Watters (2001) describe how discards are implemented into the yellowfin assessment. One difference from the method described by Maunder and Watters (2001) is that the discard rates are not smoothed over time, which 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 pole-and-line fisheries catch small yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch large yellowfin. New purse-seine length-frequency data were included for 2003. Longline length-frequency data were updated for 1975-2001, and new data added for 2002.

The length frequencies of the catch during 2003 from the four floating-object fisheries were similar to those seen over the whole modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8a). However, the unassociated fisheries (Figure 4.8b) and the dolphin-associated fisheries (Figure 4.8c) have additional large modes at about 120-130 cm. This may be related to the strong cohort that was seen in the floating-object fisheries during 1998 and 1999 (Maunder and Watters 2001), which moved through the unassociated fisheries during 1999 and 2000 (Maunder and Watters 2002) and entered the dolphin-associated fisheries in 2000. This cohort can be seen moving through the dolphin-associated fisheries during 2001 (Maunder and Harley 2004: Figure 4.8c). The appearance, disappearance, and subsequent reappearance of strong cohorts in the length-frequency data is a common phenomenon for yellowfin in the EPO. This may indicate spatial movement of cohorts or fishing effort, or inefficiencies in the length-frequency sampling. Groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared, suggesting that vulnerability to capture fluctuates (Figure 4.8).

The length frequencies of the catch during 2001 and 2002 for the longline fisheries (Figure 4.8e) were available only for the southern fishery. These data showed a mode moving through the longline fishery, starting at about 125 cm, in the first quarter of 2001. This cohort was not predicted by the model.

2.4. Auxiliary data

Age-at-length estimates (Wild 1986) calculated from otolith data are integrated into the stock assessment model to provide information on mean length at age and variation in length at age. His data consisted of ages and lengths for 196 fish collected between 1977 and 1979. The sampling design involved collecting 15 yellowfin in each 10-cm interval in the length range of 30 to 170 cm. This sampling design may cause some bias in the estimates of variation in length at age.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth 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 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 ($L_{\infty} = 188.2$, annual $k = 0.724$, $t_0 = 1.825$ years, $m = 1.434$). In the assessment for yellowfin, the growth model is fitted to data from Wild (1986), assuming that the variation of length at age in the otolith data represents the variation in length at age in the population (Figure 3.1). The mean lengths of older yellowfin are assumed to be close to those indicated by the growth curve of Wild (1986).

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.

A more extensive unpublished data set of length and weight data gives a slightly different relationship, but inclusion of this alternative data set in the stock assessment model gives essentially identical results.

3.1.2. Recruitment and reproduction

The A-SCALA method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to 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 size of the spawning stock 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 of the lack of contrast in spawning stock size and the high inter-annual (and inter-quarter) variation in recruitment. The base case assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. This assumption is the same as that used in the 2000, 2001, 2002, and 2003 assessments (Maunder and Watters 2001, 2002, Maunder 2002, Maunder and Harley 2004). 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. Hennemuth (1961) reported that there are two peaks of spawning of yellowfin in the EPO, but it is assumed in this study that 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.

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% of its expected level and not greater than four times its expected level more often than about 1% 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) (Section 3.1.1). At this size (age), the fish are vulnerable to capture by 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 estimated from the numbers of fish, proportion of females, percent mature, batch fecundity, and spawning frequency (Schaefer 1998). These quantities (except numbers) are estimated for each age class, based on the mean length at age given by the von Bertalanffy growth equation fitted to the otolith data of Wild (1986); see Maunder and Watters (2002). The spawning

potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the ratios of spawning biomass to that for the unfished stock (spawning biomass ratios; SBRs). The relative fecundity at age and the sex ratio at age are shown in Figures 3.2 and 3.3, 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 movement does not bias the stock assessment results.

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, for which the natural mortality rate was assumed to increase for females after they reached the age of 30 months (*e.g.* Anonymous 1999: 38). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and M 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 3.4. These values were estimated 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 2001). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific natural mortality schedule for yellowfin in the EPO is estimated.

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.* (Suzuki *et al.* 1978), 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 is a single stock, with little or no mixing with the stock(s) of the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

Joseph and Miller (1989) showed that recruitment of yellowfin in the EPO has tended to be greater after El Niño events. Previous stock assessments have included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin tuna in the EPO (Maunder 2001, 2002; see Maunder and Watters 2003b for a description of the methodology). 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 was incorporated into previous stock assessment models to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. The previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002) showed that estimates of recruitment were essentially identical with or without the inclusion of the environmental data. Maunder (2002) correlated recruitment with the environmental time series outside the stock assessment model. For candidate variables, Maunder (2002) used the sea-surface temperature (SST) in an area consisting of two rectangles from 20°N-10°S and 100°W-150°W and 10°N-10°S and 85°W-100°W, the total number of 1°x1° areas with average SST $\geq 24^{\circ}\text{C}$, and the Southern Oscillation Index. The data were related to recruitment, adjusted to the period of hatching. However, no relationship with these variables was found. No investigation using environmental variables was carried out in this assessment.

In previous assessments it has also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1 (Maunder and Watters 2001, 2002). It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear, and several different environmental indices have been investigated. However, only SST for the southern longline fishery was found to be significant. Therefore, because of the use of standardized longline CPUE, environmental

effects on catchability were not investigated in this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

A-SCALA, an age-structured statistical catch-at-length analysis model (Maunder and Watters, 2003) and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of yellowfin tuna 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) and modified and used for the 2001 assessment (Maunder and Watters 2002). The main changes in the method from 2000 to 2001 were the inclusion of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (as a sensitivity analysis), 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 period (July 1980 to January 2001). In the 2001 assessment (Maunder 2002a) the main changes were the increase in the modeling period (January 1975 to January 2002), inclusion of otolith data, and removal of environmental indices for recruitment and catchability. The main changes in the 2002 assessment (Maunder and Harley 2004) were the choice of weighting factors for the selectivity smoothness penalties based on cross validation and the iterative reweighting of the length-frequency sample size in a sensitivity analysis. The main change in this assessment is the removal of the seasonal effect in recruitment to allow for the new method used for future projections. However, previous analyses showed that including a seasonal effect had little effect on the results.

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 first quarter of 1975 through the last quarter of 2003;
2. quarterly catchability coefficients for the 16 fisheries that take yellowfin from the EPO;
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 3.1);
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. fecundity of females at age (Figure 3.2);
2. sex ratio at age (Figure 3.3);
3. natural mortality 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 base case assessment).

The most-recent previous assessment (Maunder and Harley 2004) used effort averaged over the last two years (2001 and 2002) and catchability averaged, not for the last two years, but for the two years prior to those (1999 and 2000) for projections, and, similarly, used average fishing mortality for 1999 and 2000 for yield calculations. In this assessment, effort for the last year (2003) and catchability (weighted by effort to reduce the influence of extreme catchabilities in quarters in which there was a closure) averaged

not for the last two years, but for the two years prior to the last year (2001 and 2002), were used for projections, and, similarly, average fishing mortality for 2001 and 2002 were used for yield calculations.

4.1. Indices of abundance

CPUEs have been used as indices of abundance in previous assessments of yellowfin tuna in 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 was 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. As mentioned in Section 2.2.2, CPUE for the longline fisheries was standardized using neural networks. A discussion of historical catch rates can be found in Maunder and Watters (2001, 2002), Maunder (2002), and Maunder and Harley (2004), but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

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 necessary for modeling recruitment and growth, and thus for estimating the impact of fishing on the stock. A description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3. 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. (Size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 13-16 are not included in this discussion.) The predicted size compositions for all of the fisheries with size-composition data are good, although the predicted size compositions for some fisheries have lower peaks than the observed size compositions (Figure 4.2). The model also tends to over-predict larger yellowfin in some fisheries. However, the fit to the length-frequency data for individual time periods shows much more variation (Figure 4.8).

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, with fishing mortality being higher before 1984, during the lower productivity regime (Figure 4.3a). Fishing mortality changes with age (Figure 4.3b). The fishing mortality for young and old yellowfin is low (except for the few oldest ages). There is a peak at around ages of 14-15 quarters, which corresponds to peaks in the selectivity curves for fisheries on unassociated and dolphin-associated yellowfin (Figures 4.3b and 4.4). The fishing mortality on young fish has not greatly increased due to the increase in effort associated with floating objects that has occurred since 1993 (Figure 4.3b).

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 first effect (changes in effort) was addressed in Section 2.2.1 (also see Figure 2.3); the latter two effects are discussed in the following paragraphs.

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 4 to 14 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1-4). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin select fish similar in size to those caught by sets on floating objects (about 5 to 15 quarters old, Figure 4.4, Fisheries 5 and 6), but these catches contain a greater proportion of fish from the upper portion of this range. Purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins in the northern and coastal regions select mainly fish 7 to 15 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 7 and 8). The dolphin-associated fishery in the south selects mainly yellowfin 12 or more quarters old (Figure 4.4, Fishery 9). Longline fisheries for yellowfin also select mainly older individuals about 12 or more quarters old (Figure 4.4, Fisheries 11 and 12). Pole-and-line gear selects yellowfin about 4 to 7 quarters old (Figure 4.4, Fishery 10). The southern dolphin-associated and longline fisheries are highly selective for the oldest individuals. Because few fish survive to this age, these large selectivities are most likely an artifact of the model, and do not influence the results.

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin tuna taken in association with floating objects are assumed to be composed only of fish 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 2.2.3.)

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in association with floating objects has generally declined over time (Figure 4.5a, Fisheries 1-4). These fisheries have also shown high temporal variation in catchability. Changes in fishing technology and behavior of the 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). The catchability in the southern fishery (Fishery 9) is more variable. All three dolphin-associated fisheries have had an increase in catchability during 2001-2003.

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

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).

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

In previous assessments catchability for the southern longline fishery has shown a highly significant correlation with SST (Maunder and Watters 2002). Despite its significance, the correlation between SST and catchability in that fishery did not appear to be a good predictor of catchability (Maunder and Watters 2002), and therefore it is not included in this assessment.

4.2.2. Recruitment

In a previous assessment, the abundance of yellowfin tuna recruited to fisheries in the EPO appeared to be correlated to SST anomalies at the time that these fish were hatched (Maunder and Watters 2001). However, inclusion of a seasonal component in recruitment explained most of the variation that could be explained by SST (Maunder and Watters 2002). No environmental time series was investigated for this assessment.

Over the range of predicted biomasses shown in Figure 4.9, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.6). The apparent relationship between biomass and recruitment is due to an apparent 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.

A sensitivity analysis was carried out, fixing the Beverton-Holt (1957) steepness parameter at 0.75 (Appendix A). 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 in a previous assessment was 0.66 (Maunder and Watters 2002).) 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. The results when a stock-recruitment relationship is used are described in Section 4.5.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the estimated annual total recruitment is presented in Table 4.1. The large recruitment that entered the discard fisheries in the third quarter of 1998 (6 months old) was estimated to be the strongest cohort, of the 1975-2003 period. A sustained period of high recruitment was estimated for 1999-2000. A large recruitment, similar in size to the large 1998 cohort, has been estimated for the second quarter of 2003. However, there is substantial uncertainty associated with this estimate. Another characteristic of the recruitment, which 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, consistently greater after than before 1983. This change in recruitment levels produces a similar change in biomass (Figure 4.9a). The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for that of the most recent year (Figure 4.7). The standard deviation of the estimated recruitment deviations (on the logarithmic scale) is 0.54, which is close to the 0.6 assumed in the penalty applied to the recruitment deviates. The average coefficient of variation (CV) of the estimates is 0.16. The estimates of uncertainty are surprisingly small, considering the inability of the model to fit modes in the length-frequency data (Figure 4.8). These modes often appear, disappear, and then reappear.

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 time period of the data available for these cohorts. In addition, the floating-object fisheries, which catch the youngest fish, account for only a small portion of the total catch of yellowfin.

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin tuna that are 1.5 or more years old. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.9a, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. Between 1975 and 1983 the biomass of yellowfin declined to about 190,000 metric tons (t); it then increased rapidly during 1983-1986, and reached about 470,000 t in 1986. Since then it has been relatively constant at about 400,000-500,000 t, except for a peak in 2001. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is well estimated. The average CV of the estimates of the biomass is 0.05.

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 shown in Figure 4.9b, 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 it is also well estimated. The average CV of the estimates of the spawning biomass is 0.05.

It appears that trends in the biomass of yellowfin tuna can be explained by the trends in fishing mortality

and recruitment. Simulation analysis is used to illustrate the influence of fishing and recruitment on the biomass trends (Maunder and Watters, 2001). The current method differs from Maunder and Watters (2001) in that the unfished biomass trajectory starts from a virgin population in 1975, instead of the estimated fished state in 1975. 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.

The impact of each major type of fishery on the yellowfin tuna stock is shown in Figure 4.10b. The estimates of biomass in the absence of fishing were computed as above, then the biomass trajectory was estimated by setting the effort for each fisheries group in turn to zero. The biomass impact for each fishery group at each time step is derived as this biomass trajectory minus the biomass trajectory with all fisheries active. When the impacts of individual fisheries calculated using this method are summed, they are greater than that of the combined impact calculated when all fisheries are active. Therefore, the impacts are scaled so that the sum of the individual impacts equals the impact estimated when all fisheries are active.

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 to 20 kg for most of the 1975-2003 period (Figure 5.2), but have differed considerably among fisheries (Figures 4.11). The average weight was greatest during the 1985-1992 period (Figure 5.2), when the effort for the floating-object and unassociated fisheries was less (Figure 2.3). The average weight was also greater in 1975-1977 and in the most recent few years. The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each fishery (Figure 4.11). The lowest average weights (about 1 kg) are produced by the discard fisheries, followed by the pole-and-line fishery (about 4-5 kg), the floating-object fisheries (about 5-10 kg for Fishery 3, 10 kg for Fisheries 2 and 4, and 10-15 kg for Fishery 1), the unassociated fisheries (about 15 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).

4.3. Comparisons to external data sources

No external data were used as a comparison in the current assessment.

4.4. Diagnostics

A technical meeting on diagnostics was held in La Jolla, California, USA, on October 2-4, 2002. The outcome from this meeting was (1) a set of diagnostics that should be evaluated regularly, (2) a set of diagnostics that should be evaluated periodically, and (3) a list of specific research questions. Several of the recommendations have been incorporated into this and the previous (Maunder and Harley 2004) assessment. We present these in three sections; (1) residual plots, (2) parameter correlations, and (3) retrospective analysis.

4.4.1. Residual plots

Residual plots show the differences between the observations and the model predictions. The residuals should show characteristics similar to the assumptions used in the model. For example, if the likelihood function is based on a normal distribution and assumes a standard deviation of 0.2, the residuals should be normally distributed with a standard deviation of about 0.2.

The estimated annual effort deviations, which are one type of residual in the assessment and represent temporal changes in catchability, are shown plotted against time in Figure 4.5. These residuals are assumed to be normally distributed (the residual is exponentiated before multiplying by the effort so the

distribution is actually lognormal) with a mean of zero and a given standard deviation. A trend in the residuals indicates that the assumption that CPUE is proportional to abundance is violated. The assessment assumes that the southern longline fishery (Fishery 12) provides the most reasonable information about abundance (standard deviation (sd) = 0.2) while the dolphin-associated and unassociated fisheries have less information (sd = 0.3), the floating-object and the northern longline fisheries have the least information (sd = 0.4), and the discard fisheries have no information (sd = 2). Therefore, a trend is less likely in the southern longline fishery (Fishery 12) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure 4.5 shows no overall trend in the southern longline fishery effort deviations, but there are some consecutive residuals that are all above or all below the average. The standard deviation of the residuals is about four times greater than the 0.2 assumed for this fishery. For the other fisheries, except for the discard fisheries, the standard deviations of the residuals are greater than those assumed. These results indicate that the assessment gives more weight to the CPUE information than it should. The effort residuals for the floating-object fisheries have a declining trend over time, while the effort residuals for the dolphin-associated and unassociated fisheries have slight increasing trends over time. These trends may be related to true trends in catchability.

The observed proportion of fish caught in a length class is assumed to be normally distributed around the predicted proportion with the standard deviation equal to the binomial variance, based on the observed proportions, divided by the square of the sample size (Maunder and Watters 2003). The length-frequency residuals appear to be less than the assumed standard deviation (Figures C.1-C.3), (*i.e.* the assumed sample size is too small; see Section 4.5 for a sensitivity analysis for the length-frequency sample size), they have a negative bias (Figure C.1), and are more variable for some lengths than for others (Figure C.1), but tend to be consistent over time (Figure C.2). The negative bias is due to the large number of zero observations. The zero observation causes a negative residual, and also causes a small standard deviation, which inflates the normalized residual.

4.4.2. Parameter correlation

Often quantities, such as recent estimates of recruitment deviates and fishing mortality, can be highly correlated. This information indicates a flat solution surface, which implies that alternative states of nature had similar likelihoods.

There is negative correlation between the current estimated effort deviates for each fishery and estimated recruitment deviates lagged to represent cohorts entering each fishery. The negative correlation is most obvious for the discard fisheries. Earlier effort deviates are positively correlated with these recruitment deviates.

Current spawning biomass is positively correlated with recruitment deviates lagged to represent cohorts entering the spawning biomass population. This correlation is greater than for earlier spawning biomass estimates. Similar correlations are seen for recruitment and spawning biomass.

4.4.3. Retrospective analysis

Retrospective analysis is a useful method to determine how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. The estimated biomass and SBR (defined in section 3.1.2) from three previous assessments and the current assessment are shown in Figure 4.12. However, the model assumptions differ among these assessments, so differences would be expected (see Section 4.6). Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same stock assessment method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis and the assumption that more data improves the estimates can be used to determine if there are consistent biases in the estimates. Retrospective analysis carried out by Maunder

and Harley (2004) showed that the peak in biomass in 2001 has been consistently underestimated.

4.5. Sensitivity to assumptions

A sensitivity analyses was carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship. The base case analysis was carried out with an assumption of no stock-recruitment relationship, and 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. Previous results (Maunder and Watters 2002) 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 probably not statistically significant (see Maunder and Watters 2002: Table 4.3). When a Beverton-Holt stock recruitment relationship (steepness = 0.75) is included, the estimated biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are almost identical to those of the base case assessment.

There have been several other sensitivity analyses carried out in previous yellowfin tuna assessments. Increasing the sample size for the length frequencies based on iterative reweighting to determine the effective sample size gave similar results, but narrower confidence intervals (Maunder and Harley 2004). The use of species composition data to determine the surface fishery catch and different size of the selectivity smoothness penalties (if set at realistic values) gave similar results (Maunder and Harley 2004).

4.6. Comparison to previous assessments

The estimated biomass and SBR trajectories are similar to those from the previous assessments presented by Maunder and Watters (2001, 2002) and Maunder (2002) (Figure 4.12). These results are also similar to those obtained using cohort analysis (Maunder 2002). This indicates that estimates of absolute biomass are robust to the assumptions that have been changed as the assessment procedure has been updated. The recent increase and decrease in biomass are the same as those indicated by the most recent previous assessment.

4.7. Summary of the results from the assessment model

In general, the recruitment of yellowfin tuna to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1983 and 1984-2001) and that the population has been in the high-recruitment regime for approximately the last 19 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 an artifact due to the apparent regime shift. Biomass increased during 1999 and 2000, but is estimated to have decreased during 2001 - 2003.

The average weights of yellowfin tuna taken from the fishery have been fairly consistent over time (Figure 5.2, lower panel), but vary substantially among the different fisheries (Figure 4.11). In general, the floating-object (Fisheries 1-4), unassociated (Fisheries 5 and 6), and pole-and-line (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the dolphin-associated (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the northern region (Fishery 7) and coastal (Fishery 8) dolphin-associated fisheries.

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 five subsections. Possible candidates for reference points are:

1. S_{AMSY} , the spawning biomass corresponding to the AMSY, as a target reference point;
2. F_{AMSY} , the fishing mortality corresponding to the AMSY, as a limit reference point;
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the model period, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels corresponding to the AMSY is the current management objective specified by the IATTC convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past (*e.g.* the levels estimated in 1983). A technical meeting on reference points was held in La Jolla, California, USA, on October 27-29, 2003. The outcome from this meeting was (1) a set of general recommendations on the use of reference points and research and (2) specific recommendations for the IATTC stock assessments. Several of the recommendations have been included in this assessment. Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

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). The equation defining the SBR is

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

where S_t is the spawning biomass at any time (t) during a period of exploitation, and $S_{F=0}$ is the spawning biomass that would be present if there were no fishing for a long period (*i.e.* the equilibrium spawning biomass if $F = 0$). The SBR has a lower bound of 0. If the SBR is 0, or slightly greater than that, the population has been severely depleted and is probably overexploited. If the SBR is 1, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than 1, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the AMSY when the SBR is in the range of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce the AMSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR_t can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ($SBR_{AMSY} = S_{AMSY}/S_{F=0}$).

Estimates of quarterly SBR_t for yellowfin tuna in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the first quarter of 1975 to the first quarter of 2004). 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. SBR_{AMSY} is estimated to be about 0.38.

At the beginning of 2002 the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO was considerably reduced.

The estimate of SBR at this time was about 0.30, with lower and upper 95% confidence limits of 0.21 and 0.39, respectively. It is important to note that the estimate of the upper confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.38), indicating that, although the spawning biomass of yellowfin in the EPO at the beginning of 2002 was estimated to be below the level corresponding to the AMSY level, there is a possibility that it was above that 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, 2002), Maunder (2002), and Maunder and Harley (2004; Figure 4.12b). However, the SBR and SBR_{AMSY} corresponding to the AMSY have increased compared to the estimates of Maunder and Watters (2001 and 2002). The estimates of SBR have increased compared to those of Maunder and Watters (2002) because average recruitment has been calculated over a longer period that includes more years from the low-recruitment regime. The estimate of SBR_{AMSY} has increased compared to that of Maunder and Watters (2002) because of differences in the estimates of growth. The estimates of SBR and SBR_{AMSY} have increased compared to those of Maunder and Watters (2001) because of differences in estimates of fecundity, growth, and recent fishing mortality.

In general, the SBR estimates for yellowfin tuna in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.07. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2001 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than the level corresponding to the AMSY (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.38 in Figure 5.1. For most of the early period (1975-1984), 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 36.2 kg (Figure 5.2). This value is greater than the value of 32 kg reported by Anonymous (2000a). The difference is due to the time step of the calculation (quarterly versus monthly) and differences in weight at age. This value is less than a previous estimate of 49 kg (Maunder 2002) because of differences in estimates of the weight at age.

The average weight of yellowfin tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 12 kg at the end of 2003 (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 1975 (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-associated fishery in the southern region (Fishery 9) catch yellowfin with average weights greater than the critical weight (Figure 4.11), and all the remaining fisheries catch yellowfin with average weights less than the critical weight. Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin-associated fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin-associated fisheries perform better under the critical-weight criterion.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

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 differ from those of Maunder and Watters (2001) in that the present calculations include the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship when applicable.

At the start of 2003, the biomass of yellowfin tuna in the EPO appears to have been slightly below the level corresponding to 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 (Figure 4.4) are maintained, the current level of fishing effort is less than that estimated to produce the AMSY. The effort at AMSY is 112% 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 (Figure 5.3, upper panel) 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, lower panel). Decreasing the effort, which would increase CPUE and thus might 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 1984 may require a different approach to estimating the AMSY, as different regimes will give rise to different values for the AMSY (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 tuna in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for groups of fisheries. If the management objective is to maximize the AMSY, the longline fisheries will perform the best, followed by the dolphin-associated fisheries, and then the unassociated fisheries. The fisheries that catch yellowfin by making purse-seine sets on floating objects would perform the worst (Table 5.2a). If an additional management objective is to maximize the S_{AMSY} , the order is the same. It is not known, however, whether the fisheries that would produce greater AMSYs would be efficient enough to catch the full AMSYs predicted. However, it is estimated that the effort for dolphin-associated fisheries would have to be only doubled.

5.4. Lifetime reproductive potential

One common management objective is the conservation of spawning biomass. Conservation of spawning biomass allows an adequate supply of eggs, so that future recruitment is not adversely affected. If reduction in catch is required to protect the spawning biomass, it is advantageous to know at which ages to avoid catching fish to maximize the benefit to the spawning biomass. This can be achieved by estimating the lifetime reproductive potential for each age class. If a fish of a given age is not caught it has an expected (average over many fish of the same age) lifetime reproductive potential (*i.e.* the expected number of eggs that fish would produce over its remaining lifetime). This value is a function of the fecundity of the fish at the different stages of its remaining life and the natural and fishing mortality. The higher the mortality, the less likely the individual is to survive and continue reproducing.

Younger individuals may appear to have longer period in which to reproduce, and therefore a higher lifetime reproductive potential. However, because the rate of natural mortality of younger individuals is greater, their expected lifespan is shorter. An older individual, which has already survived through the ages for which mortality is high, has a greater expected lifespan, and thus may have a greater lifetime reproductive potential. Mortality rates may be greater at the greatest ages and reduce the expected lifespan of these ages, thus reducing lifetime reproductive potential. Therefore, the maximum lifetime reproductive potential may occur at an intermediate age.

The lifetime reproductive potential for each quarterly age class was estimated, using the average fishing mortality at age for 2001 and 2002. Because current fishing mortality is included, the calculations are based on marginal changes (*i.e.* the marginal change in egg production if one individual or one unit of weight is removed from the population), and any large changes in catch would produce somewhat different results because of changes in the future fishing mortality rates.

The calculations based on avoiding capturing a single individual indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding an individual at age 11 quarters (Figure 5.4, upper

panel). This suggests that restricting the catch from fisheries that capture intermediate-aged yellowfin (ages 10-15 quarters) would provide the greatest benefit to the spawning biomass. However, this is not logical because an individual of age 11 quarters is much heavier than an individual recruited to the fishery at age 2 quarters. The calculations based on avoiding capturing a single unit of weight indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish recruited to the fishery at age 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). This suggests that restricting catch from fisheries that capture young yellowfin would provide the greatest benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by 1 ton of young yellowfin would protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of middle-aged yellowfin by about 3 tons.

5.5. MSY_{ref} and SBR_{ref}

Section 5.3 discusses how $AMSY$ and the SBR at $AMSY$ are dependent on the selectivity of the different fisheries and the effort distribution among these fisheries. $AMSY$ can be increased or decreased by applying more or less effort to the various fisheries. If the selectivity of the fisheries could be modified at will, there is an optimum yield that can be obtained (Global MSY , Beddington and Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) showed that the optimal yield can be approximated (usually exactly) by applying a full or partial harvest at a single age. He termed this harvest MSY_{ref} , and suggested that two-thirds of MSY_{ref} might be an appropriate limit reference point (*i.e.* effort allocation and selectivity patterns should produce MSY that is at or above $\frac{2}{3}MSY_{ref}$). The two-thirds suggestion was based on analyses in the literature that indicated that the best practical selectivity patterns could produce 70-80% of MSY_{ref} , that the yellowfin assessment at the time (Maunder and Watters 2002a) estimated that the dolphin fisheries produce about this MSY , and that two-thirds is a convenient fraction.

MSY_{ref} is associated with a SBR (SBR_{ref}) that may also be an appropriate reference point. SBR_{ref} is not dependent on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore, SBR_{ref} may be more appropriate than SBR_{MSY} for stocks with multiple fisheries, and should be more precautionary because SBR_{ref} is usually greater than SBR_{MSY} . However, when recruitment is assumed to be constant (*i.e.* no stock-recruitment relationship), SBR_{ref} may still be dangerous to the spawning stock because it is possible that MSY_{ref} occurs before the individuals become fully mature. SBR_{ref} may be a more appropriate reference point than the generally-suggested $SBR_{x\%}$ (*e.g.* $SBR_{30\%}$ to $SBR_{50\%}$ see section 5.1) because SBR_{ref} is estimated using information on the biology of the stock. However, SBR_{ref} may be sensitive to uncertainty in biological parameters, such as the steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality, maturity, fecundity, and growth.

MSY_{ref} is estimated to be 454,980 t (Figure 5.5, upper panel) and SBR_{ref} is estimated to be 0.44 (Figure 5.5, lower panel). If the total effort in the fishery is scaled, without changing the allocation among gears, so that the SBR at equilibrium is equal to SBR_{ref} , the equilibrium yield is estimated to be only 1% less than MSY based on the current effort allocation (Figure 5.3). This indicates that the SBR_{ref} reference point can be maintained without any substantial loss to the fishery. However, MSY at the current effort allocation is only 63% of MSY_{ref} . More research is needed to determine if reference points based on MSY_{ref} and SBR_{ref} are useful.

5.6. Sensitivity analysis

When the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship is included in the analysis with a steepness of 0.75, the SBR is reduced and the SBR level corresponding to the $AMSY$ is increased (Figure A.3). The SBR is estimated to be less than that at $AMSY$ for most of the model period, except for most of 2000-2002. The current effort level is estimated to be above the $AMSY$ level (Figure A.4, Table 5.1), but, due to the recent large recruitment, current catch is greater than $AMSY$ (Table 5.1). In contrast to the analysis without a stock-recruitment relationship, the addition of this relationship may cause catch to be moderately reduced if effort is increased beyond the level required for $AMSY$. 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 yield curve bends over slightly more rapidly when the stock-

recruitment relationship is included (Figure A.4) than when it is not included (Figure 5.3). The equilibrium catch under the current effort levels is estimated to be only slightly less than AMSY, indicating that reducing effort would not greatly increase the catch.

5.7. Summary of stock status

Historically, the SBR of yellowfin tuna in the EPO was below the level corresponding to the AMSY during the lower productivity regime of 1975-1983 (Section 4.2.1), but above that level for most of the last 19 years. The increase in the SBR is attributed to the regime change. The two different productivity regimes may support two different AMSY levels and associated SBR levels. The effort levels are estimated to be less than those that would 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 during 1998-2000, the catch levels are greater than the corresponding values at AMSY. Because of the flat yield curve (Figure 5.3, upper panel), 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 corresponding to the AMSY for most of the model period, except for the last few years (excluding the end of 2002 and 2003).

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight, and, therefore, from a yield-per-recruit standpoint, yellowfin in the EPO are probably overfished. The AMSY calculations indicate that, theoretically, at least, 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 was conducted to gain further understanding as to 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.

A new method based on the normal approximation to the likelihood profile has been applied. The previously-used method (Maunder and Watters 2001) considered uncertainty about future recruitment, but not parameter uncertainty. A substantial part of the total uncertainty in predicting future events is caused by uncertainty in the estimates of the model parameters and current status, so this should be considered in any forward projections. Unfortunately, the appropriate methods are often not applicable to models as large and computationally-intense as the yellowfin stock assessment model. Therefore, we have used a normal approximation to the likelihood profile that allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional 5 years with effort data equal to that for 2003, by quarter, scaled by the effort-weighted average catchability for 2001 and 2002. No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the five years are estimated as in the assessment model with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. Normal approximations to the likelihood profile are generated for SBR, surface catch, and longline catch. We also use the method of Maunder and Watters (2001) to compare alternative effort scenarios to the base case assumptions.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Several future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort on the stock biomass and catch. All methods include the assumption that catchability is equal to the

average catchability, by quarter, in 2001 and 2002. The average was weighted by the effort to ensure that extreme values of catchability for years in which effort was restricted due to management did not overly influence the catchability used in the future projections.

The scenarios investigated were:

1. Quarterly effort for each year in the future equal to the quarterly effort in 2003;
2. The same as (1) except that effort for the third quarter was reduced by 50% (a 6-week closure) for all surface fisheries except the pole-and-line fishery;
3. The same as (1) except that effort for the third quarter was reduced by 50% (a 6-week closure) for all floating-object fisheries and the southern unassociated fishery, and effort for the fourth quarter was reduced by 50% (a 6-week closure) for all dolphin-associated fisheries and the northern unassociated fishery;
4. The same as (3) except that effort for the fourth quarter was reduced by 66% (a 8-week closure) for all dolphin associated fisheries and the northern unassociated fishery;
5. The same as (1) except the effort for the floating-object fisheries is reduced by 50%, 75%, and 100%;
6. The same as (1) except for no unassociated fishing effort;
7. The same as (1) except for no dolphin-associated fishing effort;
8. The same as (1) except for no longline fishing effort.

6.2. Simulation results

Under 2003 levels of effort the biomass is predicted to increase during 2004, but then decrease in the following years (Figure 6.1). SBR is predicted to be above the level corresponding to the AMSY at the start of 2005, but drop below that level in the future (Figure 6.2). The confidence intervals are much wider in the future than for the historic period due to uncertainty in the dynamics, current status, and uncertainty about future levels of recruitment. Due to the large confidence intervals, and despite the fact that the best prediction of SBR is below the level corresponding to AMSY, there is a moderate probability that the SBR is above this level.

Both surface and longline catches are predicted to decrease substantially in 2004 compared to 2003, and then decrease slightly over the following years (Figure 6.3).

The 6-week closure in the third quarter for surface fisheries (50% reduction in effort for that quarter) is predicted to slightly increase the biomass and SBR (Figures 6.4 and 6.5; Table 6.1). The best prediction of SBR is that it still declines below the level which would produce AMSY at the end of the projection period. Changing the dolphin and northern unassociated closure to the fourth quarter would cause a lesser increase in biomass (Figure 6.6; Table 6.1), and extending that closure in the fourth quarter from 6 weeks to 8 weeks would produce little effect on biomass (Figure 6.6; Table 6.1). There is only a slight difference in catch among these three scenarios, which all give lesser catches and much more quarterly variation in catches (Figure 6.7; Table 6.1).

Restrictions in the floating-object fishery cause only a small increase in SBRs, even when that fishery is completely closed (Figure 6.8; Table 6.1). This causes only a small decrease in total surface fishery catch (Figure 6.9; Table 6.1). Closing the unassociated fishery (Figure 6.10) has about the same effect as closing the floating-object fishery (Figure 6.9; Table 6.1). Closing the dolphin-associated fishery causes the largest increase in biomass (Figure 6.10; Table 6.1). Closing the longline fisheries has essentially no impact (Figure 6.10; Table 6.1).

6.3. Summary of the simulation results

Under 2003 levels of effort the biomass is predicted to increase during 2004, but then decrease in the following years. SBR is predicted to be above the level corresponding to the AMSY at the start of 2005, but drop below that level in the future. The catch in 2004 is predicted to be much less than that in 2003. Closing the surface fisheries for 6 weeks is predicted to increase the biomass levels only slightly. Greater restrictions on the floating-object fishery, including a complete closure, would cause only a small increase in biomass. Closing the dolphin-associated fishery would cause the greatest increase in biomass.

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 for the fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. New data collected during 2004 and updated data for previous years will be incorporated into the next stock assessment.

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 studies 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.

Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

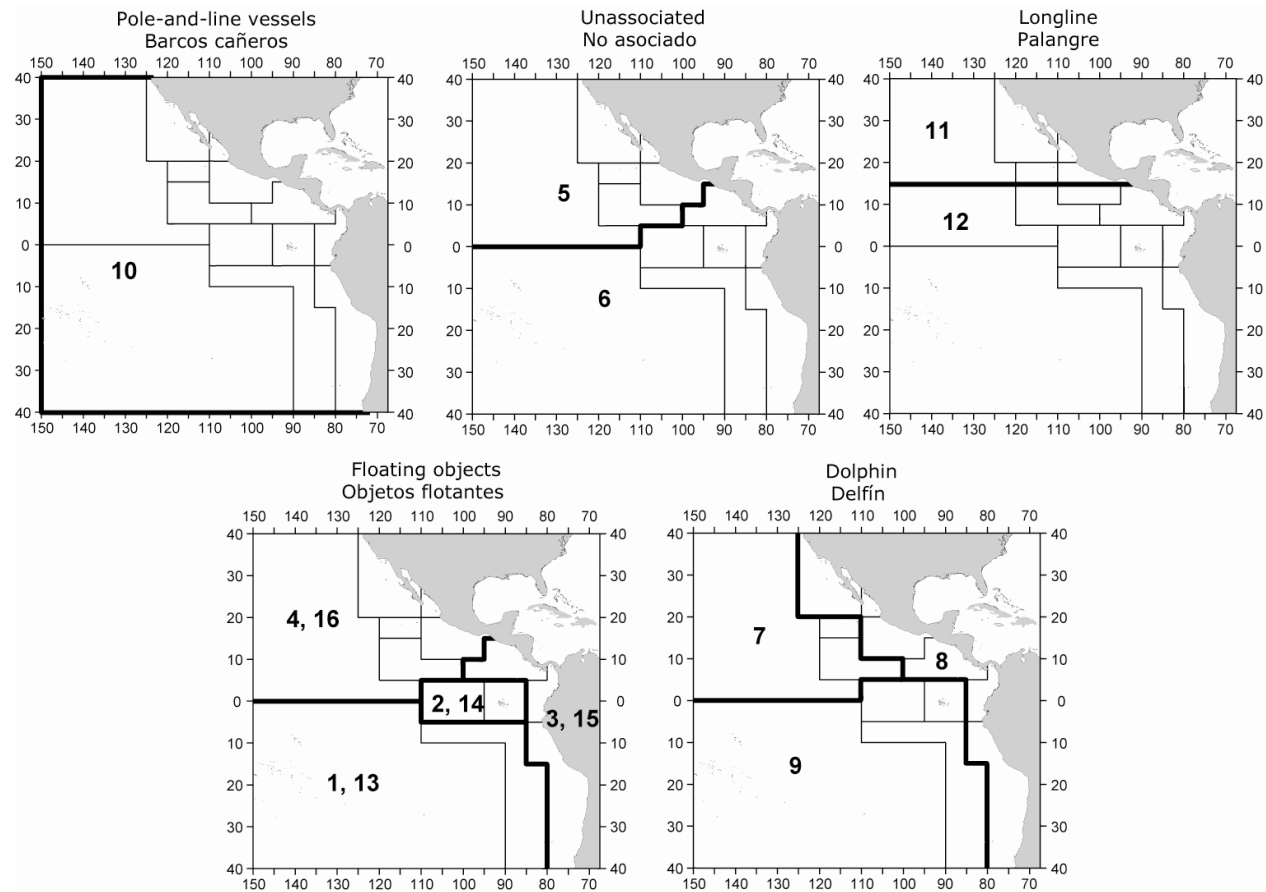


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

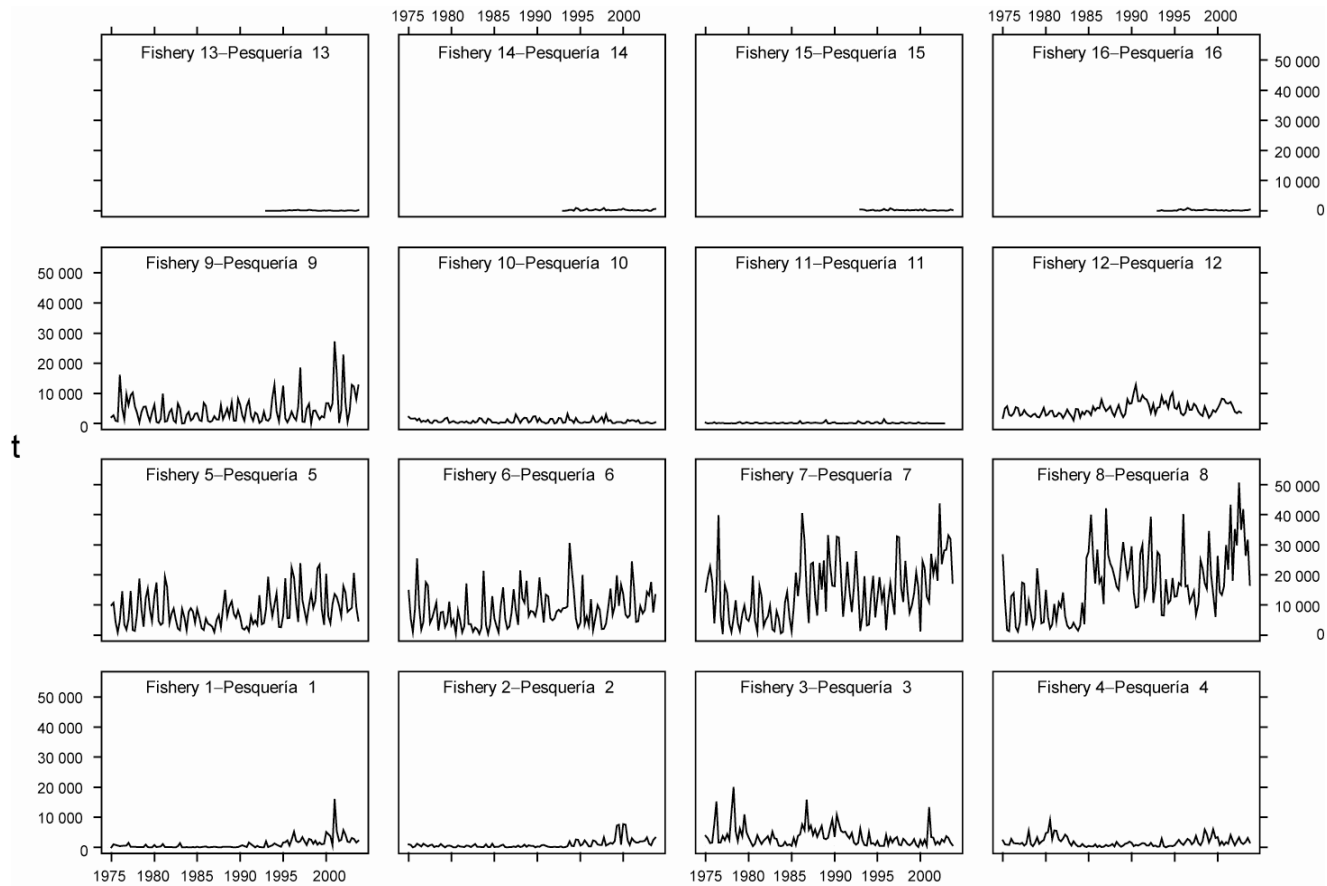


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish 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. t = metric tons.

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. t = toneladas métricas.

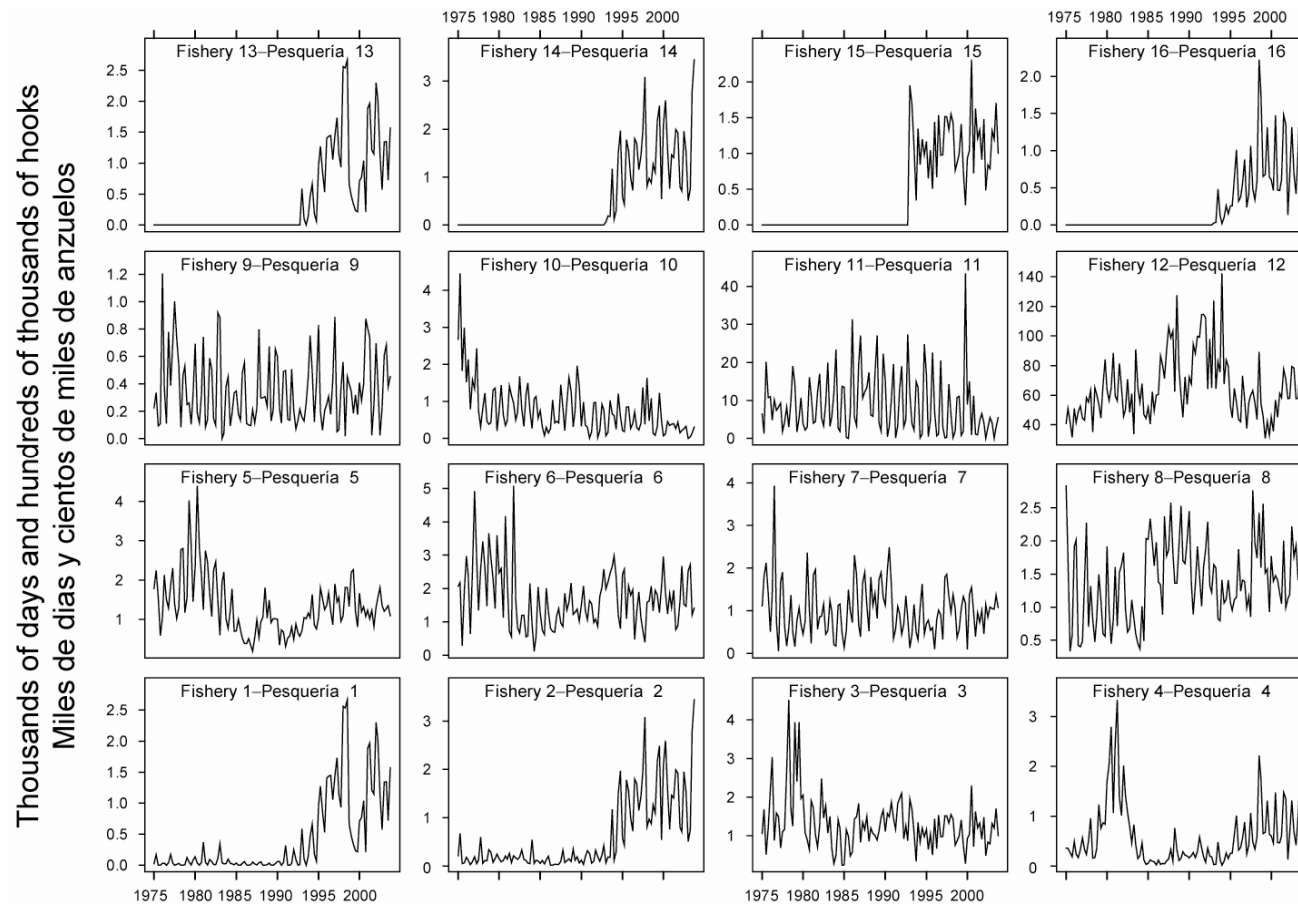


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in 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 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 estandarizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

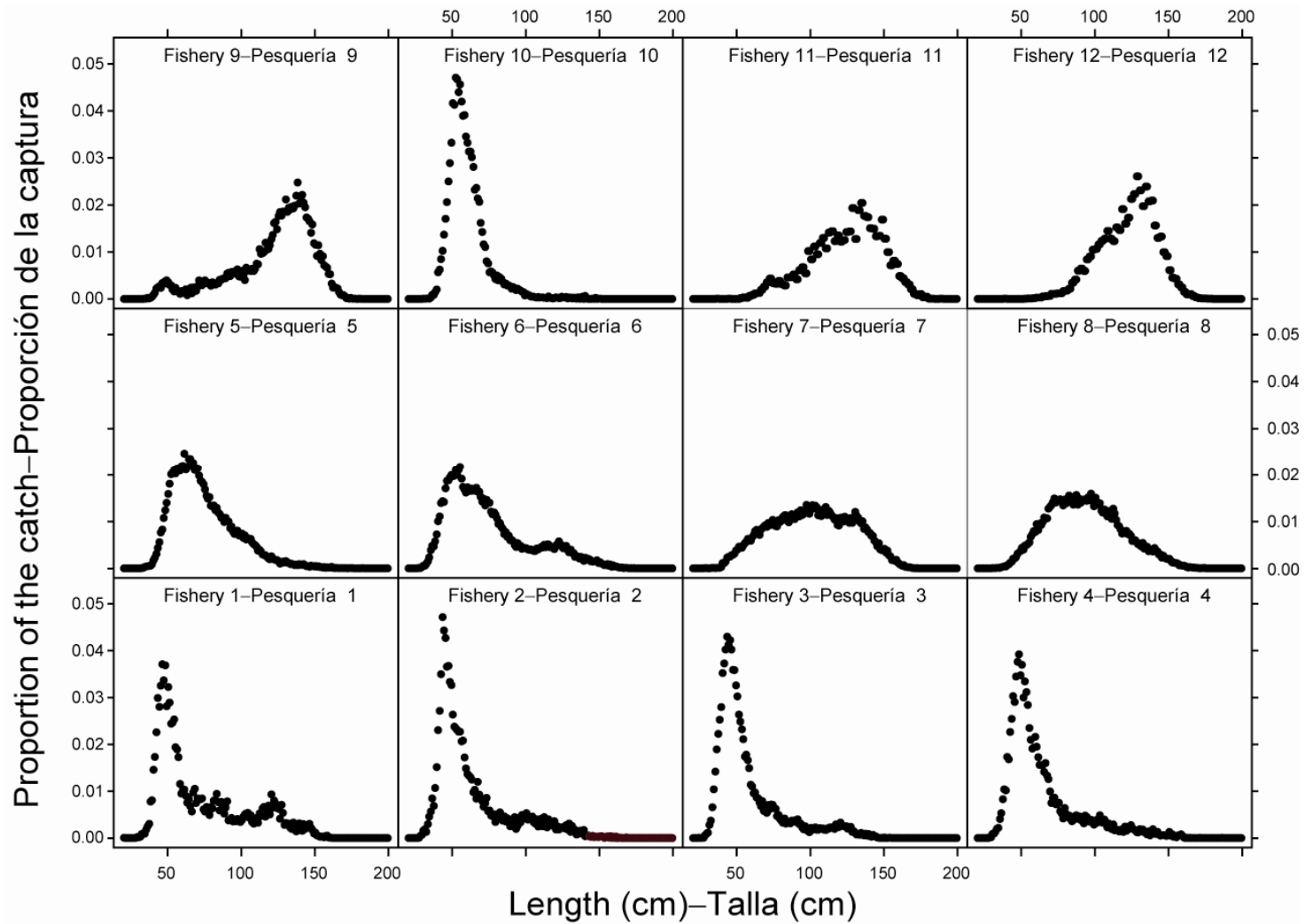


FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches made by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1975 through December 2002.

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 2002.

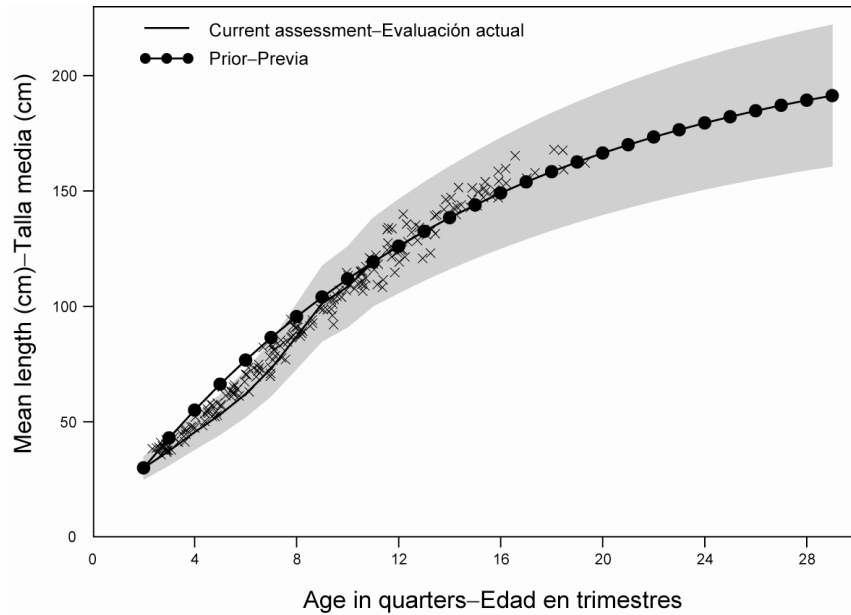


FIGURE 3.1. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length at age (± 2 standard deviations).

FIGURA 3.1. Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida). Los puntos conectados representan la distribución previa (*prior*) de la talla a edad usada en la evaluación. Las cruces representan datos de otolitos de talla a edad (Wild 1986). La región sombreada representa la variación de la talla a edad (± 2 desviaciones estándar).

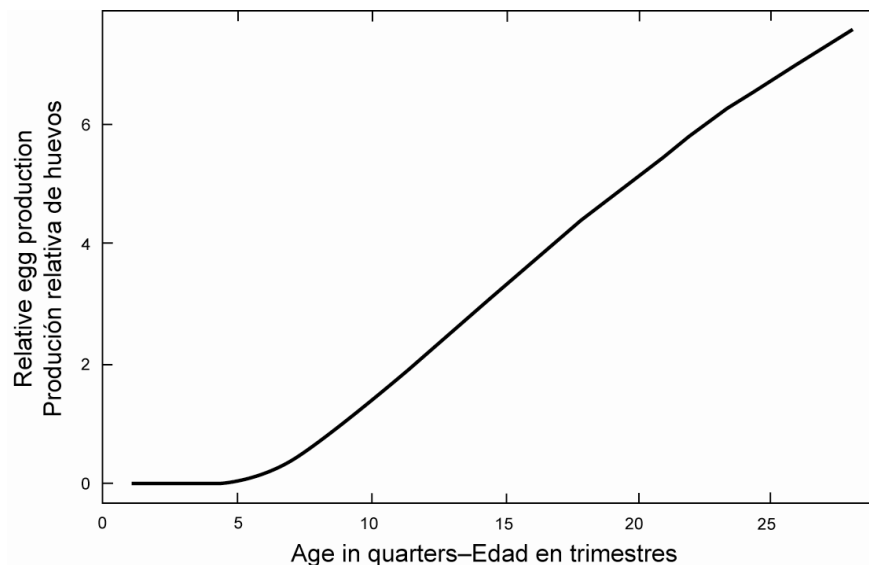


FIGURE 3.2. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Curva de madurez relativa a edad (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.

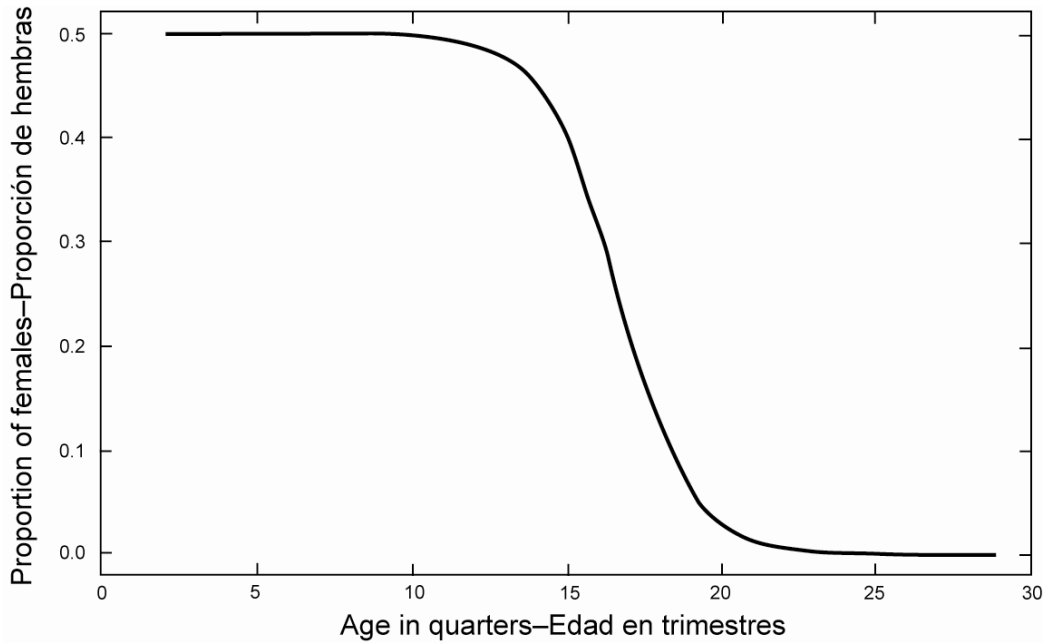


FIGURE 3.3. Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.3. Curva de proporciones de sexos (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.

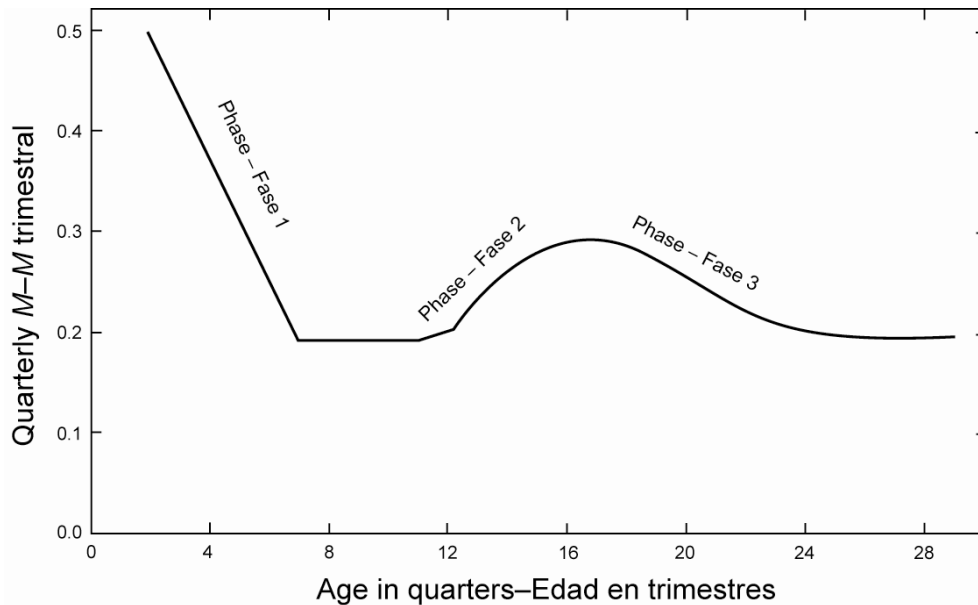


FIGURE 3.4. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.4. 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

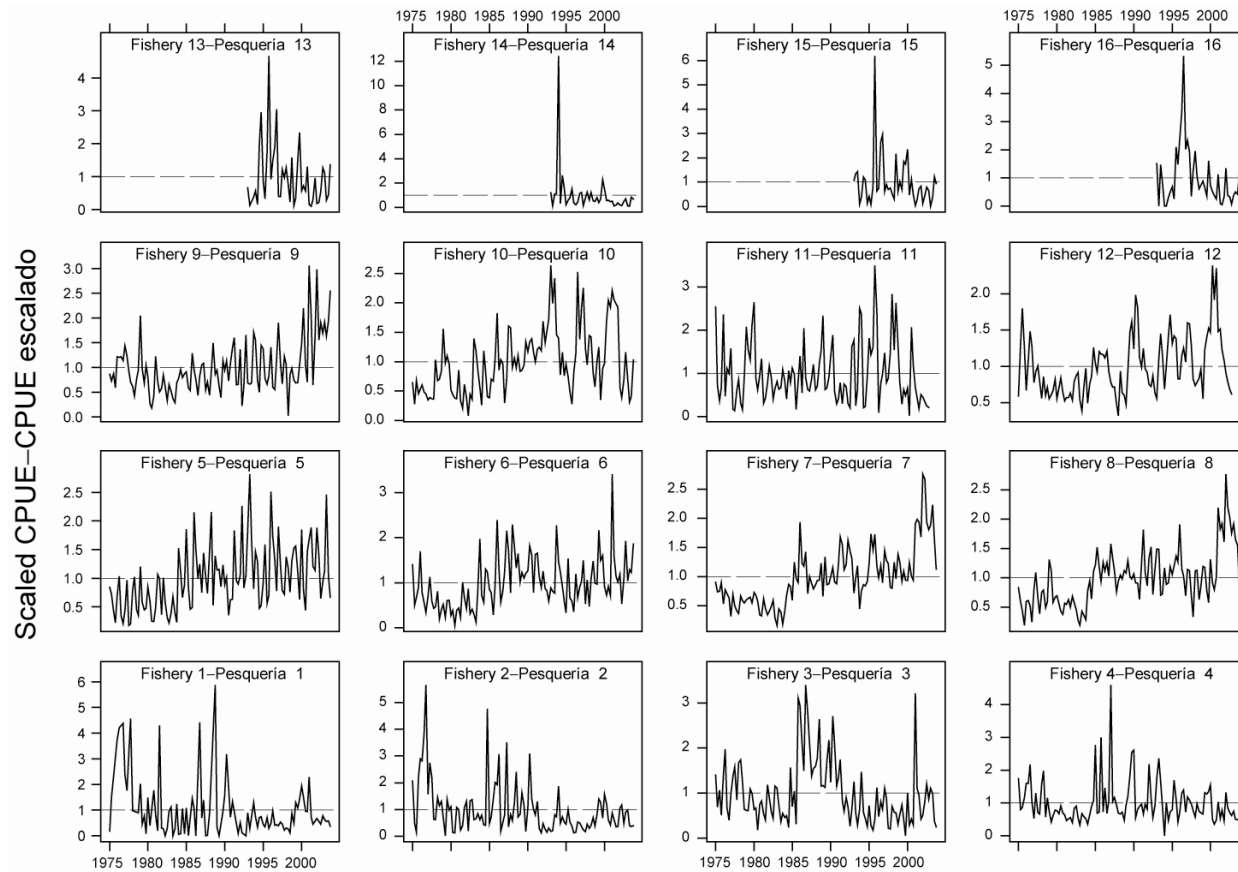


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 11 and 12 are standardized units based on numbers 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 de 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 unidades estandarizadas basadas en 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.

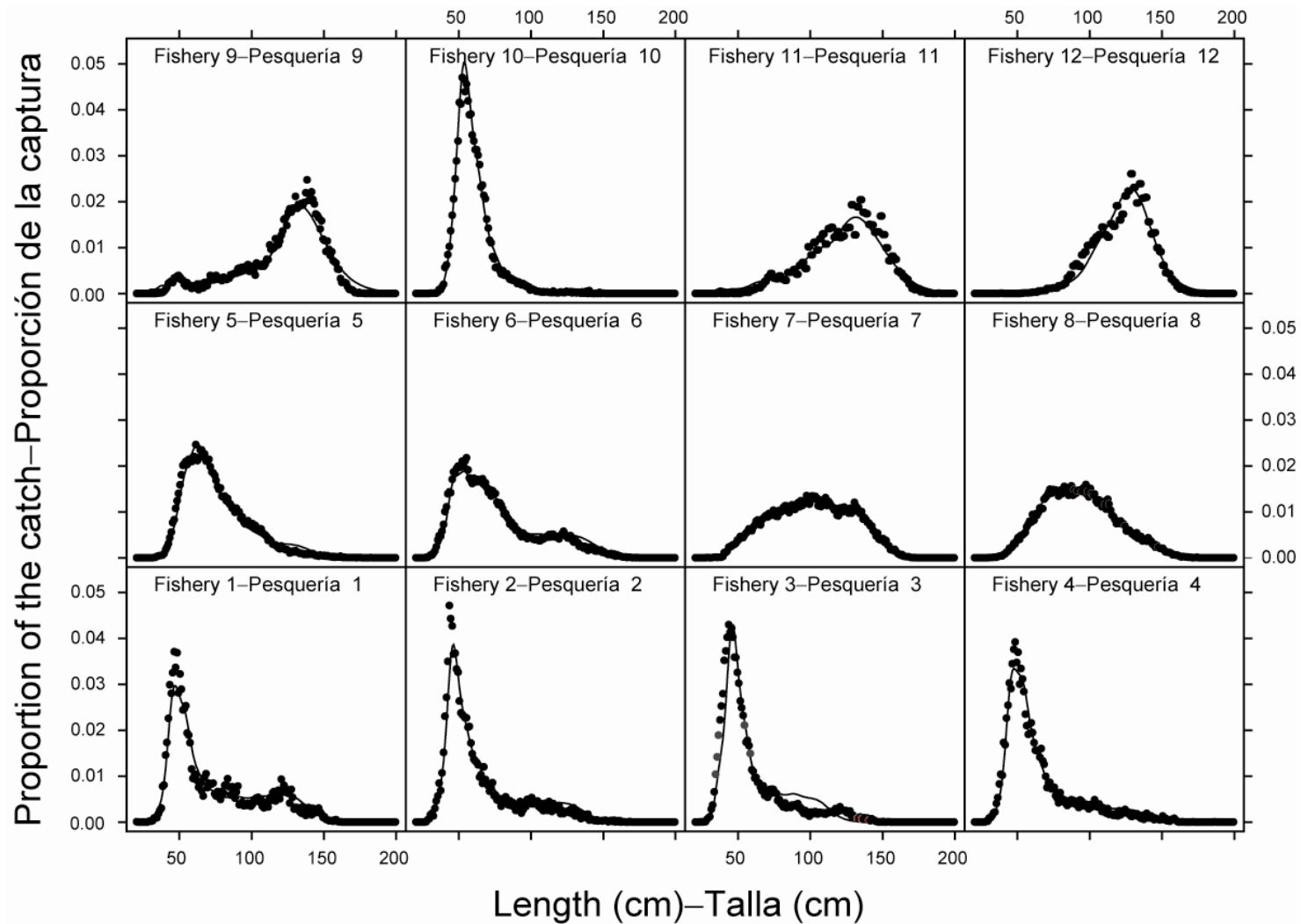


FIGURE 4.2. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

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

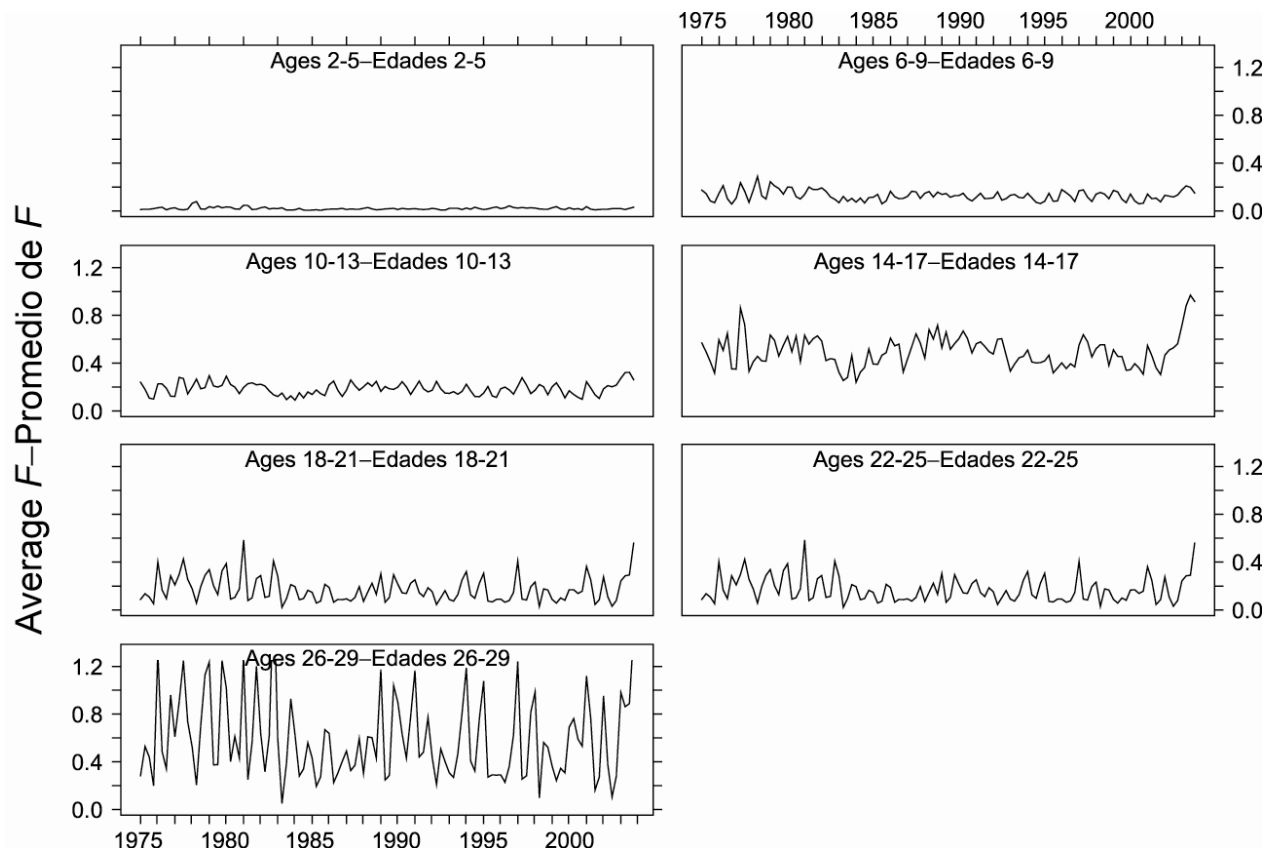


FIGURE 4.3a. Average quarterly fishing mortality at age, by all gears, on yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.3a. Mortalidad por pesca trimestral media a edad, por todos los artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales 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 izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

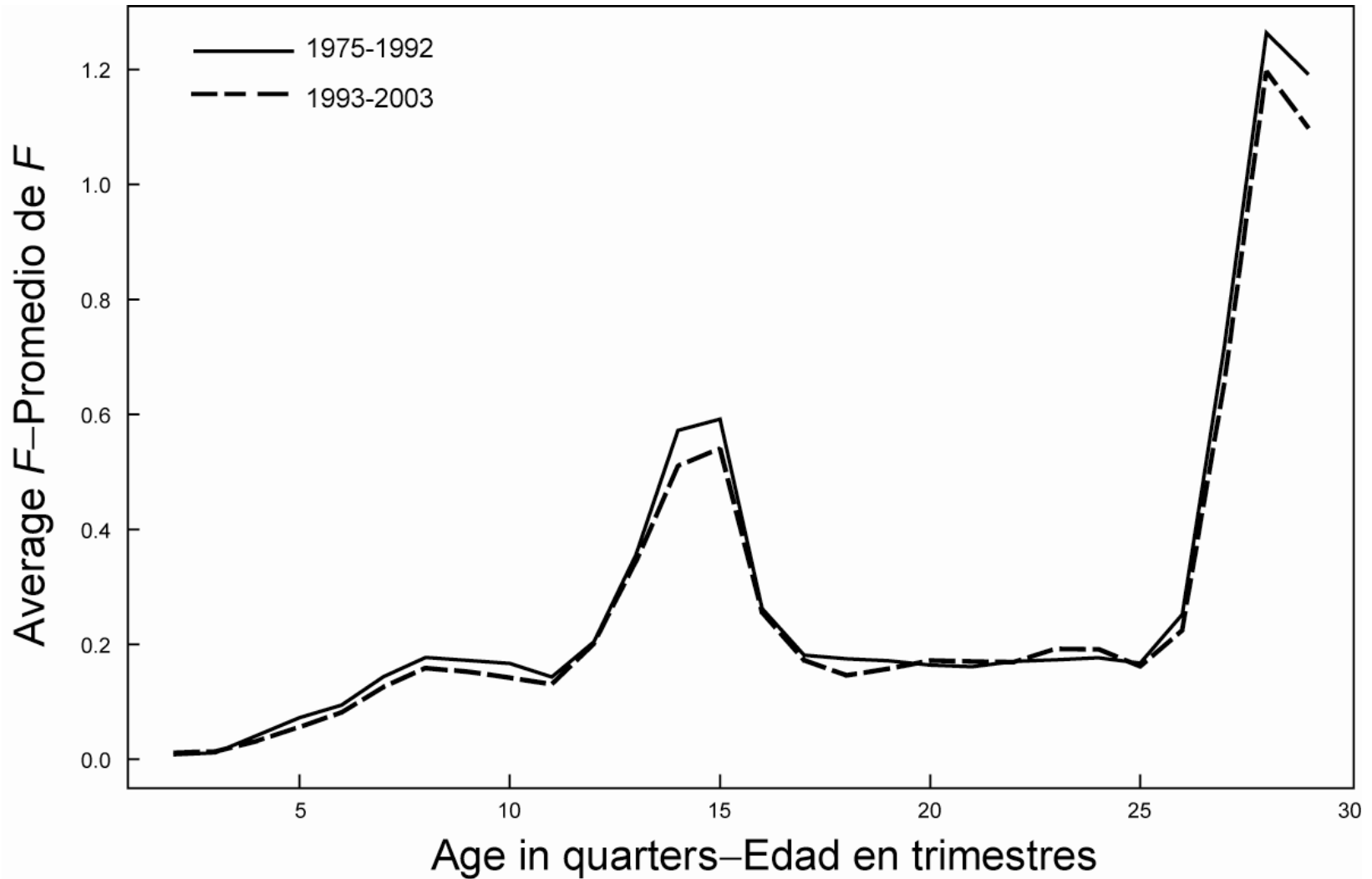


FIGURE 4.3b. Average quarterly fishing mortality by age of yellowfin tuna, by all gears, in the EPO. The estimates are presented for two periods, the latter period relating to the increase in effort associated with floating objects.

FIGURA 4.3b. Mortalidad por pesca trimestral media por edad de atún aleta amarilla, por todos los artes, en el OPO. Se presentan estimaciones para dos períodos, el segundo relacionado con aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes.

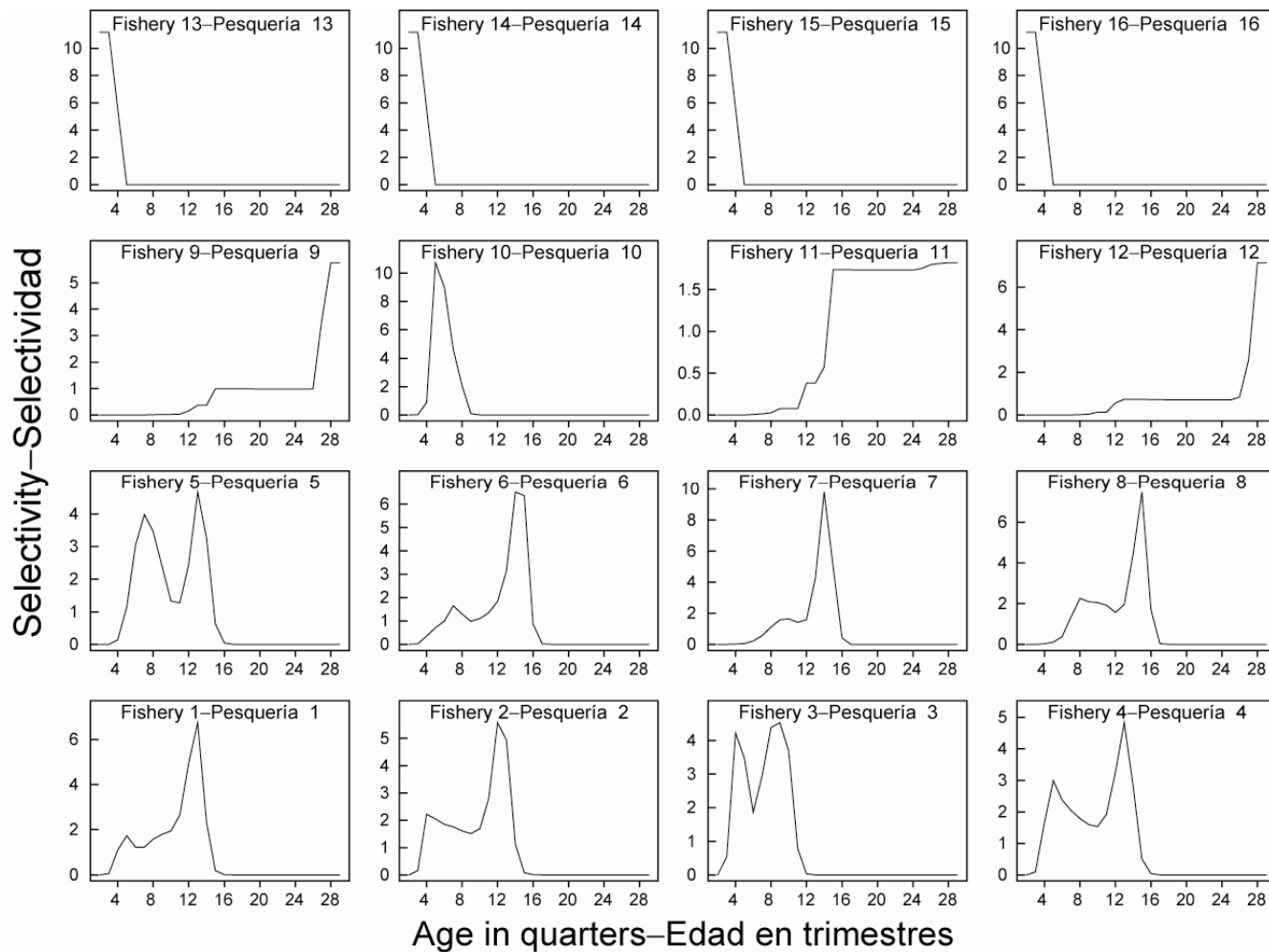


FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

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 1-12 con el método A-SCALA, y las de la Pesquerías 13-16 se basan en supuestos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

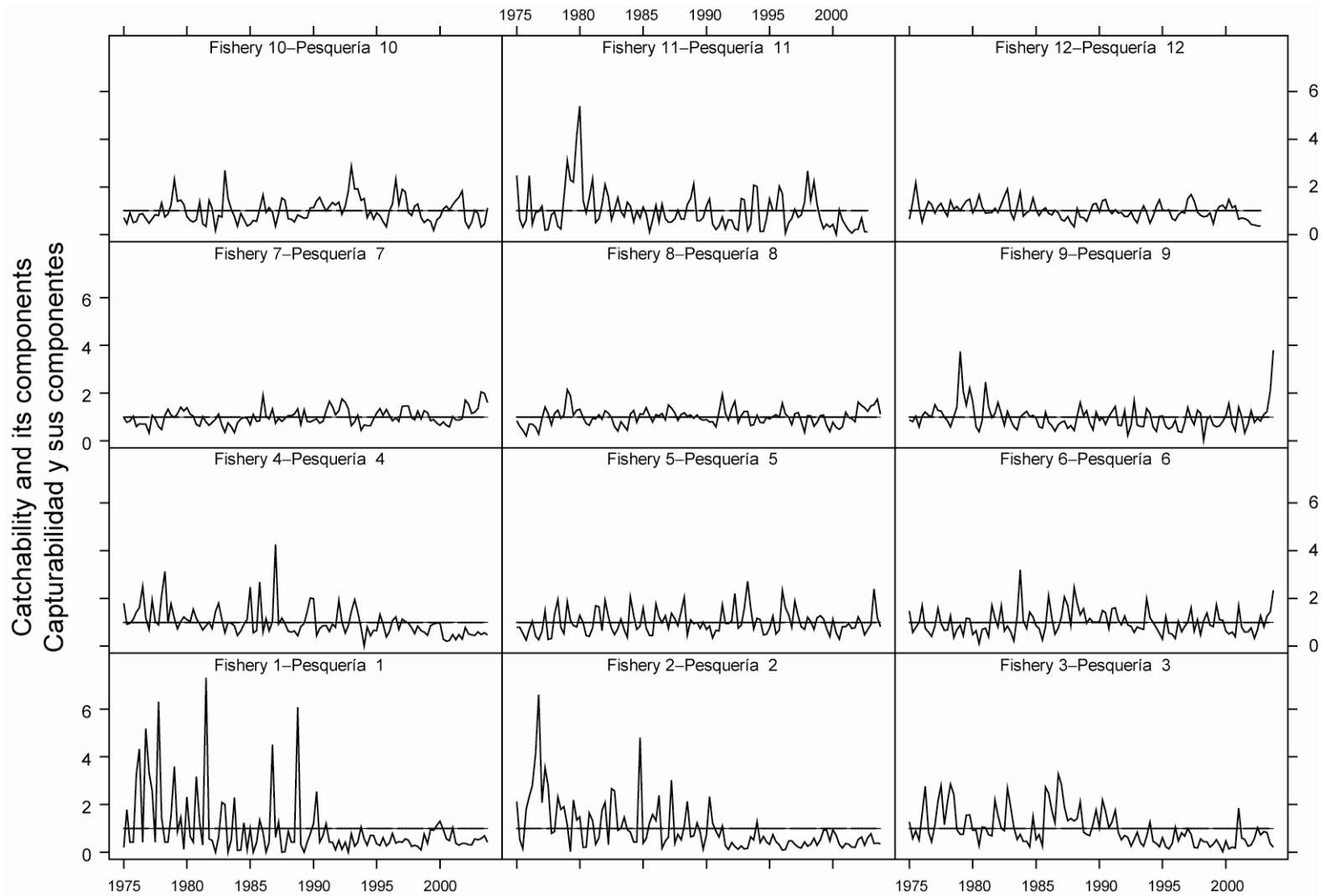


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 12 pesquerías de retención que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

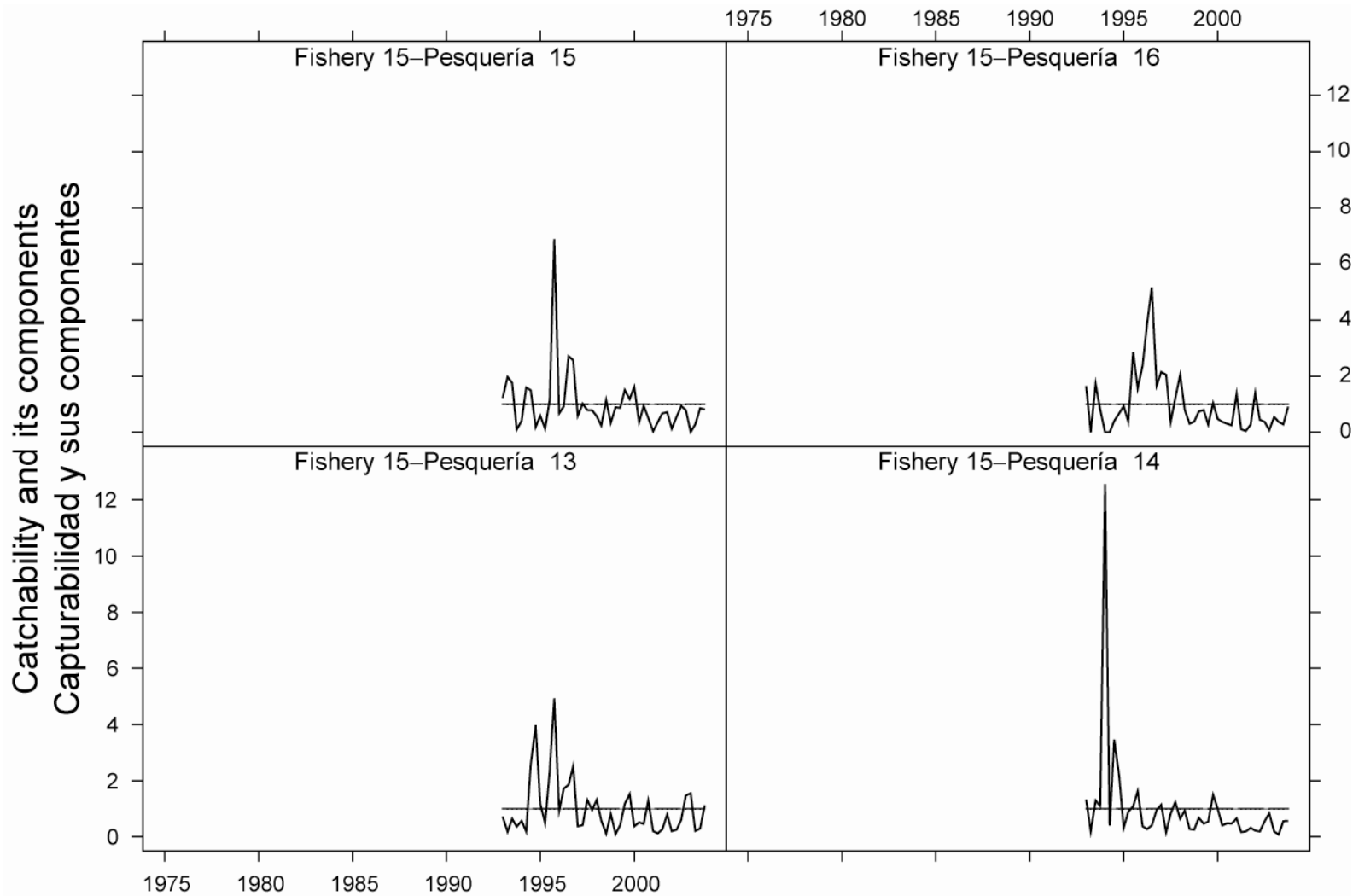


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (q) para las cuatro pesquerías de descarte que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

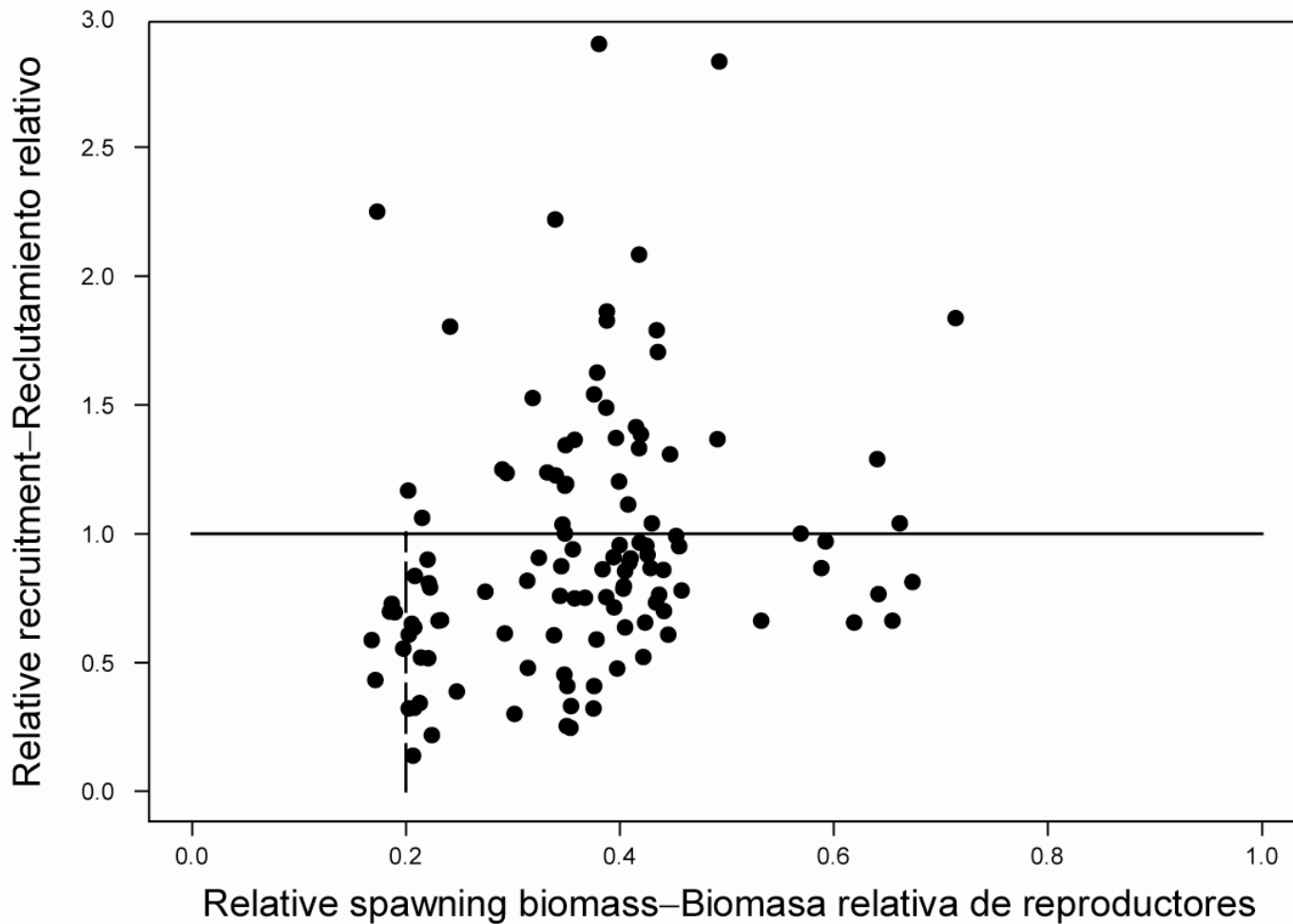


FIGURE 4.6. Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6. Relación estimada entre reclutamiento de atún aleta amarilla y biomasa reproductora. 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.

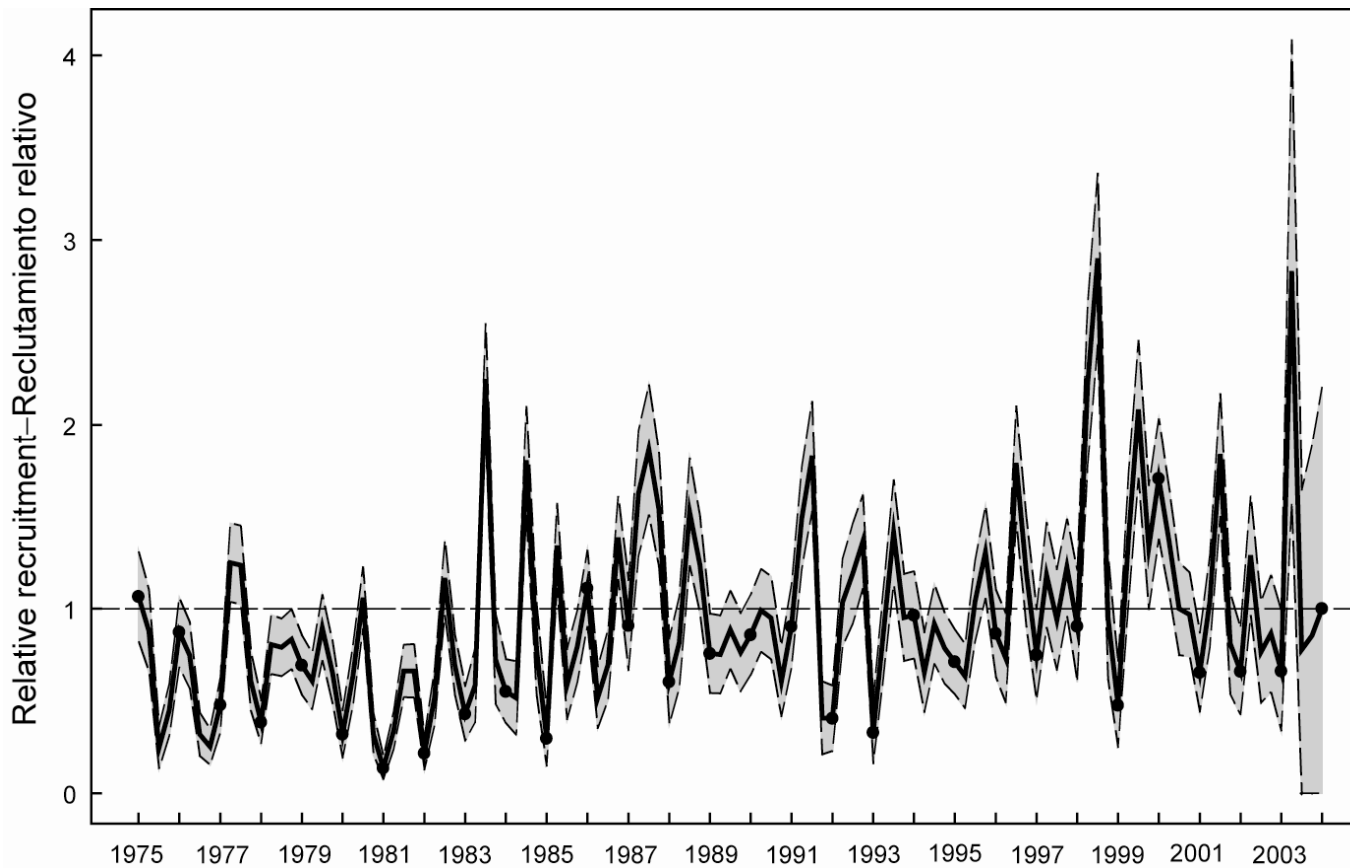


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals 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 el área sombreada los intervalos de confianza de 95% aproximados 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.

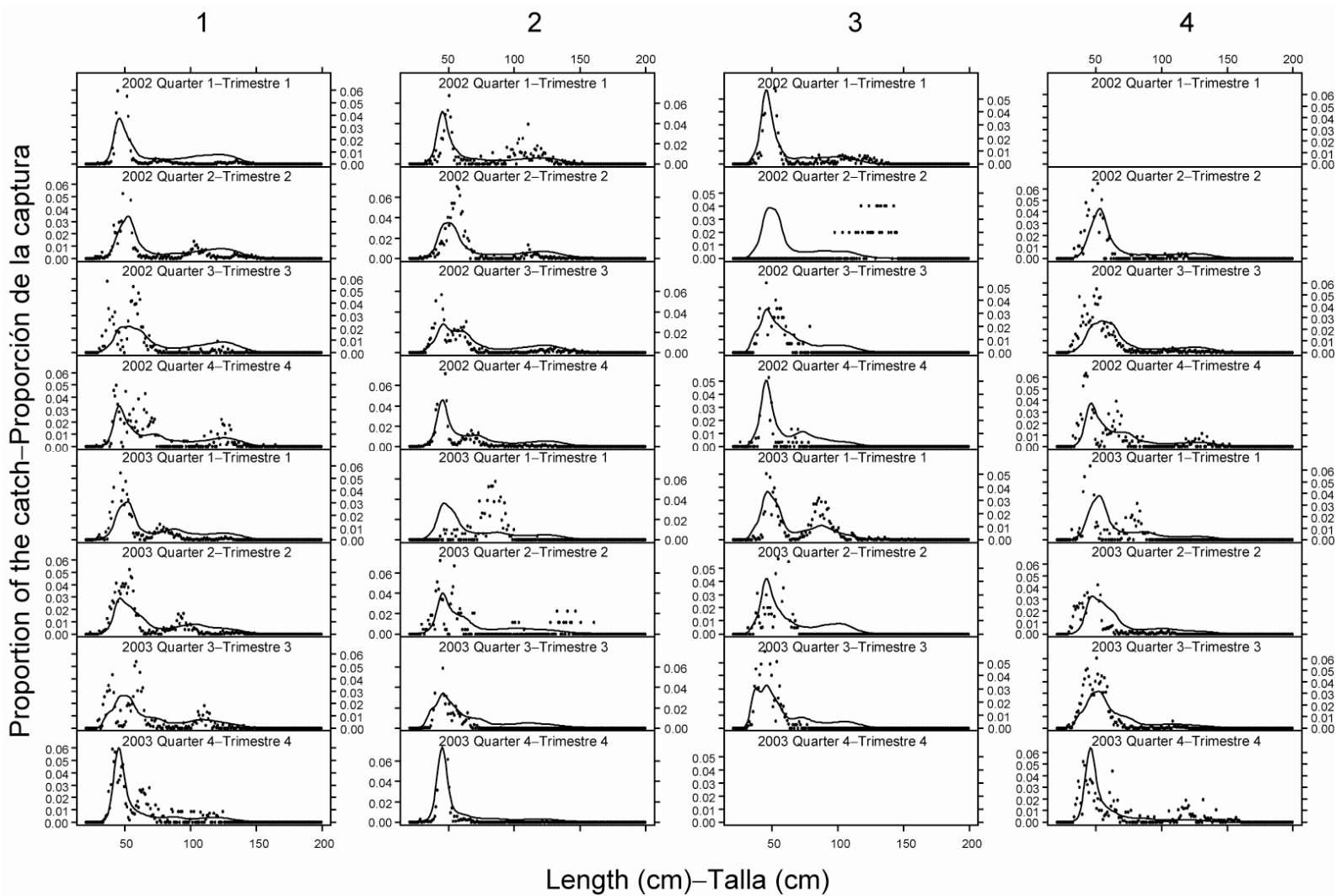


FIGURE 4.8a. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

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

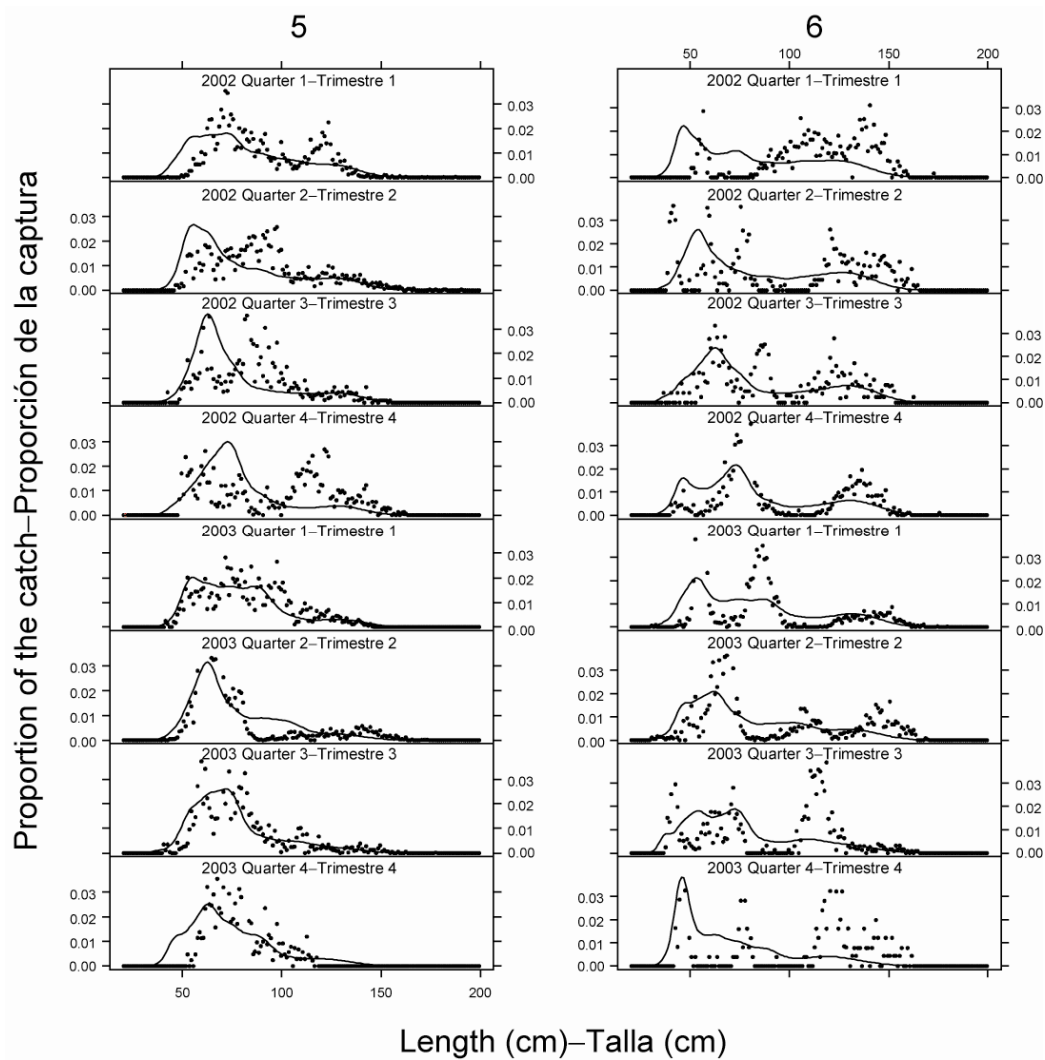


FIGURE 4.8b. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

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

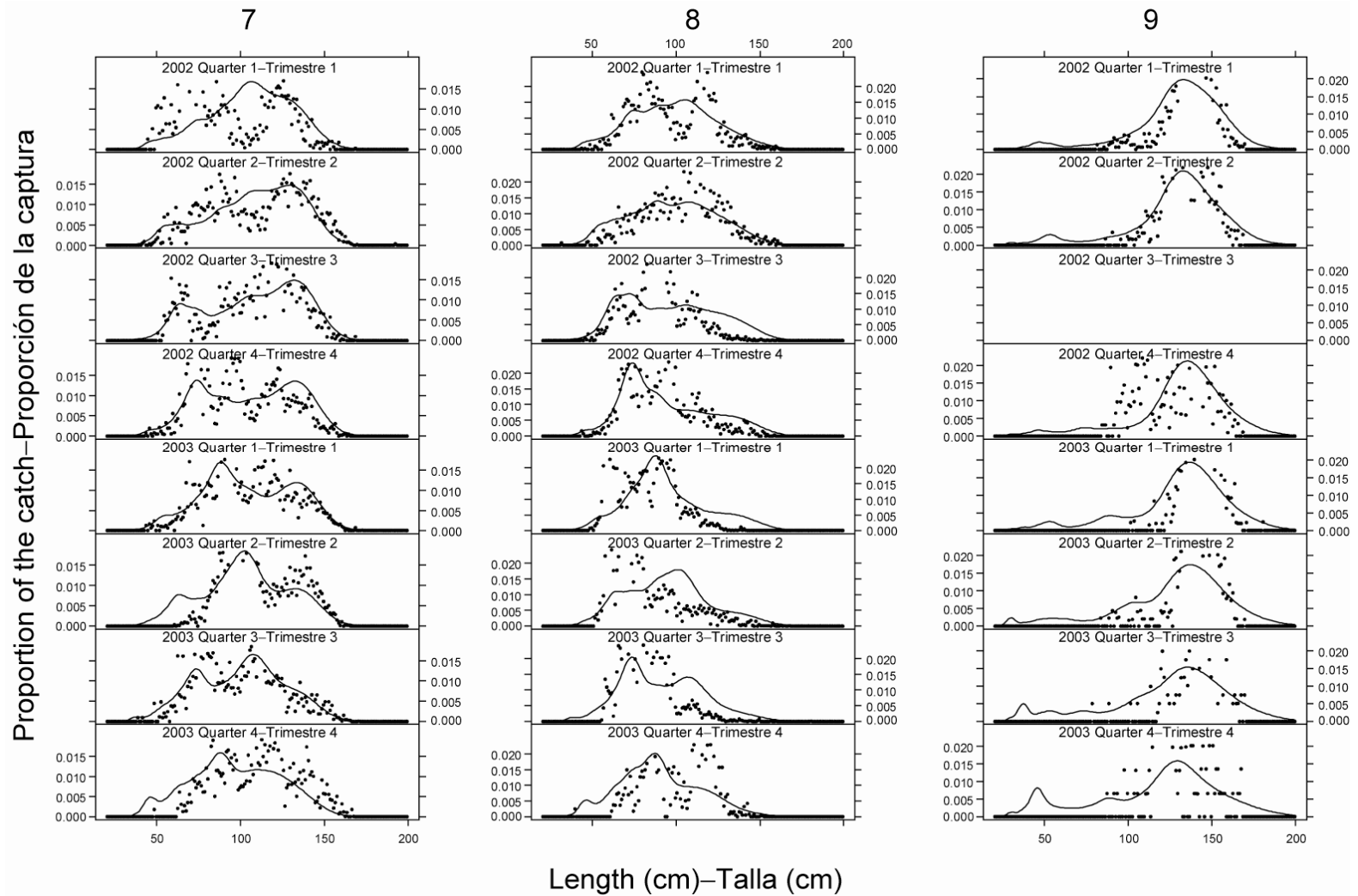


FIGURE 4.8c. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

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

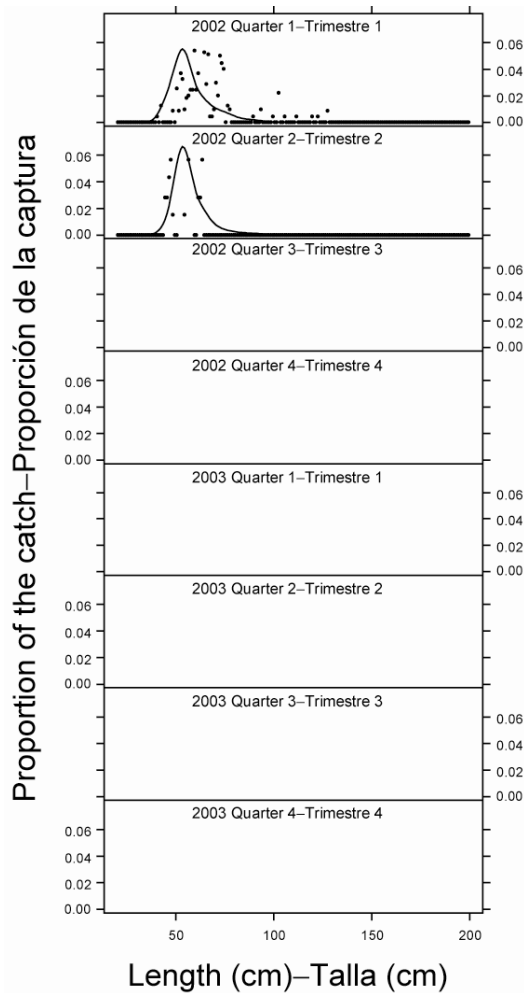


FIGURE 4.8d. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the pole-and-line fishery (Fishery 10).

FIGURA 4.8d. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por la pesquería cañera (Pesquería 10).

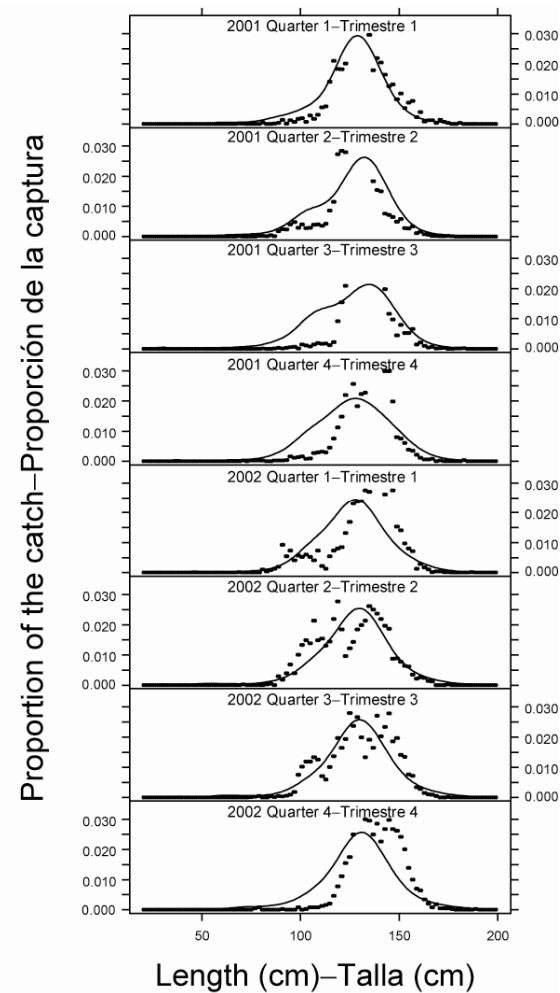


FIGURE 4.8e. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fishery (Fishery 12).

FIGURA 4.8e. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquería palangrera (Pesquería 12).

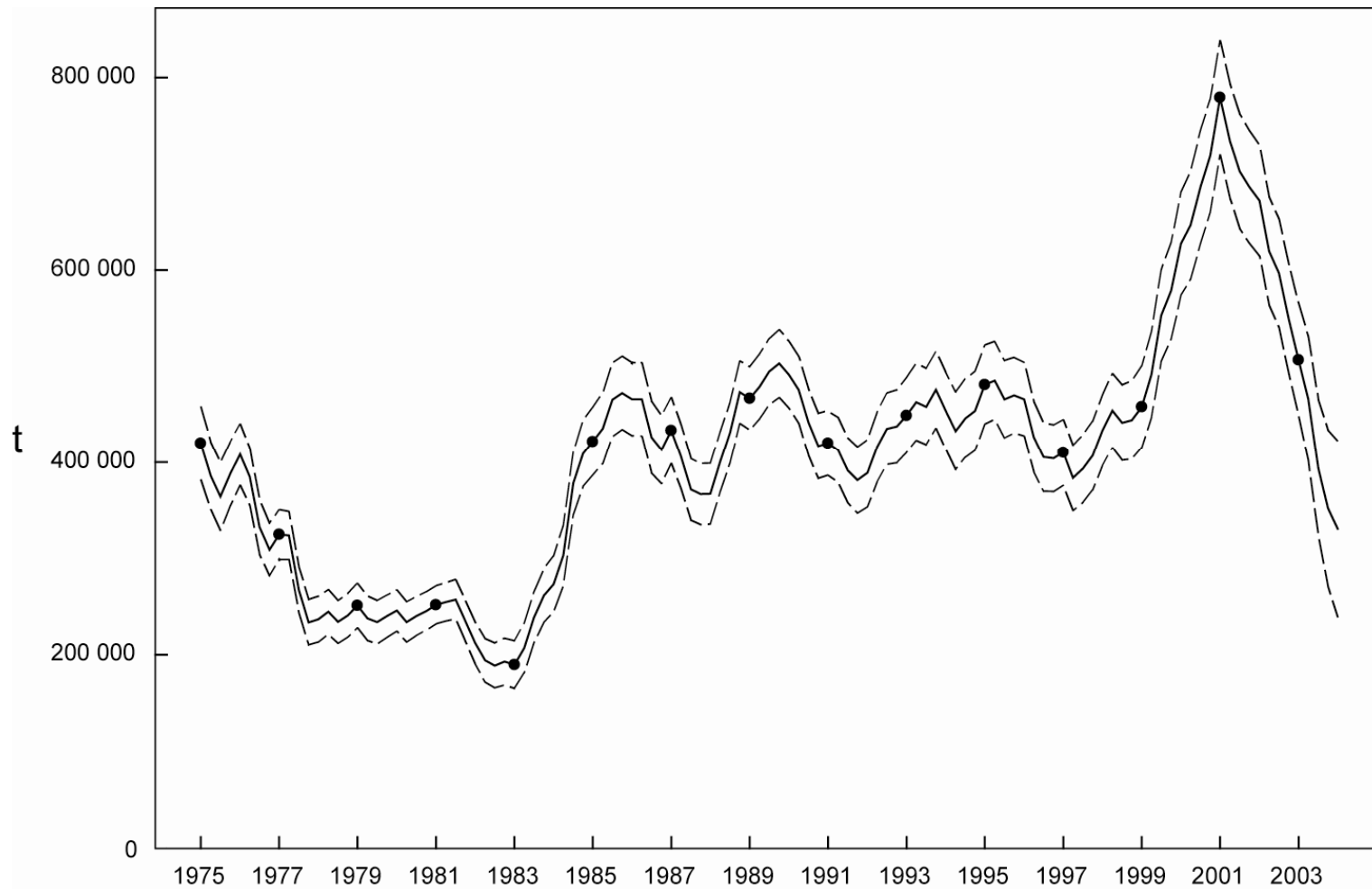


FIGURE 4.9a. Estimated biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.9a. Biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos 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. t = toneladas métricas.

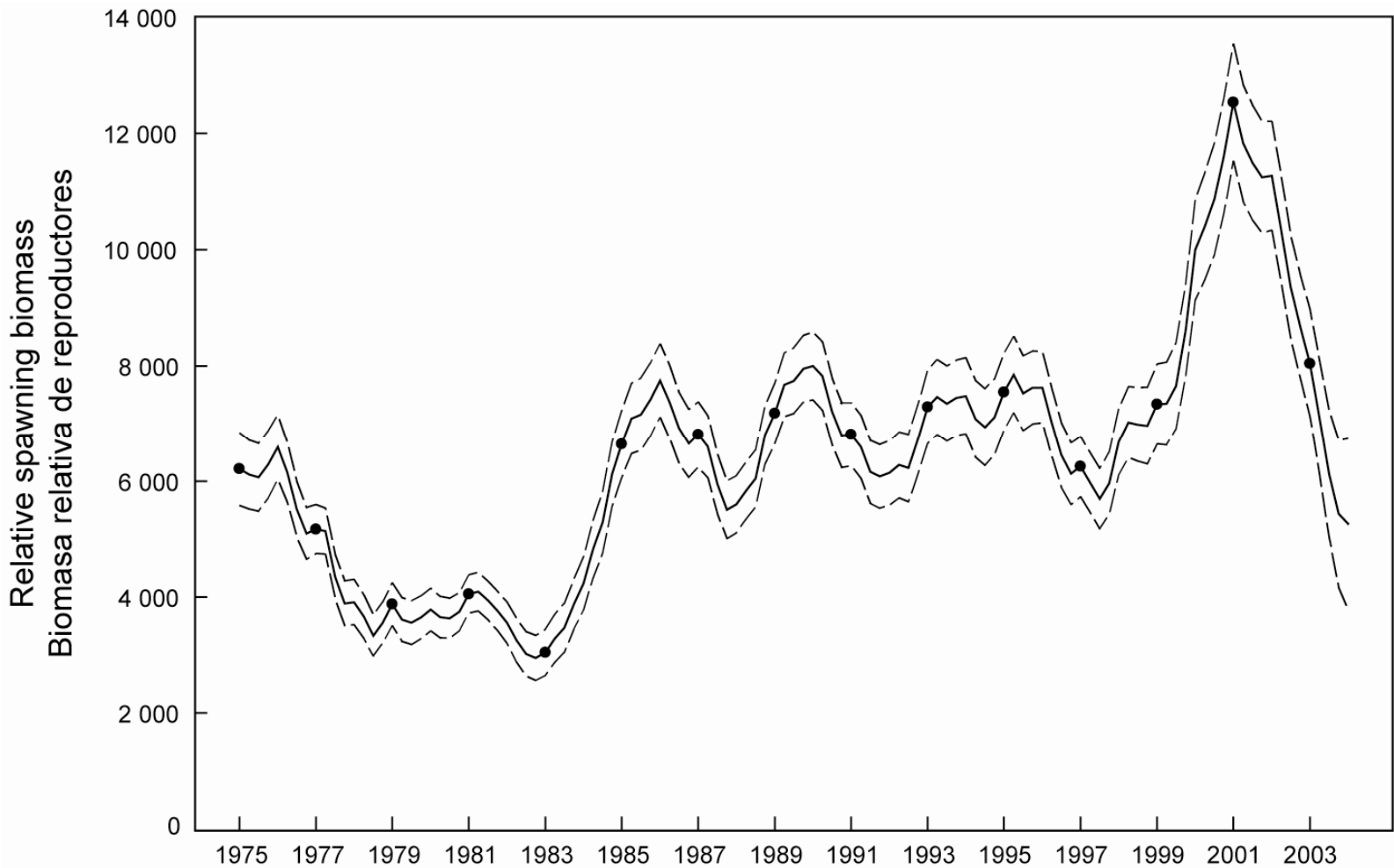


FIGURE 4.9b. Estimated relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly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

FIGURA 4.9b. Biomasa relativa estimada de reproductores de atún aleta amarilla en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos 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.

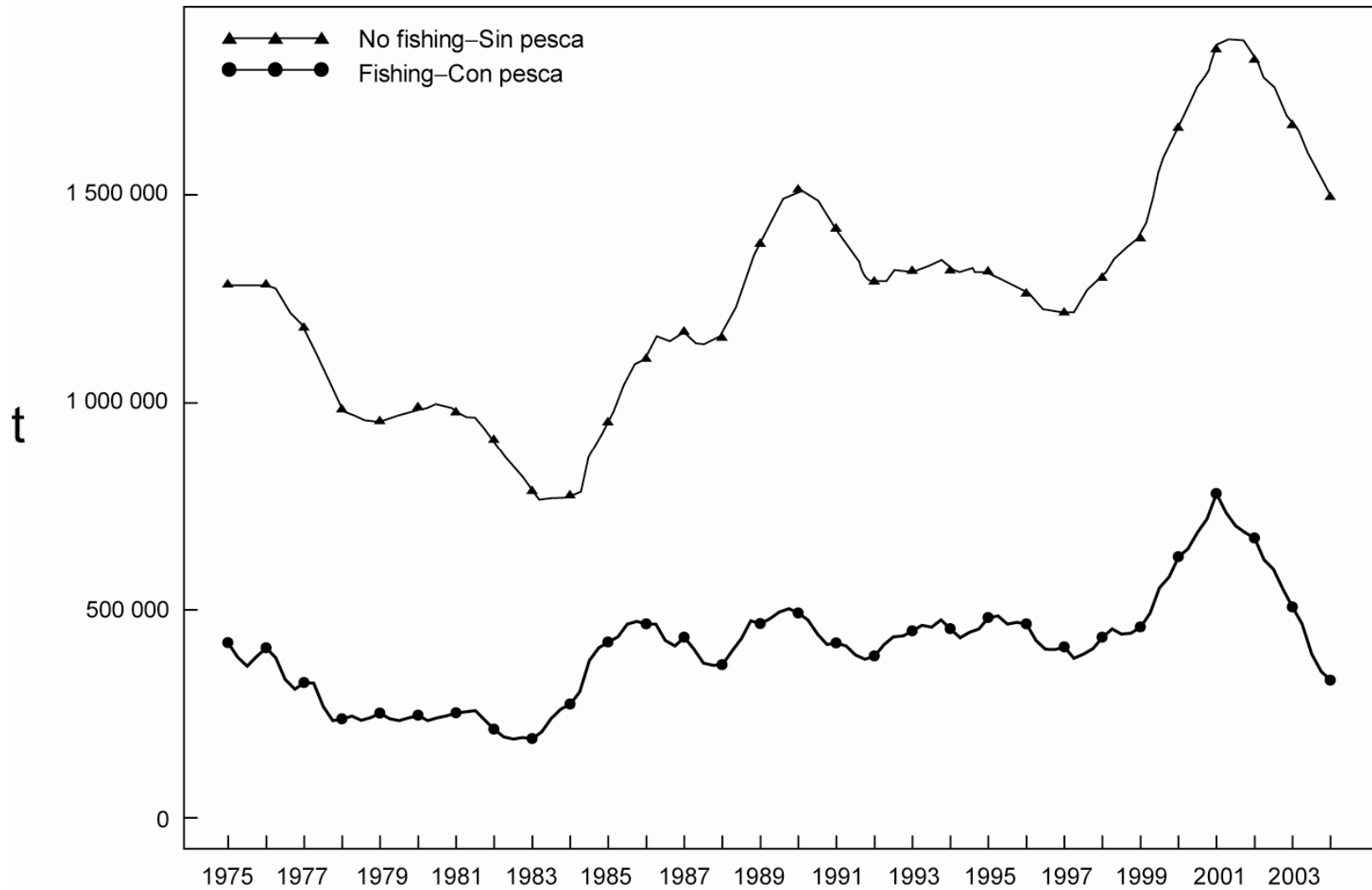


FIGURE 4.10a. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2003 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”). t = metric tons.

FIGURA 4.10a. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-2003 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación de la población (“con pesca”). t = toneladas métricas.

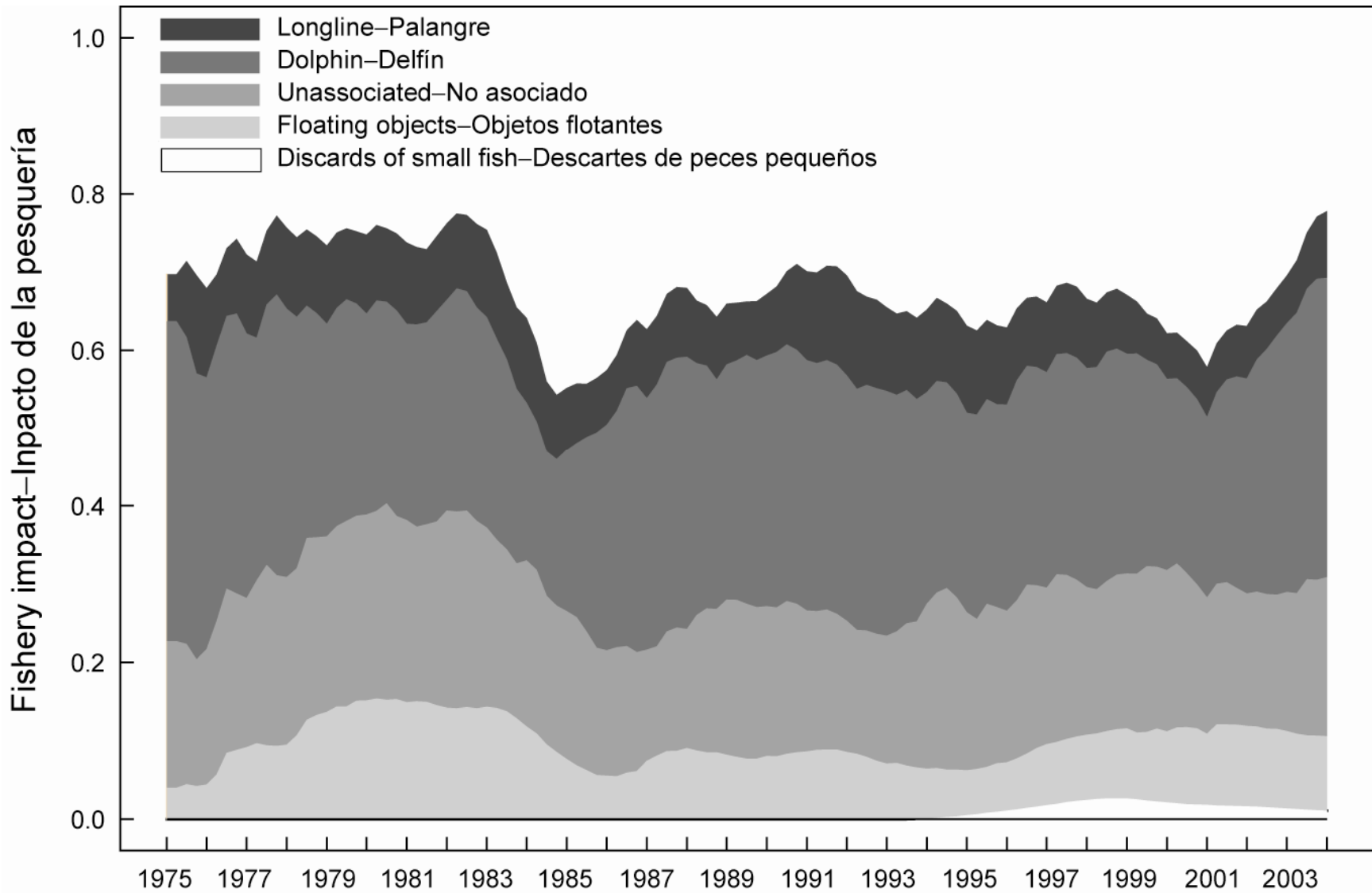


FIGURE 4.10b. Comparison of the relative impacts of the major fisheries on the biomass of yellowfin tuna in the EPO.
FIGURA 4.10b. Comparación de los impactos relativos de las pesquerías mayores sobre la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO.

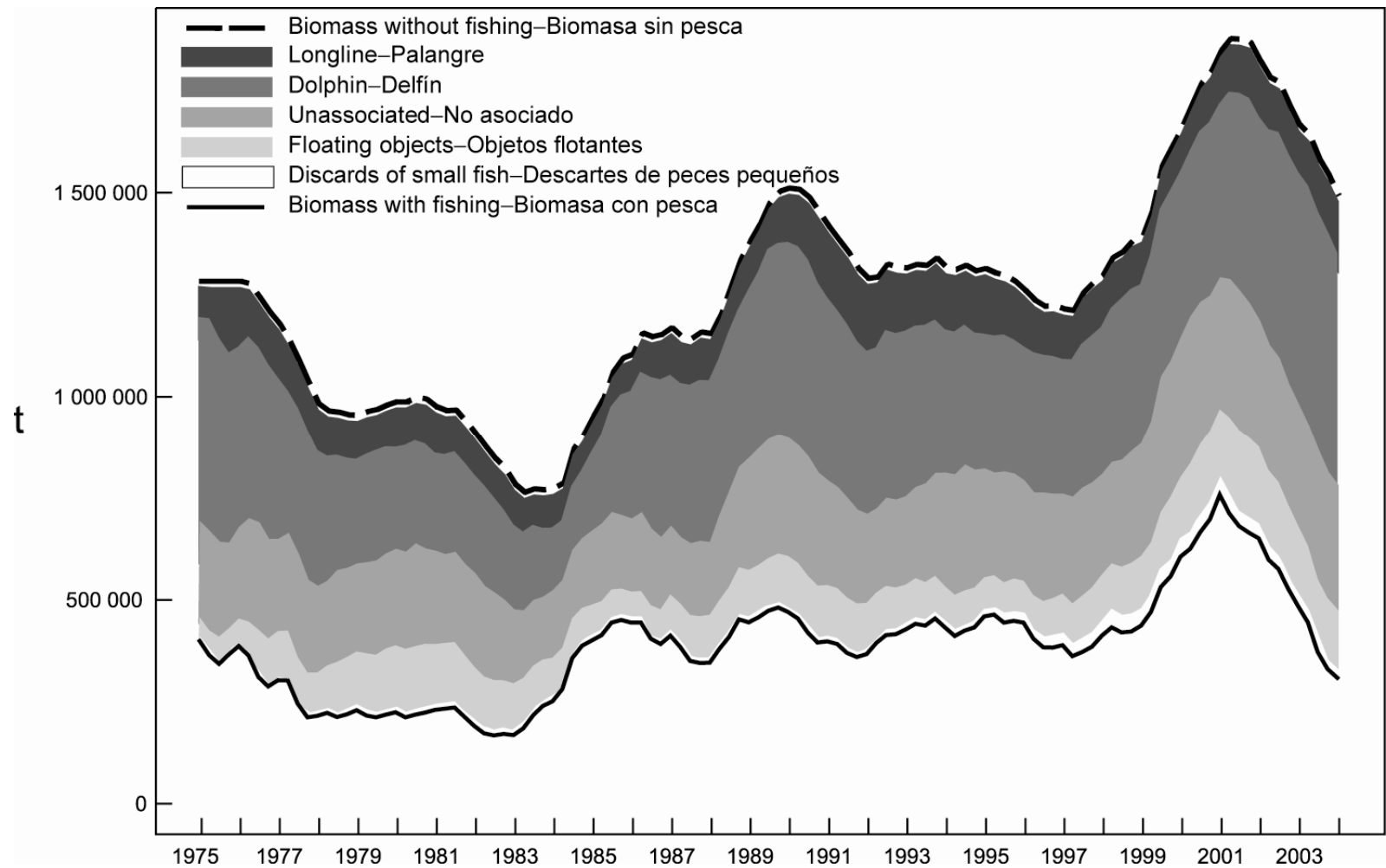


FIGURE 4.10c. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2003 (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4.10c. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-2003 (línea de trazos) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

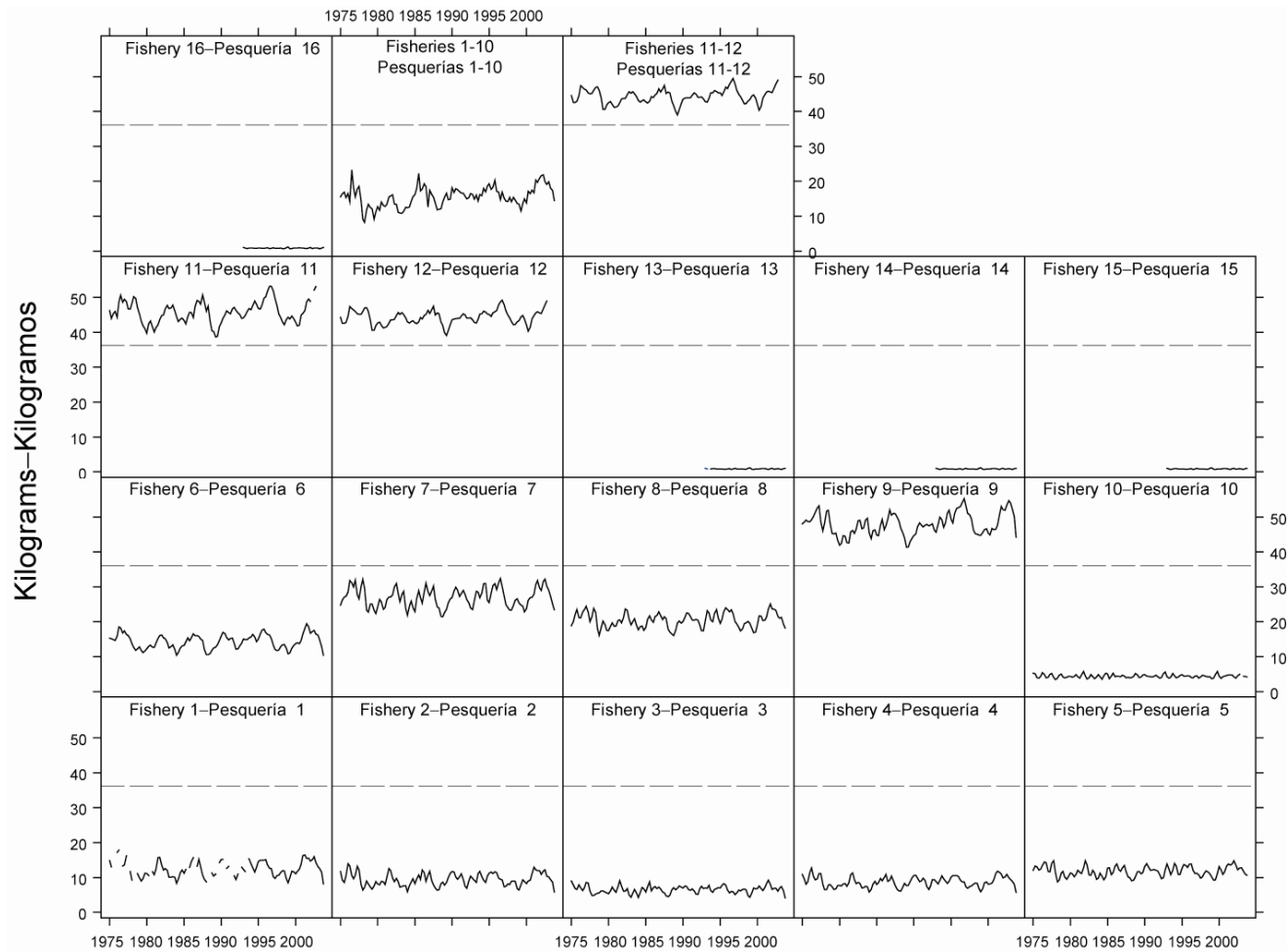


FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and that for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight (36.2 kg).

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 (36,2 kg).

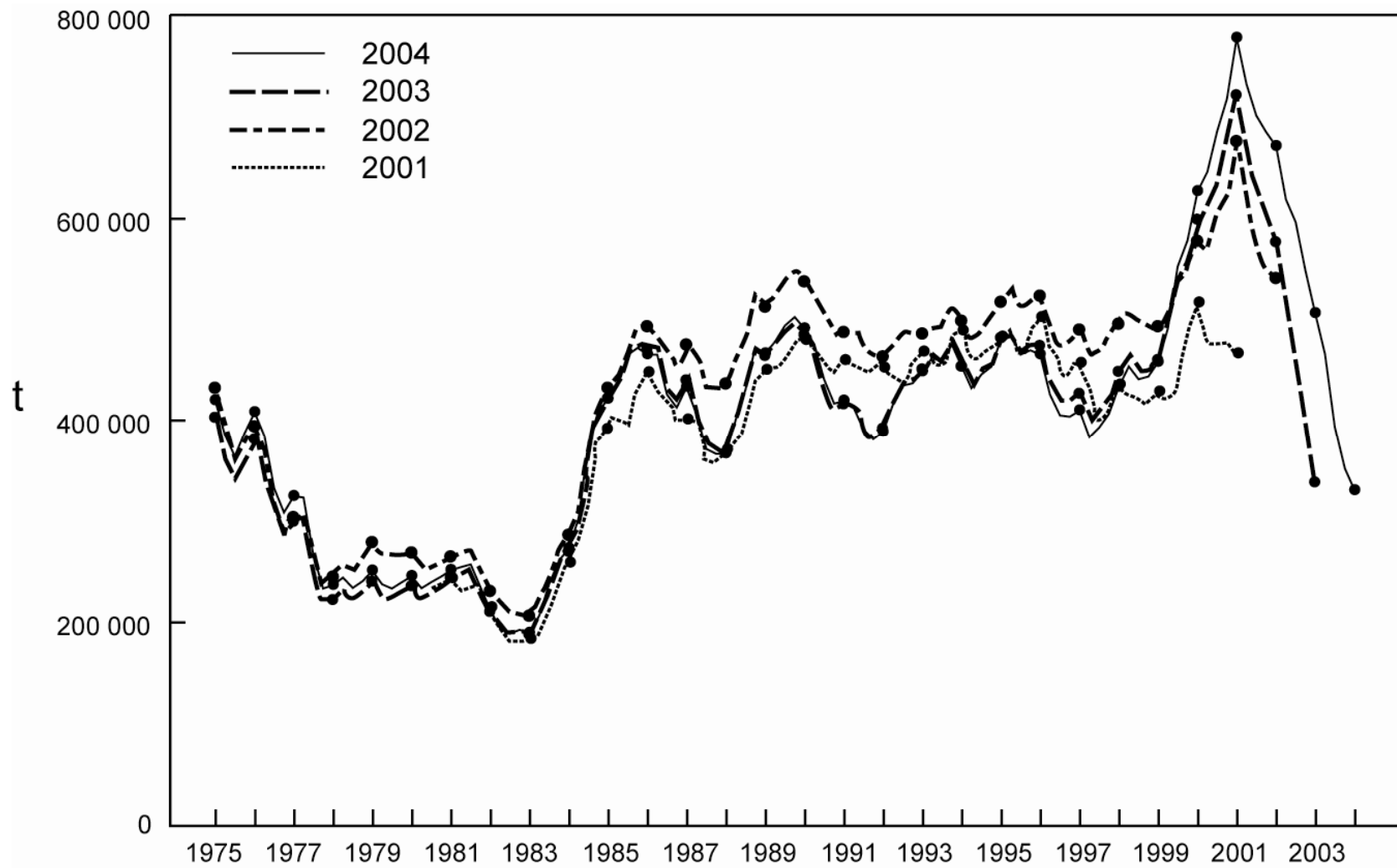


FIGURE 4.12a. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna in the EPO from previous assessments and the current assessment. t = metric tons.

FIGURA 4.12a. Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO de evaluaciones previas y de la evaluación actual. t = toneladas métricas.

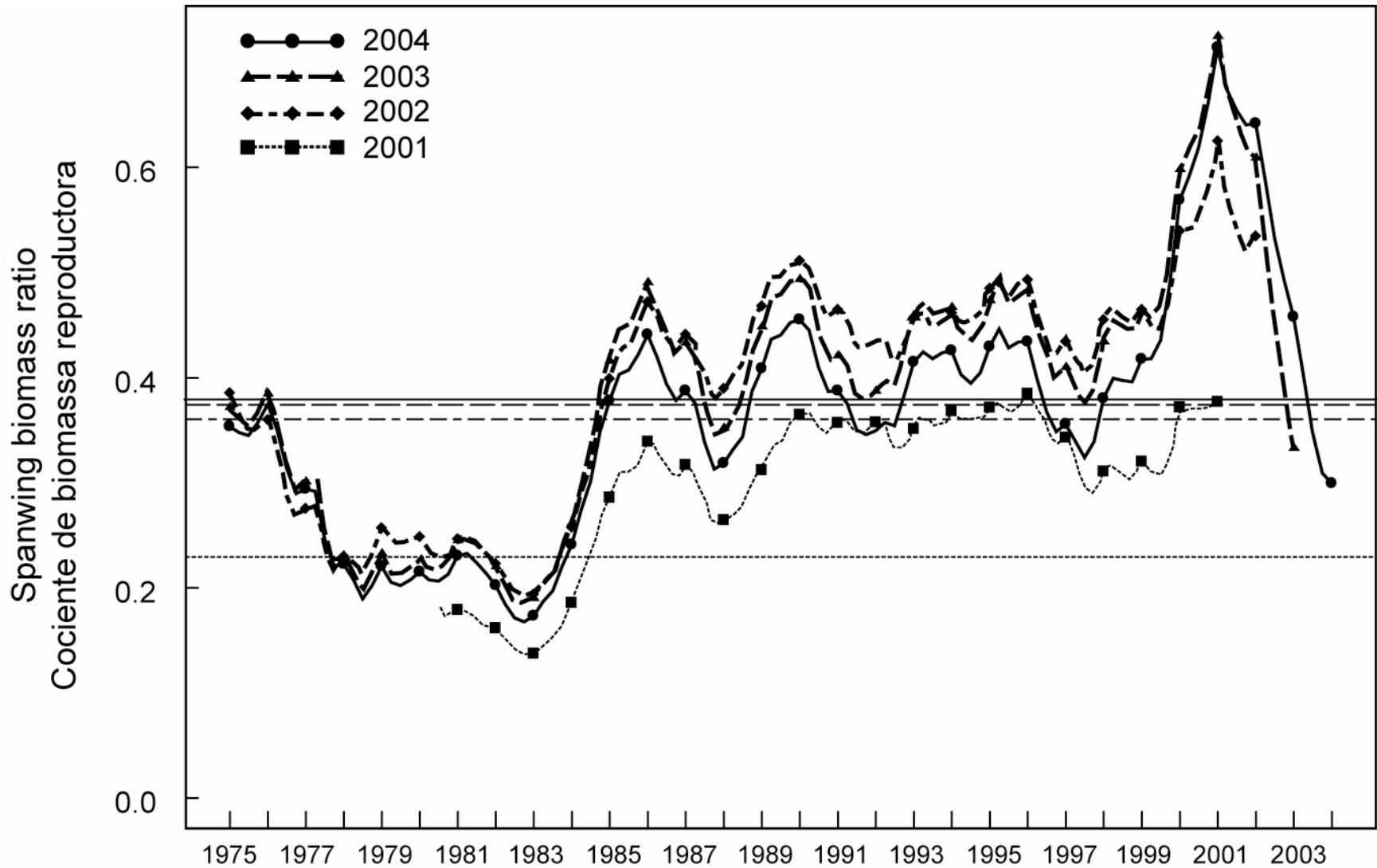


FIGURE 4.12b. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from previous assessments and the current assessment. The horizontal lines identify the SBRs at AMSY.

FIGURA 4.12b. Comparación de cociente estimado de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla de evaluaciones previas y de la evaluación actual. La línea horizontal identifica el SBR en RMSP.

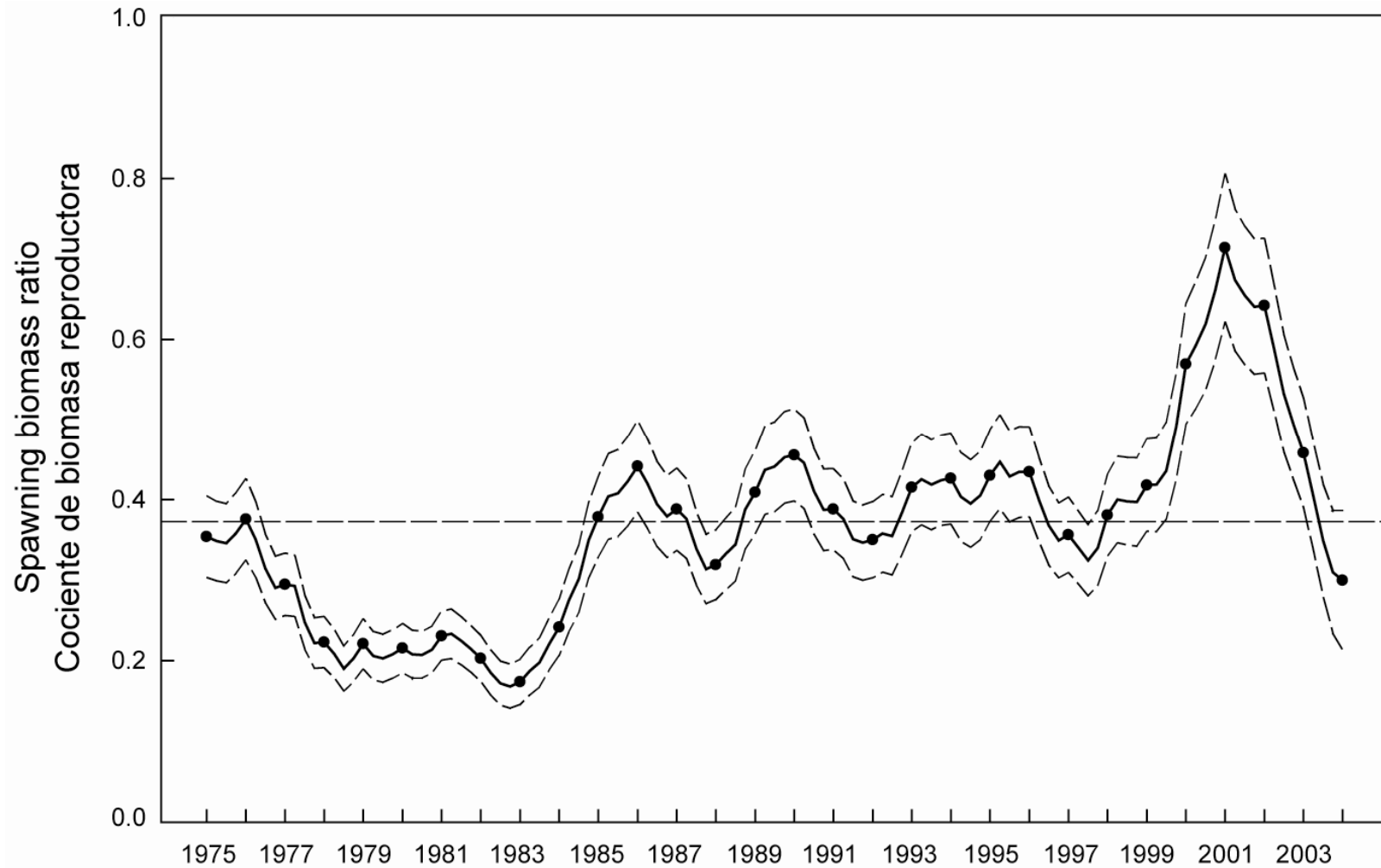


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.38) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimadas para atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,38) identifican el SBR en RMSP.

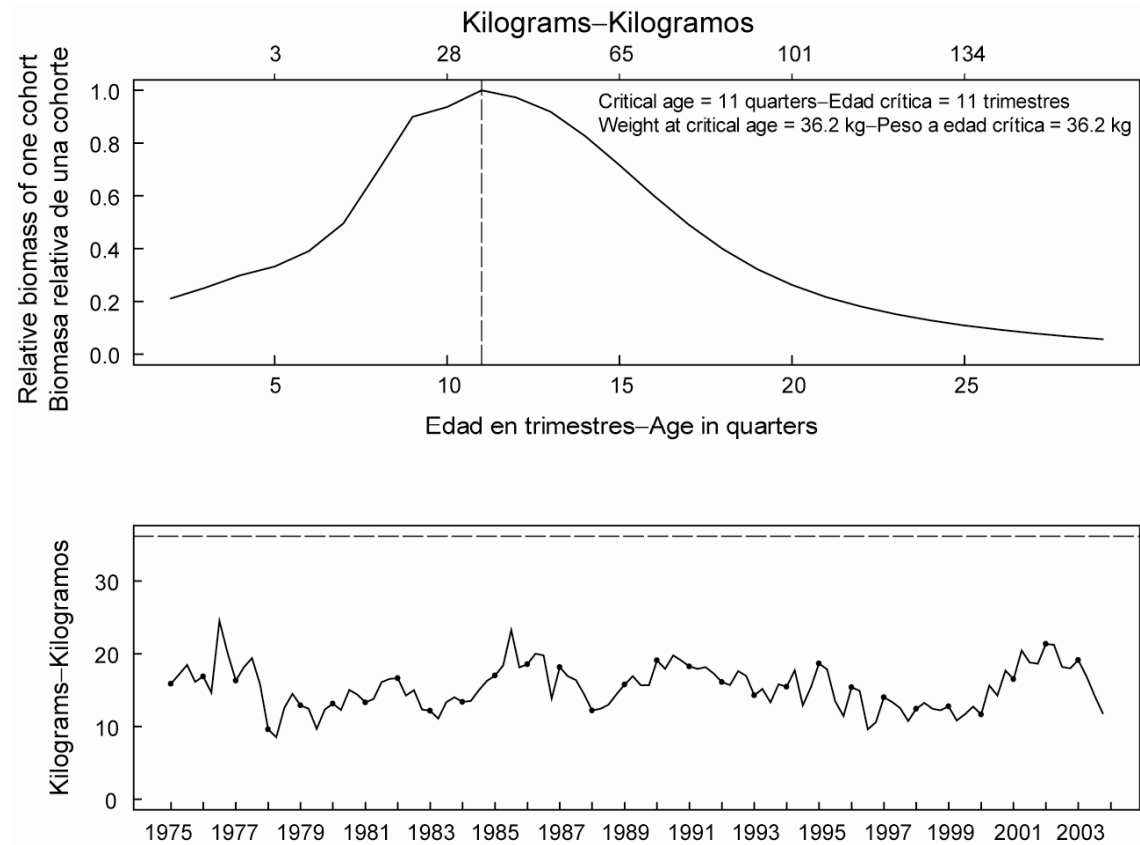


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The lower panel illustrates the estimated average weight of yellowfin tuna caught in all fisheries combined. The critical weight is drawn as the dashed horizontal 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 recuadro inferior ilustra el peso medio estimado del atún aleta amarilla capturado en todas las pesquerías combinadas. 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.

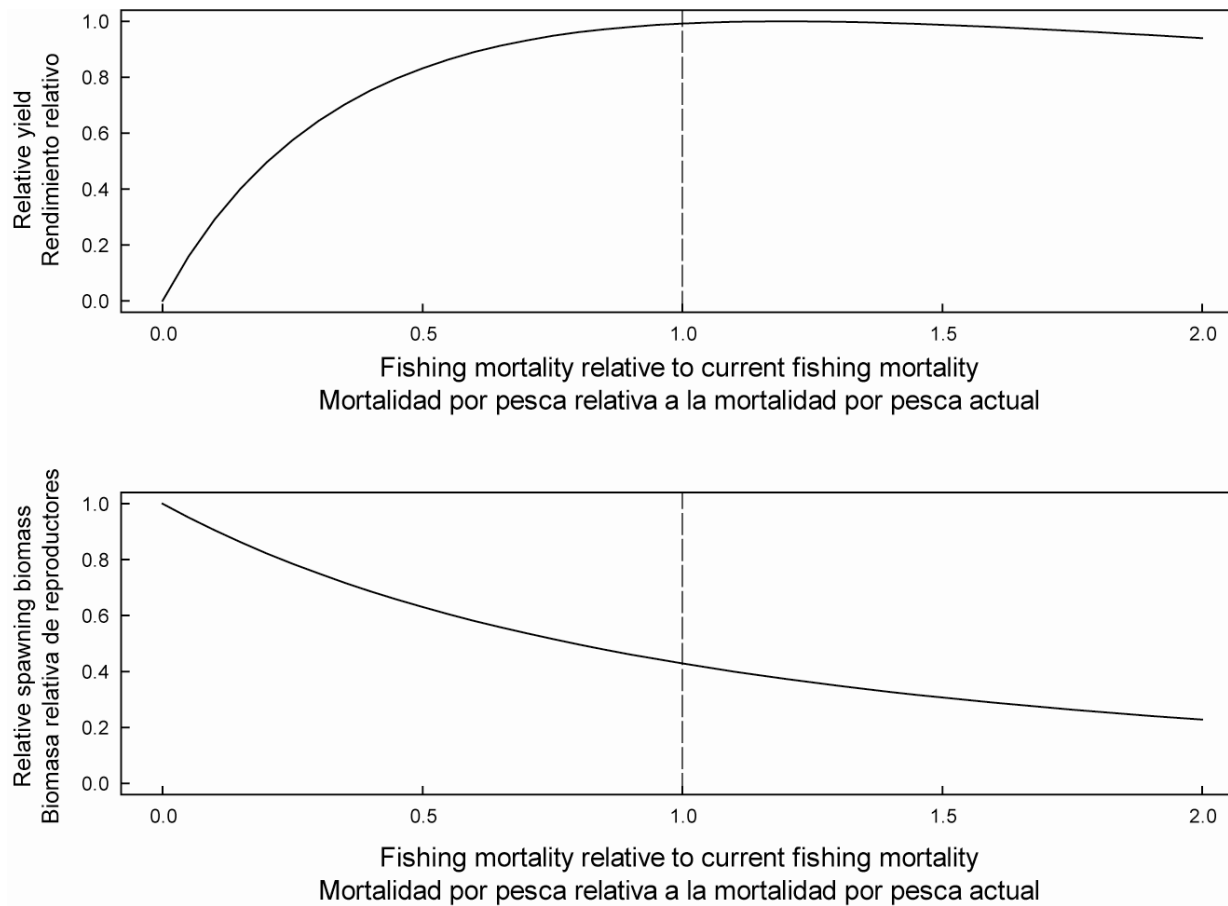


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates 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 RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

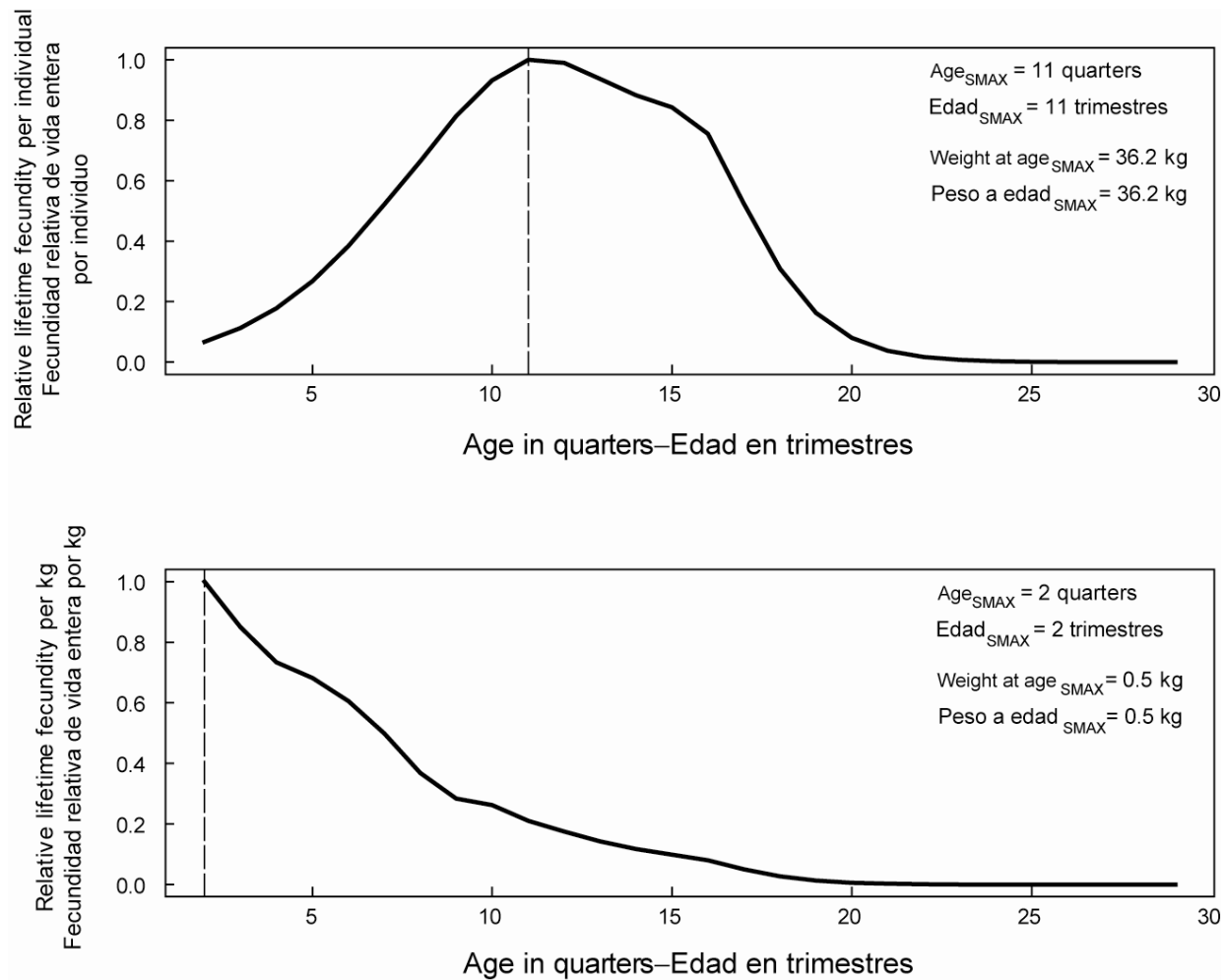


FIGURE 5.4. Marginal relative lifetime reproductive potential of yellowfin tuna at age based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). Age_{SMAX} is the age at which the maximum marginal relative lifetime reproductive potential is realized. The vertical lines indicate the locations of Age_{SMAX}.

FIGURA 5.4. Potencial de reproducción relativo marginal de atún aleta amarilla a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Edad_{SMAX} es la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo. Las líneas verticales señalan la posición de Edad_{SMAX}.

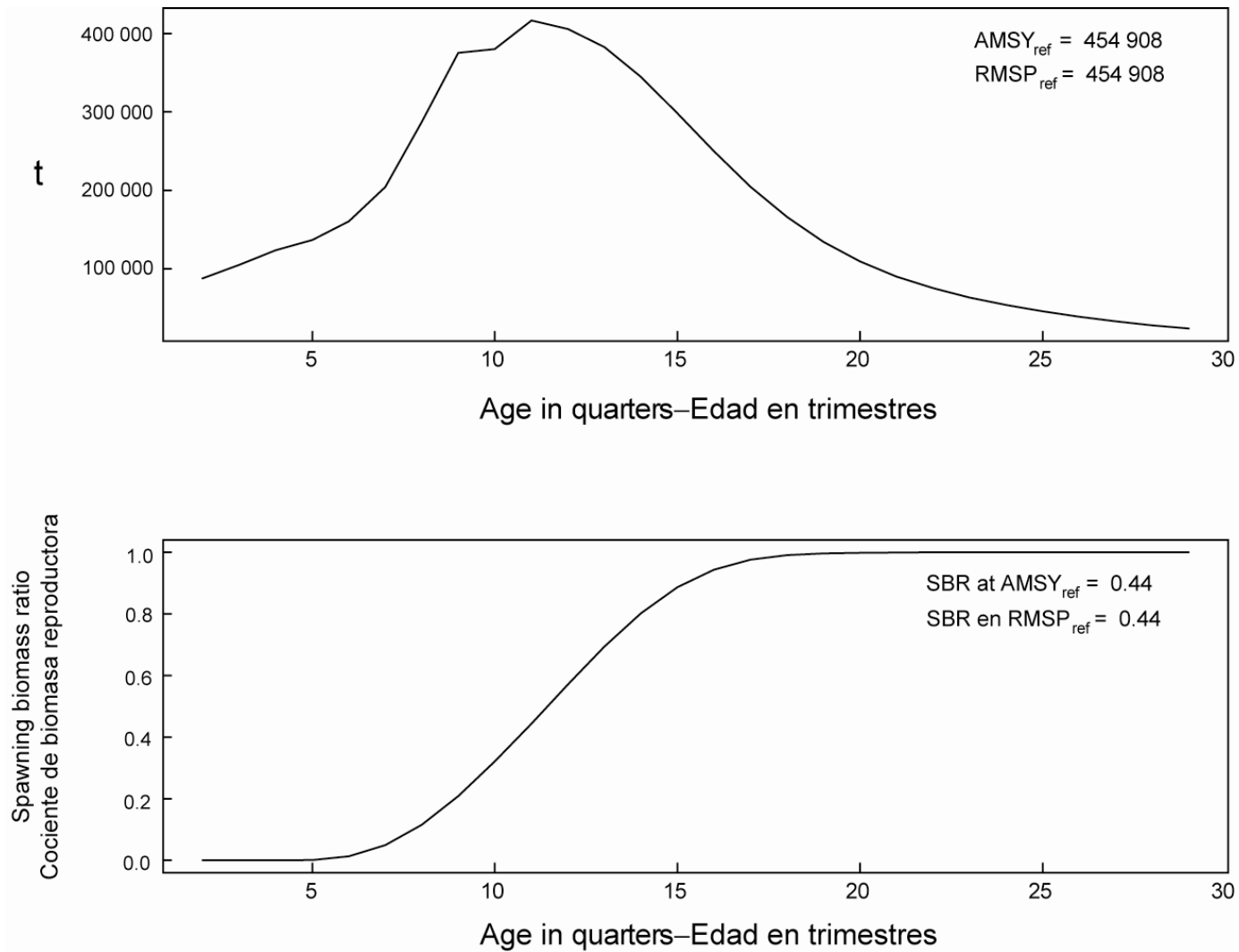


FIGURE 5.5. Yield calculated when catching only individual yellowfin tuna at a single age (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel). t = metric tons.

FIGURA 5.5. Rendimiento calculado si se capturaran atunes aleta amarilla individuales de una edad solamente (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior). t = toneladas métricas.

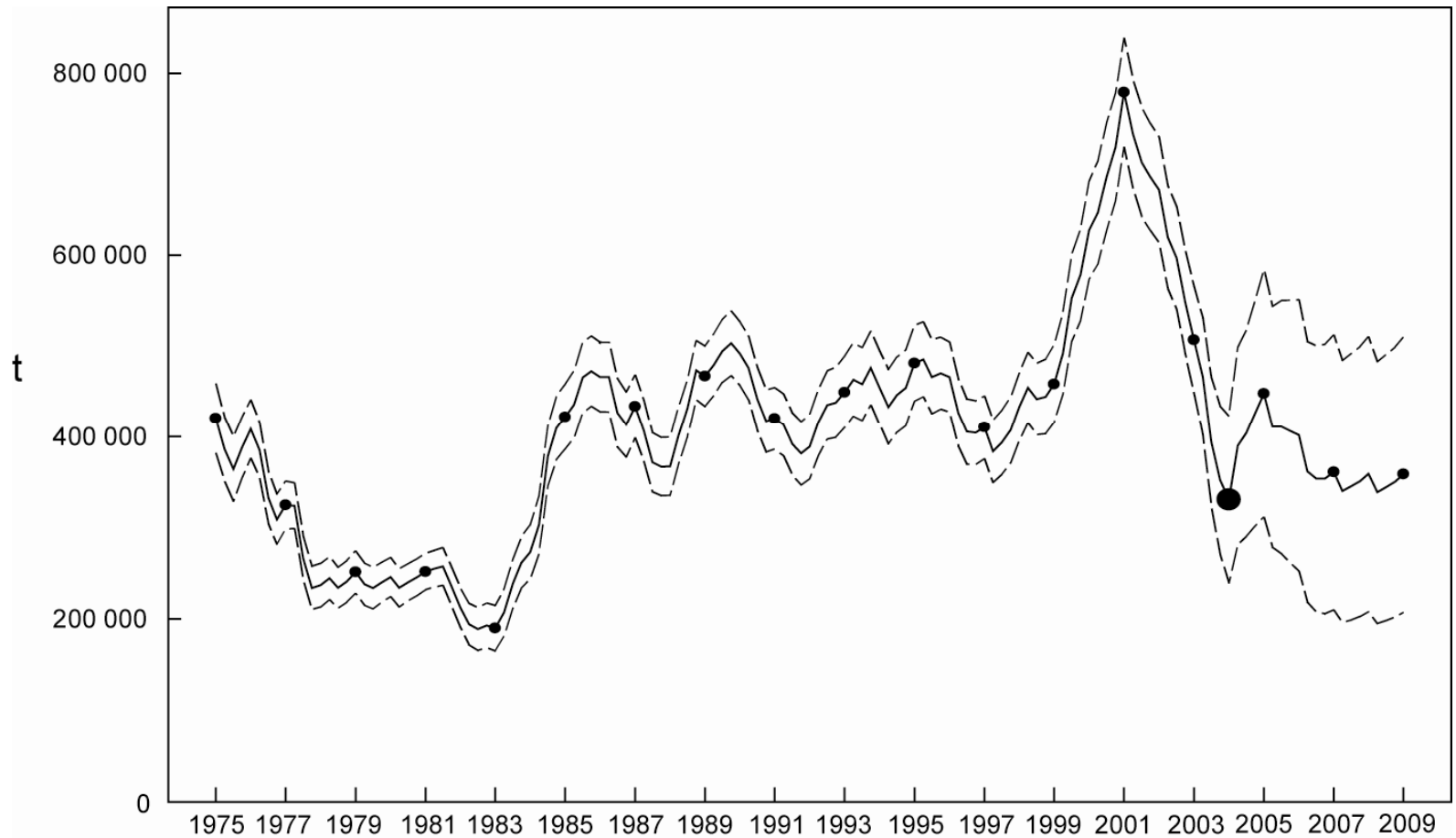


FIGURE 6.1. Biomasses projected during 2004-2008 for yellowfin tuna in the EPO under current effort. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals. The estimates after 2004 (the large dot) indicate the biomasses predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2003, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2001 and 2002, and average environmental conditions occur during the next 10 years. t = metric tons.

FIGURA 6.1. Biomasa predicha durante 2004-2008 de atún aleta amarilla con esfuerzo corriente. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95%. Las estimaciones a partir de 2004 (el punto grande) señalan la biomasa predicho si el esfuerzo continúa en el nivel promedio de 2003, la capturabilidad (con desvíos de esfuerzo) continúa en el promedio de 2001 y 2002, y con condiciones ambientales promedio en los 10 próximos años. t = toneladas métricas.

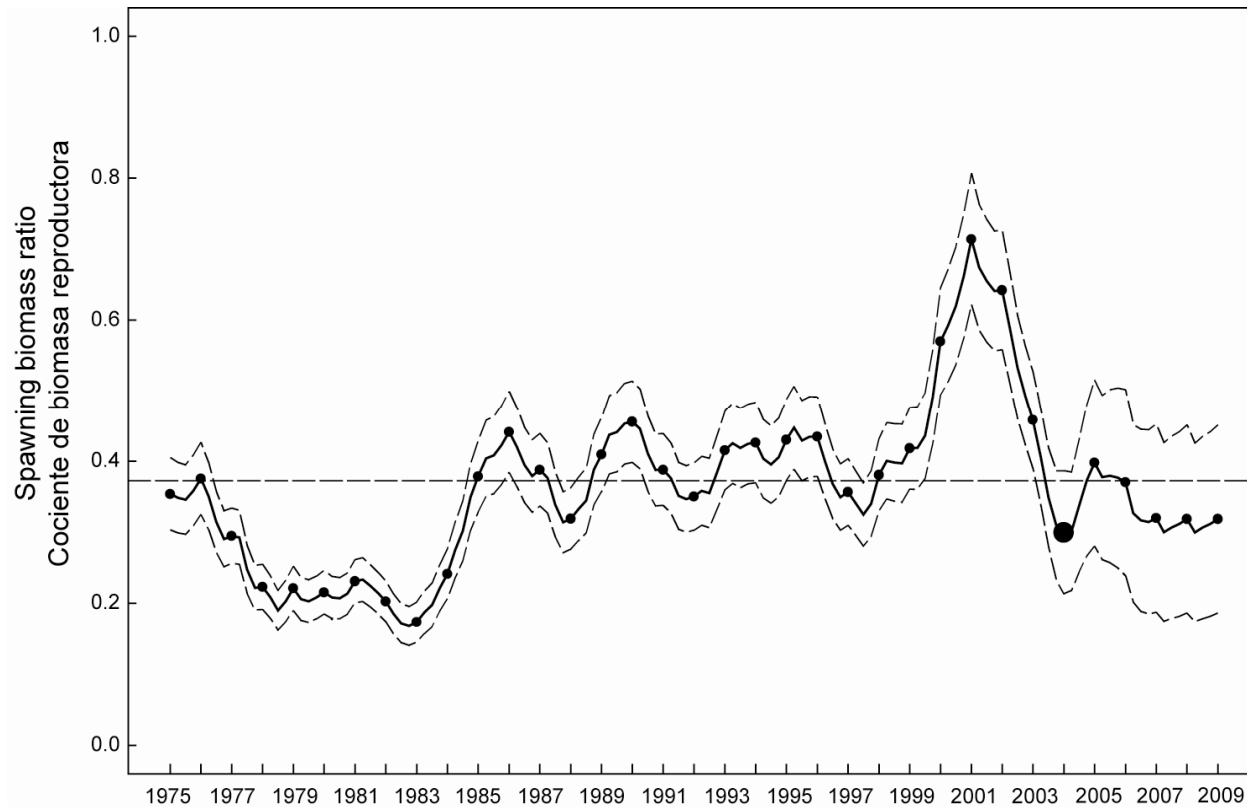


FIGURE 6.2. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2003 and SBRs projected during 2004-2009 for yellowfin tuna in the EPO by the likelihood profile approximation method. The dashed horizontal line (at 0.38) identifies $SBR_{AMS\dot{Y}}$ (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2004 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2003, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2001 and 2002, and average environmental conditions occur during the next 10 years.

FIGURA 6.2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para 1975-2003 y SBRs proyectados durante 2004-2009 para el atún aleta amarilla en el OPO por el método de aproximación de perfil de verosimilitud. La línea de trazos horizontal (en 0.38) identifica SBR_{RMSP} (Sección 5.3), y las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2004 (el punto grande) señalan el SBR predicho si el esfuerzo continúa en el nivel promedio de 2003, la capturabilidad (con desvíos de esfuerzo) continúa en el promedio de 2001 y 2002, y con condiciones ambientales promedio en los 10 próximos años.

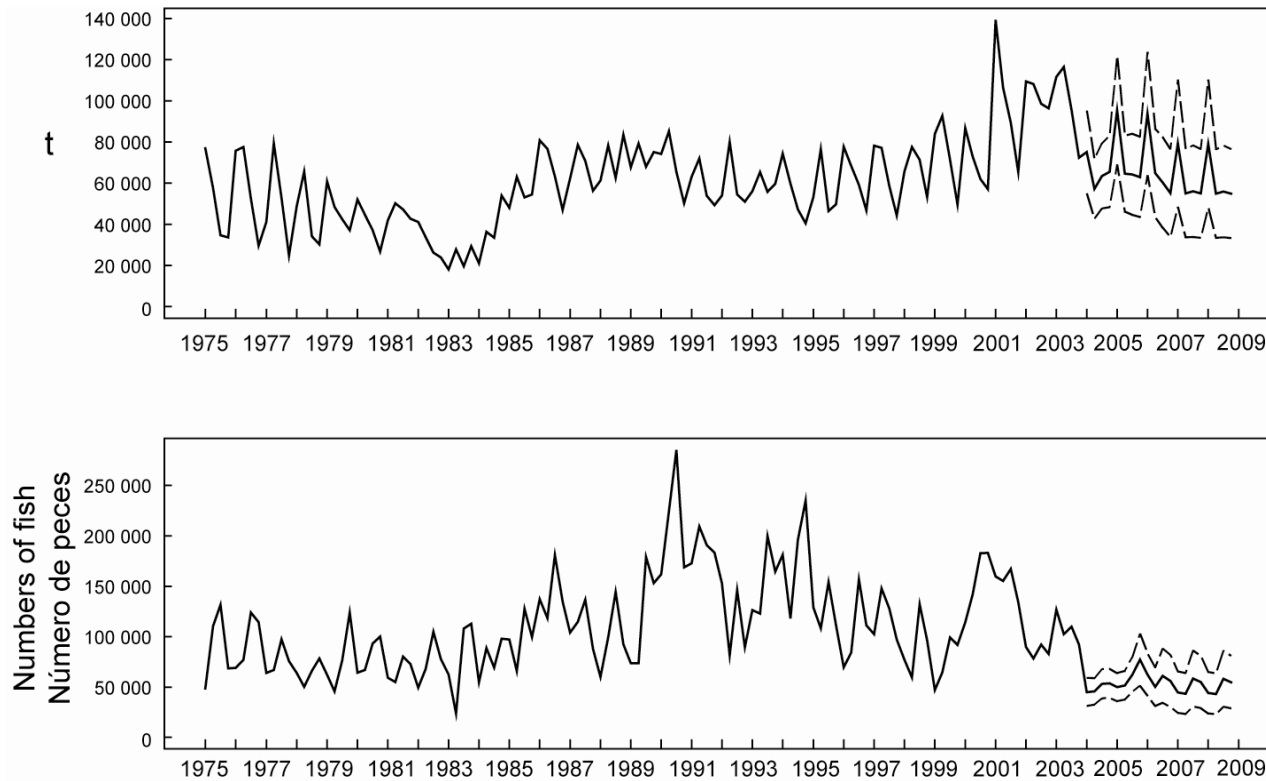


FIGURE 6.3. Catches of yellowfin tuna during 1975-2003 and simulated catches of yellowfin tuna during 2004-2008 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the the longline fleet (lower panel), using the likelihood profile method. The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates. The estimates after 2004 indicate the catches predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2003, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2001 and 2002, and average environmental conditions occur during the next 10 years. t = metric tons.

FIGURA 6.3. Capturas de atún aleta amarilla durante 1975-2003 y capturas simuladas de atún aleta amarilla durante 2004-2008 por las flotas de cerco y caña (recuadro superior) y la flota palangrera (recuadro inferior), usando el método de aproximación de perfil de verosimilitud. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2004 señalan las capturas predichas si el esfuerzo continúa en el nivel promedio de 2003, la capturabilidad (con desvíos de esfuerzo) continúa en el promedio de 2001 y 2002, y con condiciones ambientales promedio en los 10 próximos años. t = toneladas métricas.

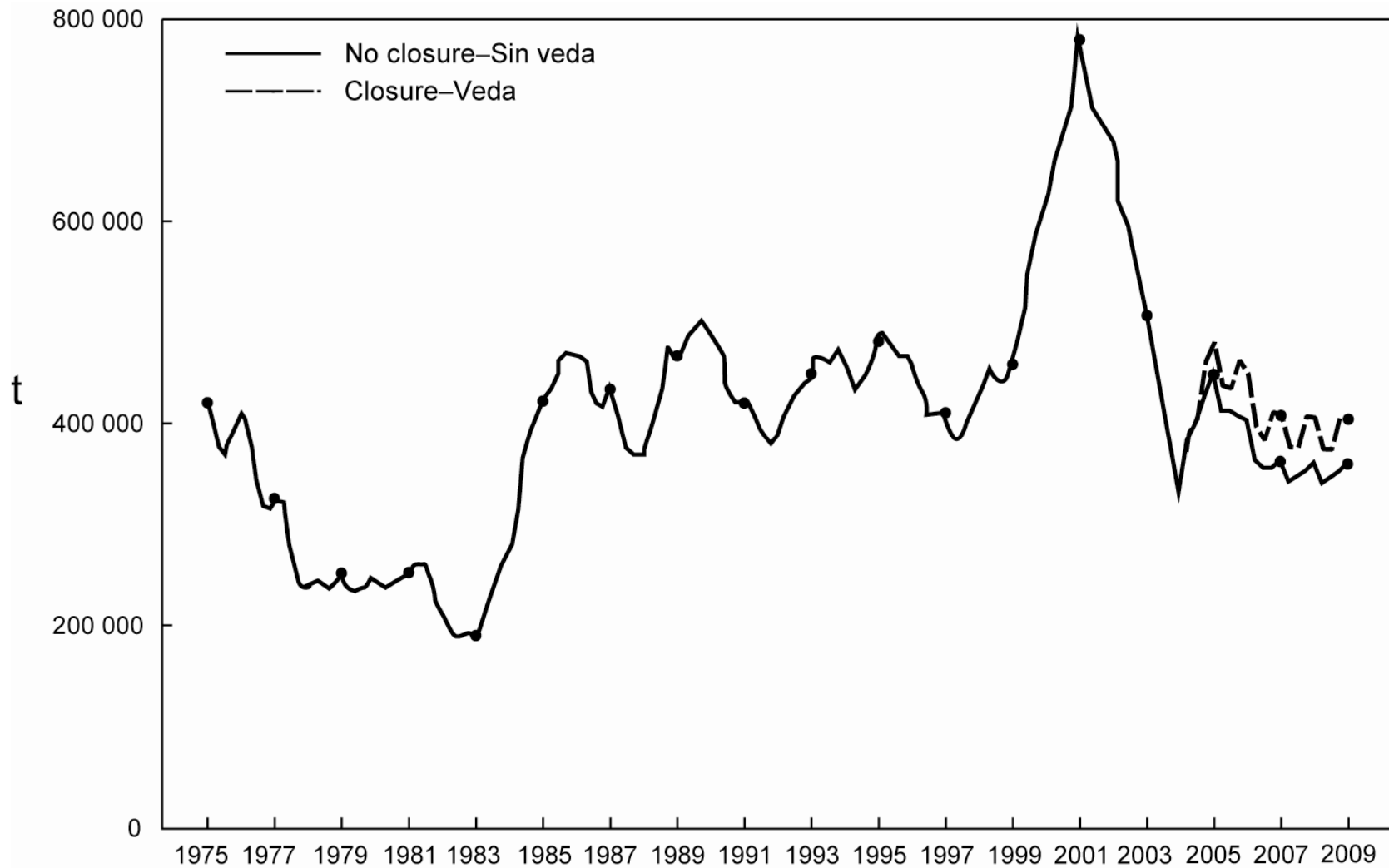


FIGURE 6.4. Biomass projected during 2004-2008 for yellowfin tuna in the EPO under current effort and under a closure of the surface fishery for six weeks in the third quarter. t = metric tons.

FIGURA 6.4. Proyección de la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y una veda de seis semanas de la pesquería de superficie en el tercer trimestre. t = toneladas métricas.

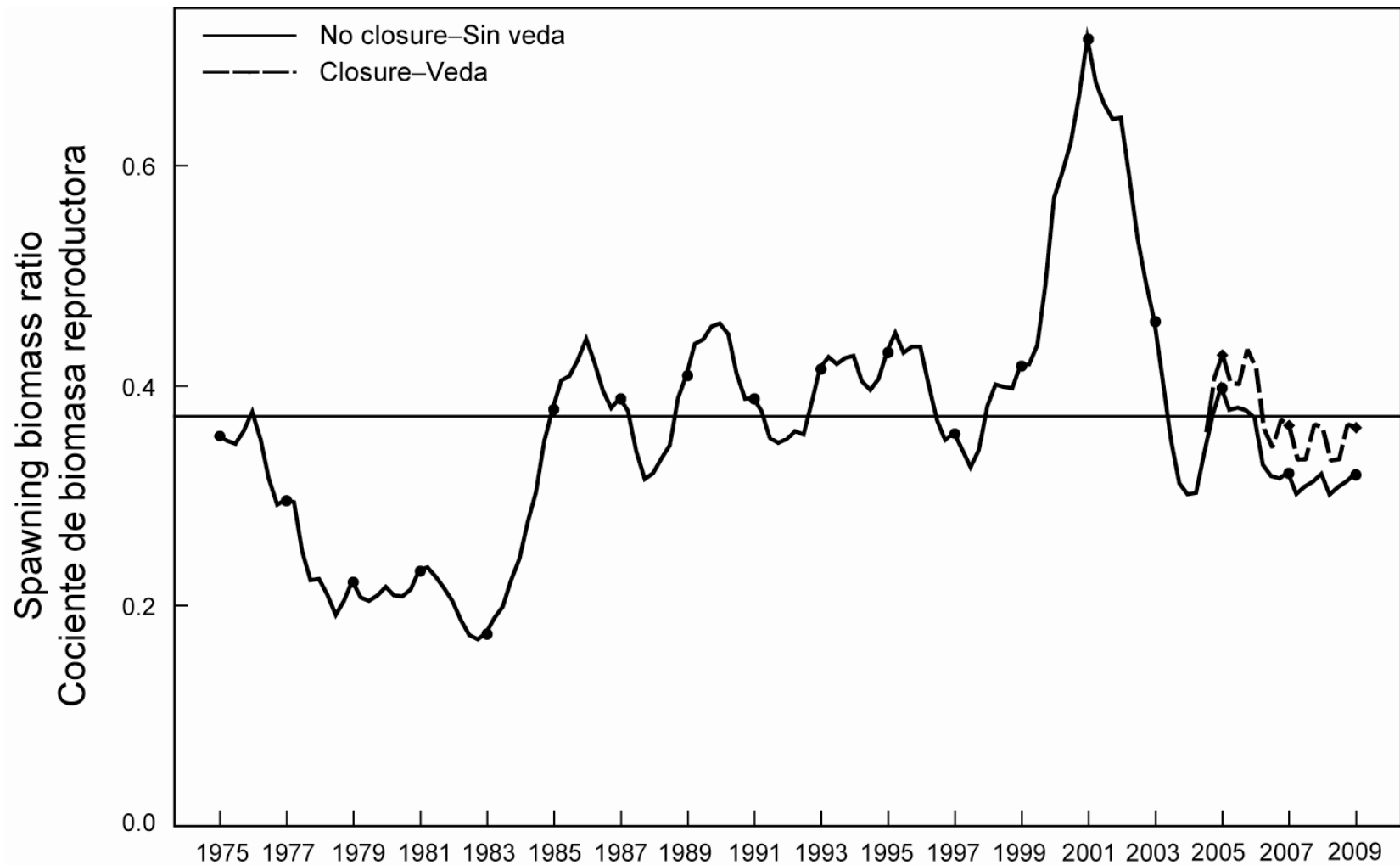


FIGURE 6.5. Spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2004-2008 for yellowfin tuna in the EPO under current effort and under a closure of the surface fishery for six weeks in the third quarter. The horizontal line (at 0.38) identifies SBR_{AMSY} (Section 5.3).
FIGURA 6.5. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y una veda de seis semanas de la pesquería de superficie en el tercer trimestre. La línea horizontal (en 0.38) identifica SBR_{RMSP} (Sección 5.3).

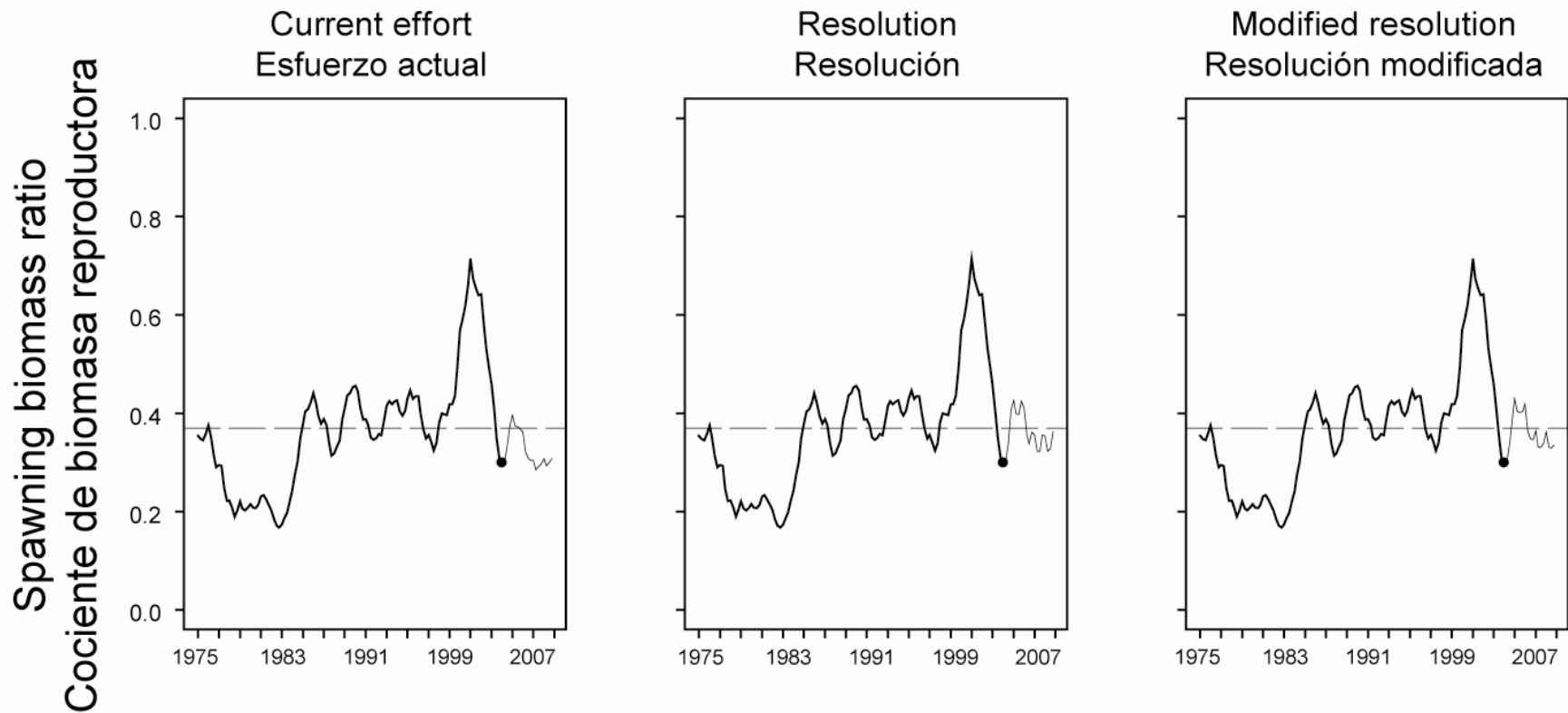


FIGURE 6.6. Spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2004-2008 for yellowfin tuna in the EPO under current effort and under two six-week closure scenarios for the surface fishery. The dashed horizontal line (at 0.38) identifies $SBR_{AMS\text{Y}}$ (Section 5.3).

FIGURA 6.6. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y dos posibles vedas de la pesquería de superficie, de seis semanas cada una. La línea de trazos (en 0.38) identifica SBR_{RMSP} (Sección 5.3).

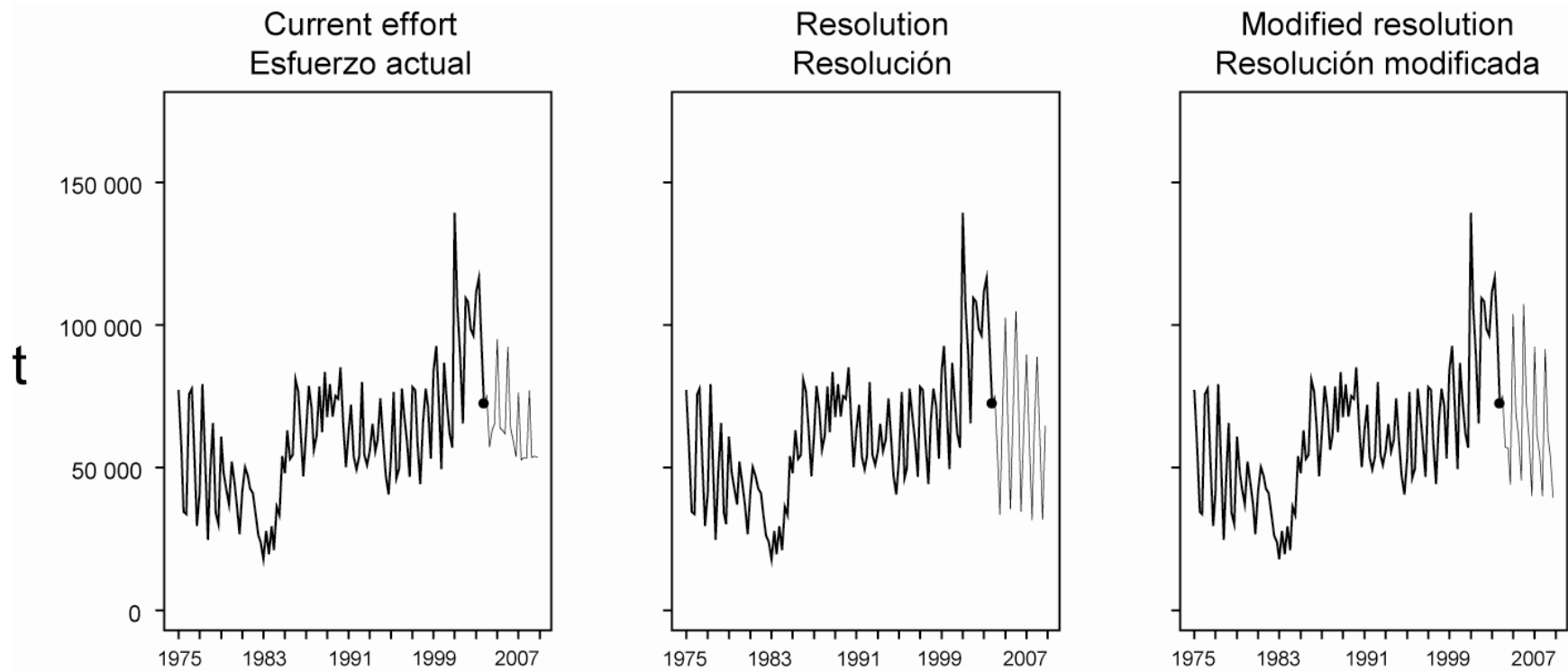


FIGURE 6.7. Projected quarterly catches of yellowfin tuna in the EPO by the surface fishery during 2004-2008 under current effort and under two six-week closure scenarios for the surface fishery. t = metric tons.

FIGURA 6.7. Capturas trimestrales proyectadas de atún aleta amarilla por la pesquería de superficie en el OPO durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y dos vedas de la pesquería de superficie, de seis semanas cada una. t = toneladas métricas.

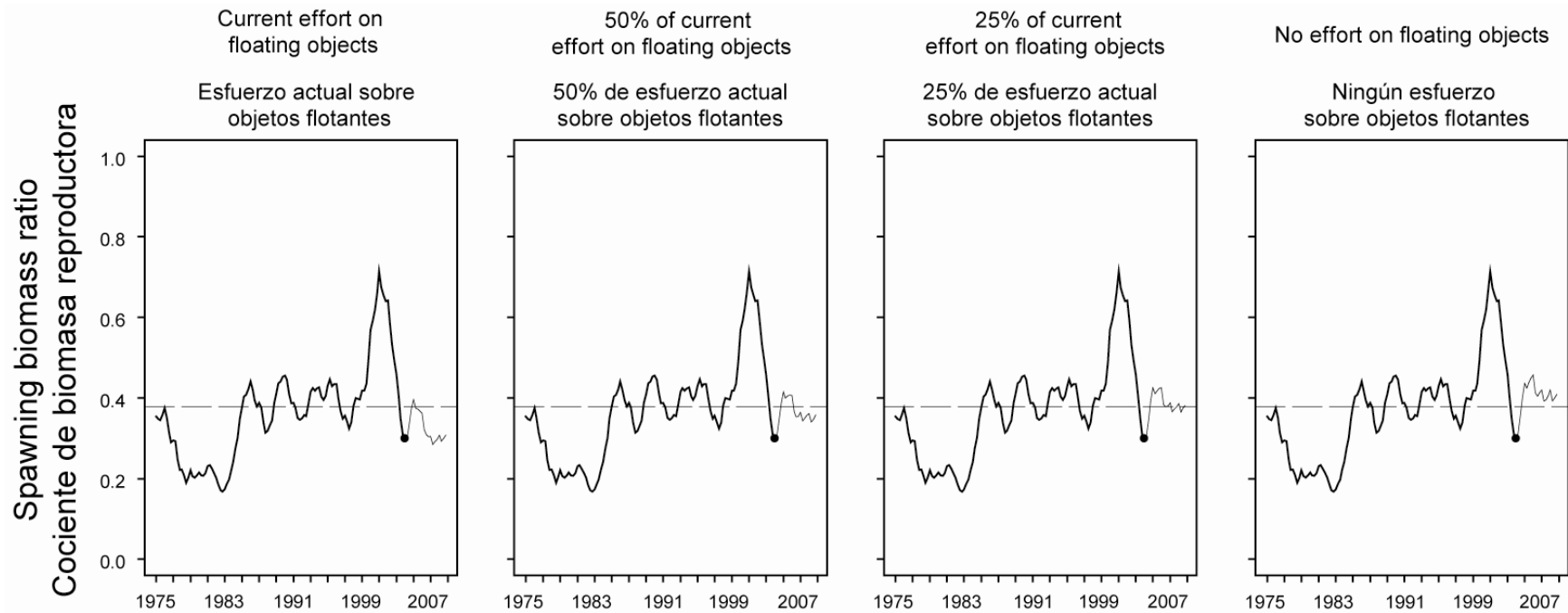


FIGURE 6.8. Spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2004-2008 for yellowfin tuna in the EPO under current effort and under three scenarios for effort for the floating-object fishery. The dashed horizontal line (at 0.38) identifies $SBR_{AMS\text{Y}}$ (Section 5.3).

FIGURA 6.8. Cocientes de biomasa reproductora (SBRs) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y tres escenarios para el esfuerzo en la pesquería sobre objetos flotantes. La línea de trazos (en 0.38) identifica SBR_{RMSP} (Sección 5.3).

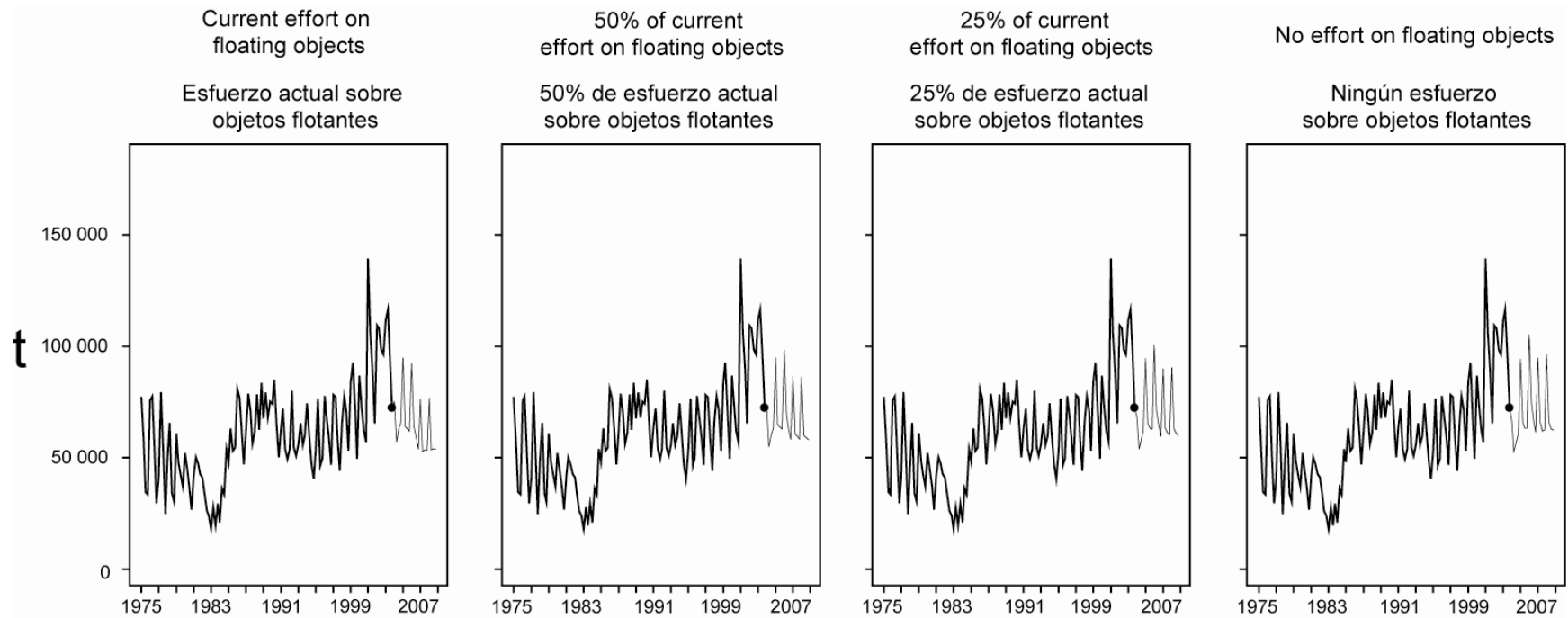


FIGURE 6.9. Projected quarterly catches of yellowfin tuna in the EPO by the surface fishery during 2004-2008 under current effort and under three scenarios for effort for the floating-object fishery. t = metric tons.

FIGURA 6.9. Capturas trimestrales proyectadas de atún aleta amarilla por la pesquería de superficie en el OPO durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y tres escenarios para el esfuerzo en la pesquería sobre objetos flotantes. t = toneladas métricas.

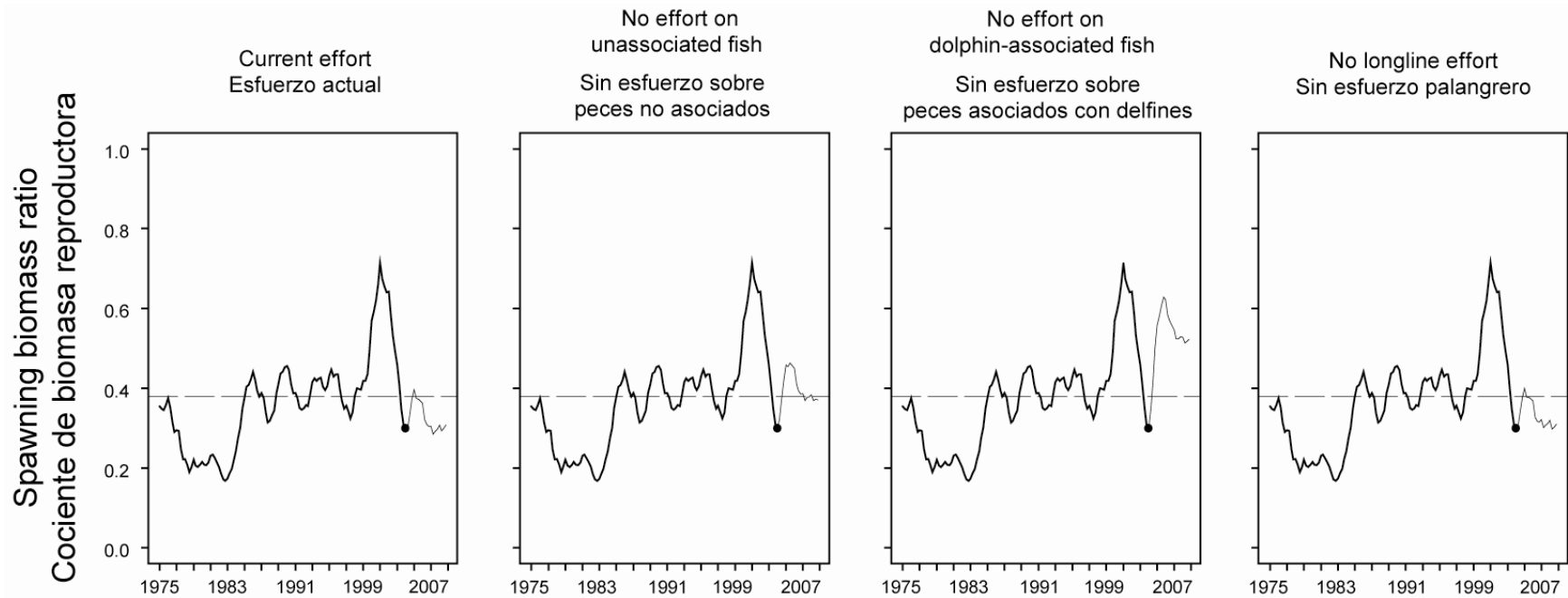


FIGURE 6.10. Spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2004-2008 for yellowfin tuna in the EPO under current effort and under three scenarios eliminating effort from three different fisheries. The dashed horizontal line (at 0.38) identifies SBR_{AMSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.10. Cocientes de biomasa reproductora (SBRs) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2004-2008, con el esfuerzo actual y tres escenarios que eliminan el esfuerzo de tres pesquerías distintas. La línea de trazos horizontal (en 0.38) identifica SBR_{RMSP} (Sección 5.3).

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; LP = pole and line; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphin-associated schools. 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; LP = caña; 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	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	1975-2003	11-12	retained catch + discards from inefficiencies
2	PS	FLT	1975-2003	7, 9	in fishing process—captura retenida +
3	PS	FLT	1975-2003	5-6, 13	descartes de ineficacias en el proceso de
4	PS	FLT	1975-2003	1-4, 8, 10	pesca
5	PS	UNA	1975-2003	1-4, 8, 10	
6	PS	UNA	1975-2003	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DOL	1975-2003	2-3, 10	retained catch + discards—
8	PS	DOL	1975-2003	1, 4-6, 8, 13	captura retenida + descartes
9	PS	DOL	1975-2003	7, 9, 11-12	
10	LP		1975-2003	1-13	
11	LL		1975-2003	N of-de 15°N	retained catch only— captura retenida
12	LL		1975-2003	S of-de 15°N	solamente
13	PS	FLT	1993-2003	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	1993-2003	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	1993-2003	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	1993-2003	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 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
1975	123,673	420,221	0.50
1976	102,685	408,505	0.53
1977	167,206	324,748	0.41
1978	131,854	236,936	0.31
1979	133,423	251,177	0.31
1980	109,395	245,830	0.30
1981	84,409	251,722	0.32
1982	121,619	212,484	0.28
1983	186,828	189,763	0.24
1984	170,650	273,211	0.34
1985	141,581	421,751	0.53
1986	173,790	465,952	0.62
1987	277,832	433,507	0.54
1988	195,762	367,199	0.45
1989	147,841	466,751	0.57
1990	159,314	491,540	0.64
1991	216,657	420,006	0.54
1992	187,045	388,838	0.49
1993	166,492	449,084	0.58
1994	155,463	454,069	0.60
1995	172,859	481,024	0.60
1996	214,747	465,978	0.61
1997	191,831	410,421	0.50
1998	326,672	433,409	0.53
1999	246,208	458,197	0.59
2000	235,814	627,310	0.80
2001	203,151	779,125	1.00
2002	167,508	672,115	0.90
2003	239,943	506,698	0.64
2004		330,693	0.42

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	0.51	16	149.06	72.01
3	37.37	1.01	17	153.86	79.42
4	45.54	1.86	18	158.34	86.76
5	53.34	3.03	19	162.50	94.00
6	62.38	4.90	20	166.39	101.11
7	73.30	8.06	21	170.00	108.04
8	87.26	13.80	22	173.37	114.78
9	101.22	21.82	23	176.51	121.32
10	109.42	27.75	24	179.43	127.62
11	119.22	36.15	25	182.16	133.69
12	126.11	43.00	26	184.69	139.52
13	132.50	50.08	27	187.06	145.11
14	138.39	57.27	28	189.26	150.44
15	143.91	64.61	29	191.31	155.53

TABLE 5.1. AMSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis.

TABLA 5.1. RMSP y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento.

	Base case	h = 0.75
	Caso base	h = 0.75
AMSY—RMSP	284,979	308,585
$B_{ms2} - B_{rm2}$	420,895	571,588
$S_{ms2} - S_{rm2}$	6,606	9,055
$C_{2002}/AMSY - C_{2002}/RMSP$	1.47	1.36
$B_{2003}/B_{AMSY} - B_{2003}/B_{RMSP}$	0.79	0.60
$S_{2003}/S_{AMSY} - S_{2003}/S_{RMSP}$	0.80	0.60
$S_{AMSY}/S_{F=0} - S_{RMSP}/S_{F=0}$	0.38	0.42
F multiplier—Multiplicador de F	1.12	0.83

TABLE 5.2a. 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 and B_{AMSY} are expressed in metric tons. FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphin-associated fish; LL = longline.

TABLA 5.2a. Estimaciones del RMSP 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 RMSP y B_{RMSP} en toneladas métricas. FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines; LL = palangre.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMSP	B_{RMSP}	S_{RMSP}	$B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	Multiplicad or de F
All—Todos	284,979	420,895	6,606	0.33	0.38	1.12
FLT	194,055	304,007	4,345	0.24	0.25	8.65
UNA	242,816	341,494	5,032	0.27	0.29	5.71
DOL	320,250	435,804	6,810	0.34	0.39	2.20
LL	386,114	493,213	7,745	0.39	0.44	68.08

TABLE 5.2b. 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 one fishery is not operating in the EPO. The estimates of the AMSY and B_{AMSY} are expressed in metric tons. FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphin-associated fish; LL = longline.

TABLA 5.2b. Estimaciones del RMSP 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 RMSP y B_{RMSP} en toneladas métricas. FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines; LL = palangre.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMSP	B_{RMSP}	S_{RMSP}	$B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	Multiplicad or de F
All—Todos	284,979	420,895	6,606	0.33	0.38	1.12
No FLT	299,345	429,884	6,747	0.34	0.39	1.36
No UNA	295,658	434,025	6,856	0.34	0.39	1.45
No DOL	238,765	370,156	5,651	0.29	0.32	2.67
No LL	281,573	414,217	6,477	0.33	0.37	1.17

TABLE 6.1. Predicted average quarterly catch, in metric tons, in 2008 and average SBR in 2008 for the different future management scenarios. UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphin-associated schools; LL = longline fishery.

TABLA 6.1. Promedio predicho de captura trimestral, en toneladas métricas, en 2008 y SBR promedio en 2008 para los diferentes escenarios futuros de administración. UNA = lances sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines; LL = palangre.

	Current (Section 6.1.1, Scenario 1)— Actual (Sección 6.1.1, Escenario 1)	Section 6.1.1, Scenario 2— Sección 6.1.1, Escenario 2	Section 6.1.1, Scenario 3— Sección 6.1.1, Escenario 3	Section 6.1.1, Scenario 4— Sección 6.1.1, Escenario 4
SBR	0.3	0.34	0.34	0.35
Surface catches— Capturas de superficie	57,780	62,176	57,959	59,534
Reduction in floating-object fishery (Section 6.1.1, Scenario 5)—Reducción en la pesquería sobre objetos flotantes (Sección 6.1.1, Escenario 5)				
	None—Ningún	50%	75%	100%
SBR	0.3	0.35	0.38	0.41
Surface catches— Capturas de superficie	57,780	63,944	65,707	69,458
Elimination of fisheries (Section 6.1.1, Scenarios 6, 7, and 8)—Eliminación de pesquerías (Sección 6.1.1, Escenarios 6, 7, y 8)				
	Current—Actual	No UNA	No DOL	No LL
SBR	0.3	0.38	0.52	0.31
Surface catches— Capturas de superficie	57,780	60,195	32,390	60,028

**APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT
RELATIONSHIP**

**ANEXO A: ANALISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN-
RECLUTAMIENTO**

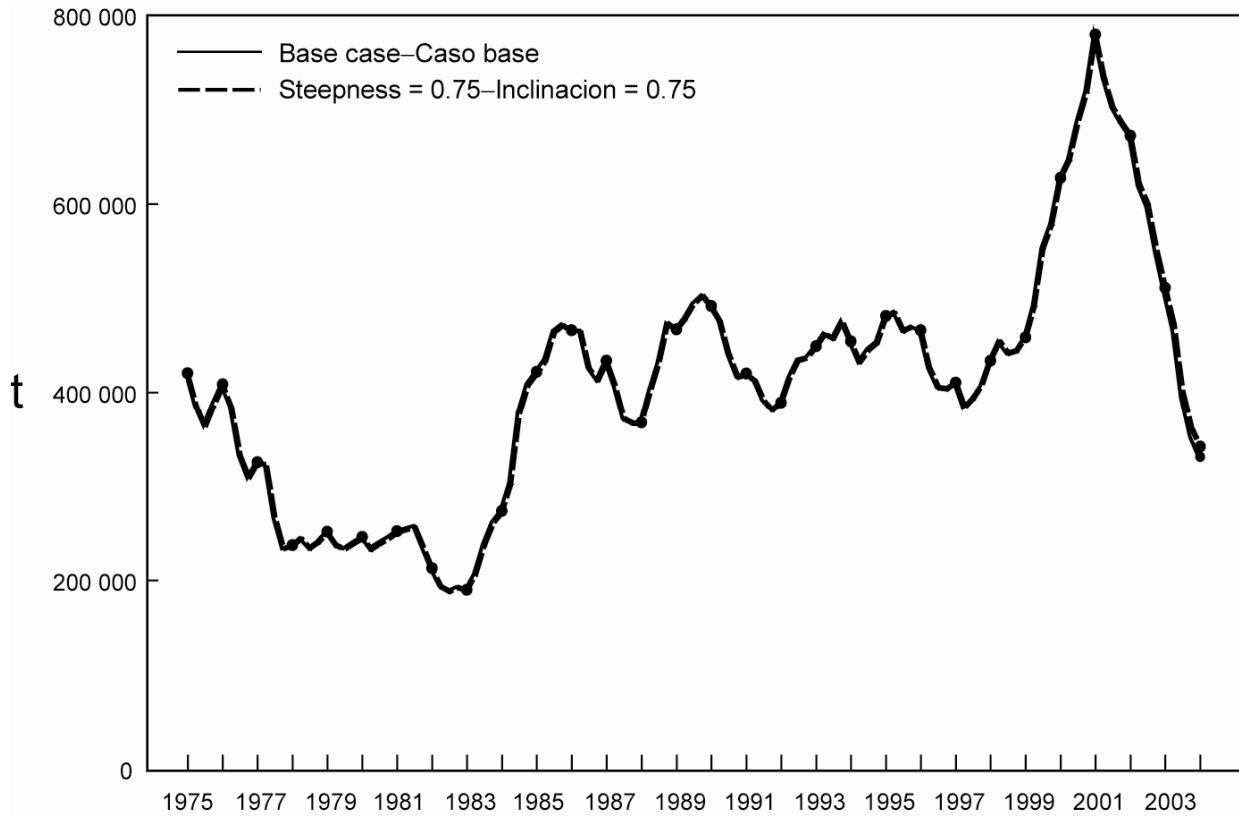


FIGURE A.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

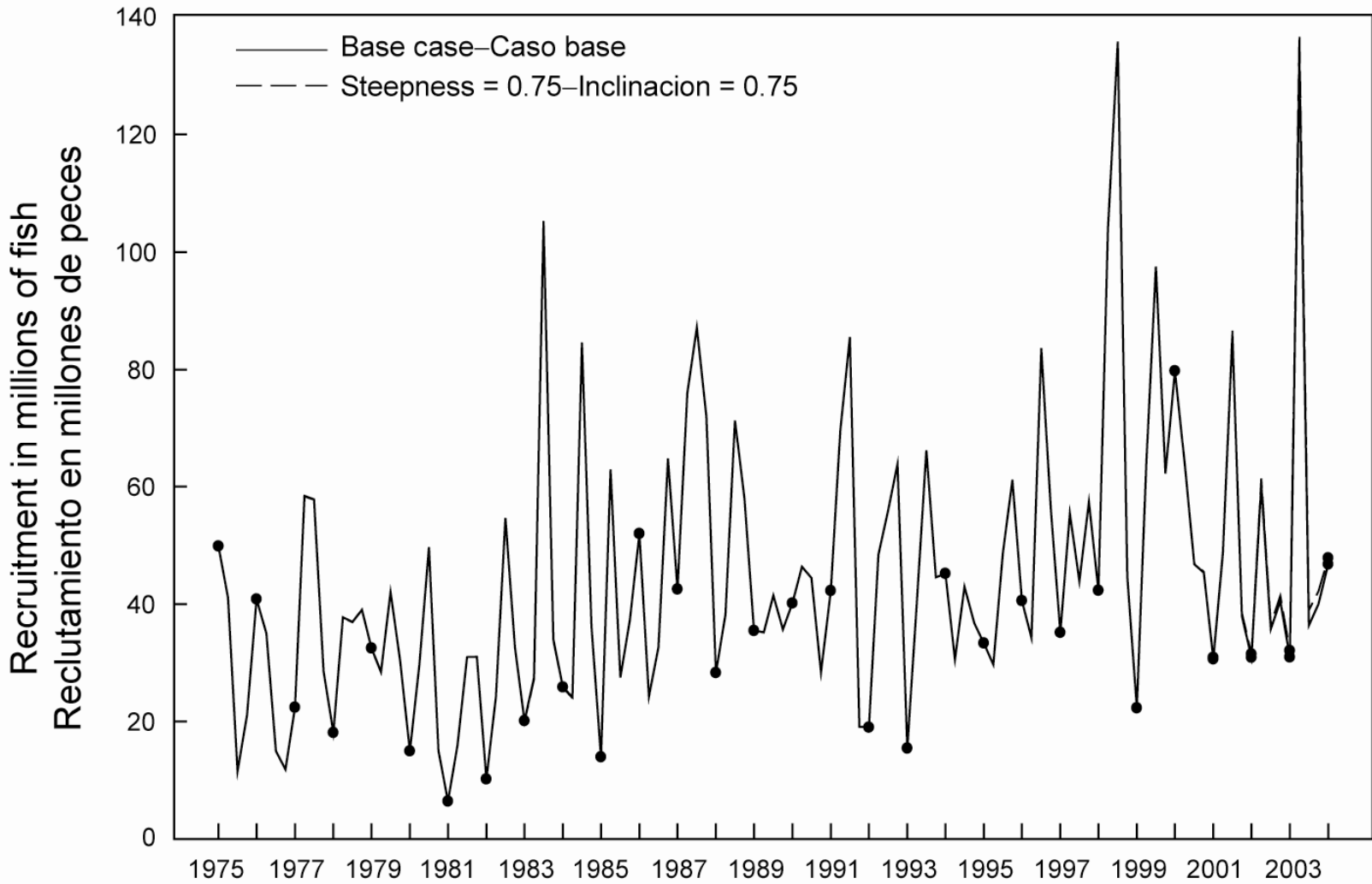


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75)

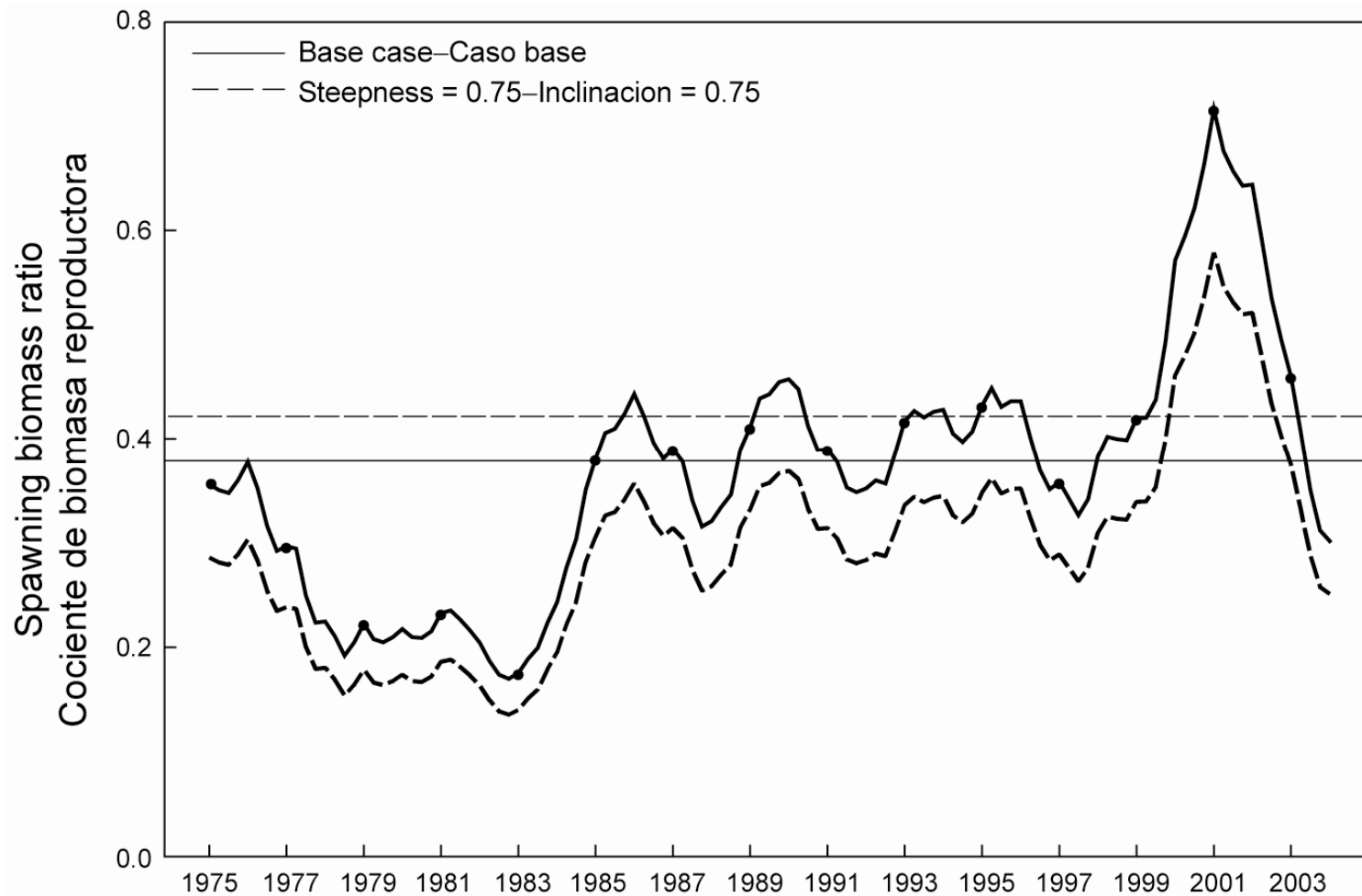


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSP para los dos escenarios.

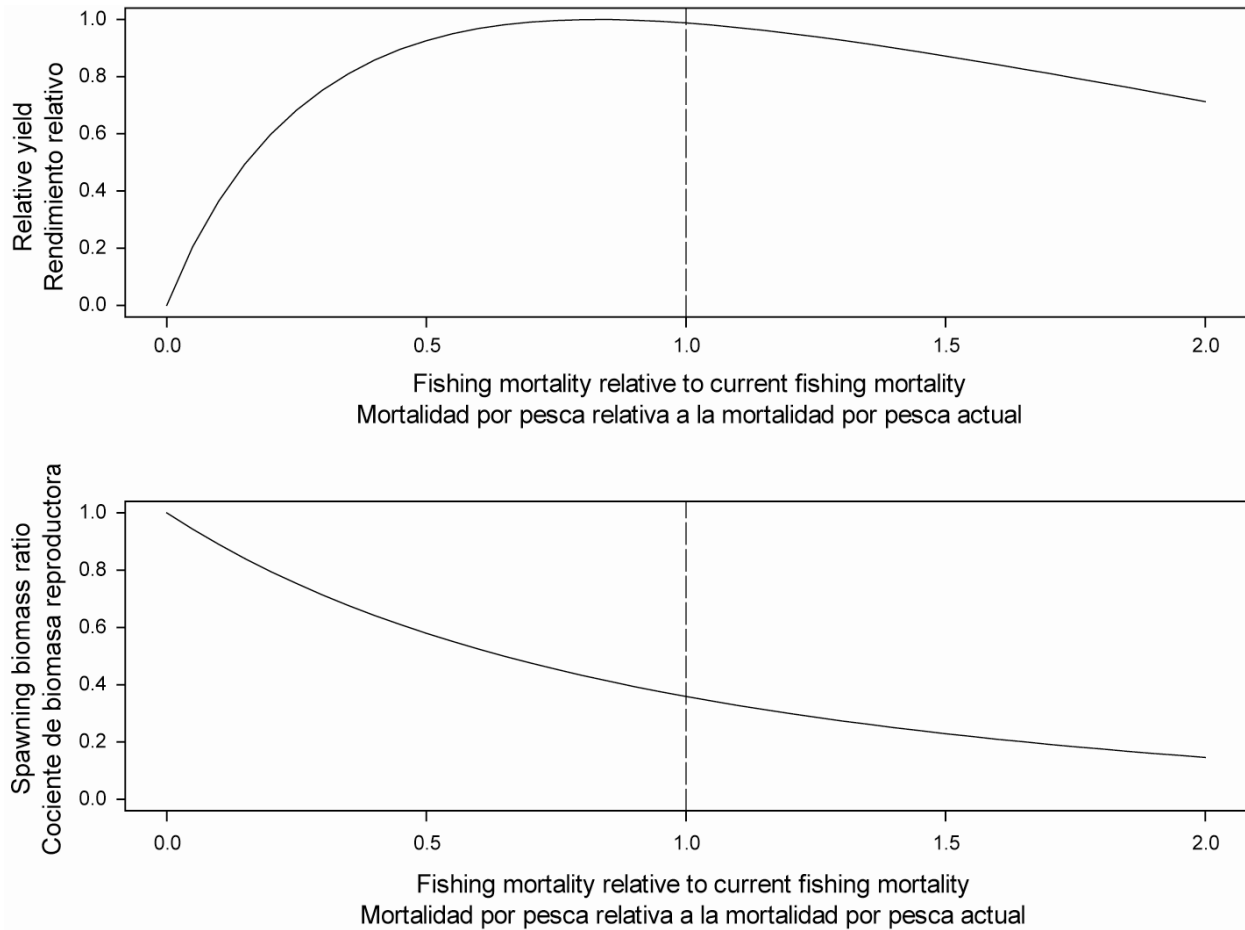


FIGURE A.4. Relative yield (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel) of yellowfin tuna when the stock assessment model has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A4. Rendimiento relativo (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior) de atún aleta amarilla cuando el modelo de evaluación de la población incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

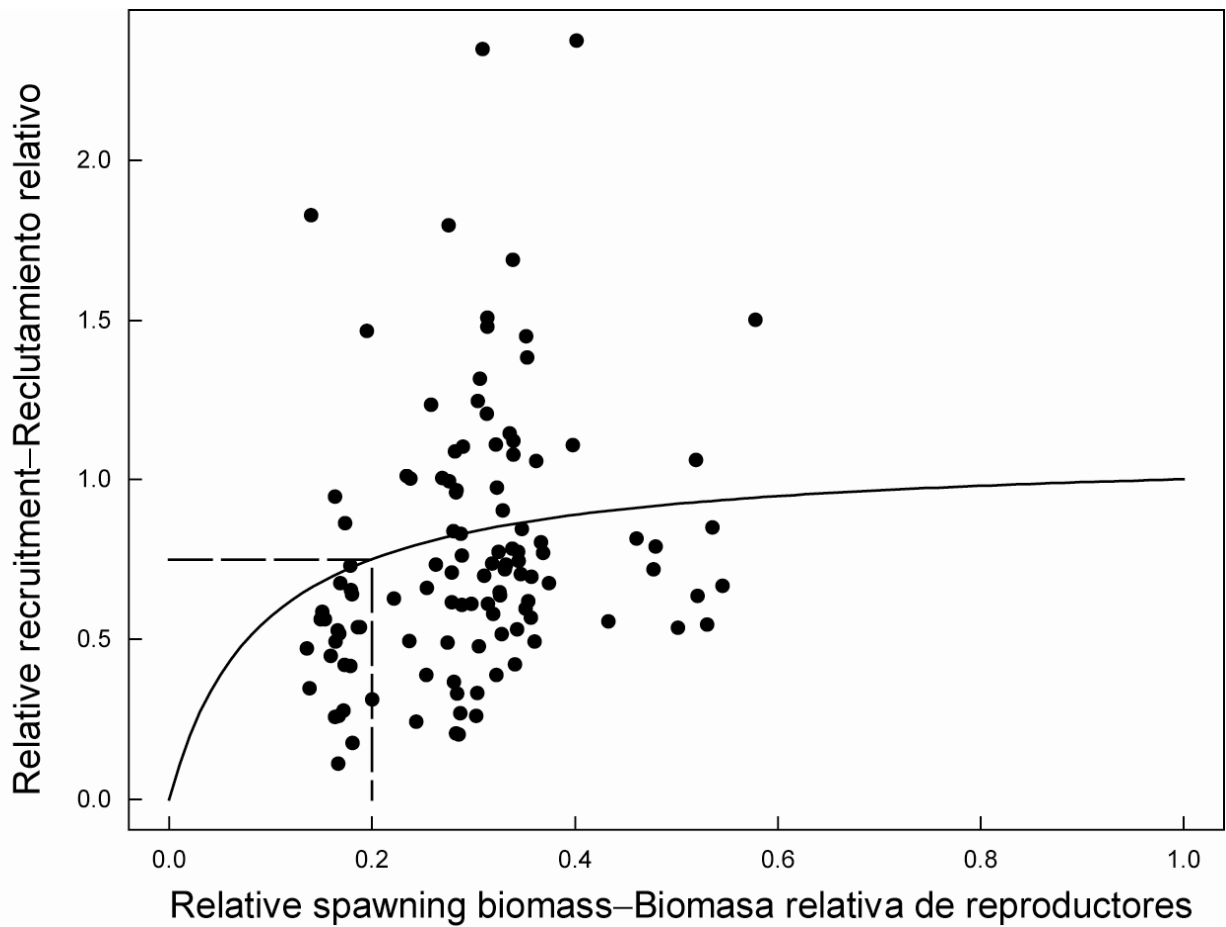


FIGURE A.5. Recruitment plotted against spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.5. Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora de atún aleta amarilla cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case 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.

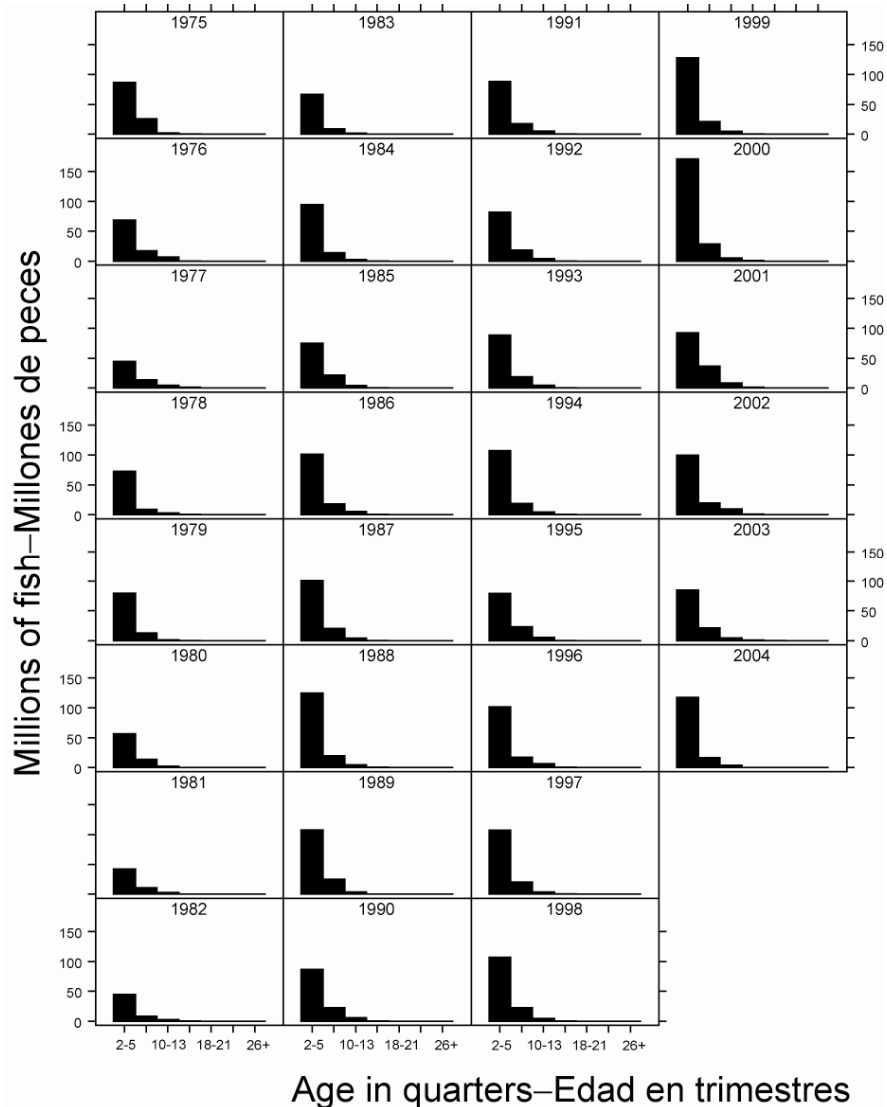


FIGURE B.1. Estimated numbers of yellowfin tuna present in the EPO on 1 January of each year.
FIGURA B.1. Número estimado de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

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

Year Año	Age in quarters—Edad en trimestres						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1975	0.0942	0.5654	1.1533	1.6660	0.3953	0.4989	2.1372
1976	0.1704	0.6423	1.0745	1.7652	1.1226	1.3197	4.8292
1977	0.1975	0.6970	0.9873	1.9592	1.0919	1.3475	4.0333
1978	0.4039	0.8832	1.0449	1.4340	0.6428	1.0775	2.6610
1979	0.2744	0.9164	1.3112	2.1857	1.0706	1.3515	4.8107
1980	0.2324	0.7407	1.3672	1.8115	0.9676	0.9891	3.6029
1981	0.3484	0.7224	1.1835	1.8123	1.4512	1.6177	4.4482
1982	0.2221	0.6852	1.1163	1.8019	0.8976	1.2492	2.9732
1983	0.1703	0.3819	0.8360	0.8866	0.6889	0.9912	2.3865
1984	0.1301	0.4092	0.8010	0.7664	0.5711	0.7008	2.5508
1985	0.0988	0.5307	0.8987	1.2360	0.4718	0.6692	2.0541
1986	0.1339	0.6428	1.1270	1.6884	0.4852	0.7003	2.4331
1987	0.1458	0.6529	1.2439	1.4069	0.4124	0.6386	2.3792
1988	0.2172	0.7095	1.2045	1.4414	0.5151	0.7421	2.7404
1989	0.1542	0.6381	1.0078	1.8480	0.8191	1.1560	4.0979
1990	0.1412	0.5844	1.2073	1.9661	0.7242	1.0216	3.7731
1991	0.1468	0.5838	1.1076	1.7922	0.7619	0.9548	4.4857
1992	0.1803	0.6062	1.0769	1.5993	0.4581	0.5478	2.0307
1993	0.1920	0.5556	0.9146	1.2083	0.4528	0.7605	2.1757
1994	0.1241	0.5082	1.0823	1.5462	0.8868	1.1104	4.3319
1995	0.1172	0.4446	0.9202	1.1415	0.7071	0.7662	3.4508
1996	0.1613	0.6445	0.9565	1.0917	0.3512	0.5268	1.7314
1997	0.1699	0.6950	1.2296	1.7459	1.0005	1.2849	4.1832
1998	0.1791	0.6266	1.0271	1.6853	0.6401	0.8743	3.4815
1999	0.2105	0.6523	1.0653	1.5014	0.3199	0.4492	1.8078
2000	0.1219	0.4600	0.8322	1.1606	0.6417	0.7761	3.2079
2001	0.1641	0.5042	1.0901	1.7117	1.0135	1.0650	4.2669
2002	0.1624	0.6342	1.0576	1.2638	0.6563	0.7191	3.0829
2003	0.2177	0.9095	1.7220	2.7021	1.1666	1.4538	4.6919

APPENDIX C: DIAGNOSTICS
ANEXO C: DIAGNÓSTICOS

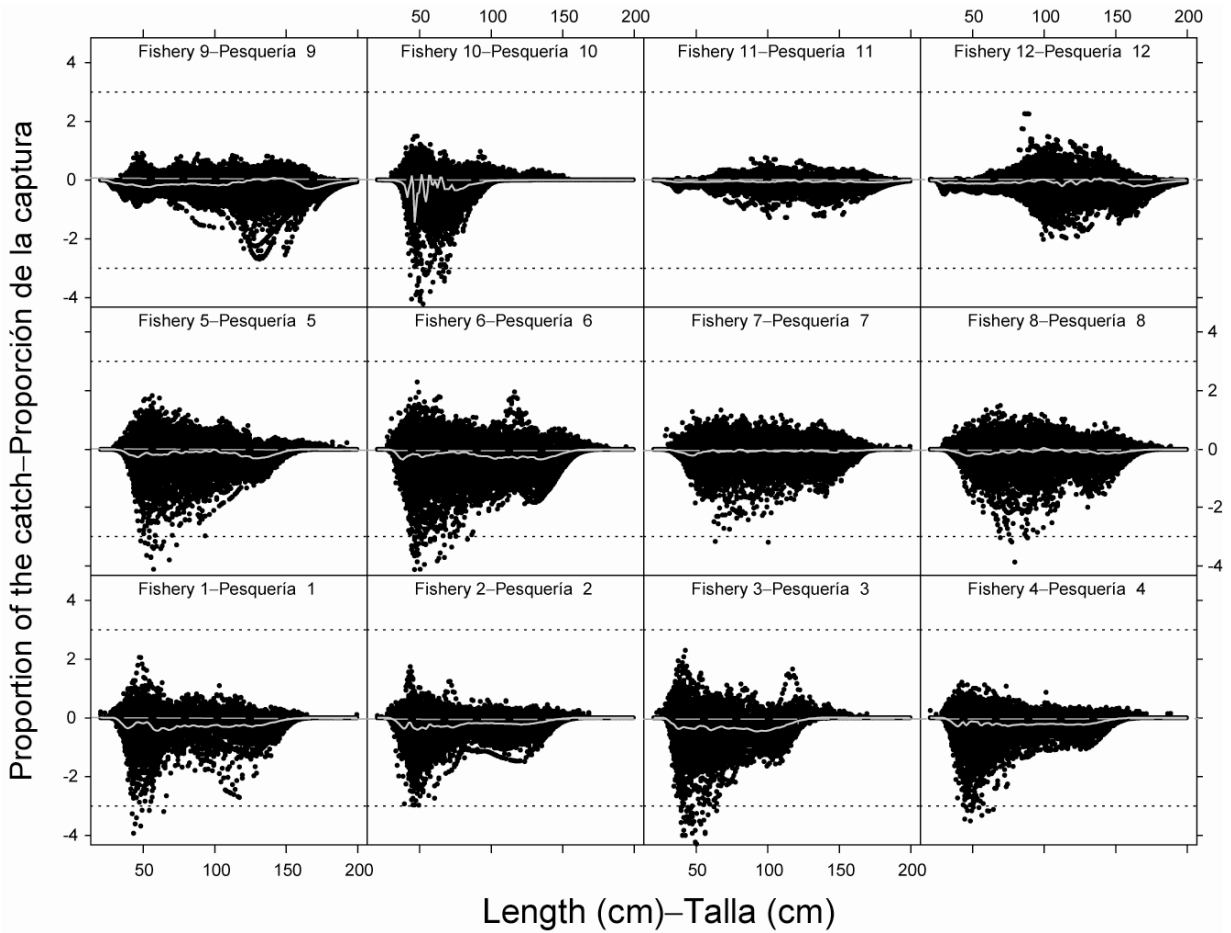


FIGURE C.1. Standardized residuals for the length-frequency data of yellowfin tuna by length. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.
FIGURA C.1. Residuales estandarizados para los datos de frecuencia de talla de atún aleta amarilla, por talla. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones estándar en cualquier lado del medio.

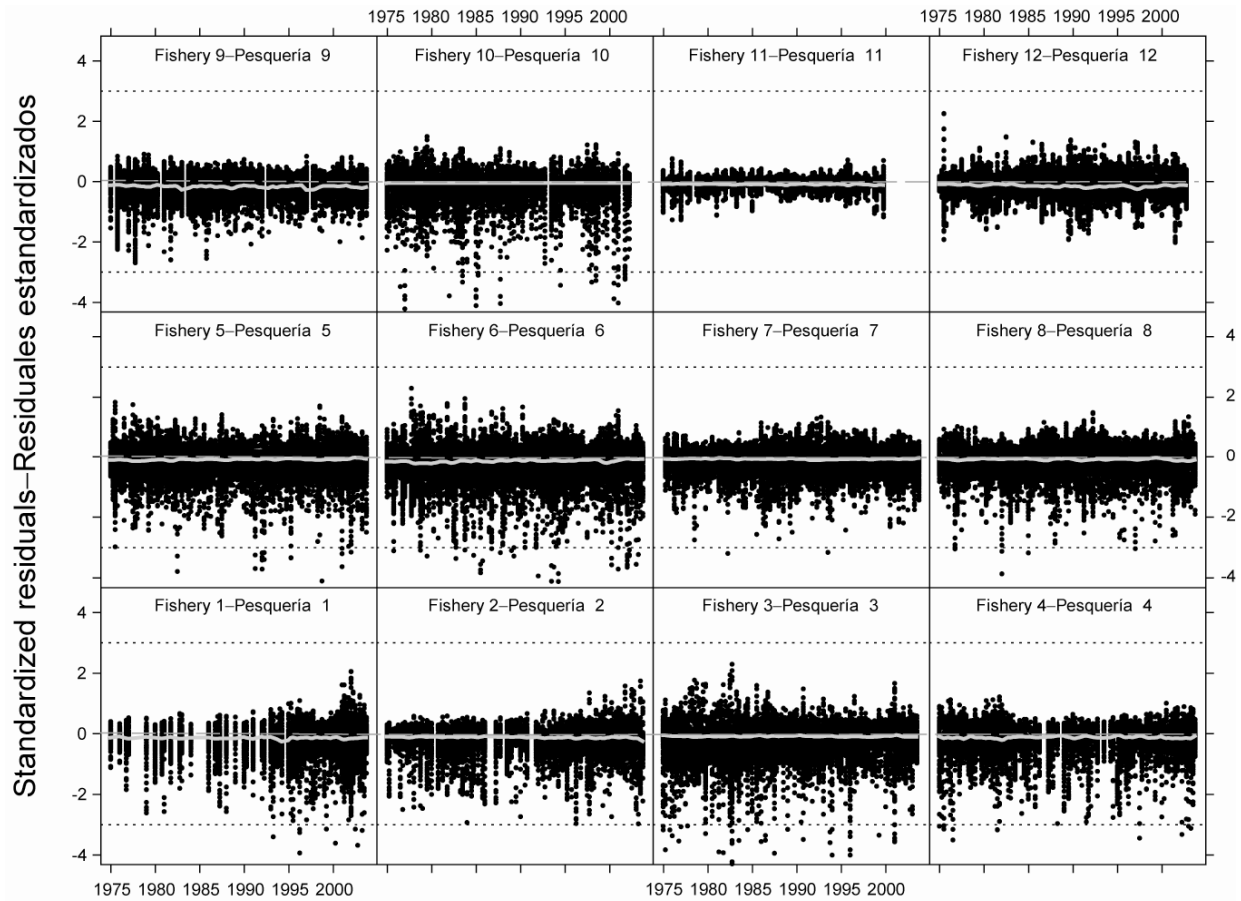


FIGURE C.2. Standardized residuals for the length-frequency data of yellowfin tuna by time. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

FIGURA C.2. Residuales estandarizados para los datos de frecuencia de talla de atún aleta amarilla, por año. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones estándar en cualquier lado del medio.

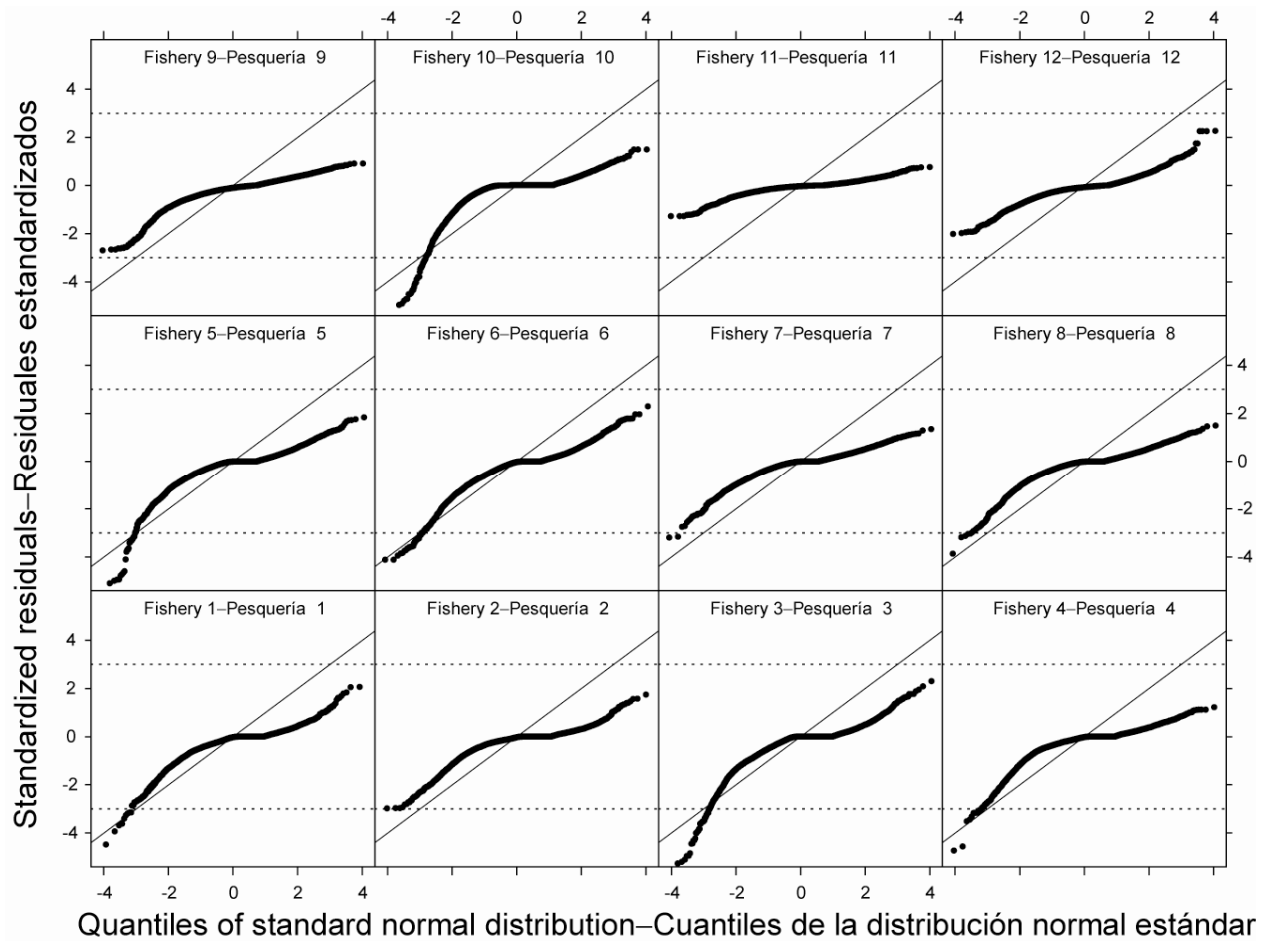


FIGURE C.3. Q-Qnorm plots for the length-frequency data for yellowfin tuna. The diagonal lines indicate the expectations for the residuals following normal distributions. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

FIGURA C.3. Gráficas de Q-Qnorm para los datos de frecuencia de talla para atún aleta amarilla. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuales siguiendo distribuciones normales. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones estándar en cualquier lado del medio.

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2003 Y PERSPECTIVAS PARA 2004

por

Mark N. Maunder y Shelton J. Harley

ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo	84
2. Datos	86
3. Supuestos y parámetros.....	89
4. Evaluación de la población	91
5. Condición de la población.....	99
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	103
7. Direcciones futuras.....	105
Referencias.....	106
Figuras.....	26
Tablas	68
Anexos	74

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un análisis estadístico por edad de la captura por talla, A-SCALA (del inglés *age-structured, catch-at-length analysis*) para realizar esta evaluación. Se describe el método analítico en el Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 5, y se refiere a los lectores a los detalles técnicos en dicho informe. Se usó el método A-SCALA para cuatro evaluaciones previas del aleta amarilla en el OPO.

Del 27 al 29 de octubre de 2003 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre puntos de referencia, que produjo (1) un conjunto de recomendaciones generales sobre el uso de puntos de referencia e investigación, (2) recomendaciones específicas para las evaluaciones de poblaciones de la CIAT. Se incorporaron varias de estas recomendaciones en la presente evaluación.

La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, 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 poblaciones. Las diferencias entre la evaluación de 2003 y la de 2002 son las siguientes

1. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2003.
2. Se actualizaron los datos de esfuerzo de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2003 y datos revisados de 1975-2002.
3. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas para incluir datos nuevos de 2002.
4. Se actualizaron los datos de captura de 1975-1999 de las pesquerías palangreras de Taipei Chino y se añadieron datos nuevos de 2000 y 2001.
5. Se incluyeron datos de captura de las pesquerías palangreras de la República Popular China de 2001 y 2002.
6. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de la República de Corea de 1987-1997 y se añadieron datos nuevos de 1998-2002.
7. Se actualizaron los datos de captura palangrera por talla de 1975-2001 y se añadieron datos

nuevos de 2002.

8. Se actualizaron los datos de esfuerzo palangrero con base en la estandarización con redes neuronales de la captura por unidad de esfuerzo para incluir datos de 2001.
9. Las proyecciones a futuro se basan en un nuevo método que permite la inclusión de incertidumbre en los parámetros en el cálculo de los intervalos de confianza de cantidades futuras.

Han sido observados niveles significativos de mortalidad por pesca en la pesquería de atún aleta amarilla en el OPO. Estos niveles son máximos para peces de edad media (excepto las estimaciones de los peces de mayor edad, que es un artefacto del modelo). Tanto el reclutamiento como la explotación han tenido impactos sustanciales sobre la trayectoria de la biomasa. La pesca asociada con delfines ha ejercido el mayor efecto sobre la población de aleta amarilla. Parece que la población de aleta amarilla ha experimentado dos regímenes de productividad distintos (1975-1983 y 1984-2001); el reclutamiento en el segundo fue mayor que en el primero. Estos dos regímenes corresponden a dos regímenes en biomasa; el régimen con reclutamiento mayor correspondió con biomasa mayores. El cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada, denominado SBR (*spawning biomass ratio*)) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente a los rendimientos máximos sostenibles promedio (RMSP) 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 RMSP y de SBR asociados. El SBR actual está ligeramente por debajo del nivel de SBR en RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los niveles correspondientes a RMSP (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 RMSP. 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 RMSP. Se realizaron estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-2002. De haberse usado el reclutamiento medio de 1984-2002, es probable que las estimaciones de SBR y capturas serían mayores.

El análisis indica que cohortes muy fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000 y que estas cohortes incrementaron la biomasa de la población durante 1999 y 2000, pero ya pasaron por la pesquería, y la biomasa disminuyó en 2001 y 2002.

El peso medio de los aletas amarillas 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 cañera (Pesquería 10) capturan peces más jóvenes y pequeños que las pesquerías asociadas con delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). En las pesquerías palangreras y en los lances sobre aleta amarilla asociado con delfines en la zona sur (Pesquería 9) se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías asociadas con delfines del norte (Pesquería 7) y costera (Pesquería 8). Los cálculos de RMSP indican que se podrían incrementar mucho los niveles de rendimiento si se desviara el esfuerzo de pesca hacia las pesquerías que capturan aleta amarilla más cercano al peso crítico (la palangrera y la cerquera sobre aleta amarilla asociado con delfines, particularmente en la zona sur). Esto aumentaría también los niveles de SBR.

Con los niveles de esfuerzo de 2003, se predice que la biomasa aumentará durante 2004, pero que disminuirá en los años siguientes. Se predice que el SBR estará por encima del nivel correspondiente al RMSP al principio de 2005, pero que disminuirá a por debajo de dicho nivel en el futuro. Se predice que una veda de 6 semanas de las pesquerías de superficie aumentaría los niveles de biomasa tan sólo ligeramente. Restricciones mayores de la pesquería sobre objetos flotantes causan solamente un pequeño aumento en la biomasa. Vedar la pesquería sobre delfines causaría el mayor aumento en la biomasa.

Se realizó un análisis de sensibilidad para estimar el efecto de una relación población-reclutamiento. Los resultados sugieren que el modelo con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos ligeramente mejor que el modelo de caso base. Los resultados del análisis con una relación población-reclutamiento son más pesimistas, lo cual sugiere que el nivel de esfuerzo está por encima del nivel correspondiente al RMSP; sin embargo, el rendimiento en este nivel de esfuerzo sigue siendo tan sólo ligeramente inferior al RMSP. Se estima que la biomasa fue inferior a la biomasa correspondiente al RMSP durante la mayor parte del período del modelo, excepto la mayor parte del período de 2000-2002.

Los resultados de la evaluación son muy similares a los resultados de las evaluaciones previas. Las diferencias más grandes ocurren, tal como se esperaría, en los años más recientes. La evaluación actual, al igual que aquéllas de 2002 y 2003, indica que la biomasa aumentó en 2000, mientras que las previas estimaron una disminución. Además, el SBR y el SBR correspondiente al RMSP han aumentado con respecto a las evaluaciones anteriores (2000 y 2001) porque se calculó el reclutamiento medio para un período más largo que incluye más años del régimen de reclutamiento bajo, y cambios en crecimiento, fecundidad, y la actual mortalidad por pesca por edad.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2003 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2003, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al fin de marzo de 2003. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación de la población de atún aleta amarilla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y asociados con 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 para que, con el tiempo, ocurran 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 (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 plantados (Pesquerías 3 y 15).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación de la población de atún 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 por Maunder (2002a) y Maunder y Watters (2001 y 2002) (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001). Se ha cambiado la terminología del presente informe, y la de Maunder y Harley (2004), para que sea consistente con la terminología usada en otros informes de la CIAT. El sentido correcto de descargas es captura descargada en un año dado, aun si no fue capturada en ese año. Antes, descargas se refería a captura retenida capturada en un año dado; esta captura es ahora denominada captura retenida. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar tanto la captura total (descartes más captura retenida) como la captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan los tres tipos de datos para evaluar la población de aleta amarilla. Las extracciones por las Pesquerías 10-12 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son captura retenida, 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 captura retenida, 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 presente evaluación datos de captura y esfuerzo nuevos y actualizados de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se actualizaron los datos de esfuerzo de 1975-2002, y los datos de captura y esfuerzo de 2003 son nuevos (en comparación con los que presentaron Maunder y Harley (2004) en la evaluación anterior). Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas para incluir datos nuevos de 2002. Se actualizaron los datos de captura de 1975-1999 de las pesquerías palangreras de Taipei Chino y se añadieron nuevos datos de 2000 y 2001. Se incluyeron datos de captura de 2001 y 2002 de las pesquerías palangreras de la República Popular China. Se actualizaron los datos de captura de 1987-1997 de las pesquerías palangreras de la República de Corea, Chino y se añadieron nuevos datos de 1998-2002. Para la presente evaluación, se dispone de los datos de palangreros japoneses para un año adicional, 2002, pero se dispuso de los datos detallados de captura y esfuerzo necesarios para estandarizar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) solamente hasta el fin de 2001.

2.2.1. Captura

No se dispuso de datos de capturas palangreras en 2003, por lo que se supusieron los datos de esfuerzo (ver la sección 2.2.2) y se estimó la captura con el modelo de evaluación de la población. Por lo tanto, la captura palangrera total en 2003 es una función del esfuerzo supuesto de 2003, los números estimados de aleta amarilla en 2003, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras. Se estimaron las capturas de las demás pesquerías palangreras en los años recientes para los cuales no se dispuso de datos, usando el cociente, por trimestre, de la captura a la captura japonesa en el último año para el cual se dispuso de datos para esa pesquería.

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2002. Cabe destacar que existía una pesquería sustancial de aleta amarilla antes de 1975 (Shimada y Schaefer 1956; Schaefer 1957). La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados.. Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 2001. Una característica principal de las tendencias de la captura es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros sobre objetos flotantes.

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

2.2.2. Esfuerzo

Maunder y Watters (2001, 2002), Maunder (2002), y Maunder y Harley (2004) discuten el esfuerzo de pesca histórico. Para las pesquerías de superficie, esta evaluación incluye datos de esfuerzo actualizados de 1975-2002 y nuevos de 2003.

Se usó un algoritmo complejo, descrito por Maunder y Watters (2001), para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros. Los datos de esfuerzo palangrero de aleta amarilla fueron calculados a partir de CPUE estandarizada, usando redes neuronales. Datos detallados sobre la captura, esfuerzo, y anzuelos entre flotadores de la flota palangrera japonesa, más datos ambientales, fueron provistos por Keith Bigelow, del Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU. Se usaron estos datos en una red neuronal para producir un índice de CPUE estandarizada (ver Maunder y Harley 2004 para una descripción del método). Se escalan los datos de esfuerzo japonés por el cociente de la captura japonesa a la captura total para compensar la inclusión de datos de captura de las otras naciones en la evaluación. Esto permite incluir todos los datos de captura palangrera en la

evaluación, pero usar solamente los datos de esfuerzo japonés como base para la información sobre abundancia relativa.

Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de la pesca palangrera realizada en el OPO en 2003, y no se dispuso de los datos detallados para 2002 necesarios para aplicar la estandarización de la CPUE. Para la evaluación del aleta amarilla, la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2002 fue calculado usando la CPUE del trimestre correspondiente de 2001 y el esfuerzo de 2002. Se supuso que la cantidad de esfuerzo ejercido durante cada trimestre de 2002 fue igual al esfuerzo estimado ejercido en el trimestre correspondiente en 2002.

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 la población 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. 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 unidades estandarizadas.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de la población, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas debido a 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 aleta amarilla descartado con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). 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 del método descrito por Maunder y Watters (2001) es que no se suavizan las tasas de descarte con el tiempo, lo cual 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 amarillos capturados por cada pesquería. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras capturan aleta amarilla pequeño, mientras que las pesquerías asociadas con delfines y palangreras capturan aleta amarilla grande. Se incluyeron nuevos datos de frecuencia de talla de la captura cerquera de 2003. Se actualizaron los datos de frecuencia de talla de la captura palangrera de 1975-2002, y se añadieron datos nuevos de 2002.

Las frecuencias de talla de la captura durante 2003 de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes fueron similares a las observadas durante el período entero del modelo (compárense las Figuras 4.2 y 4.8a). Sin embargo, las pesquerías no asociadas (Figura 4.8b) y las pesquerías sobre delfines (Figura 4.8c) muestran modas grandes adicionales en aproximadamente 120-130 cm. Es posible que esto esté relacionado con la cohorte fuerte observada en las pesquerías sobre objetos flotantes durante 1998 y 1999 (Maunder y Watters 2001), que pasó por las pesquerías no asociadas durante 1999 y 2000 (Maunder y Watters 2002) e ingresó a las pesquerías asociadas con delfines en 2000. Se puede observar a esta cohorte pasar por las pesquerías asociadas con delfines durante 2001 (Maunder y Harley 2004: Figura 4.8c). La aparición, desaparición, y reaparición subsiguiente de cohortes fuertes en los datos de frecuencia de talla es un fenómeno común para el aleta amarilla en el OPO. Esto podría indicar desplazamientos espaciales de las cohortes o del esfuerzo de pesca, o ineficacias en el muestreo de frecuencias de talla. Grupos de peces marcados también han desaparecido y luego vuelto a aparecer, lo cual sugiere que fluctúa la vulnerabilidad a la captura (Figura 4.8).

Se dispuso de las frecuencias de talla de la captura de las pesquerías palangreras durante 2001 y 2002

(Figura 4.8e) para la pesquería del sur solamente. Estos datos señalaron una moda que pasó por la pesquería palangrera, comenzando alrededor de los 125 cm, en el primer trimestre de 2001. Esta cohorte no fue predicha por el modelo.

2.4. Datos auxiliares

Se integran en el modelo de evaluación estimaciones de talla a edad (Wild 1986) calculadas a partir de datos de otolitos para proveer información sobre la talla media a edad y la variación en la talla a edad. Sus datos consistieron de las edades y tallas de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm. Esto podría causar cierto sesgo en las estimaciones de variación en la talla a edad.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento 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 monótonicamente. El modelo de crecimiento 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 mide 30 cm y es 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 ($L_{\infty} = 188,2$, k anual = $0,724$, $t_0 = 1,825$ años, $m = 1,434$). En la evaluación del aleta amarilla, se ajusta el modelo de crecimiento a los datos de Wild (1986), suponiendo que la variación de la talla a edad en los datos de otolitos representa variación en la talla a edad en la población (Figura 3.1). Se supuso que la talla media de aletas amarillas de mayor edad es cercana a aquéllas indicadas por la curva de crecimiento de Wild (1986).

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.

Un conjunto inédito más extenso de datos de talla y peso produce una relación ligeramente diferente, pero el incluir este conjunto alternativo de datos en el modelo de evaluación produce resultados esencialmente idénticos.

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

El método A-SCALA permite especificar una relación población-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. Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño de la población reproductora al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño de la población reproductora. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal del tamaño de la población reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente del tamaño de la población reproductora). En la práctica, es a

menudo difícil estimar la inclinación, debido a la falta de contraste en el tamaño de la población reproductora y la alta variación interanual (e intertrimestral) en el reclutamiento. La evaluación del caso base supone que no hay ninguna relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento. Este supuesto es el mismo que se usó en las evaluaciones de 2000, 2001, 2002 y 2003 (Maunder y Watters 2001, 2002, Maunder 2002, Maunder y Harley 2004). Se investiga la influencia de una relación población-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. Hennemuth (1961) reportó que hay dos picos de desove de aleta amarilla en el OPO, pero en el presente estudio se supone que el reclutamiento puede ocurrir 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.

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación población-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 3.1.1). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a la captura por pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 13-16).

Se estima 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 estiman 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 ajustada a los datos de otolitos de Wild (1986); ver Maunder y Watters (2002). Se usa el potencial de desove de la población en la relación población-reclutamiento y para determinar los cocientes de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada (SBR, de *spawning biomass ratio*). En las Figuras 3.2 y 3.3 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 OPO es resumida por Maunder y Watters (2001). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos no sesgan los resultados de la evaluación.

3.1.4. Mortalidad natural

Para la presente evaluación de la población, se supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es similar al que se hizo 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: 233). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se considera M como una sola tasa para ambos sexos combinados. En la Figura 3.4 se grafican los valores de M trimestral usados en la presente evaluación de la población. Se estimaron 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 2001). Maunder y Watters (2001) describen en detalle la forma de estimar la tabla de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

3.1.5. Estructura de la población

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. (Suzuki *et al.* 1978), 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, se supone que existe una sola población, con poca o ninguna mezcla con las poblaciones del Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

Joseph y Miller (1989) demostraron que el reclutamiento del aleta amarilla en el OPO suele ser mayor después de eventos de El Niño. Evaluaciones previas de la población incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder 2001, 2002; ver descripción de la metodología en Maunder y Watters 2003b). 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 incorporó una variable de temperatura en modelos de evaluación previos, para determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002) demostraron que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales. Maunder (2002) correlacionó el reclutamiento con la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación; como candidatos de variable, usó la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delimitado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1°x1° con TSM media $\geq 24^{\circ}\text{C}$, y el Índice de Oscilación del Sur. Se relacionaron estos datos al reclutamiento, ajustado al período de cría. Sin embargo, no se descubrió ninguna relación con estas variables. No se efectuó una investigación usando variables ambientales en esta evaluación.

En evaluaciones previas se supuso también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1 (Maunder y Watters 2001, 2002). Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca, y se investigaron varios índices ambientales diferentes. No obstante, se descubrió que solamente la TSM para la pesquería palangrera del sur fue significativa. Por lo tanto, debido al uso de CPUE palangrera estandarizada, no se investigaron los efectos ambientales sobre la capturabilidad en esta evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usan A-SCALA, un modelo de análisis estadístico por edad de la captura por talla (Maunder y Watters, 2003), e información contenida en datos de captura, esfuerzo, y composición de tamaños para evaluar la condición del 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 de la población 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 de la población.

Se usó el método A-SCALA por primera vez para evaluar el atún aleta amarilla en el OPO en 2000 (Maunder y Watters, 2001), y se modificó y usó para la evaluación de 2001 (Maunder y Watters 2002). Los cambios principales en el método entre 2000 y 2001 son la inclusión de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (como análisis de 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 del modelo (julio de 1980 a enero de 2001). En la evaluación de

2001 (Maunder 2002a), los cambios principales fueron el aumento del período (enero de 1975 a enero de 2002), la inclusión de los datos de otolitos, y la eliminación de índices ambientales de reclutamiento y capturabilidad. Los cambios principales en la evaluación de 2002 (Maunder y Harley 2004) fueron la selección de factores de ponderación para las penas de suavidad de selectividad basada en validación cruzada y la reponderación iterativa del tamaño de la muestra de frecuencia de talla en un análisis de sensibilidad. El cambio principal en la presente evaluación es la eliminación del efecto estacional en el reclutamiento, para acomodar el nuevo método usado para las proyecciones a futuro. Sin embargo, los análisis previos señalaron que la inclusión de un efecto estacional tuvo poco efecto sobre los resultados.

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

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el último trimestre de 2003;
2. coeficientes trimestrales de capturabilidad para las 16 pesquerías que capturan aleta amarilla del OPO;
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 por edad (Figura 3.1);
6. grado de variación en la talla por edad.

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

1. fecundidad de hembras por edad (Figura 3.2);
2. proporción de sexos por edad (Figura 3.3);
3. mortalidad natural por edad (Figura 3.4);
4. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
5. inclinación de la relación población-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base).

La evaluación previa más reciente (Maunder y Harley 2004) usó, para las proyecciones, esfuerzo promediado sobre los dos últimos años (2001 y 2002) y capturabilidad promediada, no de los dos últimos años, sino de los dos años anteriores (1999 y 2000), y similarmente, para los cálculos de rendimiento, usó la mortalidad por pesca media de 1999 y 2000. En la presente evaluación, se usó para las proyecciones el esfuerzo del último año (2003) y la capturabilidad (ponderada por el esfuerzo para reducir la influencia de capturabilidades extremas en los trimestres en los que hubo veda) promediada no sobre los dos últimos años, sino sobre los dos años anteriores al último (2001 y 2002) y, similarmente, se usó la mortalidad por pesca media de 2001 y 2002 para los cálculos de rendimiento.

4.1. Índices de abundancia

Se han usado las CPUE como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del atún aleta amarilla en el 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 aumentara o disminuyera, pero la biomasa no cambiara, las CPUE aumentarían o disminuirían 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. Tal como se mencionó en la Sección 2.2.2, se estandarizó la CPUE de las pesquerías palangreras usando redes neuronales. En Maunder y Watters (2001, 2002), Maunder (2002), y Maunder y Harley (2004), 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.

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 de la población.

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 la población. En la Sección 2.3 se describe la distribución por tamaño de la captura de cada pesquería. 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 las pesquerías con datos de composición por tamaño son buenas, aunque las de algunas pesquerías muestran picos más bajos que la composición por tamaño observada (Figura 4.2). El modelo suele también predecir demasiado aleta amarilla grande en ciertas las pesquerías. Sin embargo, el ajuste a los datos de frecuencia de talla para períodos de tiempo individuales muestra mucha más variación (Figura 4.8).

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, con una mortalidad por pesca mayor antes de 1984, durante el régimen de productividad baja (Figura 4.3a). La mortalidad por pesca cambia con la edad (Figura 4.3b). La mortalidad por pesca de los aletas amarillas jóvenes y viejos es baja (excepto las últimas pocas edades). Ocurre un pico alrededor de las edades de 14-15 trimestres, que corresponde a los picos en las curvas de selectividad de las pesquerías de aleta amarilla asociado con delfines y no asociado (Figuras 4.3b y 4.4). La mortalidad por pesca de peces jóvenes no ha aumentado mucho como resultado del aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993 (Figura 4.3b).

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). Se trató el primer efecto (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3); en lo siguiente se comentan los dos últimos.

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 16 pesquerías definidas en la evaluación de la población de aleta amarilla. Los 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). Los lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados seleccionan peces de tamaño similar a los que se

capturan en lances sobre objetos flotantes (5-15 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 5 y 6), pero estas capturas contienen una mayor proporción de peces de la porción superior de este rango. Los lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines en las regiones norte y costera seleccionan principalmente peces de 7 a 15 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 7 y 8). La pesquería asociada con delfines en el sur selecciona principalmente aleta amarilla de 12 trimestres o más de edad (Figura 4.4, Pesquería 9). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente ejemplares mayores, de (unos 12 trimestres o más (Figura 4.4, Pesquerías 11 y 12). La pesquería cañera selecciona aletas amarillas de unos 4 a 7 trimestres (Figura 4.4, Pesquería 10). Las pesquerías asociadas con delfines y palangreras del sur son altamente selectivas para los individuos de mayor edad. Ya que pocos peces sobreviven hasta esa edad, lo más probable es que estas grandes selectividades sean un artefacto del modelo, y no afecten los resultados.

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 2.2.3 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). Estas pesquerías demuestran también una variación temporal elevada en la capturabilidad. Cambios en la tecnología de pesca y en 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). La capturabilidad en la pesquería del sur (Pesquería 9) es más variable. La capturabilidad de las tres pesquerías asociadas con delfines aumentó en 2001-2003.

La capacidad de los barcos cañeros de capturar atún aleta amarilla ha sido altamente variable (Figura 4.5a, Pesquería 10). Hay múltiples períodos de capturabilidad alta y baja.

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

En evaluaciones previas, la capturabilidad para la pesquería palangrera del sur mostró una correlación altamente significativa con la TSM (Maunder y Watters 2002). A pesar de ser significativa, la correlación entre TSM y capturabilidad en esa pesquería no pareció ser un buen indicador de capturabilidad (Maunder y Watters 2002), y por lo tanto no fue incluido en esta evaluación.

4.2.2. Reclutamiento

En una 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 (Maunder y Watters 2001). Sin embargo, la inclusión de un componente estacional en el reclutamiento explicó la mayor parte de la variación que podía ser explicada por las TSM (Maunder y Watters 2002). No se investigó ninguna serie de tiempo ambiental para la presente evaluación.

Dentro del rango de biomásas predichas ilustradas en la Figura 4.9, 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). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a un cambio aparente 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.

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt (1957) en 0,75 (Anexo A). 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 en una evaluación previa fue 0,66 (Maunder y Watters 2002).) 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 4.5 se describen los resultados cuando se usa una relación población-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 anual estimado. Se estimó que el reclutamiento grande que ingresó a las pesquerías de descartes en el tercer trimestre de 1998 (a la edad de 6 meses) es la cohorte más fuerte del período de 1975-2003. Se estimó un período sostenido de reclutamiento alto para 1999-2000. Se estimó un reclutamiento grande, de tamaño similar a la cohorte grande de 1998, para el segundo trimestre de 2003, pero hay una incertidumbre sustancial asociada con esta estimación. 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, consistentemente mayor después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.9a). Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figura 4.7). La desviación estándar de las desviaciones estimadas del reclutamiento (en la escala logarítmica) es 0,54, cerca del 0,6 supuesto en la pena aplicada a los desvíos de reclutamiento. El coeficiente de variación (CV) medio de las estimaciones es 0,16. Las estimaciones de incertidumbre son sorprendentemente pequeñas, considerando que el modelo es incapaz de ajustar modas en los datos de frecuencia de talla (Figura 4.8). Estas modas a menudo aparecen, desaparecen, y luego vuelven a aparecer.

Las estimaciones de los reclutamientos más recientes son altamente inciertas, tal como señalan los grandes intervalos de confianza (Figura 4.7), debido al período limitado abarcado por los datos disponibles para estas cohortes. Además, las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan los peces más jóvenes, responden de solamente una pequeña porción de la captura total de aleta amarilla.

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de 1,5 años o más de edad. En la Figura 4.9a 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. Entre 1975 y 1983 la biomasa disminuyó a unas 190.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1986, alcanzando unas 470.000 toneladas en 1986, desde cuando ha permanecido relativamente constante en unas 400.000 a 500.000 toneladas, con la excepción de un pico en 2001. 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 0,05.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos (de todos los peces en la población). En la Figura 4.9b se ilustra 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 son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,05.

Parece que las tendencias en la biomasa de atún aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Se usa un análisis de simulación para ilustrar la influencia de la

pesca y el reclutamiento sobre las tendencias de la biomasa (Maunder y Watters 2001). El método actual es distinto de Maunder y Watters (2001) en que la trayectoria de la biomasa no explotada comienza de una población virgen en 1975, en lugar de una estimación de la población explotada en 1975. En la Figura 4.10 se sobreponen las trayectorias de biomasa simulada sin pesca y de biomasa estimada con el modelo de evaluación de la población. La gran diferencia 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.

En la Figura 4.10b se ilustra el impacto de cada tipo de pesquería principal sobre la población de aleta amarilla. Las estimaciones de la biomasa en ausencia de pesca fueron computadas de la forma descrita, luego se estimó la trayectoria de la biomasa fijando el esfuerzo de cada grupo de pesquerías a su vez a cero. Se deriva el impacto sobre la biomasa de cada grupo de pesquerías en cada intervalo de tiempo como esta trayectoria de la biomasa menos la trayectoria de la biomasa cuando todas las pesquerías están activas. Cuando se suman los impactos de las pesquerías individuales calculados con este método, son mayores que el impacto combinado calculado para cuando todas las pesquerías están activas, por lo que se escalan los impactos de tal forma que la suma de los impactos individuales equivalga al impacto estimado cuando todas las pesquerías están activas.

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 a 20 kg durante la mayor parte del período de 1975-2003 (Figura 5.2), pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figura 4.11). El peso medio fue máximo durante 1985-1992, cuando el esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes y cardúmenes no asociados fue menor (Figura 2.3). El peso medio fue asimismo mayor en 1975-1977 y en los últimos pocos años. El peso medio de los aletas amarillas capturados por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.11). El peso medio más bajo (alrededor de 1 kg) es producido por las pesquerías de descarte, seguidas por la pesquería cañera (unos 4-5 kg), las pesquerías sobre objetos flotantes (unos 5-10 kg para la Pesquería 3, 10-15 kg para las Pesquerías 2 y 4, y 10-15 kg para la Pesquería 1), las pesquerías no asociadas (unos 15 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).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se usaron datos externos para fines de comparación en el evaluación actual.

4.4. Diagnósticos

En octubre de 2002 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre diagnósticos. El resultado de la misma fue (1) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados regularmente, (2) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados periódicamente, y (3) una lista de temas de investigación específicos. Se incorporaron varias de estas recomendaciones en la presente evaluación y en la previa (Maunder y Harley 2004). Las presentamos en tres secciones; (1) gráficos de residuales, (2) correlaciones de parámetros, y (3) análisis retrospectivo.

4.4.1. Gráficos de residuales

Los gráficos de residuales indican las diferencias entre las observaciones y las predicciones del modelo. Los residuales deberían presentar características similares a los supuestos usados en el modelo. Por ejemplo, si la función de verosimilitud está basada en una distribución normal y supone una desviación estándar de 0,2, los residuales deberían estar distribuidos normalmente con una desviación estándar de aproximadamente 0,2.

En la Figura 4.5 se grafican las desviaciones anuales estimadas del esfuerzo, un tipo de residual en la evaluación que representa cambios temporales en la capturabilidad, como función de tiempo. Se supone que estos residuales están distribuidos normalmente (el residual es exponenciado antes de multiplicar por el esfuerzo, por lo que la distribución es en realidad logarítmicamente normal) con un promedio de cero y una desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia es violado. La evaluación supone que la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) provee la información más razonable sobre abundancia (desviación estándar (de) = 0,2) mientras que las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas tienen menos información (de = 0,3), las pesquerías sobre objetos flotantes y palangrera del norte tienen información mínima (de = 0,4), y las pesquerías de descarte carecen de información (de = 2). Por lo tanto, es menos probable una tendencia en la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) que en las otras pesquerías. Las tendencias en las desviaciones del esfuerzo son estimaciones de las tendencias en capturabilidad (ver Sección 4.2.1). La Figura 4.5 no señala ninguna tendencia general en las desviaciones del esfuerzo en la pesquería palangrera del sur, pero hay algunos residuales consecutivos que son todos mayores o todos menores que el promedio. La desviación estándar de los residuales es 0,88, unas cuatro veces el 0,2 supuesto para esta pesquería. Para las demás pesquerías, excepto las de descarte, las desviaciones estándar de los residuales son mayores que las supuestas. Estos resultados indican que la evaluación asigna más peso a la información de CPUE de lo que debería talla. Los residuales de esfuerzo para las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una tendencia descendente con el tiempo, mientras que los de las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas muestran tendencias ligeramente ascendentes con el tiempo. Estas tendencias podrían estar relacionadas con tendencias verdaderas en la capturabilidad.

Se supone que la proporción observada de peces capturados en una clase de talla está distribuida normalmente alrededor de la proporción predicha con la desviación estándar igual a la varianza binomial, basada en las proporciones observadas, dividida por el cuadrado del tamaño de la muestra (Maunder y Watters 2003). Los residuales de frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta (Figura C.1-C.3) – es decir, el tamaño de muestra supuesto es demasiado pequeño; ver sección 4.5 para un análisis de sensibilidad al tamaño de muestra de frecuencia de talla – tienen un sesgo negativo (Figura C.1), y son más variables para algunas tallas que para otras (Figura C.1), pero suelen ser consistentes a la larga (Figura C.2). El sesgo negativo se debe al gran número de observaciones cero. La observación cero causa un residual negativo, y causa también una pequeña desviación estándar que infla el residual normalizado.

4.4.2. Correlaciones de parámetros

A menudo, cantidades tales como estimaciones recientes de desvíos del reclutamiento y mortalidad por pesca pueden estar altamente correlacionadas. Esta información indica una superficie de solución plana, lo cual implica que estados de naturaleza alternativos tenían verosimilitudes similares.

Existe una correlación negativa entre los desvíos del esfuerzo actuales estimados para cada pesquería y los desvíos del reclutamiento estimados demorados para representar cohortes que entran a cada pesquería. La correlación negativa es más obvia para las pesquerías de descarte. Los desvíos de esfuerzo anteriores están positivamente correlacionados con estos desvíos del reclutamiento.

La biomasa reproductora actual está positivamente correlacionada con los desvíos del reclutamiento demorados para representar cohortes que entran a la población de biomasa reproductora. Esta correlación es mayor que en estimaciones anteriores de la biomasa reproductora. Se observan correlaciones similares para el reclutamiento y la biomasa reproductora.

4.4.3. Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo es un método útil para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. En la Figura 4.12 se ilustra la biomasa estimada y el SBR (definido en la Sección 3.1.2) de

tres evaluaciones previas y la evaluación actual. Sin embargo, los supuestos del modelo de las distintas evaluaciones son diferentes, por que diferencias serían de esperar (ver Sección 4.6). Normalmente se realizan los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método de evaluación de población ni los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que más datos mejoran las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones. Análisis retrospectivos realizados por Maunder y Harley (2004) señalaron que el pico en la biomasa en 2001 ha sido consistentemente subestimado.

4.5. Sensibilidad a supuestos

Se realizó un análisis de sensibilidad a fin de investigar la incorporación de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se realizó el análisis del caso base con el supuesto de ninguna relación población-reclutamiento, y un análisis alternativo con la inclinación de la relación población-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. Resultados previos (Maunder y Watters 2002) sugieren que el análisis con una relación población-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 probablemente no es estadísticamente significativa (ver Maunder y Watters 2002: Tabla 4.3). Cuando se incluye una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación = 0,75), la biomasa estimada (Figura A.1) y el reclutamiento (Figura A.2) son casi idénticos a los de la evaluación del caso base.

En evaluaciones previas del aleta amarilla se realizaron varios otros análisis de sensibilidad. El aumentar el tamaño de la muestra de las frecuencias de talla con base en una reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra efectivo arrojó resultados similares, pero intervalos de confianza menos anchos (Maunder y Harley 2004). El uso de datos de composición por especies para determinar la captura de la pesquería de superficie y un tamaño diferente de las penas por suavidad de la selectividad (si se fijaba en valores realistas) produjo resultados similares (Maunder y Harley 2004).

4.6. Comparación con evaluaciones previas

Las trayectorias de la biomasa estimada y el SBR son muy similares a aquéllas de las evaluaciones previas presentadas por Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) (Figura 4.12). Estos resultados son asimismo similares a aquéllos obtenidos con análisis de cohortes (Maunder 2002). Esto indica que las estimaciones de biomasa absoluta son robustas a los supuestos que fueron cambiados al actualizar el procedimiento de evaluación. El incremento y reducción recientes en la biomasa son iguales a los que señala la evaluación previa más reciente.

4.7. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

En general, el reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha vivido dos regímenes distintos de reclutamiento (1975-1983 y 1984-2001), y que la población lleva actualmente unos 19 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 población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y es probablemente un artefacto, debido al cambio de régimen aparente. La biomasa aumentó durante 1999 y 2000, pero se estima que disminuyó durante 2001-2003.

El peso medio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo (Figura 5.2, recuadro inferior), pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías (Figura 4.11). En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y cañera (Pesquería 10) capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con

delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y asociada con delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con delfines del norte (Pesquería 7) y costera (Pesquería 8).

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

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

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 las poblaciones de las que responde, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1. S_{RMSP} , la biomasa reproductora correspondiente al RMSP, como punto de referencia objetivo;
2. F_{RMSP} , la mortalidad por pesca correspondiente al RMSP, como punto de referencia límite;
3. S_{min} , la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles correspondientes al RMSP es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado (por ejemplo, los niveles estimados en 1983). Del 27 al 29 de octubre de 2003 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre puntos de referencia, que produjo (1) un conjunto de recomendaciones generales sobre el uso de puntos de referencia e investigación, (2) recomendaciones específicas para las evaluaciones de poblaciones de la CIAT. Se incorporaron varias de estas recomendaciones en la presente evaluación. Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

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

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

donde S_t es la biomasa reproductora en cualquier momento (t) durante un período de explotación, y $S_{F=0}$ es la biomasa reproductora que estaría presente si no hubiese pesca durante un período extendido (es decir, la biomasa reproductora de equilibrio si $F = 0$). El límite inferior del SBR es 0. Si el SBR es 0, o un poco más que 0, la población esta severamente reducida y esta probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, es probable que la pesca no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que 1, es posible que la población haya iniciado un régimen de producción incrementada.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que algunas poblaciones de peces pueden producir el RMSP cuando el SBR está alrededor de 0,3 a 0,5, y que algunas poblaciones de peces no pueden producir el RMSP si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menos que 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica de poblaciones característica de los atunes generalmente no han sido considerados en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre la biomasa adulta y el reclutamiento, la mortalidad natural, y las tasas de crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados

basados en SBR para atunes, se pueden comparar las estimaciones de SBR_t a una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMSP ($SBR_{RMSP} = S_{RMSP}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t trimestral para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación de la población (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2004). 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 SBR_{RMSP} en aproximadamente 0,38.

Al principio de 2002, la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO estaba considerablemente reducida. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0,33, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,21 y 0,39, respectivamente. Es importante notar que la estimación del límite de confianza superior es mayor que la estimación de SBR_{RMSP} (0,38), señalando, aunque se estima que la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO al principio de 2002 estaba por debajo del nivel correspondiente al RMSP, existe la posibilidad que estuvo por encima de ese nivel.

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), Maunder (2002), y Maunder y Harley (2004; Figura 4.12b), pero el SBR y el SBR_{RMSP} correspondiente al RMSP han aumentado con respecto a las estimaciones de Maunder y Watters (2001 y 2002). Las estimaciones de SBR han aumentado con respecto a Maunder y Watters (2002) porque se calculó el reclutamiento medio para un período más largo que incluye más años del régimen de reclutamiento bajo. La estimación de SBR_{RMSP} ha aumentado con respecto a aquélla de Maunder y Watters (2002) debido a diferencias en las estimaciones de crecimiento. Las estimaciones de SBR y SBR_{RMSP} han aumentado con respecto a aquéllas de Maunder y Watters (2001) debido a diferencias en las estimaciones de fecundidad, crecimiento, y mortalidad por pesca reciente.

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,07. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2001 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue probablemente superior al nivel correspondiente al RMSP (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,38 en la Figura 5.1. Sin embargo, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984), la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel de RMSP.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en el rendimiento por recluta

Los cálculos del rendimiento por recluta, útiles para evaluar la condición de una población, son descritos por Maunder y Watters (2001). Se estimó el peso crítico para atún aleta amarilla en el OPO en unos 36,2 kg (Figura 5.2). Este valor es mayor que los 32 kg reportados por Anónimo (2000a). La diferencia se debe al intervalo del cálculo (trimestral en lugar de mensual) y diferencias en el peso a edad. Este valor es inferior a una estimación previa de 49 kg (Maunder 2002) debido a diferencias en las estimaciones de peso a edad.

El peso medio del atún aleta amarilla en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 12 kg al fin de 2003 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico desde 1975 (Figura 5.2).

Las varias pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO capturan peces de distintos pesos medios (Sección 4.2.4). El peso promedio de los aletas amarillos capturados por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines en la región sur (Pesquería 9) es mayor que el peso crítico (Figura 4.11). Todas las demás pesquerías capturan aleta amarilla de tamaño medio inferior al peso crítico. De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y asociadas con delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías asociadas con delfines son mejores con respecto al criterio de peso crítico.

5.3. Evaluación de la condición de la población con base en RMSP

Una definición del RMSP 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 RMSP son descritos por Maunder y Watters (2001). Los cálculos son diferentes de aquéllos de Maunder y Watters (2001) en el sentido que incluyen la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en casos aplicables.

Al principio de 2003, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber sido ligeramente mayor que el nivel correspondiente al RMSP, y las capturas recientes han estado por encima del nivel de RMSP (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 actual es menor que el que se estima produciría el RMSP. El esfuerzo en RMSP es 112% del nivel de esfuerzo actual. Es importante notar, sin embargo, que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca (Figura 5.3, recuadro superior) es muy plana alrededor del nivel de RMSP. Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. La biomasa de la población reproductor cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.3, recuadro inferior). Reducir el esfuerzo, que incrementaría la CPUE y por lo tanto posiblemente reduciría también 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 1984 podría requerir un enfoque diferente a la estimación del RMSP, ya que regímenes distintos darán lugar a valores distintos del RMSP (Maunder y Watters 2001).

La estimación del RMSP, 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 RMSP 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 grupos de pesquerías. Si el objetivo de la ordenación es maximizar el RMSP, las pesquerías palangreras tendrán el mejor desempeño, seguidas por las pesquerías asociadas con delfines, y luego las pesquerías no asociadas. Las pesquerías que capturan aleta amarilla en lances cerqueros sobre objetos flotantes tendrían el peor desempeño (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el S_{RMSP} al máximo, el orden es el mismo. Sin embargo, no se sabe si las pesquerías que producirían los RMSP mayores serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMSP predichos. Sin embargo, se estima que se tendría que duplicar solamente el esfuerzo de las pesquerías asociadas con delfines.

5.4 Potencial de reproducción de vida entera

Una meta común de la ordenación es la conservación de la biomasa reproductora. Conservar la biomasa reproductora permite un suministro adecuado de huevos, evitando efectos adversos para el reclutamiento futuro. Si es necesario reducir la captura para proteger la biomasa reproductora, es conveniente saber la edad de los peces que no se debe pescar para lograr el beneficio máximo para la biomasa reproductora. Esto es posible mediante la estimación del potencial de reproducción total (de vida entera) de cada clase de edad. Si no es capturado, un pez de una edad dada tiene un cierto potencial total de reproducción esperado (el promedio de muchos peces de la misma edad); es decir, el número esperado de huevos que ese pez produciría durante el resto de su vida. Este valor es una función de la fecundidad del pez en las distintas etapas del resto de su vida y de la mortalidad natural y por pesca. Como mayor la mortalidad, menos probabilidad tiene el pez de sobrevivir y seguir reproduciendo.

Pareciera que los peces más jóvenes tienen un período más largo en el cual reproducir, y por la tanto un mayor potencial de reproducción total, pero, ya que la tasa de mortalidad natural de peces jóvenes es

mayor, su vida esperada es más corta. Un pez de mayor edad, que ya sobrevivió las etapas de alta mortalidad natural, tiene una duración de vida esperada mayor, y su potencial total de reproducción podría ser asimismo mayor. Es posible que las tasas de mortalidad sean mayores a edades máximas y que reduzcan la vida esperada de peces de esas edades, reduciendo el potencial total de reproducción. Es por la tanto posible que el potencial total de reproducción sea máximo a una edad intermedia.

Se estimó el potencial total de reproducción para cada clase trimestral de edad, usando la mortalidad por pesca media a edad de 2001 y 2002. Ya que se incluye la mortalidad por pesca actual, los cálculos se basan en cambios marginales (el cambio marginal en la producción de huevos si se elimina un individuo o una unidad de peso de la población) y cambios grandes en la captura provocarían resultados algo diferentes debido a cambios en las tasas futuras de mortalidad por pesca.

Los cálculos basados en evitar la captura de un solo individuo señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un individuo a la edad de 11 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla de edad intermedia (10-15 trimestres) resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Sin embargo, esto no es lógico, porque un individuo de 11 trimestres de edad pesa mucho más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres. Los cálculos basados en evitar la captura de una sola unidad de peso señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un pez reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres (Figura 5.4, recuadro inferior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla joven resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Los resultados sugieren también que reducir la captura por 1 tonelada de aleta amarilla joven protegería aproximadamente la misma cantidad de biomasa reproductora que una reducción de unas 3 toneladas en la captura de aleta amarilla de edad mediana.

5.5. RMS_{ref} y SBR_{ref}

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMS y el SBR en RMS dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo entre estas pesquerías. El RMS puede ser incrementado o reducido si se aplica más o menos esfuerzo a las distintas pesquerías. Si fuese posible modificar la selectividad de las pesquerías a voluntad, hay un rendimiento óptimo que se puede obtener (RMS Global, Beddington y Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) demostró que el rendimiento óptimo puede ser aproximado (normalmente exactamente) aplicando un aprovechamiento pleno o parcial en una sola edad. Denominó este aprovechamiento RMS_{ref} , y sugirió que dos tercios de RMS_{ref} podría ser un punto de referencia límite apropiado (o sea, un reparto del esfuerzo y patrones de selectividad debería producir un RMS igual a o mayor que $\frac{2}{3} RMS_{ref}$). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis en la literatura que indicaban que los mejores patrones de selectividad prácticos producirían el 70-80% de RMS_{ref} , que la evaluación del aleta amarilla en ese momento (Maunder y Watters 2002a) estimó que las pesquerías sobre delfines producen aproximadamente este RMS, y que dos tercios es una fracción conveniente.

RMS_{ref} está asociado con un SBR (SBR_{ref}) que podría también ser un punto de referencia apropiado. SBR_{ref} no depende de la selectividad del arte de pesca ni del reparto del esfuerzo entre artes. Por lo tanto, SBR_{ref} podría ser más apropiado que SBR_{RMS} para poblaciones con múltiples pesquerías y debería ser más precautorio porque SBR_{ref} es normalmente mayor que SBR_{RMS} . Sin embargo, cuando el reclutamiento es supuesto ser constante (o sea, no hay una relación población-reclutamiento), SBR_{ref} podría ser todavía peligroso para la población reproductora porque es posible que RMS_{ref} ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros. SBR_{ref} podría ser un punto de referencia más apropiado que el $SBR_{x\%}$ generalmente propuesto (por ejemplo, $SBR_{30\%}$ a $SBR_{50\%}$, ver sección 5.1) porque se estima SBR_{ref} usando información sobre la biología de la población. Sin embargo, SBR_{ref} podría ser sensible a la incertidumbre en parámetros biológicos tales como la inclinación de la relación población-reclutamiento, mortalidad natural, madurez, fecundidad, y crecimiento.

Se estima RMS_{ref} en 454,980 toneladas (Figura 5.5, recuadro superior), y SBR_{ref} en 0.44 (Figura 5.5,

recuadro inferior). Si se escala el esfuerzo total en la pesquería, sin cambiar su distribución entre artes, para que el SBR en equilibrio sea igual a SBR_{ref} , se estima que el rendimiento de equilibrio es solamente 1% menos que el RMS basado en el reparto actual del esfuerzo (Figura 5.3). Esto indica que el punto de referencia SBR_{ref} puede ser mantenido sin pérdida sustancial para la. Sin embargo, el RMS con el reparto actual del esfuerzo es solamente el 63% de RMS_{ref} . Hace falta una mayor investigación para poder determinar si puntos de referencia basados en RMS_{ref} y SBR_{ref} son útiles.

5.6. Análisis de sensibilidad

Al incluir la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en el análisis con una inclinación de 0,75, se reduce el SBR y aumenta el nivel de SBR correspondiente al RMSP (Figura A.3). Se estima que el SBR es inferior al nivel de RMSP durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de la mayor parte de 2000-2002. Se estima que el nivel actual de esfuerzo está por encima del nivel de RMSP (Figura A.4, Tabla 5.1), pero, debido al reclutamiento grande reciente, la captura actual es superior al RMSP (Tabla 5.1). Por contraste con el análisis sin una relación población-reclutamiento, añadir esta relación podría resultar en una reducción moderada de la captura si el esfuerzo es incrementado por encima del nivel necesario para el RMSP. El análisis sin una relación población-reclutamiento muestra una curva de rendimiento relativa igual a la curva de rendimiento per recluta relativa porque el reclutamiento es constante. La curva de rendimiento cambia de dirección un poco más rápidamente si se incluye la relación población-reclutamiento (Figura A.4) que cuando no se incluye (Figura 5.3). Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RMSP, señalando que reducir el esfuerzo no aumentaría mucho la captura.

5.7. Resumen de la condición de la población

Históricamente el SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP durante el régimen de productividad baja de 1975-1983 (Sección 4.2.1), pero por encima del mismo durante la mayor parte de los 19 últimos años. Se atribuye el aumento en el SBR al cambio de régimen. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RMSP y de SBR asociados. Se estima que los niveles de esfuerzo son inferiores a los que soportarían el RMSP (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 durante 1998-2000, los niveles de captura son mayores que los valores correspondientes en RMSP. Debido a la curva plana de rendimiento (Figura 5.3, recuadro superior), el rendimiento de equilibrio medio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RMSP.

Si se supone una relación población-reclutamiento, los resultados son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel correspondiente al RMSP durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de los últimos pocos años (excluyendo el fin de 2002 y 2003).

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es muy inferior al peso crítico, y por lo tanto, de un punto de vista de rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO está probablemente sobreexplotado. Los cálculos de RMSP indican que, en teoría al menos, 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 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 la población 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 de la población de aleta amarilla. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Se aplicó un nuevo método, basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud. El método usado previamente (Maunder y Watters 2001) consideró la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro, pero no la incertidumbre en los parámetros. Una parte sustancial de la incertidumbre total en la predicción de eventos futuros es causada por incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo y la condición actual, que debería por lo tanto ser considerada en cualquier proyección a futuro. Desgraciadamente, los métodos apropiados son a menudo no aplicables a modelos tan grandes e intensos en computación como el modelo de evaluación de la población de aleta amarilla. Por lo tanto, usamos un aproximación normal al perfil de verosimilitud que permite la inclusión de incertidumbre tanto en los parámetros como acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación cinco años adicionales con datos de esfuerzo iguales a aquéllos de 2003, por trimestre, escalados capturabilidad media de 2001 y 2002 ponderada por el esfuerzo. Se estiman los reclutamientos para los cinco años igual que en el modelo de evaluación con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6. Se generan aproximaciones normales al perfil de verosimilitud para SBR, captura de superficie, y captura palangrera. Usamos también el método de Maunder y Watters (2001) para comparar escenarios alternativos de esfuerzo con los supuestos del caso base.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron varios estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca sobre la biomasa de la población y la captura. Todos los métodos supusieron que la capturabilidad trimestral es igual a la capturabilidad trimestral media de 2001 y 2002. Se ponderó el promedio por el esfuerzo para asegurar que valores extremos de capturabilidad de años en los que el esfuerzo fue limitado por medidas de ordenación no afectaran demasiado la capturabilidad usada en las proyecciones a futuro.

Los escenarios investigados fueron:

1. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al esfuerzo trimestral en 2003;
2. Igual que (1), excepto que el esfuerzo del tercer trimestre fue reducido un 50% (una veda de seis semanas) para todas las pesquerías de superficie excepto la cañera;
3. Igual que (1), excepto que el esfuerzo del tercer trimestre fue reducido un 50% (una veda de seis semanas) para todas las pesquerías sobre objetos flotantes y la pesquería no asociada del sur, y el esfuerzo del cuarto trimestre fue reducido un 50% (una veda de seis semanas) para todas las pesquerías asociadas con delfines y la pesquería no asociada del norte;
4. Igual que (3), excepto que el esfuerzo del cuarto trimestre fue reducido un 66% (una veda de ocho semanas) para todas las pesquerías asociadas con delfines y la pesquería no asociada del norte
5. Igual que (1), excepto que el esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes fue reducido un 50%, 75%, y 100%;
6. Igual que (1), excepto sin esfuerzo de pesca no asociado;
7. Igual que (1), excepto sin esfuerzo de pesca asociado con delfines;
8. Igual que (1), excepto sin esfuerzo de pesca palangrero.

6.2. Resultados de la simulación

Con los niveles de esfuerzo de 2003, se predice que la biomasa aumentará durante 2004, pero que luego disminuirá en los años siguientes (Figura 6.1). Se predice que el SBR estará por encima del nivel correspondiente al RMSP al principio de 2005, pero que disminuirá por debajo de dicho nivel en el futuro (Figura 6.2). Los intervalos de confianza son mucho más anchos en el futuro que en el período histórico, debido a incertidumbre en la dinámica y la condición actual, y acerca de los niveles futuros de

reclutamiento. Debido a los grandes intervalos de confianza, y a pesar de que la mejor predicción del SBR está por debajo del nivel correspondiente al RMSP, existe una probabilidad moderada que el SBR esté por encima de dicho nivel.

Se predice que las capturas, tanto de superficie como palangreras, disminuirán sustancialmente en 2004 con respecto a 2003, y que luego disminuirán ligeramente en los años siguientes (Figura 6.3).

Se predice que la veda de 6 semanas de las pesquerías de superficie en el tercer trimestre (reducción de 50% del esfuerzo en ese trimestre) incrementará ligeramente la biomasa y el SBR (Figuras 6.4 y 6.5; Tabla 6.1). La mejor predicción del SBR sigue siendo que disminuirá a por debajo del nivel correspondiente al RMSP al fin del período de proyección. Cambiar la veda de las pesquerías asociada con delfines y no asociada del norte al cuarto trimestre causaría un aumento menor en la biomasa (Figura 6.6; Tabla 6.1), y extender esa misma veda en el cuarto trimestre de 6 semanas a 8 semanas produciría poco efecto sobre la biomasa (Figura 6.6; Tabla 6.1). Hay solamente una ligera diferencia en la captura entre estos tres escenarios, todos de los cuales producen capturas menores y una variación trimestral mucho mayor de las capturas (Figura 6.7; Tabla 6.1).

Restricciones en la pesquería sobre objetos flotantes causan solamente un pequeño aumento de los SBR, aun cuando se cierra esta pesquería completamente (Figura 6.8; Tabla 6.1). Esto causa solamente una pequeña disminución en la captura total de la pesquería de superficie (Figura 6.9; Tabla 6.1). Vedar la pesquería no asociada (Figura 6.10) tiene aproximadamente el mismo efecto que vedar la pesquería sobre objetos flotantes (Figura 6.9; Tabla 6.1). Vedar la pesquería asociada con delfines causa el mayor aumento de la biomasa (Figura 6.10; Tabla 6.1). Vedar las pesquerías palangreras no tiene esencialmente ningún impacto (Figura 6.10; Tabla 6.1).

6.3. Resumen de resultados de la simulación

Con los niveles de esfuerzo de 2003, se predice que la biomasa aumentará durante 2004, pero que luego disminuirá en los años siguientes. Se predice que el SBR estará por encima del nivel correspondiente al RMSP al principio de 2005, pero que acabará por debajo de ese nivel en el futuro. Se predice que la captura en 2004 será mucho menor que en 2003. Se predice que una veda de 6 semanas de las pesquerías de superficie incrementará los niveles de biomasa tan sólo ligeramente. Restricciones mayores de la pesquería sobre objetos flotantes, y hasta una veda completa de la misma, causarían solamente un pequeño aumento de la biomasa. Vedar la pesquería asociada con delfines causaría el mayor aumento de la biomasa.

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 de la población se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2004 y datos actualizados de años anteriores.

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 de la población 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 mercado. 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 de la población.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000a. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- 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.
- Beddington, J.R. and Taylor, D.B. (1973) Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Invest. Ser. 2*, 19: 533pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- 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, W.G. 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. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. (1980) The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience.* 48: 279-292.
- 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. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hennemuth, R.C. 1961. Size and year class composition of catch, age and growth of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean for the years 1954-1958. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 5: 1-112.

- 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.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries, 3: 251-260.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 4: 5-119.
- 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.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2000 and outlook for 2001. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 5-90.
- Maunder, M. and G. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. IATTC Bull., 22: 433-582.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2003b. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. Fishery Bulletin, 101: 89-99.
- McAllister, M. K., and Ianelli, J. N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the Sampling/Importance Resampling Algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 284-300.
- 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.
- Reed, W.J. (1980) Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. Biometrics 36: 579-593.
- 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. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 2: 245-285.
- 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.
- Shimada, B.M. and Schaefer, M.B. 1956. A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 1: 347-469.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Horma, 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. Inter-

- Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. 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 IN 2003 AND OUTLOOK FOR 2004

by

Mark N. Maunder and Shelton J. Harley

CONTENTS

1. Executive summary	109
2. Data	110
3. Assumptions and parameters	112
4. Stock assessment	115
5. Stock status	118
6. Simulated effects of future fishing operations	120
7. Future directions	120
Figures	122
Tables	143
Appendix: Additional results from the assessments	146
References	166

1. EXECUTIVE SUMMARY

An age-structured, catch-at-length analysis (A-SCALA) is used to assess skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). The analysis method is described in IATTC Bulletin, Vol. 22, No. 5 (2003), and readers are referred to that report for technical details. The assessment was carried out in 2002, and no new analysis was carried out in 2003. This method was used for the 2001 and 2002 assessments of skipjack tuna in the EPO. The differences in this assessment compared to the previous assessment are that new catch, effort, and length-frequency data have been included for 2002-2003 and updated for previous years. 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. The assessment is still considered preliminary because 1) it is unknown if catch-per-day-fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance, 2) it is possible that there is a population of large skipjack that is invulnerable to the fisheries, 3) the structure of the EPO stock in relation to the western and central Pacific stocks is uncertain. However, the results from this assessment are more consistent among sensitivity analyses compared to the previous assessments, which provides greater confidence in the results than previous years. The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, 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 have been investigated. For the above three reasons, and because the estimates of absolute biomass for 2002 differ by more than an order of magnitude from those of 2001, the assessment is still considered preliminary.

The recruitment of skipjack tuna to the fisheries in the EPO is variable (Figure 3.1). Fishing mortality is estimated to be about the same or less than the rate of natural mortality (Figure 3.2). These levels are supported by estimates from tagging data. Biomass fluctuates in response to both variations in recruitment and exploitation (Figure 3.3). Estimates of absolute biomass are moderately sensitive to weights given to the information about abundance in the catch and effort data for the floating object fisheries and the monotonic selectivity assumption, but the trends in biomass are not.

The analysis indicates that a group of strong cohorts entered the fishery in 2002-03 and that these cohorts

increased the biomass and catches during 2003. There is an indication the most recent recruitments are average, which may lead to lower biomasses and catches. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

There is considerable variation in SBR for skipjack tuna in the EPO (Figure 3.4). In 2003 the SBR is at a high level (about 0.61). Estimates based on AMSY and yield-per-recruit indicate that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural mortality and growth. Estimates of SBR are not sensitive to weights given to the information about abundance in the catch and effort data for the floating object fisheries and the monotonic selectivity assumption.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2003 were used to conduct the stock assessment of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2003, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of March 2004. 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 pole-and-line vessels. 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 that fishery.

Most of the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye prior to about 1960 were taken by pole-and-line vessels. 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 pole-and-line vessels left now, all of which are registered in Ecuador or Mexico (Anonymous, 2002: Table 2). These vessels are all small, and they fish relatively close to shore off Ecuador and northern Mexico.

Eleven fisheries are defined for the stock assessment of skipjack tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine and pole and line), 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. The longline fisheries are ignored because they capture a minimal amount of skipjack. The pole-and-line fishery and the purse-seine fishery that makes sets on schools associated with dolphins have been combined because they account for only a small fraction of the total skipjack catch.

In general, fisheries are defined such that, over time, there has been 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 tuna, 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 in previous reports (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology for this report has been changed to be consistent with the terminology used in other IATTC reports. The correct usage of landings is catch landed in a given year even if it was not caught in that year. Previously, landings referred to retained catch caught in a given year. This catch will now be termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect both total catch (discards plus retained catch) and retained catch and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

All three of these types of data are used to assess the stock of skipjack tuna. Removals by Fisheries 1-4 are retained catches plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2) (Table 2.1). The removals by Fisheries 5-7 are retained catches 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 1975 and December 2003 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 in unassociated schools. It should be noted that substantial amounts of skipjack were already being removed from the EPO prior to 1975 (Forsbergh 1989).

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 and northern floating-object fisheries (Fisheries 2 and 4) and the southern unassociated fishery (Fishery 6) during 1999, 2000, and 2003.

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. The total fishing effort directed at tunas associated with floating objects (Figure 2.3, Fisheries 1-4) was relatively high prior to 1985, low from 1986 to 1992, and then increased again from 1993 to present. In the early period (before 1985) the effort was mainly in Fisheries 3 and 4 and in the late period (after 1993) it was in Fisheries 1 and 2. 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 was higher prior to 1985 (Figure 2.3, Fisheries 5 and 6). 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 pole-and-line vessels, 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 it 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: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from

a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel), or sorting of the catch by fishermen to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of skipjack discarded is estimated with information collected at sea by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003) modified by a smoothing algorithm. This algorithm, which removes the temporal variation caused by sampling, used an individual effect for each year and a seasonal effect modeled using a sine function, and was fit to the data weighted by the sample size. . Regardless of why skipjack are discarded, it is assumed that all discarded fish die.

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 pole-and-line vessels, 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. No observer data are available to estimate the discards for the pole-and-line 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. 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 4.2.

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 were included in the assessment.

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	<i>K</i> (annual)	<i>L</i> _∞ (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.) It should be noted, however, that the results of sensitivity analyses performed by Bayliff (1988) indicated that the estimates of the parameters were imprecise. Maunder (2001) provided estimates similar to those of Bayliff (1988), and concluded that more data for large and small skipjack are needed. We use the grouped estimates of Bayliff (1988) with the assumption that a 30-cm skipjack is 9 months old as a prior for mean length at age. The age at 30 cm 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 relationship of skipjack in the EPO is $W = (5.5293 \times 10^{-6})L^{3.336}$, where *W* = weight in kilograms and *L* = length in centimeters (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% 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 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 the fisheries on floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 8-11).

The proportion of females in each age class that are mature is used to estimate the spawning biomass of the stock. All females aged 16 months and more are assumed to be mature. The sex ratio is assumed to be 50-50, based on 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), using tagging data, obtained estimates of natural mortality for skipjack in the western Pacific Ocean (WPO) that were higher 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. The estimates from the WPO (Hampton 2000) were used to develop an 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 it is assumed that natural mortality is constant over high ages. Hampton's estimates of high natural mortality for young skipjack may also be an artifact of the tagging data due to tagging mortality, and a lower natural mortality rate is used here.

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 have been studied 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 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 periods (Joseph and Miller, 1989).

A previous stock assessment (Maunder and Watters 2002a) included 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 was incorporated into the previous stock assessment model to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. Maunder (2002) conducted the correlation outside the stock assessment model using SST and the Southern Oscillation Index and

found no relationship between recruitment and the environmental variables..

4. STOCK ASSESSMENT

An age-structured population dynamics model A-SCALA (Maunder and Watters, 2003) 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 for the 2001 and 2002 assessments of skipjack tuna in the EPO (Maunder and Watters 2002a; Maunder 2002). 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 do yellowfin and bigeye tuna, so a monthly time frame 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 pole-and-line 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. In the 2001 assessment many of these different formulations were applied to the skipjack population in the EPO. These models all gave similar trends in biomass and recruitment. Among the models, the estimates of absolute biomass and the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to the spawning biomass of the unexploited stock; 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. In 2001 two models were presented that differed in how the initial exploitation rate in 1981 was calculated. In the 2002 assessment two models were presented. The two models differ in their assumptions about selectivity. The first model allowed selectivity for all fisheries, except the discard fisheries, which have fixed selectivities, to be dome-shaped (*i.e.* non-monotonic). In the second model, the selectivities for fisheries 2-7 were forced to be asymptotic (*i.e.* monotonically increasing). Dome-shaped selectivities allow the existence of a population of large skipjack that are invulnerable to the fishery. An asymptotic selectivity ensures that large skipjack are fully selected by the fishery, and, if there are no large skipjack caught, the model will estimate that skipjack do not survive to be large.

Therefore, the asymptotic selectivities should provide higher estimates of exploitation rate and lower estimates of biomass. It was suggested that these two analyses will bound the possible exploitation rates for skipjack in the EPO. In this assessment we present analyses based on asymptotic selectivity and present a sensitivity with dome-shaped selectivity.

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

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 1975 through December 2003;
2. monthly catchability coefficients for the 11 fisheries that take skipjack from the EPO;
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. 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 skipjack in the EPO.

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

In addition to the sensitivity analyses where selectivity is allowed to be dome-shaped, we present a sensitivity where catch and effort data for the floating-object fisheries provide very little information on abundance (*i.e.* the catch and effort data are downweighted by increasing the standard deviation in the effort deviate penalty).

4.1. Indices of abundance

The catches per unit of effort (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). The CPUE has been reduced 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) were generally greater 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 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 pole-and-line and dolphin-associated fishery (Fishery 7) cannot be interpreted, because constant effort was assumed 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). However, there is a tendency to overpredict the frequency of very small and very large fish. A description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3.

Estimates of growth differed from the prior. The growth rates were much higher for the first few age classes, but lower for the intermediate ages. For the greater ages, the mean lengths at age were highly constrained so that the mean length-at-age essentially equaled the prior.

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

Fishing mortality increased from 1975 to 1981 and then decreased until 1985, since when it has gradually increased (Figure 4.3b). These changes in fishing mortality correspond to changes in estimated catchability (Figure 4.5). The fishing mortality is greater for the monotonic selectivity assessment than for the non-monotonic selectivity assessment. Fishing mortality increases with age, and has been much greater for the older fish since 1993, when the expansion of the floating-object fishery started (Figure 4.3b), as a consequence of the higher selectivity for older fish in the floating-object fisheries (Figure 4.4).

4.2.2. Recruitment

Over the range of predicted biomasses, 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).

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, 1994-1995, 1998-1999, and 2002-2003. The analysis indicates that a group of strong cohorts entered the fishery in 2002-03 and that these cohorts increased the biomass (Figure 4.9a) and catches (Figure 2.2) during 2003. There is an indication the most recent recruitments are average, which may lead to lower biomasses and catches. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

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 4.9a, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The biomass has been highly variable during the 1975-2003 period. The biomass was estimated to decline from 1975 to a very low level in 1982, and then increase rapidly to a peak in

1984. It then declined to a low level in 1994 before rapidly increasing in 1995, and stayed high until another rapid increase in late 1998 and in 1999, dropping again before increasing to a peak in 2003 and then declining. The variation in biomass can be attributed to both changes in recruitment (Figure 4.9c and 4.9d), and fishing mortality. The fishery impact was greatest in the late 1970s and early 1980s.

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 around 2-4 kg for most of the period from 1975 to 2001, and are similar among fisheries (Figure 4.10). However, average weight was consistently less in the early 1980s, when the fishing mortality rate was estimated to be high.

4.3. Comparisons to external data sources

Tagging data for 1980 and 1981 were used to estimate the fishing mortality rate. The estimated monthly rates of total mortality, using the method of Robson and Chapman (1961), are 0.53 and 0.55, respectively. These estimates include natural and fishing mortality: removing a factor of 0.14 for natural mortality gives estimates of fishing mortality of 0.39 and 0.41. These are likely to be overestimates, as the tagging was conducted in a limited area where most of the catch was taken and are therefore measures of the localized exploitation rate. These estimates include also losses due to emigration, long-term tag loss, and long-term tagging mortality. The average monthly estimates of fishing mortality from the stock assessment model for 1980 and 1981 are 0.10 and 0.12 for ages 9-20 and 0.27 and 0.33 for ages 21+ (Table A.1). Bayliff (1976) analyzed earlier tagging data (1950-1973) and found a range of total monthly mortality rates from around 0.3 to 1.0. This indicates that the stock assessment results are somewhat consistent with the tagging data.

4.4. Sensitivity to assumptions

The trends in the estimated biomass trajectory from the sensitivity analysis that downweights the information about abundance in the catch and effort data for the floating-object fisheries are similar to the base case, but the biomass is higher for most years (Figure A.2). Those from the sensitivity analysis that allows dome-shaped selectivity are also similar to the base case, but the biomass is lower for most years (Figure A.4). These similarities are despite the very different, and variable, estimated selectivities at age (Figure A.6).

4.5. Summary of the results from the assessment model

The recruitment of skipjack tuna to the fisheries in the EPO is variable. Fishing mortality is estimated to be about the same or less than the rate of natural mortality. These levels are supported by estimates from tagging data. Biomass fluctuates in response to both variations in recruitment and exploitation. Estimates of absolute biomass are moderately sensitive to weights given to the information about abundance in the catch and effort data for the floating-object fisheries and the monotonic selectivity assumption, but the trends in biomass are not.

The analysis indicates that a group of strong cohorts entered the fishery in 2002-2003 and that these cohorts increased the biomass (Figure 4.9a and 4.9c) and catches (Figure 2.2) during 2003. There is an indication the most recent recruitments are average, which may lead to lower biomasses and catches. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of skipjack 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 Fishing 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. Possible candidates for reference points are:

1. S_{AMSY} (spawning biomass at AMSY) as a target reference point;
2. F_{MSY} (fishing mortality at MSY) as a limit reference point;
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the model time frame, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past (*e.g.* the levels estimated in the early 1980s). A mid-year technical meeting on reference points was held in La Jolla, California, USA, on October 27-29, 2003. The outcome from this meeting was (1) a set of general recommendations on the use of reference points and research, (2) specific recommendations for the IATTC stock assessments. Several of the recommendations have been included in this assessment. Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

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 (SBR) is useful for assessing the status of a stock (Maunder and Watters 2001). The equation defining the SBR is

$$\text{SBR}_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

where S_t is the spawning biomass at any time (t) during a period of exploitation, and $S_{F=0}$ is the spawning biomass that might be present if there were no fishing for a long period (*i.e.* the equilibrium spawning biomass if $F = 0$). The SBR has a lower bound of zero. If the SBR is zero, or slightly greater than that, the population has been severely depleted and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the AMSY when the SBR is somewhere in the range 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce the AMSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR_t can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ($\text{SBR}_{\text{AMSY}} = S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$). S_{AMSY} is the spawning biomass at AMSY (see Section 5.3 for details regarding calculation of AMSY and related quantities).

Estimates of monthly SBR_t for skipjack in the EPO have been computed for every month represented in the stock assessment model (the first month of 1975 to the first month of 2004). 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. Unfortunately, the SBR level that would give rise to AMSY (SBR_{AMSY}) cannot be estimated for skipjack, as is discussed in section 5.3, so it is not possible to relate the SBR to the SBR_{AMSY} .

At the beginning of 2004, the spawning stock of skipjack tuna in the EPO was considerably reduced. The

estimate of SBR at this time was about 0.61, with lower and upper 95% confidence limits of 0.40 and 0.81.

A time series of SBR estimates for skipjack tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. The SBR has been below the average unexploited level for most of the 1975-2001 period, except for the peak in 1999.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Estimates based on yield-per-recruit calculations indicate that the critical age for skipjack is less than the age at recruitment to the fishery. This indicates that the maximum yield per recruit is achieved with an infinite fishing mortality (Figure 5.2). The yield-per-recruit calculations depend on estimates of growth and natural mortality, which are both uncertain.

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 Maunder and Watters (2001) to include the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship where applicable.

The current assessment assumes that there is no stock-recruitment relationship for skipjack tuna, so the relative yield curve is equal to the relative yield-per-recruit curve (Figure 5.2). Therefore, AMSY is achieved by an infinite fishing mortality (Section 5.2). As this is not achievable in reality, no quantities based on AMSY are presented.

5.4. Sensitivity analysis

Estimates of SBR are not sensitive to weights given to the information about abundance in the catch and effort data for the floating-object fisheries (Figure A.3) and the monotonic selectivity assumption (Figure A.4).

5.5. Summary of stock status

There is considerable variation in SBR for skipjack tuna in the EPO. In 2003 the SBR is at a high level (about 0.61). Estimates based on AMSY and yield per recruit indicate that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural mortality and growth. Estimates of SBR are not sensitive to weights given to the information about abundance in the catch and effort data for the floating-object fisheries and the monotonic selectivity assumption.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

Historical biomass of skipjack tuna has been driven by fluctuations in recruitment, so future projections will also be determined by recruitment. This is particularly true for short-lived species such as skipjack. For this reason, no projections of future biomass are provided.

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 2002 and updated data for 2001 will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff intends to continue developing the assessment for skipjack.

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. 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.

Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

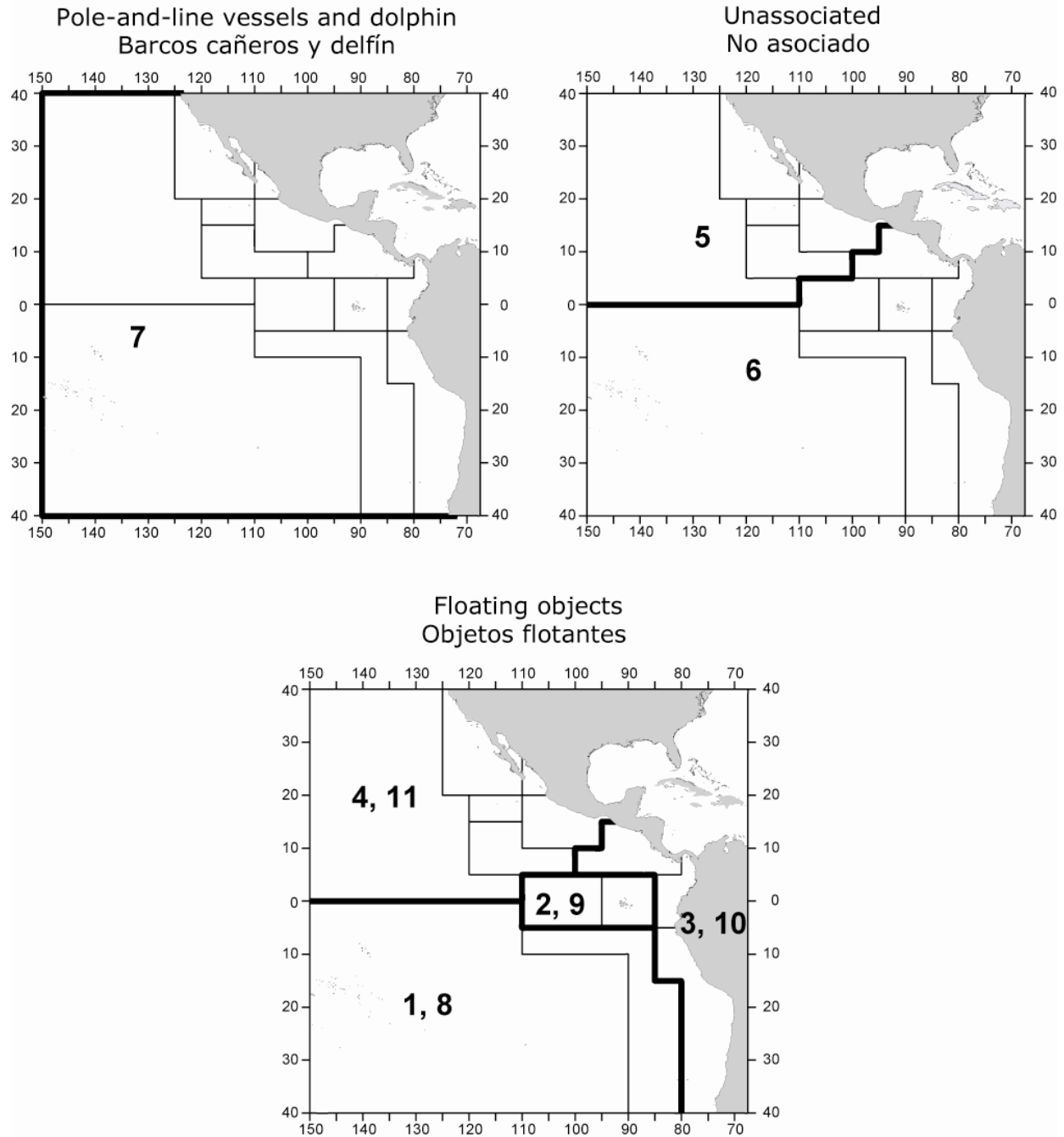


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

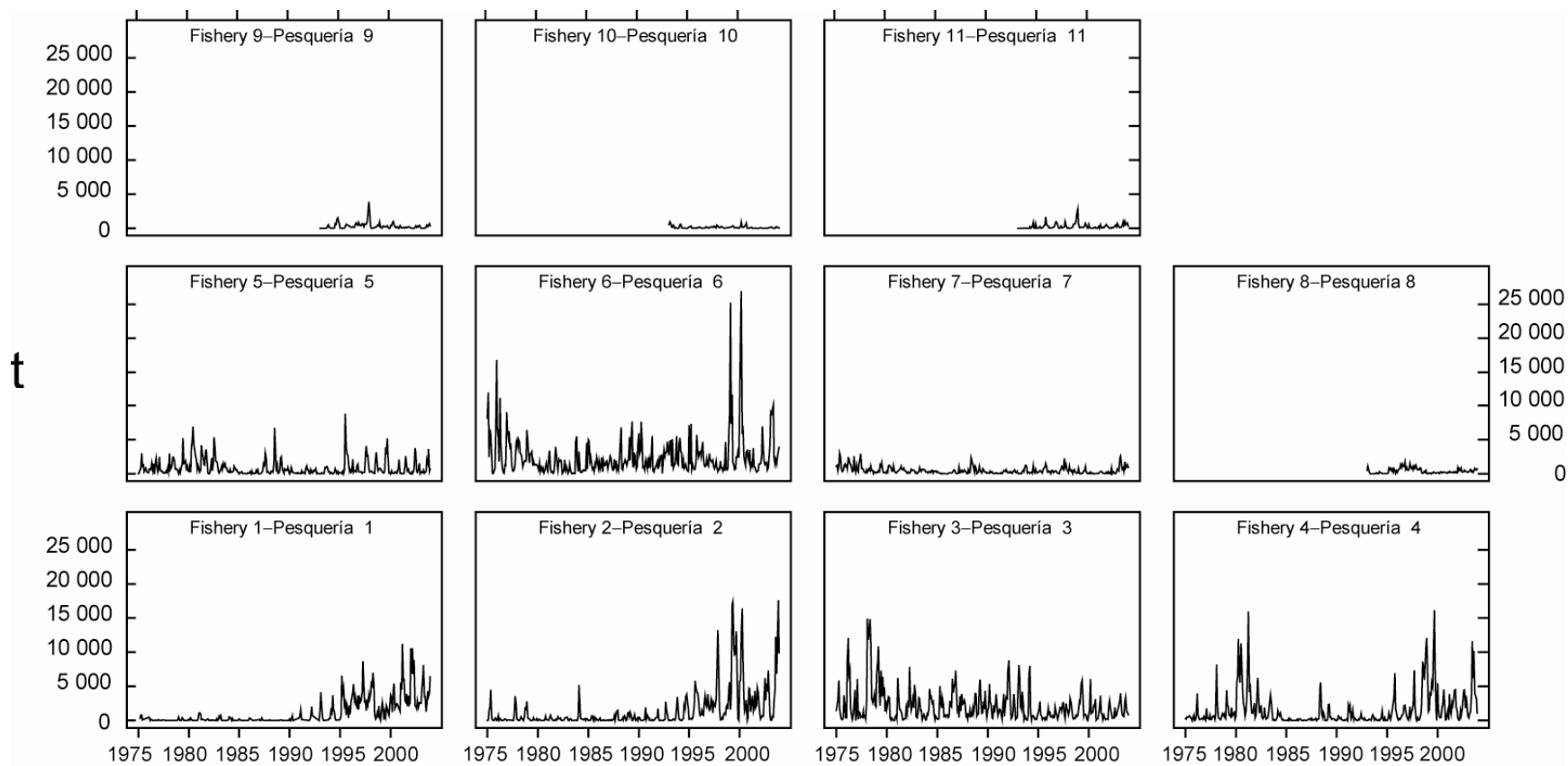


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a monthly basis, there are 12 observations of catch for each year.

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 12 observaciones de captura para cada año.

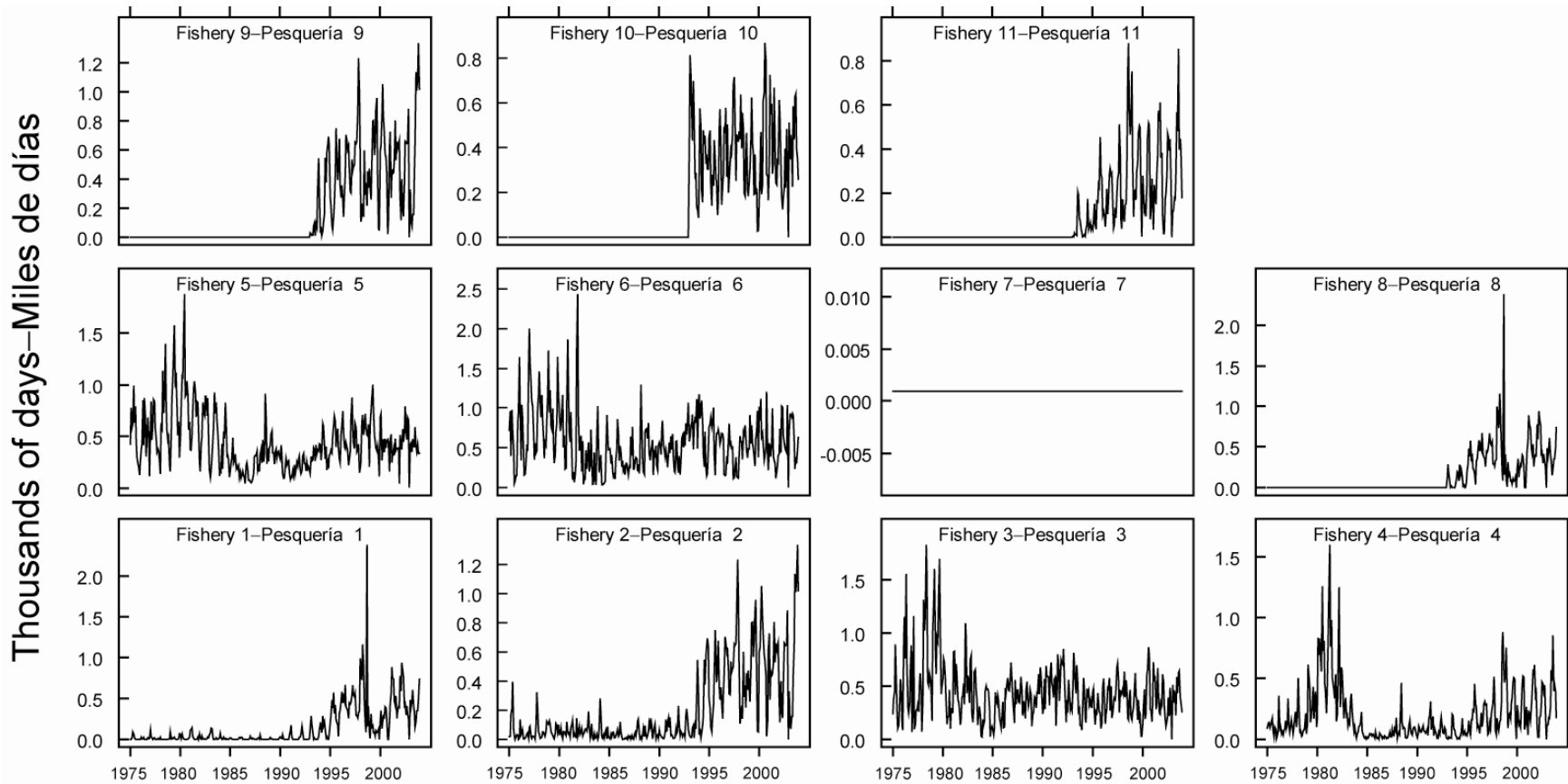


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a monthly basis, there are 12 observations of effort for each year. Constant effort was assumed for Fishery 7. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por mes, hay 12 observaciones de esfuerzo para cada año. Se supuso un esfuerzo constante para la Pesquería 7. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

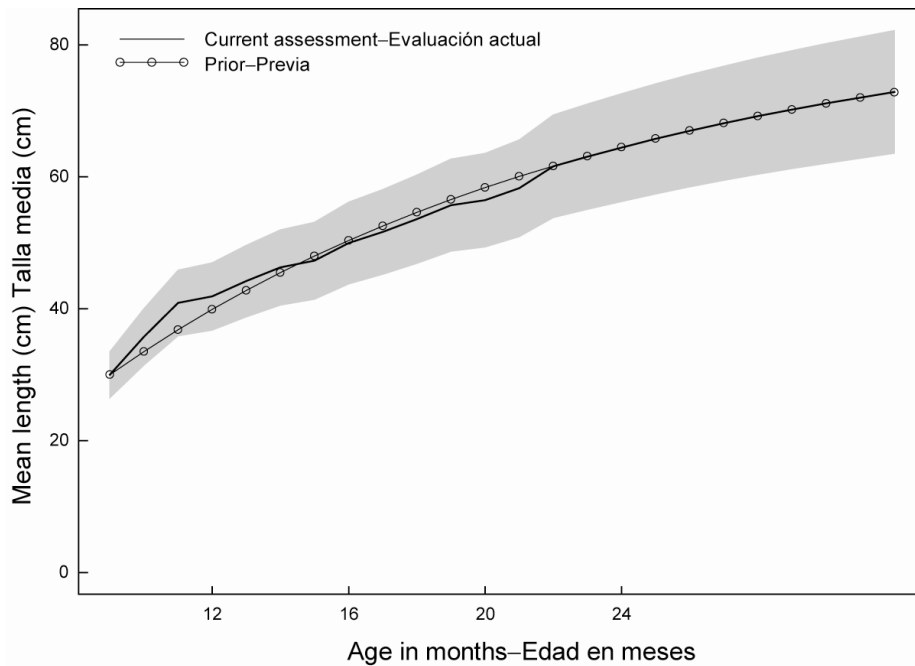


FIGURE 3.1. Growth curve used for the non-monotonic selectivity assessment of skipjack tuna in the EPO. The shaded area represents the variance of length-at-age (plus and minus two standard deviations), and the smooth curve is the prior.

FIGURA 3.1. Curva de crecimiento usada para la evaluación de selectividad no monotónica del atún barrilete en el OPO. La zona sombreada representa la varianza de la talla a edad (más y menos dos desviaciones estándar), y la curva suave es la previa.

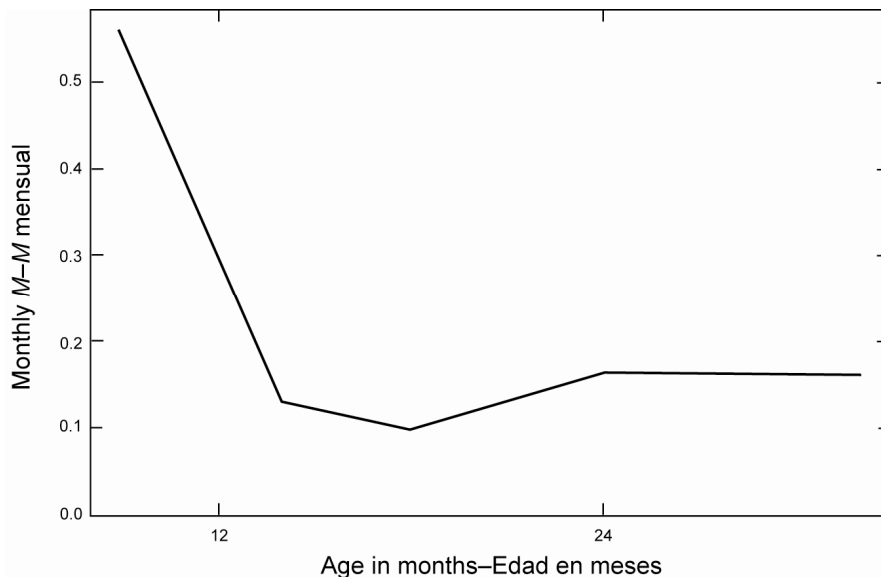


FIGURE 3.2. Natural mortality (M) rates, at monthly intervals, used for the assessment of skipjack tuna in the EPO. A description of the phases of the mortality curve is provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.2. Tasas de mortalidad natural (M), a intervalos mensuales, usadas para la evaluación del atún barrilete en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describe las fases de la curva de mortalidad.

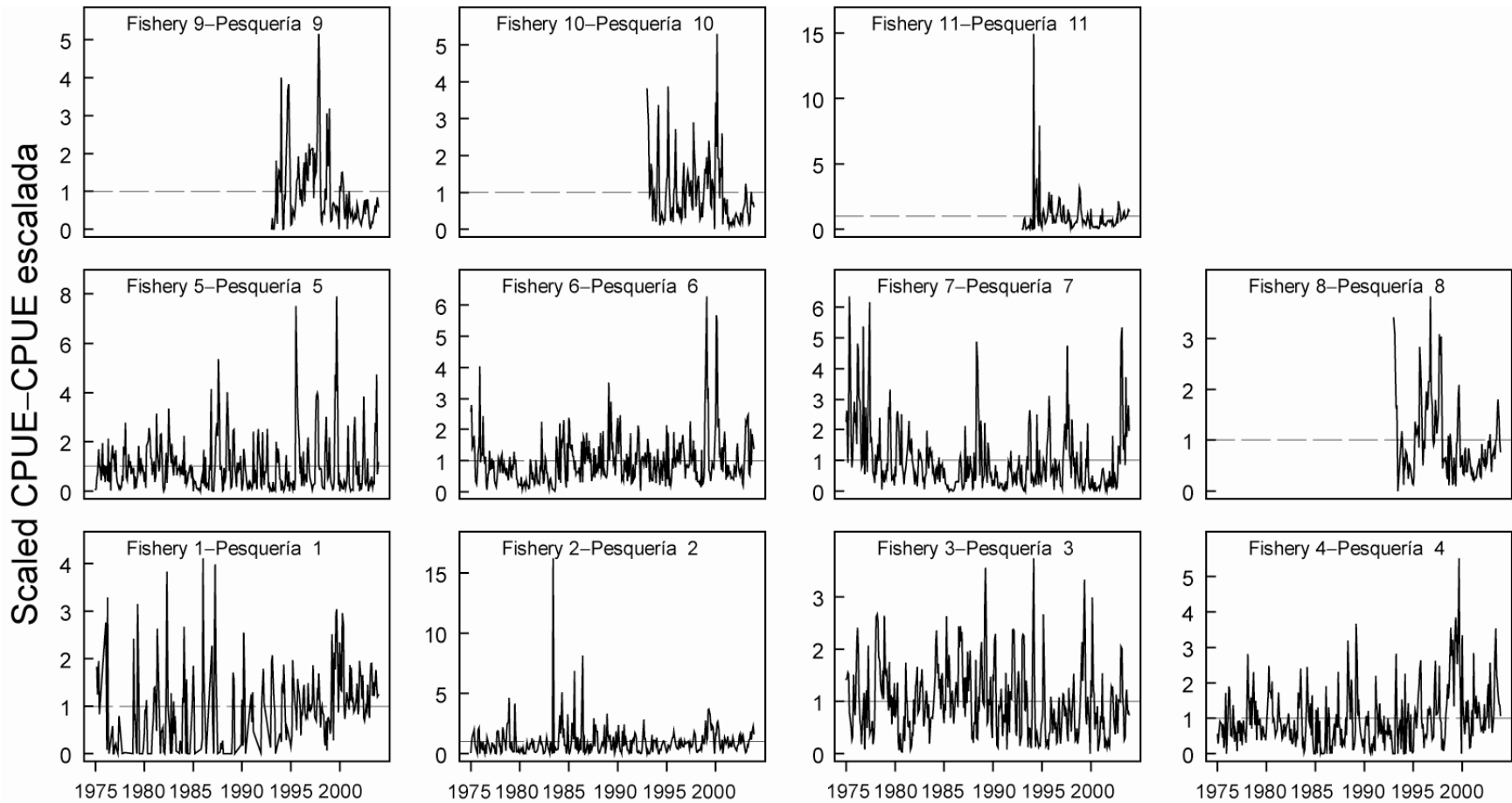


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a monthly basis, there are 12 observations of CPUE for each year. The CPUEs are in kilograms per day fished. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. 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 barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por mes, hay 12 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.

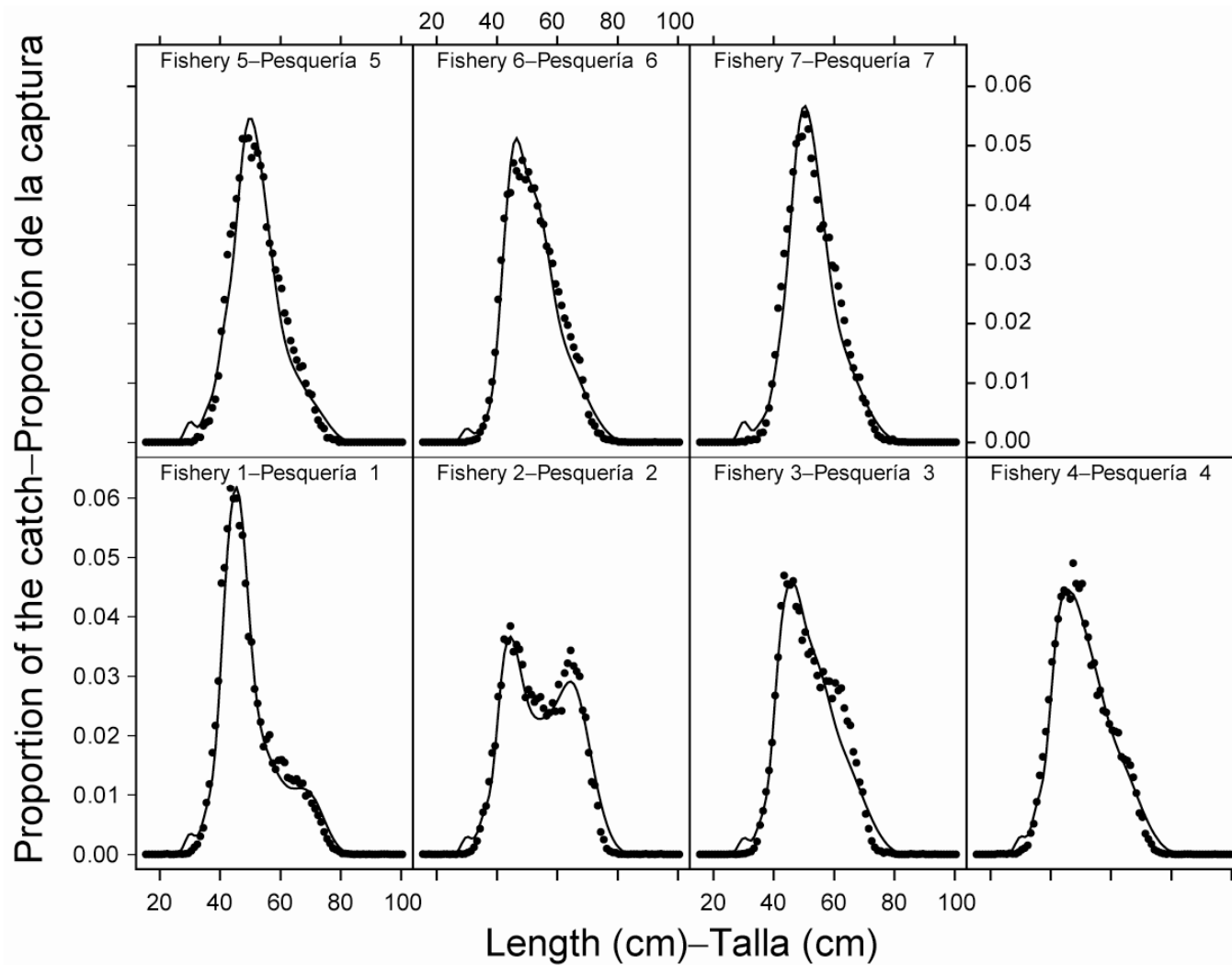


FIGURE 4.2. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches of skipjack tuna taken by the fisheries for the non-monotonic selectivity assessment.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas de atún barrilete realizadas por las pesquerías definidas para evaluación de selectividad no monotónica.

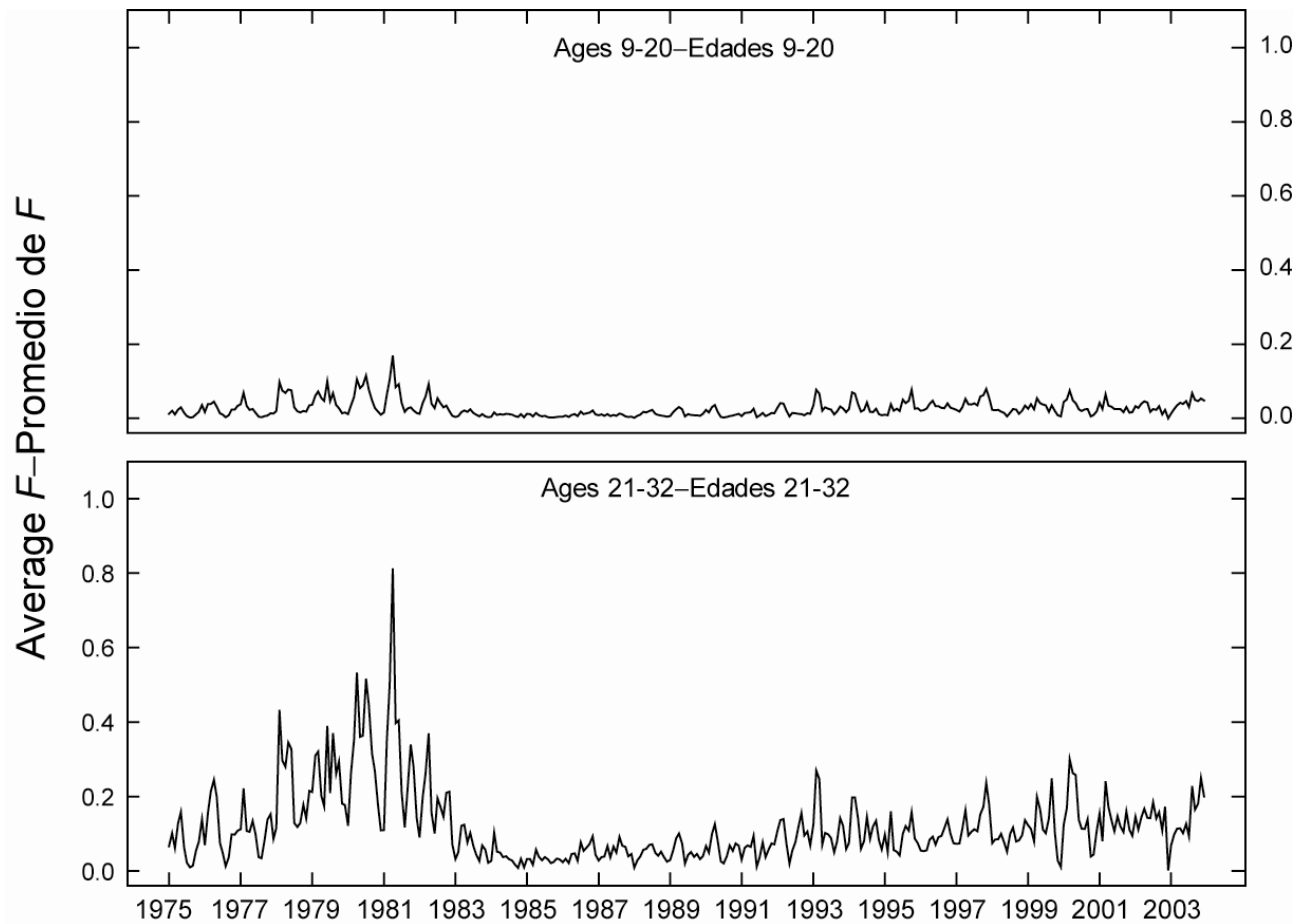


FIGURE 4.3a. Average monthly fishing mortality of skipjack tuna, by all gears, that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of 12 monthly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. 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. Mortalidad por pesca mensual media de atún barrilete, por todos los artes, reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de 12 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.

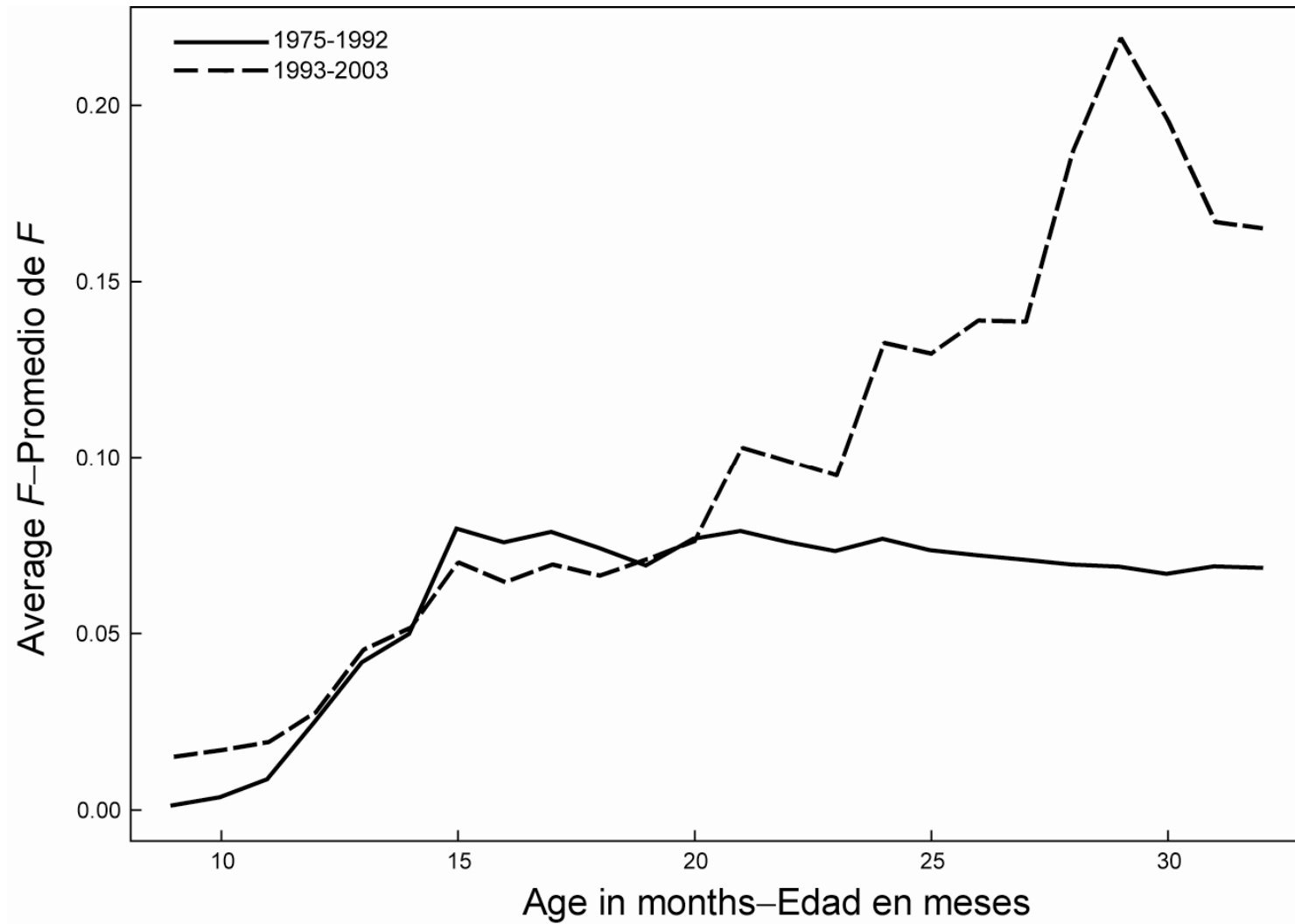


FIGURE 4.3b. Average monthly age-specific fishing mortality of skipjack tuna, by all gears, that have been recruited to the fisheries of the EPO. The estimates are separated into the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries.

FIGURA 4.3b. Mortalidad por pesca mensual media por edad de atún barrilete, por todos los artes, reclutado a las pesquerías del OPO. Se separan las estimaciones en los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías de objetos flotantes.

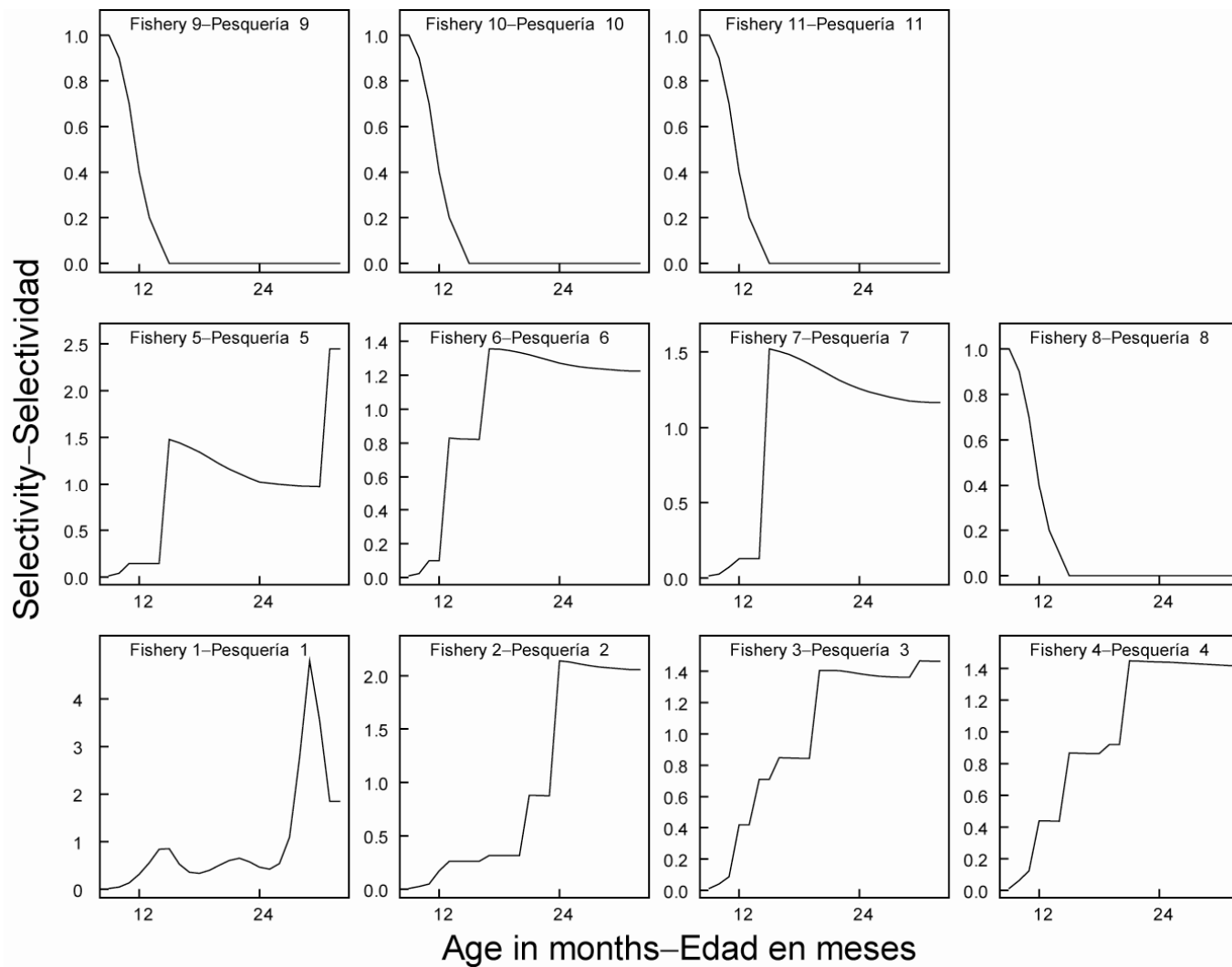


FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-7 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 8-11 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.4. Curvas de selectividad para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1-7 con el método A-SCALA, y las de la Pesquerías 8-11 se basan en supuestos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

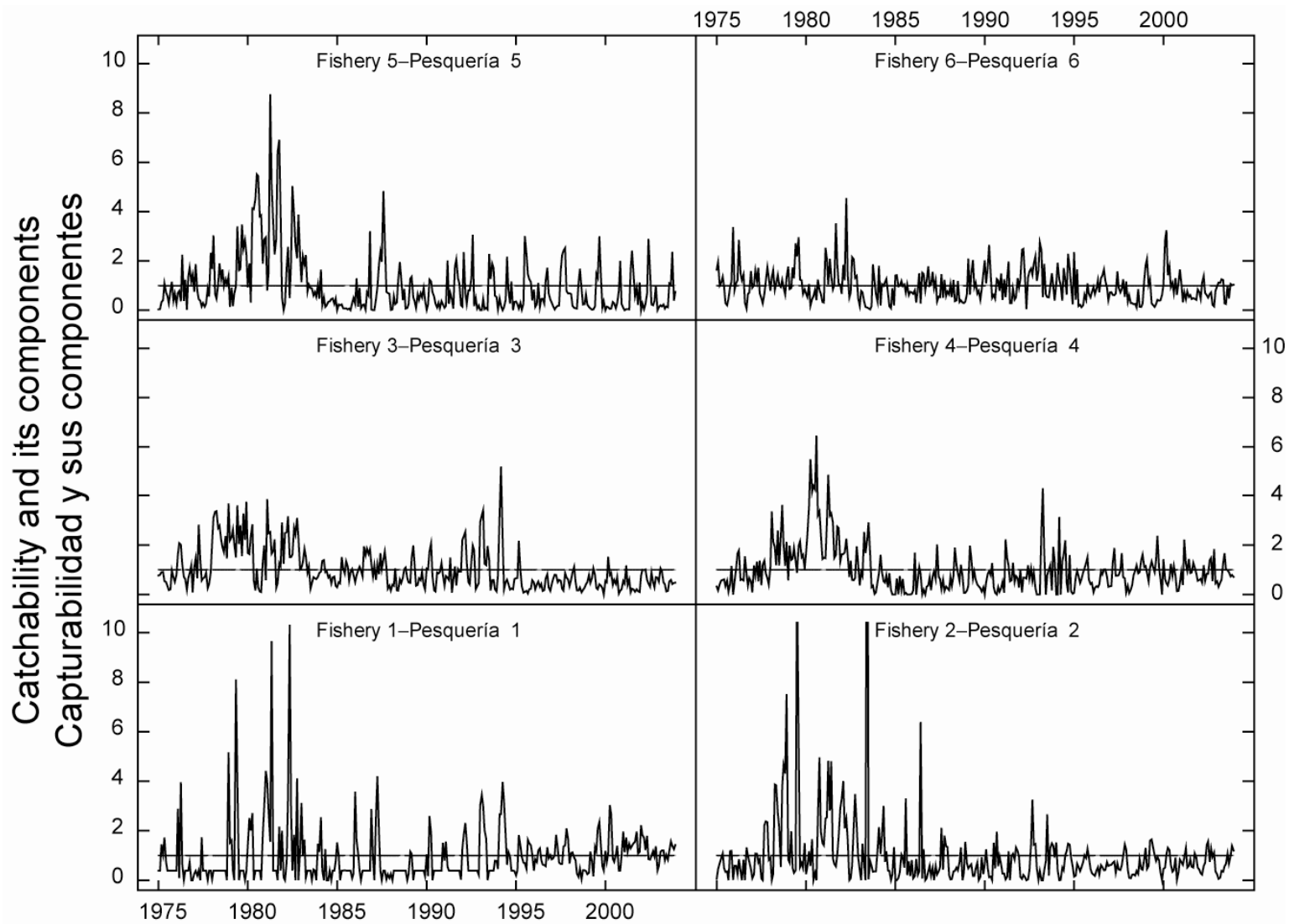


FIGURE 4.5. Trends in catchability (q) for the six main fisheries that take skipjack tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.
FIGURA 4.5. Tendencias en capturabilidad (q) para las seis pesquerías principales que capturan atún barrilete en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

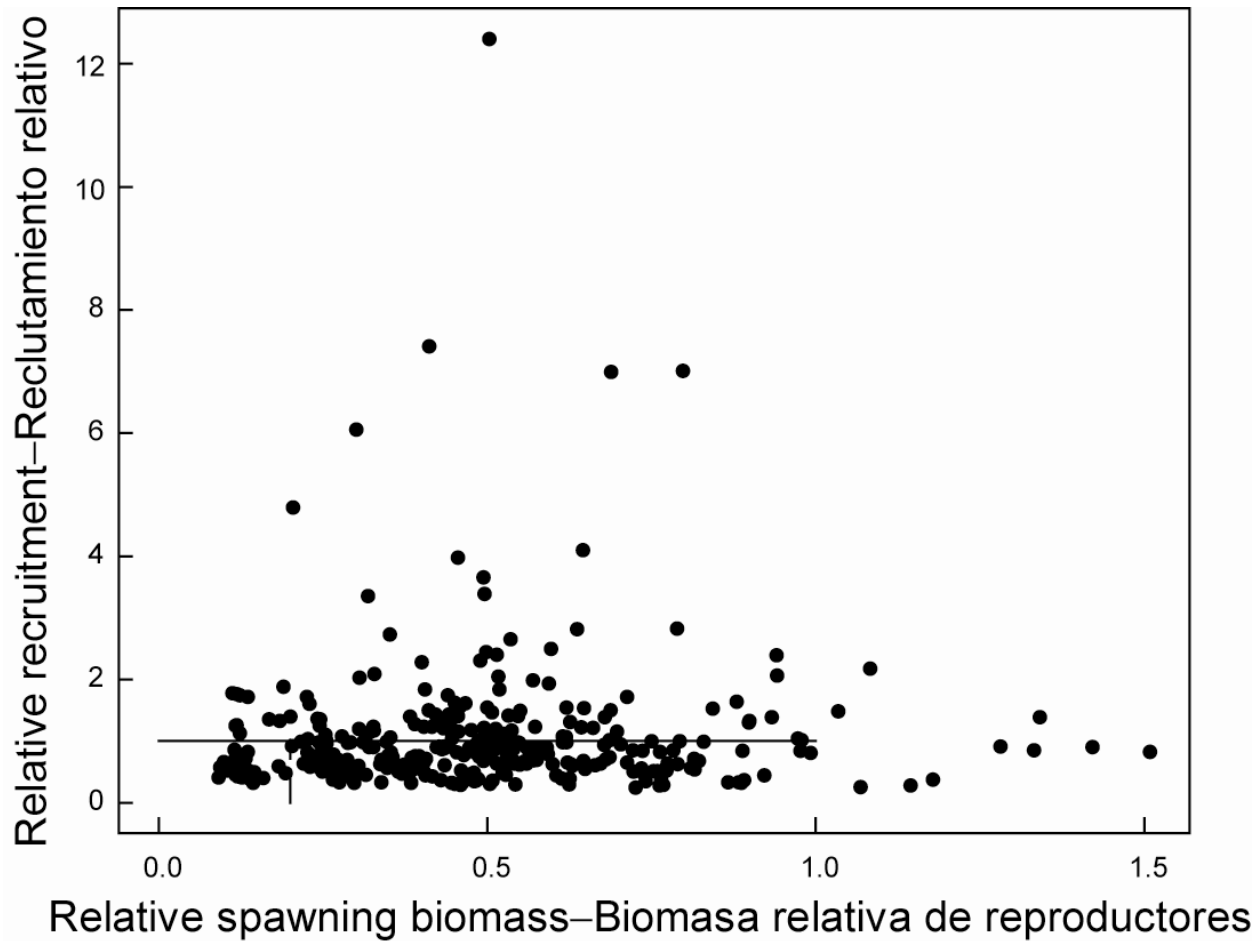


FIGURE 4.6. Estimated relationship between recruitment of skipjack tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6. Relación estimada entre el reclutamiento de atún barrilete y la biomasa reproductora. 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.

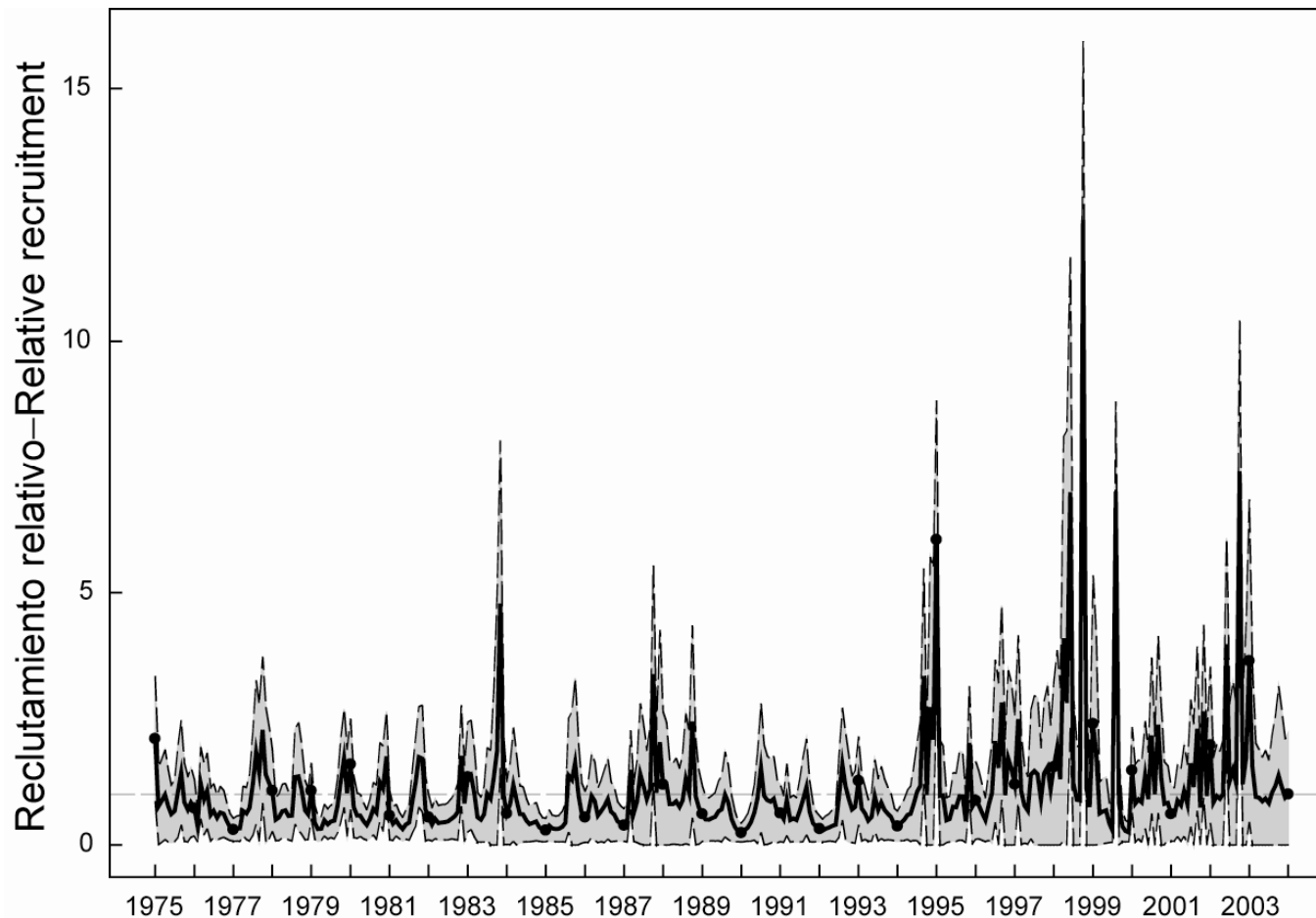


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of skipjack tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The solid line illustrates the maximum-likelihood estimates, and the shaded area the 95% confidence intervals. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7. Reclutamiento estimado de atún barrilete a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea sólida ilustra las estimaciones de probabilidad máxima, y el área sombreada los intervalos de confianza de 95%. 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 12 estimaciones de reclutamiento para cada año.

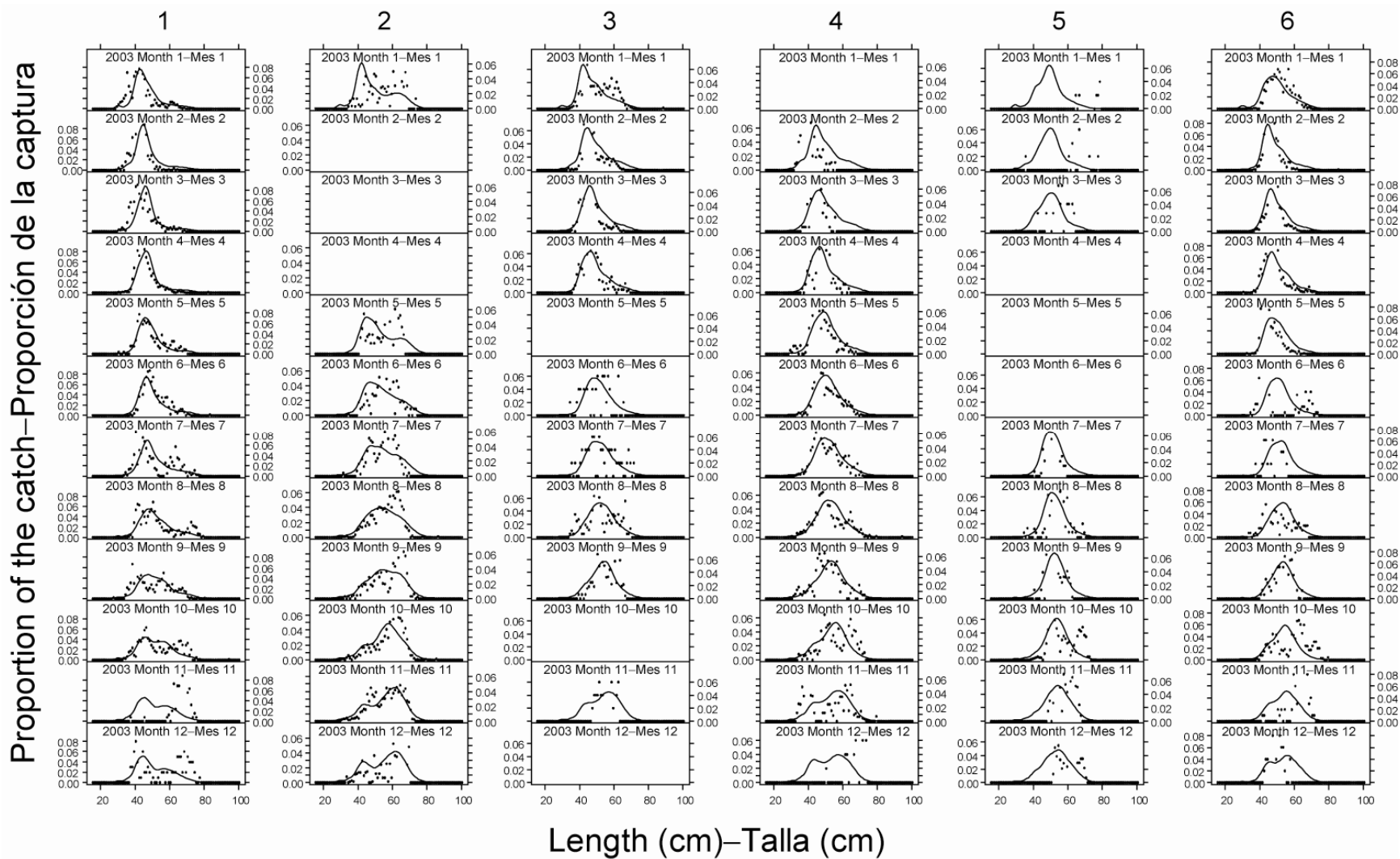


FIGURE 4.8. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take skipjack tuna in association with floating objects (1-4) and in unassociated schools (5-6).

FIGURA 4.8. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún barrilete en asociación con objetos flotantes (1-4) y no asociado (5-6).

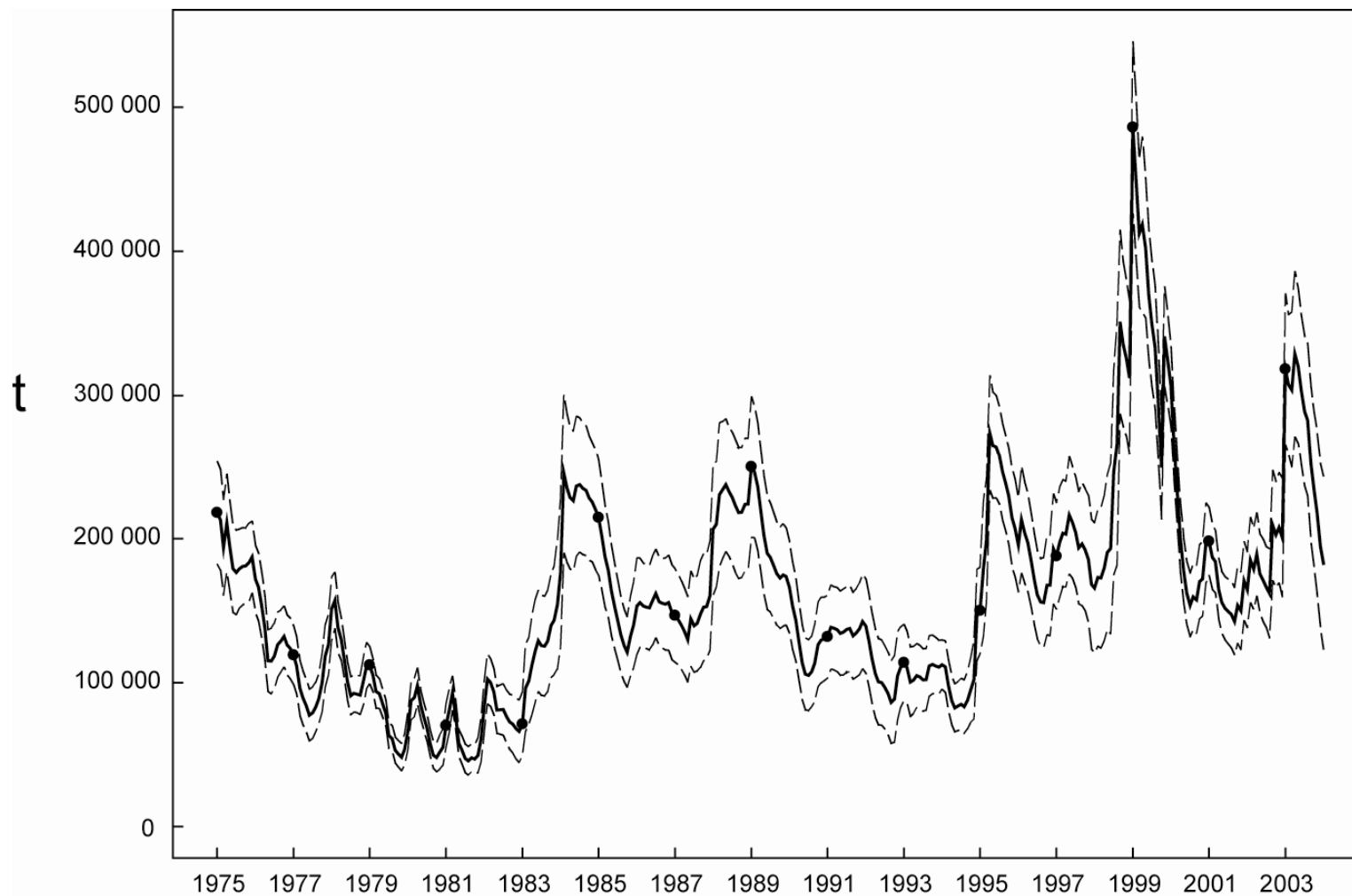


FIGURE 4.9a. Estimated biomass of age-1+ skipjack tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.9a. Biomasa estimada de atún barrilete de edad 1+ en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay 12 estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

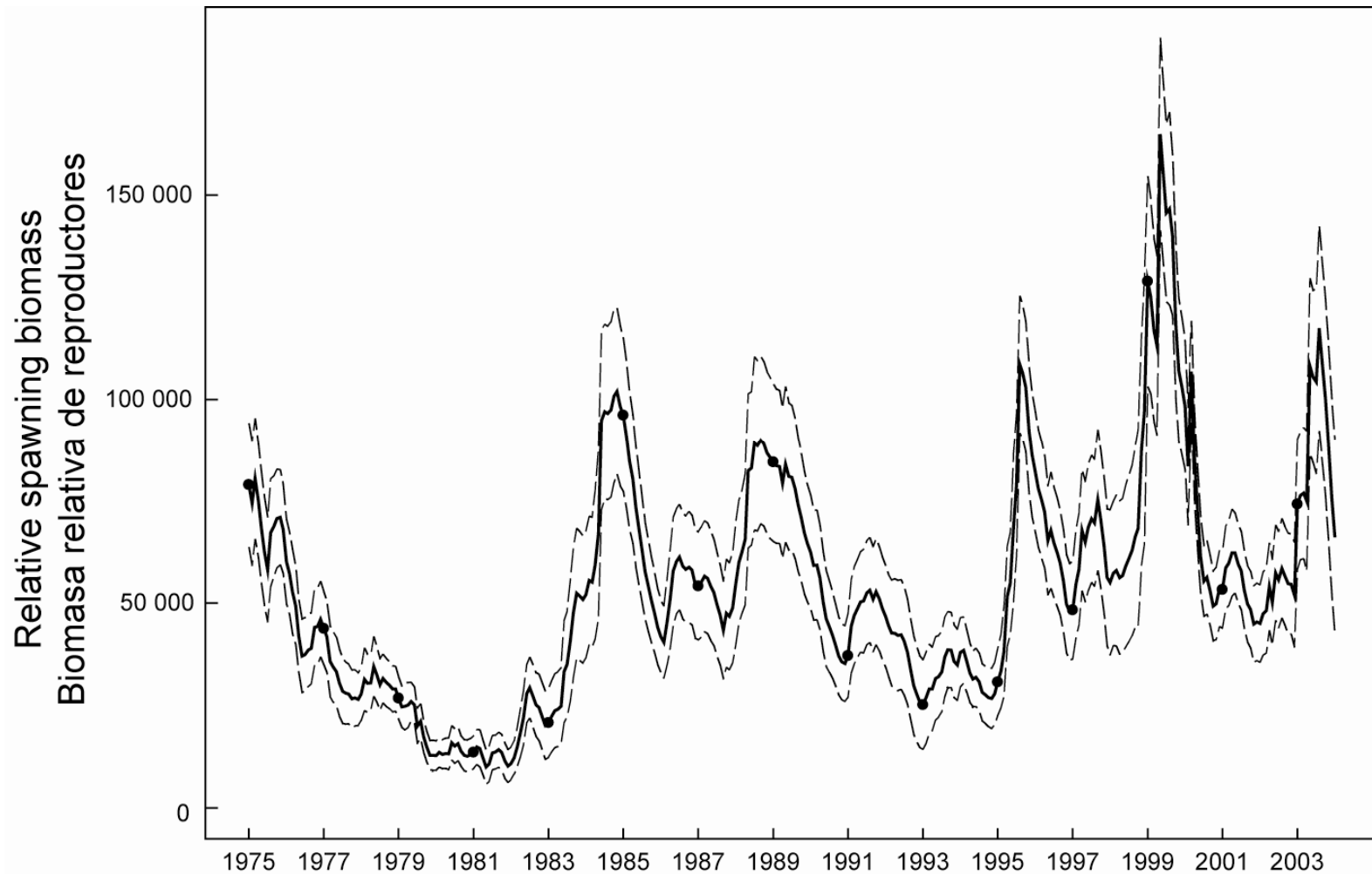


FIGURE 4.9b. Estimated relative spawning biomass of skipjack tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9b. Biomasa relativa estimada de reproductores de atún barrilete en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay 12 estimaciones de biomasa para cada año.

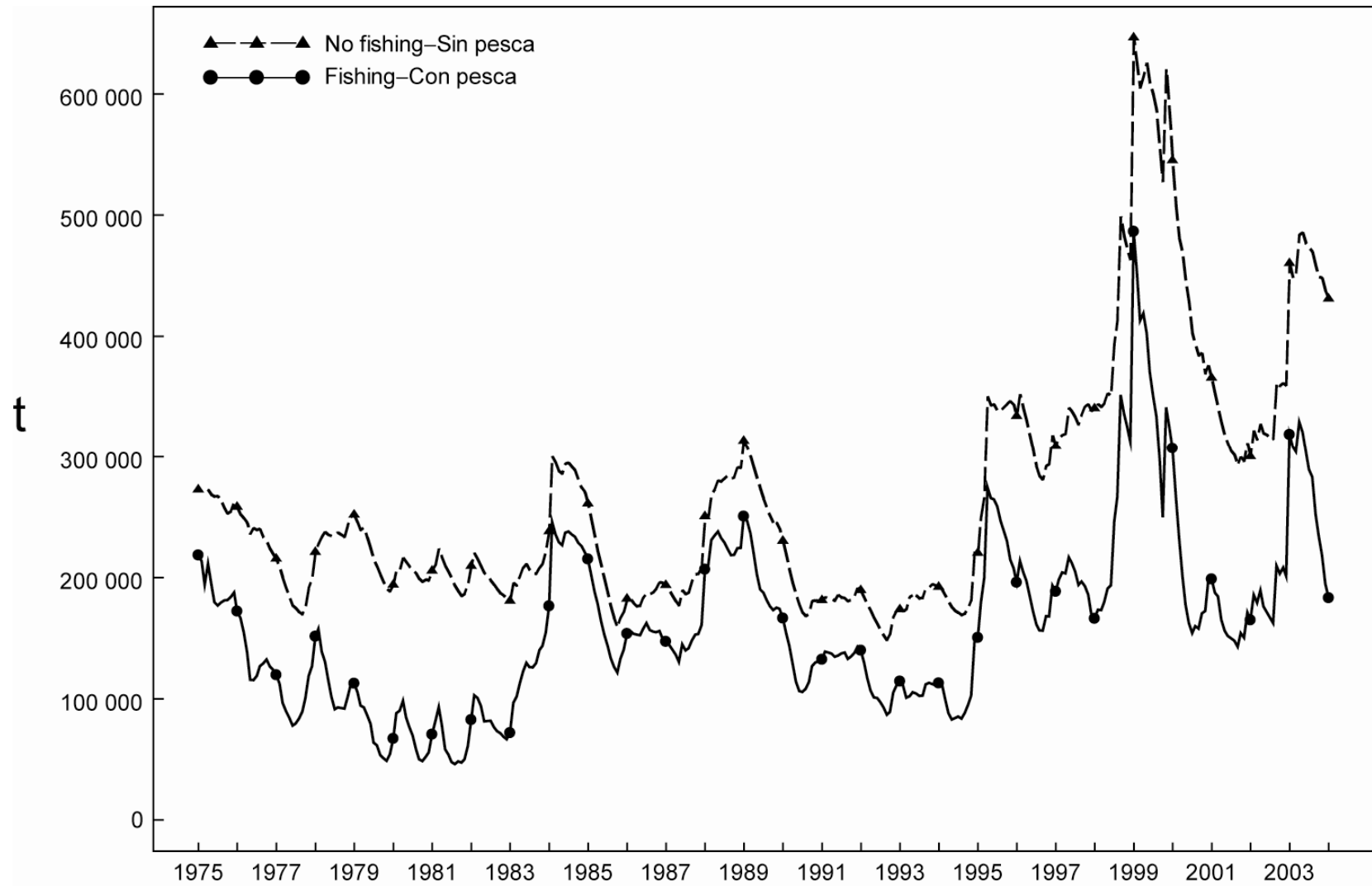


FIGURE 4.9c. Biomass trajectory of a simulated population of skipjack tuna that was not exploited during 1975-2002 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”). t = metric tons.

FIGURA 4.9c. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún barrilete no explotada durante 1975-2002 (“sin pesca”) y la que predice el modelo de evaluación (“con pesca”). t = toneladas métricas.

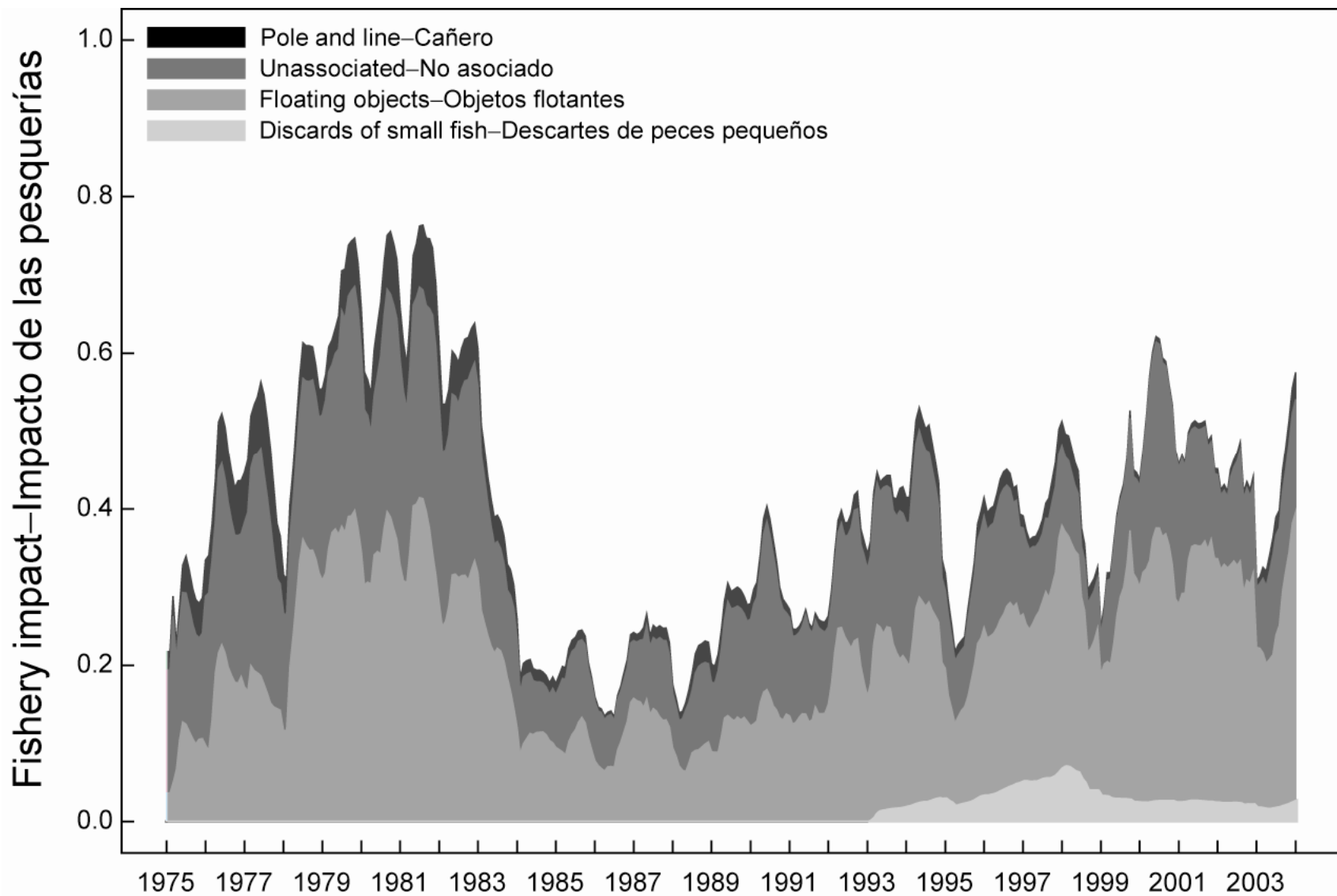


FIGURE 4.9d. Comparison of the relative impacts of the major fisheries on the biomass of skipjack tuna in the EPO.

FIGURA 4.9d. Comparación de los impactos relativos de las pesquerías mayores sobre la biomasa de atún barrilete en el OPO.

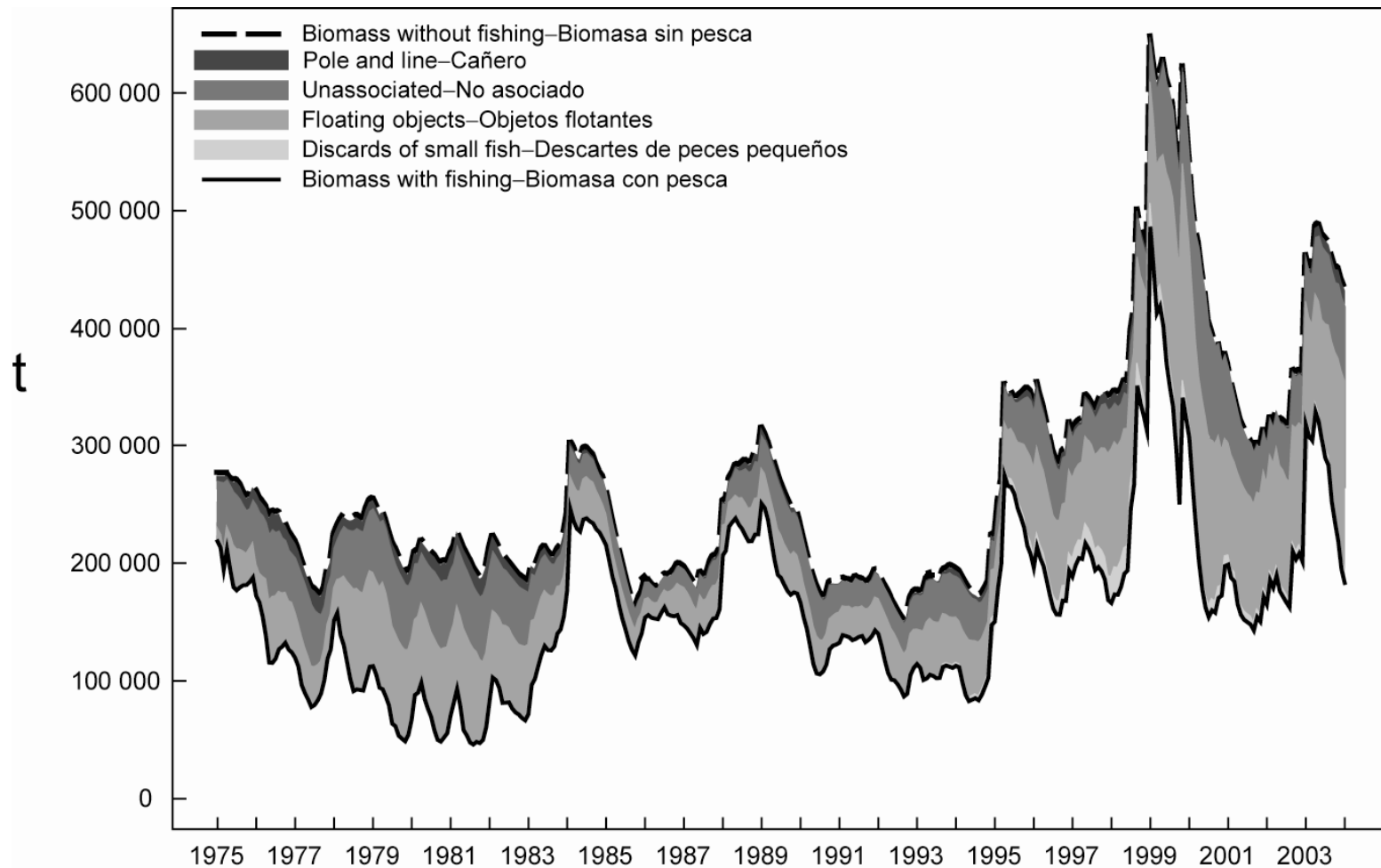


FIGURE 4.9e. Biomass trajectory of a simulated population of skipjack tuna that was not exploited during 1975-2003 (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4.9e. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún barrilete no explotada durante 1975-2003 (línea de trazos) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

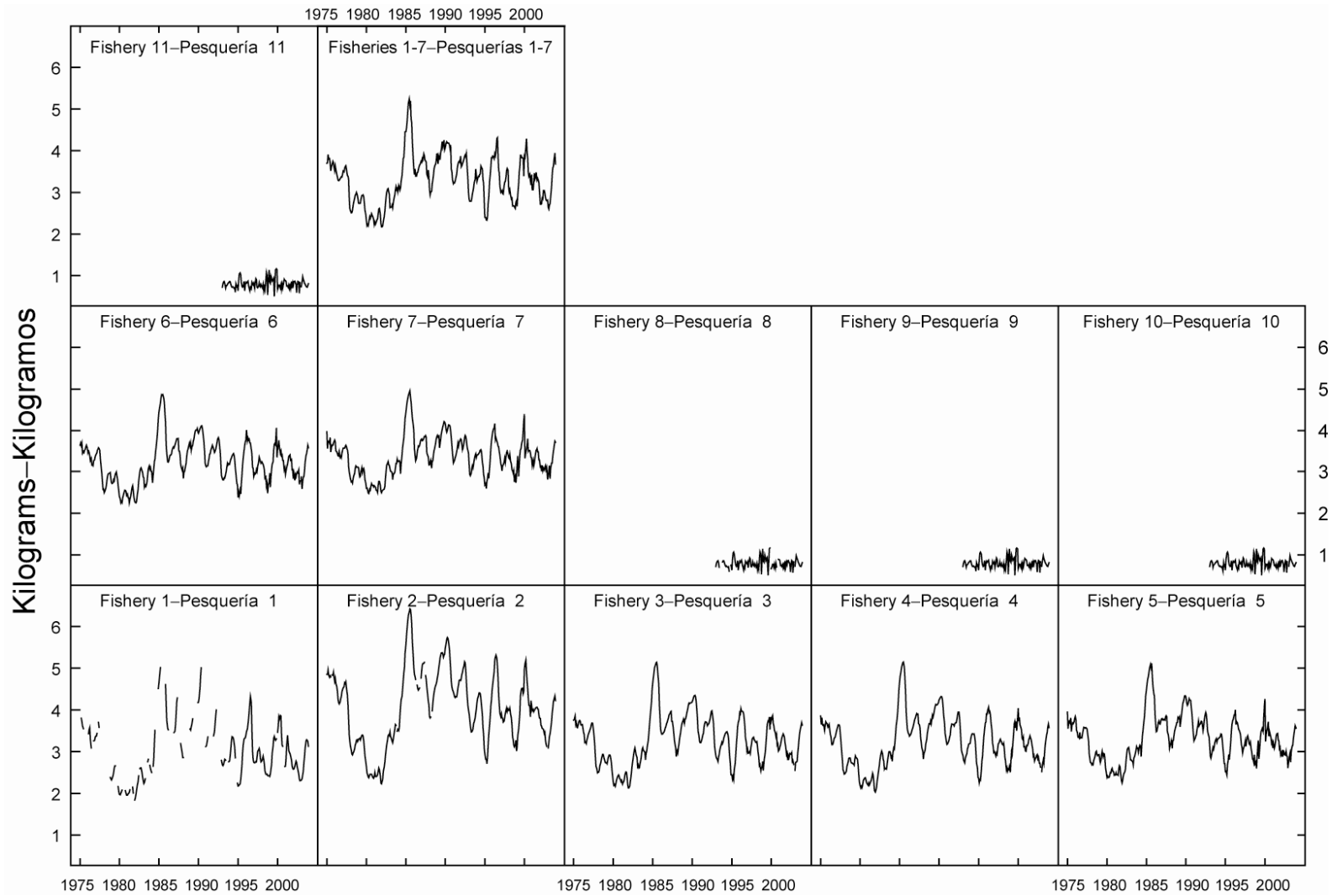


FIGURE 4.10. Estimated average weights of skipjack tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7.

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

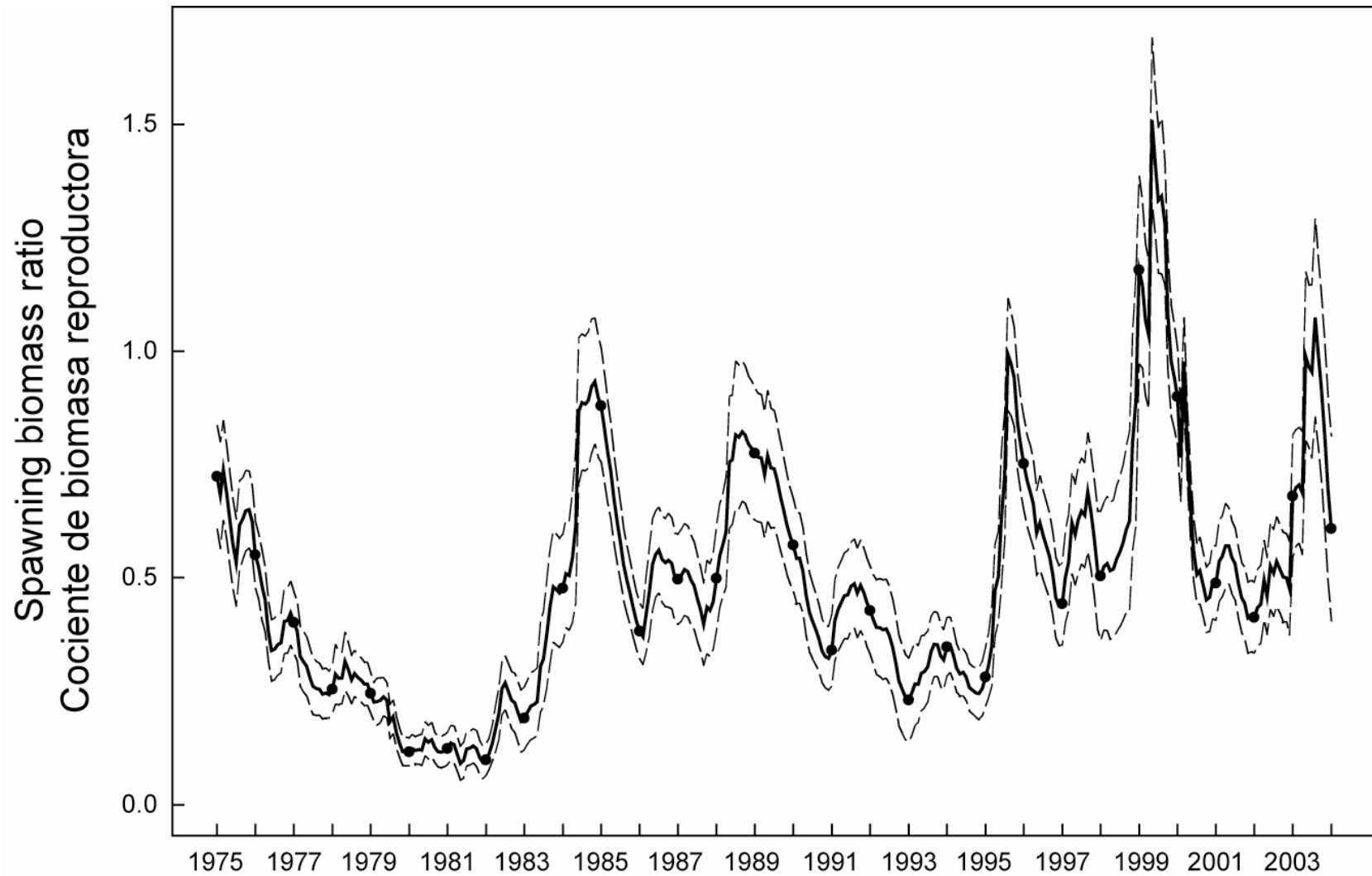


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for skipjack tuna in the EPO. The thin dashed lines represent the approximate 95% confidence limits.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimadas para atún barrilete en el OPO. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados.

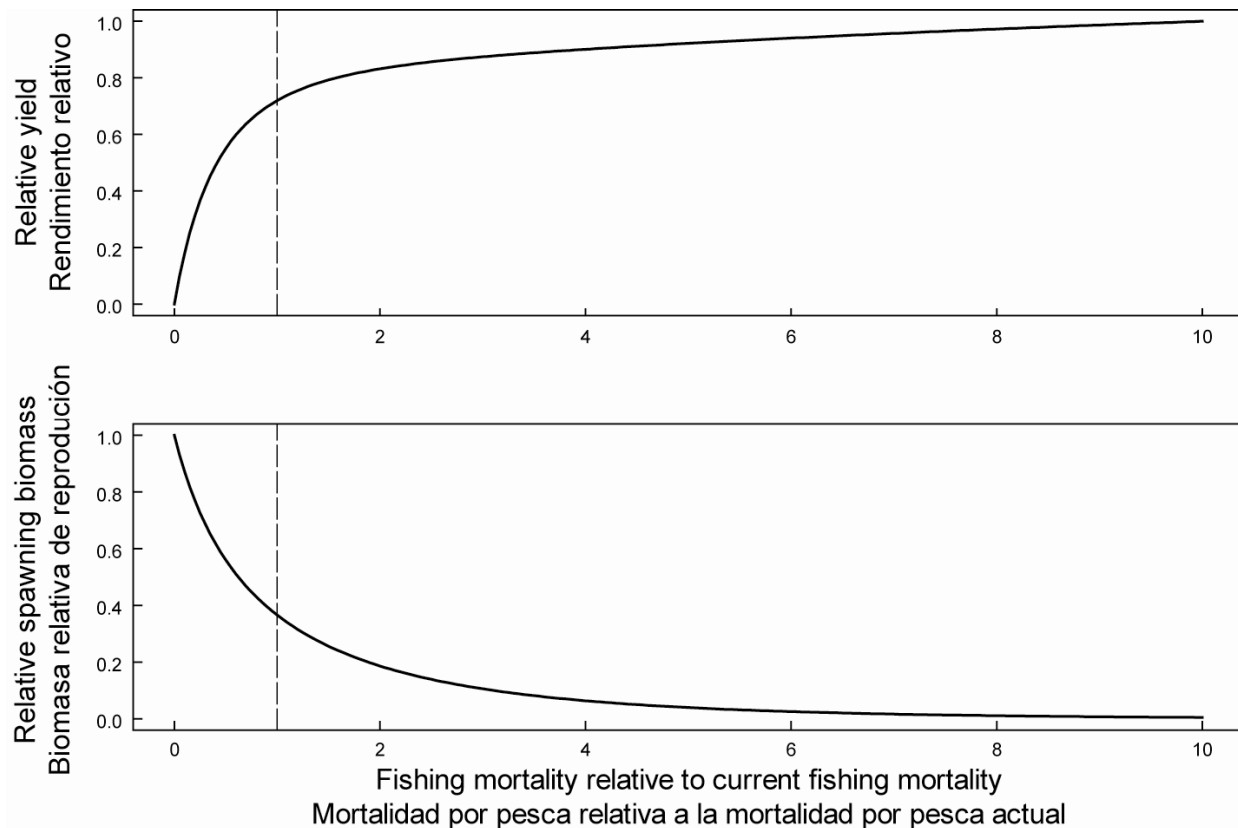


FIGURE 5.2. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the relative yield (upper panel) and relative spawning biomass (lower panel) of skipjack tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. 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 5.2. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento relativo (recuadro superior) y la biomasa relativa de reproducción (recuadro inferior) de atún barrilete 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 RMSY esté en 1,0, y las de biomasa de reproducción para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. PS = purse seine; LP = pole and line; 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; LP = caña; FLT = lances sobre objetos flotantes; 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	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	1981-2003	11-12	retained catches + discards from
2	PS	FLT	1981-2003	7, 9	inefficiencies in fishing process—descargas +
3	PS	FLT	1981-2003	5-6, 13	descartes de ineficacias en el proceso de
4	PS	FLT	1981-2003	1-4, 8, 10	pesca
5	PS	UNA	1981-2003	1-4, 8, 10	retained catches + discards—
6	PS	UNA	1981-2003	5-7, 9, 11-13	descargas + descartes
7	PS+LP	DOL	1981-2003	1-13	
8	PS	FLT	1993-2003	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	1993-2003	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	1993-2003	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	1993-2003	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 4.1. 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 the non-monotonic selectivity assessment. 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 4.1. 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 relativadel atún barrilete en el OPO para la evaluación de selectividad no monotónica. 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
1975	2,107	773,493	0.31
1976	1,110	575,413	0.23
1977	1,510	392,144	0.15
1978	1,324	400,493	0.07
1979	890	323,813	0.07
1980	1,087	140,292	0.02
1981	940	120,793	0.01
1982	941	135,086	0.01
1983	2,221	158,147	0.03
1984	1,635	391,802	0.13
1985	1,317	780,717	0.36
1986	1,476	521,343	0.20
1987	1,684	531,962	0.20
1988	1,928	496,278	0.16
1989	967	628,352	0.22
1990	1,502	385,367	0.16
1991	1,521	445,062	0.08
1992	1,140	553,849	0.17
1993	742	429,152	0.13
1994	2,116	201,523	0.03
1995	2,496	474,700	0.04
1996	2,346	757,680	0.29
1997	2,414	700,881	0.18
1998	7,385	595,865	0.19
1999	5,650	2,017,829	0.42
2000	1,890	2,140,851	1.00
2001	1,294	636,298	0.39
2002		773,493	0.31

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of skipjack tuna for the non-monotonic selectivity assessment. The ages are expressed in months after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún barrilete de la evaluación de selectividad no monotónica. Se expresan las edades en meses desde la cría.

Age (months)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (months)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
9	30	0.47	21	58.28	4.36
10	35.76	0.85	22	61.60	5.24
11	40.89	1.33	23	63.07	5.67
12	41.88	1.45	24	64.44	6.09
13	44.20	1.73	25	65.76	6.52
14	46.27	2.02	26	66.99	6.93
15	47.29	2.17	27	68.13	7.34
16	49.98	2.61	28	69.21	7.73
17	51.67	2.91	29	70.21	8.11
18	53.60	3.29	30	71.14	8.48
19	55.71	3.75	31	72.02	8.83
20	56.48	3.92	32	72.88	9.19

APPENDIX A: 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 A: 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 solicitudes expresadas durante la segunda reunión de Grupo de Trabajo Científico.

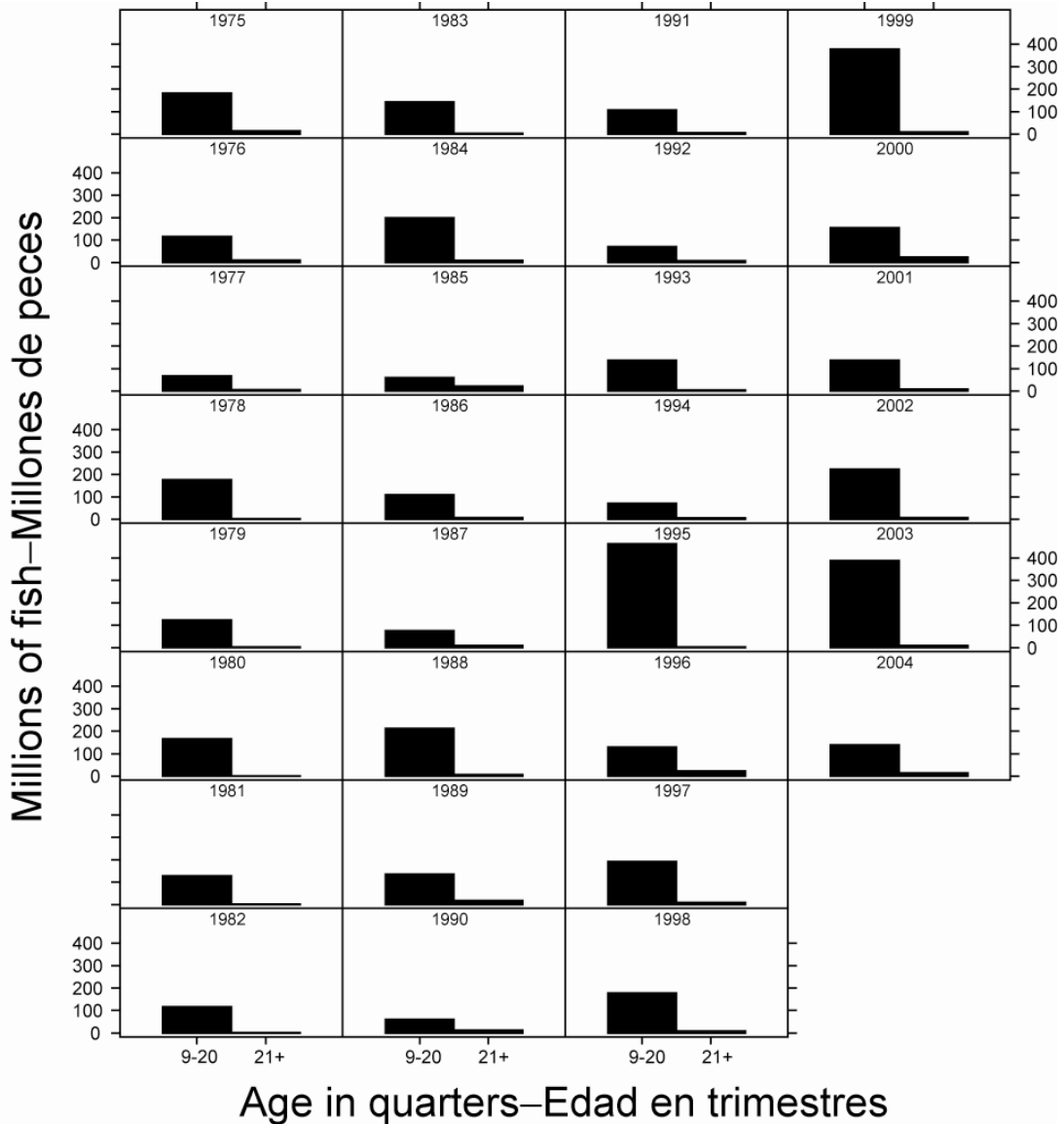


FIGURE A.1. Numbers of skipjack tuna present in the EPO on January 1 of each calendar year, from the non-monotonic selectivity assessment.

FIGURA A.1. Número de atunes barrilete presentes en el OPO el 1 de enero de cada año, de la evaluación de selectividad no monotónica.

TABLE A.1. Average annual fishing mortality rates on skipjack tuna in the EPO.**TABLA A.1.** Tasas de mortalidad por pesca anuales medias del atún barrilete en el OPO.

Year	Base case		Year	Base case	
	Ages 9-20	Ages 21+		Ages 9-20	Ages 21+
Año	Selectividad no monotónica		Año	Selectividad no monotónica	
	Edad 9-20	Edad 21+		Edad 9-20	Edad 21+
1975	0.4140	1.0211	1990	0.5015	0.8465
1976	0.7592	1.6470	1991	0.3574	0.6774
1977	0.8278	1.5408	1992	0.6510	1.2715
1978	1.1968	3.1791	1993	0.7773	1.9557
1979	1.2188	3.1335	1994	0.7967	1.6854
1980	1.1848	3.2645	1995	0.3675	1.2760
1981	1.4563	3.9536	1996	0.4698	0.9469
1982	0.9699	2.2584	1997	0.6371	1.4708
1983	0.3425	0.8541	1998	0.5190	1.1371
1984	0.2071	0.5959	1999	0.6364	1.8473
1985	0.2514	0.3941	2000	0.8691	2.3969
1986	0.2922	0.4821	2001	0.7830	2.1682
1987	0.3631	0.5827	2002	0.6946	2.0077
1988	0.2871	0.5012	2003	0.6221	1.4732
1989	0.3620	0.6812			

APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE SENSITIVITY ANALYSES

This appendix contains additional results from the sensitivity analyses of skipjack tuna in the EPO.

ANEXO B: RESULTADOS ADICIONALES DE LOS ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Este anexo contiene resultados adicionales de las análisis de sensibilidad de atún barrilete en el OPO.

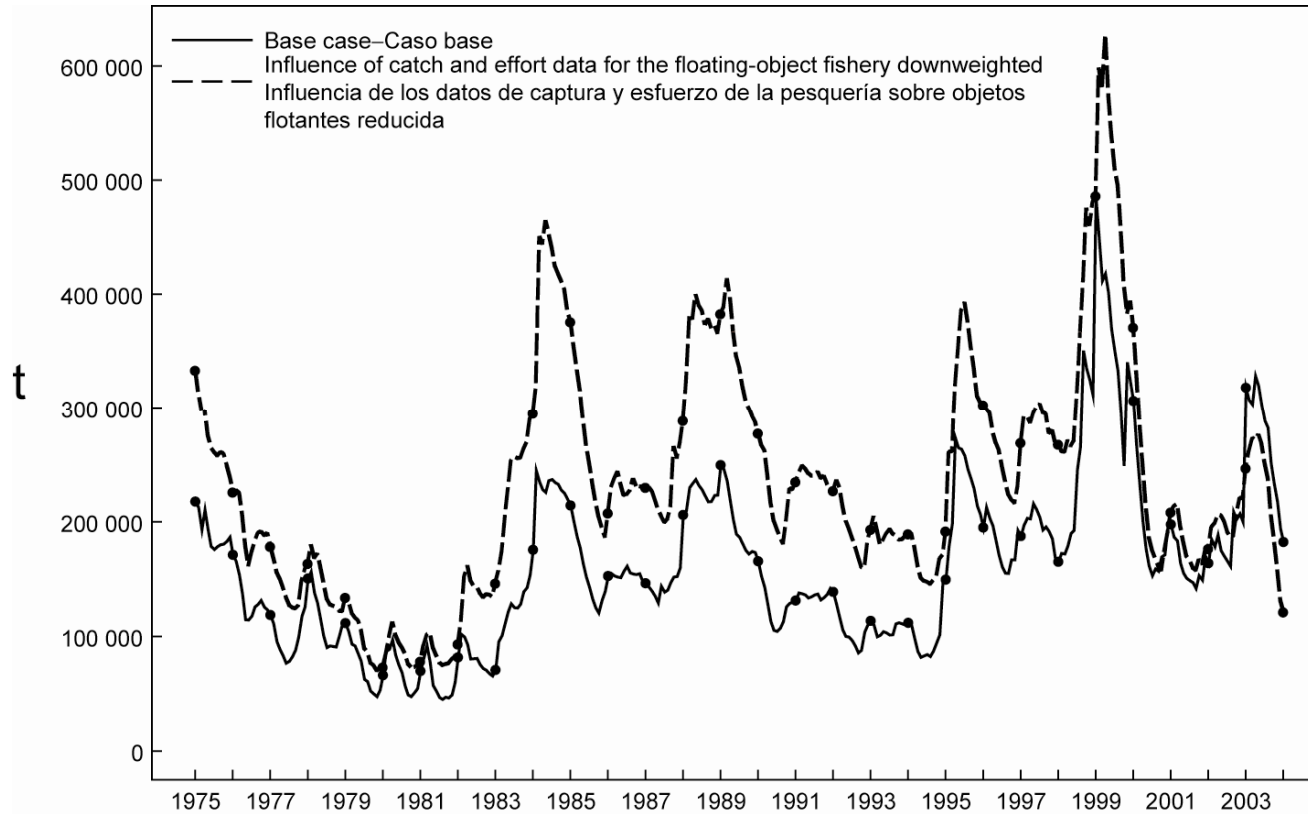


FIGURE B.1. Comparison of estimates of biomass of skipjack tuna from the base case assessment and from the sensitivity analysis that downweights the information about abundance in the catch and effort data for the floating-object fisheries.

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún barrilete de la evaluación del caso base y del análisis de sensibilidad que reduce la influencia de la información sobre abundancia en los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes.

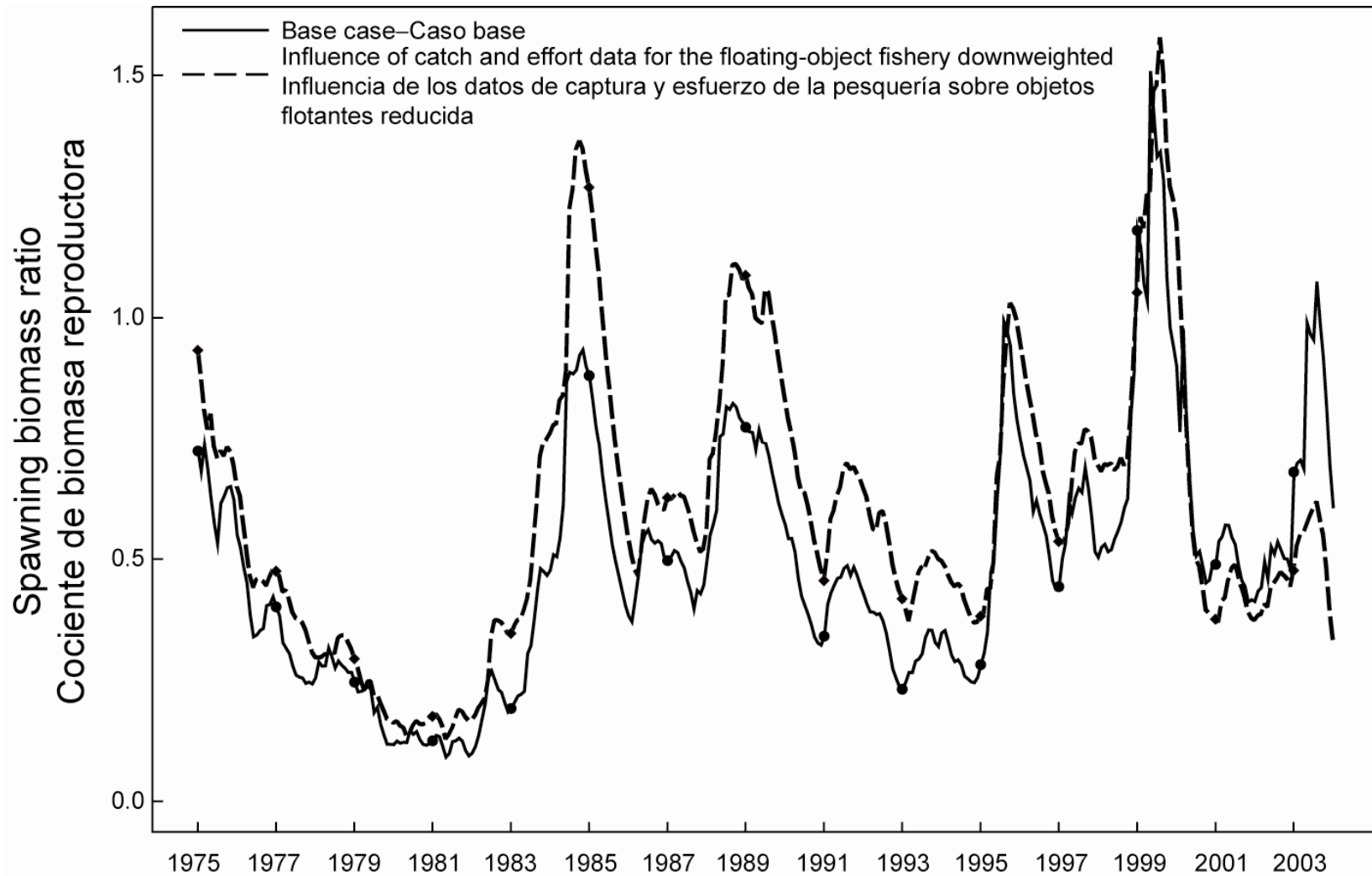


FIGURE B.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio of skipjack tuna from the base case assessment and from the sensitivity analysis that downweights the information about abundance in the catch and effort data for the floating-object fisheries.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora de atún barrilete de la evaluación del caso base y del análisis de sensibilidad que reduce la influencia de la información sobre abundancia en los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes.

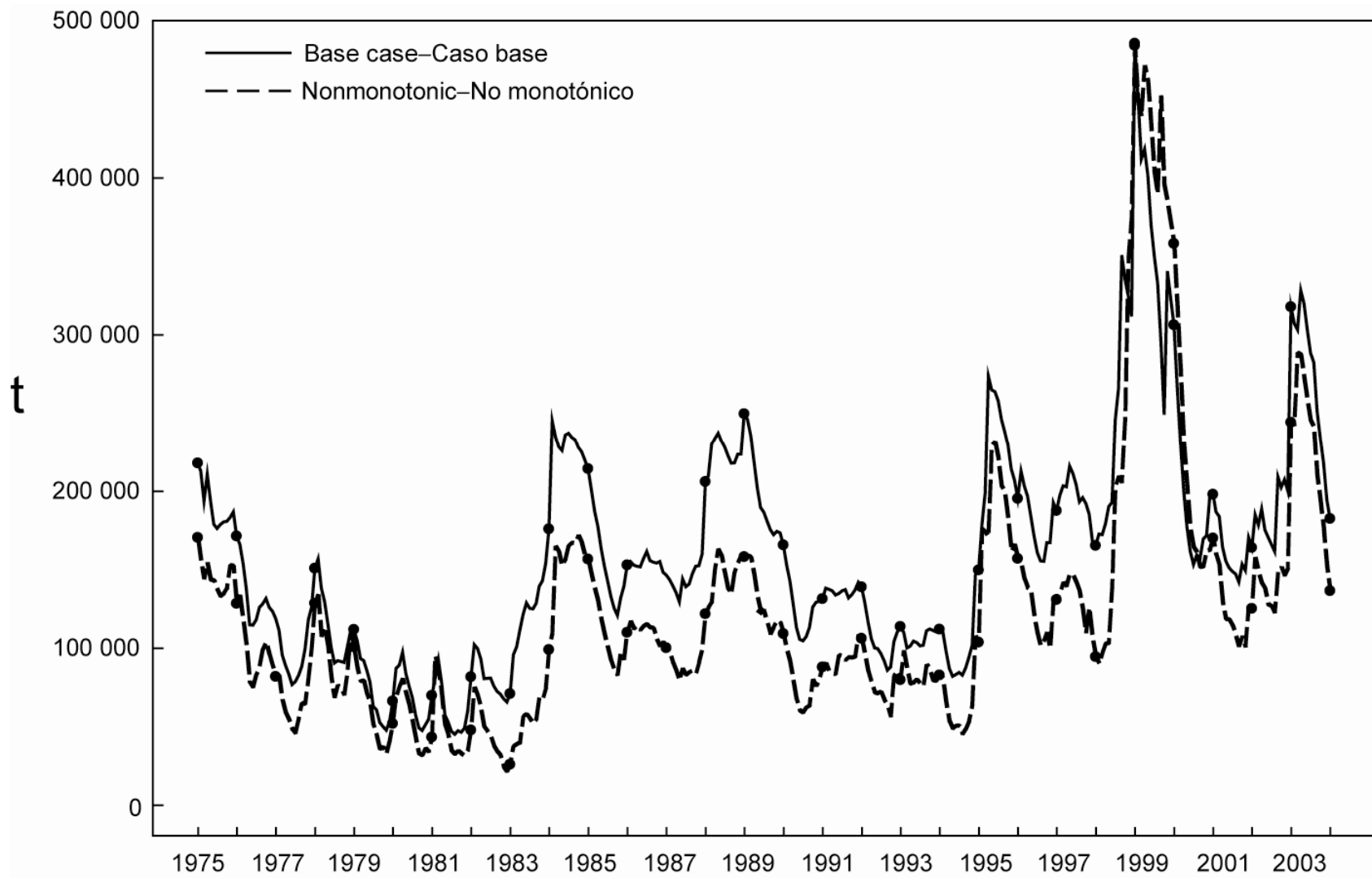


FIGURE B.3. Comparison of estimates of biomass of skipjack tuna from the base case assessment and from the sensitivity analysis that allows dome-shaped selectivity.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún barrilete la evaluación del caso base y del análisis de sensibilidad que permite una selectividad en forma de domo.

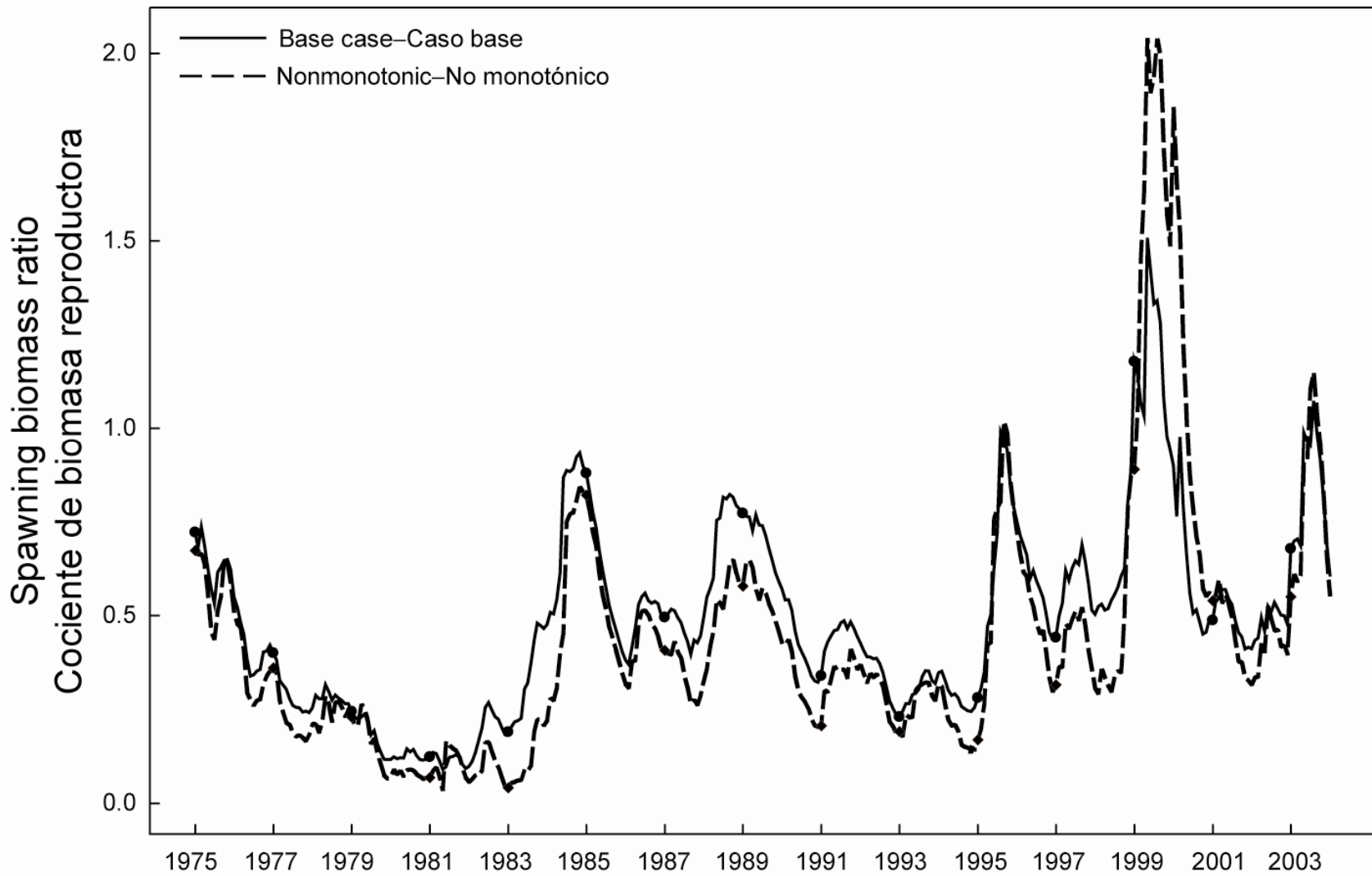


FIGURE B.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio of skipjack tuna from the base case assessment and from the sensitivity analysis that allows dome-shaped selectivity.

FIGURA B.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora de atún barrilete de la evaluación del caso base y del análisis de sensibilidad que permite una selectividad en forma de domo.

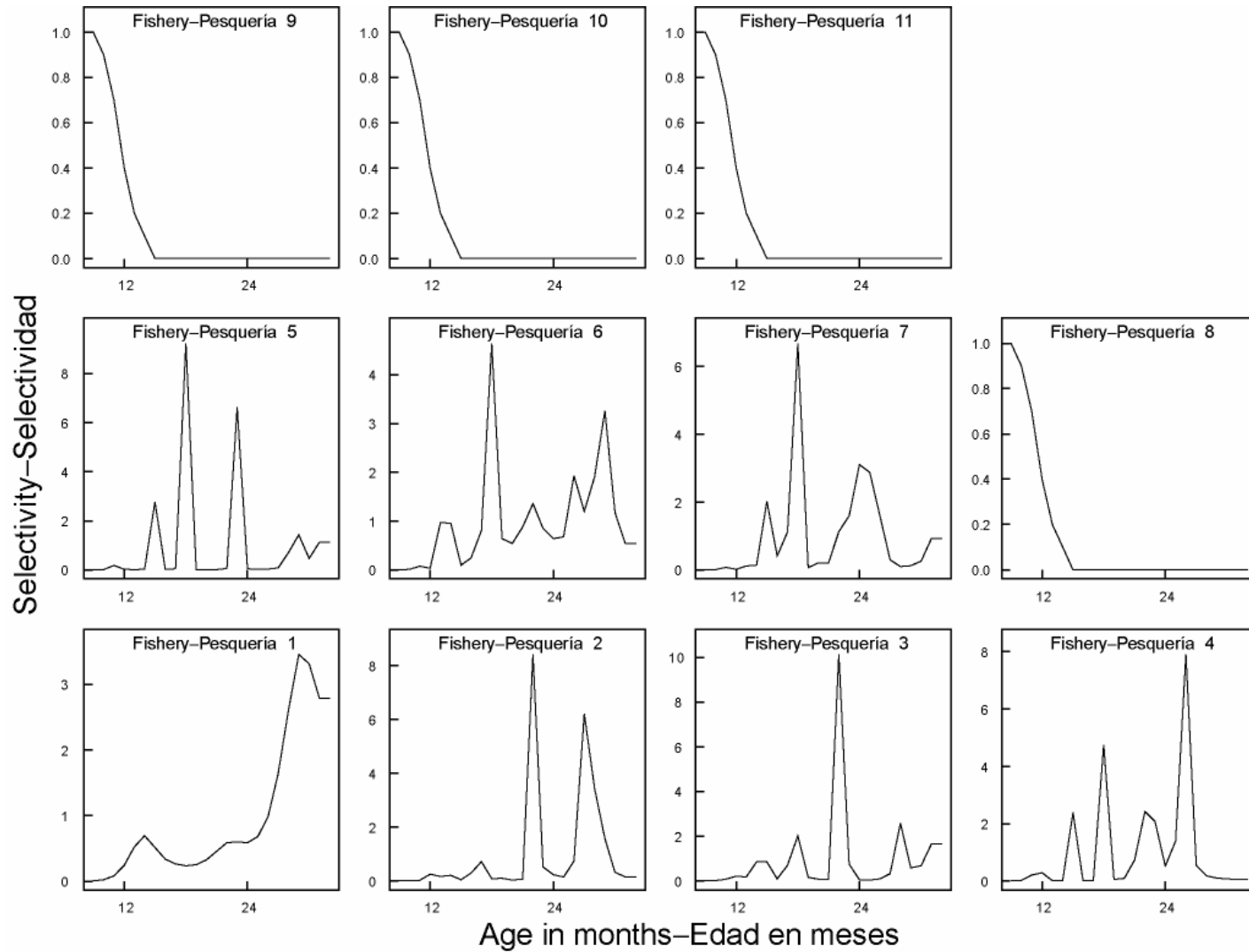


FIGURE B.5. Estimates of selectivity of skipjack tuna from the base case assessment and from the sensitivity analysis that allows dome-shaped selectivity.

FIGURA B.5. Comparación de la selectividad de atún barrilete de la evaluación del caso base y del análisis de sensibilidad que permite una selectividad en forma de domo.

CONDICIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2003 Y PERSPECTIVAS PARA 2004

por

Mark N. Maunder y Shelton J. Harley

ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo	153
2. Datos	154
3. Supuestos y parámetros.....	157
4. Evaluación de la población	159
5. Condición de la población.....	163
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	165
7. Direcciones futuras.....	165
Referencias.....	166
Figuras.....	122
Tablas	143
Anexo: Resultados adicionales de las evaluaciones.....	146

1. RESUMEN EJECUTIVO

Se usa A-SCALA, un análisis estadístico por edad de la captura por talla, para evaluar la población de atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se describe el método analítico en el Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 5 (2003), donde se explican los detalles técnicos. Se realizó la evaluación en 2002, y no se realizó un análisis nuevo en 2003. Se usó este método para las evaluaciones de 2001 y 2002 del atún barrilete en el OPO. Las diferencias de las evaluaciones previas son que se incluyeron nuevos datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para 2002-2003 y se actualizaron los de años anteriores. La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, 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 poblaciones. La evaluación es todavía considerada preliminar porque 1) se ignora si la captura por día de pesca en las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia, 2) es posible que exista una población de barrilete grande que no es vulnerable a las pesquerías, 3) es incierta la estructura de la población del OPO con respecto a las poblaciones del Pacífico occidental y central. Sin embargo, los resultados de la presente evaluación, son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones previas, lo cual presta mayor confianza a los resultados que en años previos. La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como el crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, la mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de poblaciones. Por los tres motivos citados, más el hecho que las estimaciones de la biomasa absoluta en 2002 son más de un orden de magnitud diferentes de aquéllas de 2001, la evaluación es considerada todavía preliminar.

El reclutamiento de atún barrilete a las pesquerías en el OPO es variable. Se estima que la tasa de mortalidad por pesca es aproximadamente igual a o menor que la tasa de mortalidad natural, y esto es apoyado por estimaciones basadas en datos de marcado. La biomasa fluctúa principalmente en reacción a variaciones en el reclutamiento, con la excepción de los niveles de biomasa bajos a principios de la década de los 1980, considerados consecuencia de tasas elevadas de mortalidad por pesca.

El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 1998-1999 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 biomásas y capturas reducidas.

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

Hay una variación considerable en el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada (*spawning biomass ratio*, SBR) del atún barrilete en el OPO. En 2002 el SBR está en un nivel bajo (aproximadamente 0,23). Las estimaciones del RMSP y el rendimiento por reclusa señalan que se logra el rendimiento máximo con una mortalidad por pesca infinita porque el peso crítico es menor que el peso medio de reclutamiento a las pesquerías principales, pero esto no es seguro debido a incertidumbres en las estimaciones de mortalidad natural y crecimiento.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2003 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO. Los datos de 2003, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta marzo de 2004. 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 cañeros. 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 esa pesquería.

Los barcos cañeros 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 alta mar. Hay ahora solamente unos pocos barcos cañeros, todos matriculados en Ecuador o México (Anónimo, 2002: Tabla 2); son todos pequeños, y pescan relativamente cerca de la costa frente a Ecuador y el norte de México.

Se definen 11 pesquerías para la evaluación de la población de atún barrilete. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco y caña), 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 cañera 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 (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 plantados (Pesquerías 3 y 10).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación de la población de atún 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. Maunder y Watters (2001) describen las tres definiciones de datos de captura usadas en informes anteriores (descargas, descartes, y captura). Se cambió la terminología en el presente informe para ser consistente con otros informes de la CIAT. El uso correcto de descargas es captura descargada en un año dado, aun si no fue capturada en ese año; previamente significaba la captura retenida capturada en un año dado. Esta última será ahora denominada captura retenida. En todo el documento, se usa el término “captura” para abarcar tanto la captura total (descartes más captura retenida) como la captura retenida; el contexto determinará la definición adecuada.

Se usan los tres tipos de datos para evaluar la población de atún barrilete. Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son capturas retenidas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5-7 son capturas retenidas, 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 1975 y diciembre de 2003. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre barriletes asociados con objetos flotantes o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que antes de 1975 se estaba ya pescando cantidades sustanciales de barrilete en el OPO (Forsbergh 1989).

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 las pesquerías central y del norte sobre objetos flotantes (Pesquerías 2 y 4) y la pesquería no asociada del sur (Pesquería 6) durante 1999, 2000, y 2003.

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 del 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 total dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes (Figura 2.3, Pesquerías 1-4) fue relativamente alto antes de 1985, bajo de 1986 a 1992, y luego volvió a aumentar desde 1993 hasta ahora. En el período temprano (antes de 1985) la mayoría del esfuerzo fue ejercido en las Pesquerías 3 y 4, y en el período tardío (después de 1993) en las Pesquerías 1 y 2. 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 no asociados fue mayor antes de 1985 (Figura 2.3, Pesquerías 5 y 6). 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 cañeros, 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 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 poblaciones. Los buques pesqueros suelen faenar 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 poblaciones, 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 se estima la cantidad de barrilete descartado con información obtenida en el mar por observadores de la CIAT, aplicando los métodos descritos por Maunder y Watters (2003) modificados por un algoritmo suavizante. Dicho algoritmo, que elimina la variación temporal causada por el muestreo, usa un efecto individual para cada año y un efecto estacional modelado con una función de seno, y fue ajustado a los datos ponderados por el tamaño de la muestra. 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 cañeros, 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. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en la pesquería cañera (contenida 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 de la población 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. 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 4.2.

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 incluyeron datos auxiliares en la evaluación.

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.) 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. Maunder (2001) calculó estimaciones similares a las de Bayliff (1988), y concluyó que eran necesarios más datos sobre barriletes grandes y pequeños. 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 como distribución previa de talla media a edad. La edad a los 30 cm 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 $W = 5,5293 \times 10^{-6} L^{3.336}$, 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 de la población 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 las pesquerías sobre 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 de la población. Se supone que todas las hembras de 16 o más meses de edad son maduras. Se supone que la proporción de sexos es 50-50, con base en 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 los 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 usó en este estudio una tasa de mortalidad natural más baja.

3.1.5. Estructura de la población

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 poblaciones 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 de 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 poblaciones 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 las poblaciones

de barrilete en el Océano Pacífico.) Para los propósitos de la presente evaluación de poblaciones, se supone que existen dos poblaciones, una en el OPO y la otra en el Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

Forsbergh (1989) estudió 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 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 períodos de La Niña (Joseph y Miller 1989).

Una evaluación previa de la población (Maunder y Watters 2002a) incluyó el supuesto de que las 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 incorporó una variable de temperatura en el modelo previo de evaluación de la población, a fin de determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Maunder (2002) realizó la correlación por separado del modelo de evaluación de la población, usando las TSM y el Índice de Oscilación del Sur, y no descubrió ninguna relación entre el reclutamiento y las variables ambientales.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usan A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*, o análisis estadístico por edad de la captura por talla; Maunder y Watters 2003), 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 de la población de atún barrilete en el OPO. Se usó este método en las evaluaciones del atún barrilete en el OPO de 2001 y 2002 (Maunder y Watters 2002a; Maunder 2002). 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 temporales mensuales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación de la población 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 de la población. 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 cañera combinadas (Pesquería 7) brindan relativamente poca información sobre los 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. En la evaluación de 2001 se aplicaron muchas de estas distintas formulaciones a la población de barrilete en el OPO. 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: el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada) 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. En 2001 se presentaron dos modelos que usaban métodos distintos para calcular la tasa inicial de explotación en 1981. En la evaluación de 2002 se presentaron dos modelos. Los supuestos sobre la selectividad son distintos en los dos modelos. El primero permitió que la selectividad para todas las pesquerías, excepto las de descarte, que tienen selectividad fija, tenga forma de domo (no monotónica). En el segundo, se obligó a la selectividad de las Pesquerías 2-7 a ser asintótica (es decir, aumenta de forma monotónica). La selectividad en forma de domo permite que exista una población de barriletes grandes invulnerable a la pesquería; la selectividad asintótica garantiza que el barrilete grande es plenamente seleccionado por la pesquería y, si no se captura barrilete grande, el modelo estimará que la especie no sobrevive hasta alcanzar tamaño grande. Una selectividad asintótica debería por lo tanto producir estimaciones más altas de la tasa de explotación y más bajas de la biomasa. Se propuso que estos dos análisis delinearán los límites superior e inferior de las posibles tasas de explotación de barrilete en el OPO. En la presente evaluación se presentan análisis basados en una selectividad asintótica, y una sensibilidad con selectividad en forma de domo.

El 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.

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

1. reclutamiento a la pesquería en cada mes desde enero de 1975 hasta diciembre de 2003;
2. coeficientes mensuales de capturabilidad para las 11 pesquerías que capturan barrilete del OPO;
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. talla media a edad (Figura 3.2);
6. cantidad de variación en la talla a edad.

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

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

Además de los análisis de sensibilidad en los que se permite a la selectividad tener forma de domo, se presenta una sensibilidad en la que los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes brindan muy poca información sobre la abundancia; es decir, se reduce la influencia de los datos de captura y esfuerzo sobre las estimaciones de abundancia mediante un aumento de la desviación estándar en la pena por el desvío del esfuerzo.

4.1. Índices de abundancia

En la Figura 4.1 se ilustran las capturas por unidad de esfuerzo (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). Ha disminuido 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) fueron generalmente mayores 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 es posible interpretar la pesquería asociada con delfines y cañera combinada (Pesquería 7) porque se usó 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 aún 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 aquellas 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 de la población.

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 la población. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de aún 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 dispone 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), pero las predicciones de la frecuencia de peces muy grandes y muy pequeños suelen ser excesivas. En la Sección 2.3 se describen las distribuciones por tamaño de la captura de cada pesquería.

Las estimaciones de crecimiento fueron distintas a la distribución previa. Las tasas de crecimiento fueron mucho más altas para las primeras clases de edad, pero más bajas para las edades intermedias. Para las edades mayores, las tallas medias a edad fueron muy constreñidas para que la talla media a edad equivaliese esencialmente a la distribución previa.

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

La mortalidad por pesca aumentó desde 1975 hasta 1981, y luego disminuyó hasta 1985, desde cual año ha aumentado paulatinamente (Figura 4.3b). Estos cambios en la mortalidad por pesca corresponden a cambios en la capturabilidad estimada (Figura 4.5). La mortalidad por pesca aumenta con la edad, y ha sido mucho mayor para los peces de mayor edad desde 1993, cuando comenzó la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes (Figura 4.3b), debido a la mayor selectividad de peces de mayor edad en las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura 4.4).

4.2.2. Reclutamiento

Dentro del rango de biomasa predichas, 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).

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, 1998-1999, y 2002-2003. El análisis indica que un grupo de cohortes fuertes ingresó a la pesquería en 2002-2003 y que esas cohortes incrementaron la biomasa (Figura 4.9) y las capturas (Figura 2.2) durante 2003. Hay indicios de que los reclutamientos más recientes fueron medios, llevando quizá a biomasa y capturas reducidas. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

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 4.9a 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 1975-2003. Se estimó que la biomasa disminuyó a partir de 1975 hasta alcanzar un nivel muy bajo en 1982, y luego aumentó rápidamente a un pico en 1984. Posteriormente disminuyó a un nivel bajo en 1994 antes de volver a aumentar rápidamente en 1995. Permaneció alta hasta otro aumento rápido a fines de 1998 y en 1999, y luego volvió a disminuir antes de subir a un pico en 2003 y luego bajar. La variación en la biomasa puede ser atribuida tanto a cambios en el reclutamiento (Figuras 4.9c y 4.9d) como a la mortalidad por pesca. El impacto de la pesca fue máximo a fines de la década de los 1970 y a principios de los 1980.

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 alrededor de los 2-4 kg durante la mayor parte del período de 1975-2001, y son similares entre pesquerías (Figura 4.10). Sin embargo, el peso promedio fue consistentemente 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

Se usaron datos de marcado de 1980 y 1981 para estimar la tasa de mortalidad por pesca. Las estimaciones de mortalidad total (natural y por pesca), usando el método de Robson y Chapman (1961), son 0,53 y 0,55, respectivamente. Restando un factor de 0,14 para la mortalidad natural media mensual, las tasas de mortalidad por pesca estimada son 0,39 y 0,41. Estas son probablemente excesivas porque se realizó el marcado en una zona limitada donde se logra la mayor parte de la captura y son por lo tanto medidas de la tasa de explotación local. Incluyen también pérdidas debidas a emigración, pérdidas de marcas a largo plazo, y mortalidad por marcado a largo plazo. Las estimaciones mensuales medias de mortalidad por pesca del modelo de evaluación de la población para 1980 y 1981 son 0,10 y 0,12 para edades 9-20 y 0,27 y 0,33 para edades 21+ (Tabla A.1). Bayliff (1976) analizó datos de mercados previos (1950-1973) y descubrió tasas de mortalidad total mensual de entre 0,3 y 1,0. Esto señala que los resultados de la evaluación de la población son algo consistentes con los datos de marcado.

4.4. Sensibilidad a supuestos

Las tendencias en la trayectoria estimada de la biomasa del análisis de sensibilidad que reduce la influencia de la información sobre la abundancia en los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes son similares al caso base, pero la biomasa es mayor en la mayoría de los años (Figura A.2). Dichas tendencias del análisis de sensibilidad que permite una selectividad en forma de domo es asimismo similar al caso base, pero la biomasa es menor en la mayoría de los años (Figura A.4). Esta similitud es a pesar de la gran diferencia, y variabilidad, de la selectividad estimada por edad (Figura A.6).

4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

El reclutamiento de atún barrilete a las pesquerías en el OPO es variable. Se estima que la mortalidad por pesca es aproximadamente igual a o menor que la mortalidad natural, niveles apoyados por estimaciones basadas en datos de marcado. La biomasa fluctúa en reacción a variaciones en el reclutamiento y la explotación. Las estimaciones de biomasa absoluta son moderadamente sensibles a la ponderación asignada a la información sobre la abundancia en los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes y el supuesto de selectividad monotonica, pero las tendencias en la biomasa no lo son.

El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 2002-2003, y que estas cohortes incrementaron la biomasa (Figura 4.9a y 4.9c) y las capturas (Figura 2.2) durante 2003. Hay indicios de que los reclutamientos más recientes fueron medios, llevando quizá a biomazas y capturas menores. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún barrilete en el OPO a partir de cálculos basados en la biomasa reproductora, el rendimiento per recluta, y el RMSP.

Se están desarrollando puntos de referencia precautorios, descritos en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO y el Acuerdo sobre Poblaciones de Peces de la ONU, como lineamientos para la ordenación de pesquerías. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia límite ni objetivo para las poblaciones que ampara, pero en las tres subsecciones siguientes se describen algunos puntos de referencia posibles. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1. S_{RMSP} (la biomasa reproductora en RMSP) como punto de referencia objetivo;
2. F_{RMS} (la mortalidad por pesca en RMS) como punto de referencia límite;
3. S_{min} (la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo) como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RMSP es objetivo especificado por la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado (por ejemplo, los niveles estimados a principios de los años 1980). Del 27 al 29 de octubre de 2003 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre puntos de referencia, que produjo (1) un conjunto de recomendaciones generales sobre el uso de puntos de referencia e investigación, (2) recomendaciones específicas para las evaluaciones de poblaciones de la CIAT. Se incluyen varias de estas recomendaciones en la presente evaluación. Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

5.1. Evaluación de la condición de la población con base en la biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se podría acumular sin pesca, denominado SBR (del inglés *spawning biomass ratio*), es útil para evaluar la condición de una población (Maunder y Watters 2001). La ecuación que define el SBR es

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

donde S_t es la biomasa reproductora en cualquier momento (t) durante un período de explotación, y $S_{F=0}$ es la biomasa reproductora que podría estar presente si no hubiese pesca durante un período extendido (es decir, la biomasa reproductora de equilibrio si $F = 0$). El límite inferior del SBR es cero. Si el SBR es cero, o un poco más que cero, la población está severamente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, es probable que la pesca no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que 1, es posible que la población haya iniciado un régimen de producción incrementada.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que algunas poblaciones de peces pueden producir el RMSP cuando el SBR está alrededor de 0,3 a 0,5, y que algunas poblaciones de peces no pueden producir el RMSP si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menor que 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica de poblaciones característica de los atunes generalmente no han sido considerados en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre la biomasa adulta y el reclutamiento, la mortalidad natural, y las tasas de crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados basados en SBR para atunes, se pueden comparar las estimaciones de SBR_t a una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMSP ($SBR_{RMSP} = S_{RMSP}/S_{F=0}$). S_{RMSP} es la biomasa reproductora en el RMSP (ver detalles del cálculo del RMSP y valores relacionados en la Sección 5.3).

Se calcularon estimaciones del SBR_t mensual de barrilete en el OPO para cada mes representado en el modelo de evaluación de la población (del primer mes de 1975 al primer mes de 2004). 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 después de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre a un nivel medio esperado de una población no explotada. Desgraciadamente, tal como se comenta en la Sección 5.3, no es posible estimar para el barrilete el nivel de SBR que daría lugar al RMSP (SBR_{RMSP}), y es por lo tanto imposible relacionar el SBR y el SBR_{RMSP} .

Al principio de 2004, la población reproductora de atún barrilete en el OPO se encontraba considerablemente reducida. Se estima el SBR en ese momento en un 0,61, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,40 y 0,81.

En la Figura 5.1 se ilustra una serie de tiempo de estimaciones de SBR para el atún barrilete en el OPO. El SBR ha estado por debajo del nivel medio sin explotación durante la mayor parte del período de 1975-2001, con la excepción del pico en 1999.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en rendimiento por recluta

Con base en cálculos del rendimiento por recluta, se estima que la edad crítica para el barrilete es menor que la edad de reclutamiento a la pesquería. Esto señala que se logra el rendimiento por recluta máximo con una mortalidad por pesca infinita (Figura 5.2). Los cálculos del rendimiento por recluta dependen de estimaciones de crecimiento y mortalidad natural, ambos inciertos.

5.3. Evaluación de la condición de la población basada en RMSP

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RMSP es objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición de RMSP es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede obtener bajo condiciones normales, usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Maunder y Watters (2001) describen el cálculo del RMSP. Se cambiaron los cálculos de Maunder y Watters (2001) para incorporar la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en casos aplicables.

La evaluación actual supone que no existe una relación población-reclutamiento para el atún barrilete, por lo que la curva de rendimiento relativo es igual a la curva de rendimiento por recluta relativo (Figura 5.2). Por lo tanto, se logra el RMSP con una mortalidad por pesca infinita (Sección 5.2). Ya que esto es imposible en la realidad, no se presentan valores basados en el RMSP.

5.4. Análisis de sensibilidad

Las estimaciones del SBR no son sensibles a la ponderación asignada a la información sobre la abundancia en los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes (Figure A.3) y el supuesto de selectividad monotonía (Figura A.4).

5.5. Resumen de la condición de la población

Hay una variación considerable en el SBR del atún barrilete en el OPO. En 2003 el SBR está en un nivel alto (aproximadamente 0,61). Estimaciones basadas en RMSP y rendimiento por recluta señalan que se logra el rendimiento máximo con una mortalidad por pesca infinita porque el peso crítico es menor que el peso medio de reclutamiento a la pesquería, pero esto no es seguro debido a incertidumbres en las estimaciones de mortalidad natural y crecimiento. Las estimaciones del SBR no son sensibles a la ponderación asignada a la información sobre la abundancia en los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes y el supuesto de selectividad monotonía.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Las fluctuaciones históricas en la biomasa del atún barrilete fueron impulsadas por fluctuaciones en el reclutamiento, así que proyecciones al futuro serán asimismo determinadas por el reclutamiento. Esto vale particularmente para especies de vida corta como el barrilete. Por este motivo, no se presentan proyecciones de biomasa futura.

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 de la población se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2002 y datos actualizados de 2001.

El personal de la CIAT piensa proseguir el desarrollo de la evaluación para el barrilete

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 de la población de atún barrilete en el OPO. 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 de la población.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia compatibles con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

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.
- Anonymous. 2002. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 2001: 148 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. 1976. Estimates of the rates of mortality of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Internal Rep. 10: 59 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.
- Beverton, R.J.H. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Minis. Agri. Fish. Food, Fish. Inves., Ser., 19: 533 pp.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 3: 135-200.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. 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. 22: 433-582.
- 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.
- Maunder, M.N. and G. M. Watters. 2002a. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 91-146.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002b. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 5-90.
- 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.
- Robson, D.S., and D.G. Chapman. 1961. Catch curves and mortality rates. Amer. Fish. Soc., Trans., 90: 181-189.
- 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.
- 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.
- Uchiyama, J.H. and P. Struhsaker. 1981. Age and growth of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, as indicated by daily 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.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 147-246.
- 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 IN 2003 AND OUTLOOK FOR 2004

by

Shelton J. Harley and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary.....	168
2. Data	171
3. Assumptions and parameters	174
4. Stock assessment.....	177
5. Stock status	186
6. Simulated effects of future fishing operations	191
7. Future directions	194
Figures	195
Tables.....	233
Appendices.....	240
References.....	289

1. EXECUTIVE SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). This assessment, and the previous ones, were conducted with A-SCALA, an age-structured, catch-at-length analysis. The current version of A-SCALA is similar to that used for the most recent previous assessment.

A technical meeting on reference points was held in La Jolla, California, USA, on October 27-29, 2003. The outcome of this meeting was (1) a set of general recommendations on the use of reference points and research and (2) specific recommendations for the IATTC stock assessments. Several of the recommendations have been incorporated into this assessment.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, fishing effort, and size compositions of the catches from 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. The differences between the assessments for 2003 and 2002 are as follows:

1. Revised inputs for maturity, fecundity, age-specific proportions of females in the population, and age-specific natural mortality vectors, based on updated data, have been used.
2. Catch and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2003.
3. Effort data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2003 and revised data for 1975-2002.
4. Catch data for the Japanese longline fisheries have been updated for 1999-2001 and new data for 2002 added.
5. Catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated for 1975-1999 and new data for 2000 and 2001 added.
6. Catch data for the longline fisheries of the Peoples Republic of China for 2001 and 2002 have been included.
7. Catch data for the longline fisheries of the Republic of Korea have been updated for 1987-1997

and new data added for 1998-2002.

8. Longline catch-at-length data for 1975-2001 have been updated and new data for 2002 added.
9. Longline effort data based on neural-network standardization of catch per unit of effort have been updated to include data for 2001.
10. Future projections are based on a new method that allows the inclusion of parameter uncertainty in the calculation of confidence intervals for future quantities.

The following sensitivity analyses were carried out to assess sensitivity to model assumptions and data and are described in this report:

1. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.
2. Sensitivity to estimates of purse-seine catches. In the base case assessment, estimates of purse-seine catches were based on species composition estimates for 2000–2003 and scaled estimates back to 1993. For sensitivity we compared these to cannery and unloading estimates of bigeye catches in the purse-seine fisheries, as used in the 2001 assessment.
3. Sensitivity to assumed rates of natural mortality for bigeye less than ten quarters old. Quarterly rates of natural mortality were increased for individuals less than ten quarters old.

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 for bigeye less than about 20 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 24 quarters old has increased slightly. The increase in average fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The base case assessment suggests (1) that the use of fish-aggregating devices (FADs) has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and (2) that bigeye are substantially more catchable when they are associated with floating objects in offshore than in inshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment have not been 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 are assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are two important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, greater-than-average recruitments occurred in 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, 1995-1997, and during the second quarters of 2001 and 2002. The lower confidence bounds of these estimates were greater than the estimate of virgin recruitment only for 1994, 1997, and the second quarters of 2001 and 2002. Second, aside from the two spikes in 2001 and 2002, recruitment has been much less than average from the second quarter of 1998 to the end of 2003, and the upper confidence bounds of many of these recruitment estimates are below the virgin recruitment. Evidence for these low recruitments comes from the decreased catches per unit of effort (CPUEs) achieved by some of the floating-object fisheries, discard records collected by observers, length-frequency data, and poor environmental conditions for recruitment. The extended sequence of low recruitments is important because, in combination with high levels of fishing mortality, they are likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio (the ratio of spawning biomass to that for the unfished stock; SBR) will be considerably below the level corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY).

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 586,000 metric tons (t) in 1986. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an

historic low of about 156,000 t at the start of 2004. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but lagged by 1 to 2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO, and both are predicted to be at their lowest levels by the end of 2004. Analysis of the impacts attributed to each fishery indicates that the initial decline can be attributed to longline fishing but that the most recent declines are attributable mainly to purse-seine fishing.

The estimates of recruitment and biomass were not sensitive to the range of alternative parameterizations of the assessment model considered or to the alternative data source included in the assessment. However, in the current assessment, a narrower range of alternative analyses were considered.

At the beginning of January 2004, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was declining from a recent high level. At that time the SBR was about 0.14, about 32% less than the level corresponding to the AMSY (SBR_{AMSY}), with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 0.07 and 0.21. The estimate of the upper confidence bound is only slightly greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.20), suggesting that, at the start of January 2004, the spawning biomass of bigeye in the EPO was below the level corresponding to the AMSY. The dramatic change from being above the SBR_{AMSY} level to below it has been predicted by the past three assessments.

Estimates of the average SBR projected to occur during 2004-2014 indicate that the SBR is likely to reach an historic low level in 2007-2008, and remain below the level corresponding to the AMSY for many years, unless fishing mortality is greatly reduced or recruitment is greater than average levels for a number of years. This decline is likely to occur because of the recent weak recruitment and the high estimated levels of fishing mortality.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined has been below the critical weight (about 49.8 kg) since 1993, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is not satisfactory from a yield-per-recruit standpoint. The average weight of purse-seine-caught fish is currently about 10 kg, while the average weight of longline-caught fish is about 60 kg.

Recent catches are estimated to have been about 26% above the AMSY level. If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the AMSY is about 62% of the current level of effort. Decreasing the effort to 62% of its present level would increase the long-term average yield by 8% and would increase the spawning biomass of the stock by about 156%. 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, because it catches individuals close to the critical weight.

All analyses considered suggest that at the start of 2004 the spawning biomass was below the level corresponding to the AMSY. AMSY and the fishing mortality (F) multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered fishing mortality is well above the level corresponding to the AMSY.

Presently the purse-seine fishery on floating objects has the greatest impact on the bigeye tuna stock. Restrictions that apply only to a single fishery (e.g. longline or purse seine), particularly restrictions on longline fisheries, are predicted to be insufficient to allow the stock to rebuild to levels corresponding to the AMSY. Large (50%) reductions in effort on bigeye tuna by the purse-seine fishery will allow the stock to rebuild toward the AMSY level, but restrictions on both longline and purse-seine fisheries are necessary to rebuild the stock to the AMSY level in 10 years. Simulations suggest that the restrictions imposed by the 2003 *Resolution on the Conservation of Tuna in the eastern Pacific Ocean* will not be sufficient to rebuild the stock.

Projections indicate that, if fishing mortality rates continue at their recent (2002 and 2003) levels, longline

catches and SBR will decrease to extremely low levels. As the base case assessment does not include a stock-recruitment relationship, recruitment will not decline, so purse-seine catches are predicted to decline only slightly from recent levels.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2003 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2003, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of March 2004. 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, pole and line, 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 previous assessments of bigeye in the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004). The spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined so 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 pole-and-line gear 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 in 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.

To conduct the stock assessment of bigeye tuna, 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 in previous reports (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology for this report has been changed to be consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. The standard usage of landings is catch landed in a given year, even if it was not caught in that year. Previously, landings referred to retained catch taken in a given year. This catch will now be termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect both total catch (discards plus retained catch) and retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

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 retained catch. Removals by Fisheries 2-5 and 7 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.3). Removals by Fisheries 10-13 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.3).

Updated and new catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment. As in the assessment of Harley and Maunder (2004), the species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. Comparisons of catch estimates from different sources have not yet provided specific details on the most

appropriate method to scale historical estimates of catches that were based on unloading and cannery data. This analysis is complex, as the cannery and unloading data are collected at the trip level while the species-composition samples are collected at the well level and represent only a small subset of the data. Differences in catch estimates could be due to the proportion of small tunas in the catch and/or differing efforts to distinguish the tuna species at the cannery, or even biases introduced in the species-composition algorithm in determining the species composition in strata for which no species-composition samples are available. In this assessment we calculated fishery-specific scaling factors for 2000-2003 and applied these to the cannery and unloading estimates for 1993-1999. We present a sensitivity analysis in which we use the cannery unloading estimates of purse-seine fishery landings in Appendix C. It is important to note that the assumed effort does not change. Watters and Maunder (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate surface fishing effort.

Updates and new catch and effort data for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have also been incorporated into the current assessment. New catch data are available for Japan (2002), Chinese Taipei (2000 and 2001), China (2001 and 2002), and the Republic of Korea (1998-2002), and updated data for Japan (1999-2001), Chinese Taipei (1975-1999), and the Republic of Korea (1987-1997). The IATTC staff is working to include landings for several smaller and new longline fleets into the database for inclusion in future assessments.

As in the previous assessments of bigeye of the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004), 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. In previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley 2002), estimates of standardized CPUE were obtained with regression trees (Watters and Deriso 2000) or by the habitat-based method (Hinton and Nakano 1996; Bigelow *et al.* 2003). As with the assessment of Harley and Maunder (2004), standardized CPUEs for 1975–2001 were estimated using the neural network described by Maunder and Hinton (submitted).

2.2.1. Catch

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from January 1975 through December 2003 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 January 1, 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

For this assessment, the longline landings data are available through 2002. In the assessment, the estimated longline landings in 2003 are a function of the longline effort in 2002 (because it was assumed that effort in 2003 was the same as that in 2002), the estimated abundance in 2003, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9).

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 in the EPO. Nevertheless, there have been two important trends in fishing effort. First, since about 1993, there has been a substantial increase in the effort directed at tunas associated with floating objects.

Second, the amount of longlining effort expended in the EPO, which is directed primarily at bigeye, declined substantially after about 1991, but has increased again after 2000.

Compared to 2002, the total amount of fishing effort expended by Fisheries 2 and 7 decreased by about 8% and 4%, respectively, during 2003. Effort for these fisheries had increased in 2002 from 2001 levels. The total amount of fishing effort expended by Fisheries 3 (50%), 4 (46%), and 5 (49%) increased from 2002 to 2003. These results indicate that the floating-object fishery in the southern offshore area (Fishery 2) stopped expanding during 2003. Increases for Fisheries 3, 4, and 5 are greater than declines observed in 2002. It should be noted, however, that the spatial expansion and contraction of effort in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects vary greatly among years (Watters 1999).

For the longline fisheries, standardized CPUE was available to estimate effective effort for each quarter from 1975 to 2001. For 2002, standardized CPUE for each quarter was predicted from nominal CPUE estimates that were available for 1975 to 2002. Fishing effort was calculated by dividing the observed catches by the standardized CPUE. Effort for 2001 and 2002 is much greater than that estimated by Harley and Maunder (2004), because this assessment includes catch data for the recently-expanding longline fisheries of Chinese Taipei and the People's Republic of China. No catch or effort data were available for the longline fishery operations in 2003. It was assumed that quarterly effort in 2003 was the same as that estimated for 2002.

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).

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 or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish die. New discard data for 2003 are included in the analysis.

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 for which 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 or, if not available, the year before that.

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 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 thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of discards as proportions of the retained catches for the surface fisheries that catch bigeye tuna in association with floating-objects are presented in Figure 2.4. For the largest floating-object

fisheries (2, 3, and 5), the proportions of the catches discarded have been low for the last five years compared to those observed during fishing on the strong cohorts produced in 1997. There is strong evidence that some of this is due to the weak year classes estimated in recent years. It is also possible that regulations regarding discarding of tuna have played a role.

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

2.3. Size composition data

New length-frequency data for 2003 are available for the surface fisheries. New longline length-frequency data for the Japanese fleet are available for 2002, and data for previous years have been updated. No size composition data are available for other longline fleets.

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 (Watters and Maunder 2001, 2002). The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm) and medium-sized (75 to 125 cm) 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-sized and large bigeye, but the size composition has a single mode (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 Figure 4.3 illustrate this point. The most recent (2003) size compositions for the fisheries that catch bigeye in association with floating objects contain more medium sized bigeye than observed in samples from 2002. This observation is consistent with the greater proportion of small fish observed in the 2002 samples.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth 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 and two quarters old.

In a previous bigeye assessment (Watters and Maunder 2002), the A-SCALA method was used to compare the statistical performance of different assumptions about growth. 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 $L_{\infty} = 214.8$ cm, $k = 0.2066$, the length at recruitment to the discard fisheries = 30 cm, and the age at recruitment to the fishery = 2 quarters. The previous analysis showed that fixing growth was statistically preferable to estimating growth. However, in this assessment we have chosen to

estimate growth using the von Bertalanffy growth curve of Suda and Kume (1967) as a strong prior only for the older fish (12 to 40 quarters old). This is because the EPO yellowfin tuna assessment (Maunder 2002) and tuna assessments in the western and central Pacific Ocean (Hampton and Fournier 2001a, b; Lehodey *et al.* 1999) suggest that tuna growth does not follow a von Bertalanffy growth curve for the younger fish. The prior is used for the older fish because there is usually insufficient information in the length-frequency data to estimate mean lengths for the older ones. Previous assessments of bigeye tuna in the EPO (Watters and Maunder 2001) produced estimates of variation of length at age that were unrealistically high. Therefore, we use the variation at age estimated from the otolith data collected in the western and central Pacific Ocean. Estimates of variation of length at age from the MULTIFAN-CL Pacific-wide bigeye tuna assessment were consistent with otolith data collected in the western and central Pacific Ocean (Hampton and Fournier 2001b). The amount of variation at age is also consistent with estimates from dorsal spine data (Sun *et al.* 2001) and estimates for yellowfin in the EPO (Maunder 2002).

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).

A-SCALA allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (biomass of mature females) and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter called 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 of a lack of contrast in spawning biomass 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, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, it is estimated to be close to 1. We also present a sensitivity analysis with steepness = 0.75. 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.

Reproductive inputs were revised for the assessment of Harley and Maunder (2004), based on preliminary results from biological studies undertaken by IATTC staff. Subsequently, further samples have been analyzed, including samples provided by Dr. N. Miyabe, and these inputs have been further revised. Fifty percent of the females are assumed to be mature at 4.5 years of age (18 quarters), compared to the 5 years assumed by Harley and Maunder (2004) (Figure 3.2). Revised estimates of the age-specific proportion of females are almost identical to the preliminary estimates used by Harley and Maunder (2004) and are

based on a mixture of recent and historical (Kume and Joseph 1966) samples (Figure 3.3 and Table 3.1). These estimates are similar to those from samples from the Japanese longline fleet for the EPO (Dr. N. Miyabe, *pers. comm.*) 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.

Assumptions regarding biological parameters may change again in the future as research continues.

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

Age-specific vectors of natural mortality (M) used in the previous assessment of bigeye tuna (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley 2002, Harley and Maunder 2004) were based on fitting to age-specific proportions of females, maturity-at-age, and natural mortality estimates of Hampton (2000). As the first two of these quantities have again been revised in this assessment, new age-specific vectors of natural mortality were estimated outside of the assessment model (Harley and Maunder, unpublished analysis). These new estimates are slightly lower than previous estimates, and increase at lesser ages due to the slightly earlier maturity assumed. The previous observation that different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY) (Watters and Maunder 2001) remains. Two sensitivity analyses were undertaken to assess sensitivity to natural mortality. The first, which is not presented, was based on the values assumed by Harley and Maunder (2004). For the second, natural mortality for bigeye younger than 10 quarters was increased. This analysis is described in Appendix D.

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 there is no net movement between these areas. The IATTC staff is currently collaborating with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community, 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. Recent analyses (Hampton *et al.* 2003) that estimate movement rates within the Pacific Ocean, estimated biomass trends very similar to those estimated by Harley and Maunder (2004).

3.2. Environmental influences

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 assessment of Harley and Maunder (2004), a modification was made to A-SCALA to allow for missing values in the environmental index thought to be related to recruitment. This allowed us to start the population model in 1975, five years before the start of the time series for the environmental index. As in previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley

2002), 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-December 2002) 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 hind cast results of a general circulation model obtained at <http://ingrid.ldeo.columbia.edu>.

In previous assessments (Watters and Maunder 2001 and 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004) it was assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5). In the assessment of Maunder and Harley (2002) an environmental influence on catchability was assumed only for Fishery 3. It was found that including this effect did not greatly improve the results and, as the current model cannot accommodate missing values for environmental indices thought to be related to catchability, no environmental influences on catchability have been considered in this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

The A-SCALA method (Maunder and Watters 2003) is currently used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. This method was also used to conduct the previous four assessments of bigeye (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004). A general description of the A-SCALA method is included in the previously-cited assessment documents, and technical details are provided by Maunder and Watters (2003), with more recent developments described by Maunder and Harley (2003) and Harley and Maunder (2003). 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 (Fisheries 10-13) two quarters after hatching, and these discard fisheries catch only fish of 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 of 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 first quarter of 1975 through the first quarter of 2004 (This includes estimation of virgin recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);
2. catchability coefficients for the 13 fisheries that take bigeye from the EPO (This includes estimation of an average catchability for each fishery 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;
5. 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 and Figure 3.2);
3. age-specific maturity schedule (Section 3.1.2 and Figure 3.2);
4. age-specific fecundity indices (Table 3.1 and Figure 3.2);
5. selectivity curves for the discard fisheries (Figure 4.5, Fisheries 10-13);
6. the steepness of the stock-recruitment relationship;
7. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age.

Weighting factors for the selectivity smoothness penalties were the same as those assumed for the assessment of Harley and Maunder (2004). These values were determined by cross validation.

Yield and catchability estimates for AMSY calculations or future projections were based on estimates of quarterly fishing mortality or catchability (mean catchability plus effort deviates) for 2001 and 2002, so the most recent estimates were not included in these calculations. It was determined by retrospective analysis (Maunder and Harley 2003) that the most recent estimates were uncertain and should not be considered. Sensitivity of estimates of key management quantities to this assumption was tested.

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 it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

4.1. Indices of abundance

CPUEs have been presented in previous assessments of bigeye tuna of the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004). 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 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 of these fisheries increased substantially from 1997 through 2000, but have generally decreased since then (except for Fishery 4) (Figure 4.1, Fisheries 2-5). Notable trends in CPUE have also occurred for the two longline fisheries. The neural network-standardized CPUEs of both longline fisheries decreased markedly between 1985 and 2000, but have experienced a “spike” in CPUE during 2000-2002 that is attributed to strong cohorts passing through the fishery (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9).

Comparing the CPUEs of the surface fisheries of 2003 to those of 2002 indicates that performance of these fisheries is quite variable. Aside from Fishery 2, for which CPUE was down only in the second and third quarters, CPUEs from the purse-seine fisheries were down during the first three quarters of 2002 and were up only slightly in the fourth quarter. These decreases are consistent with the weak recruitment estimated since 1998, and the increase at the end of 2003 is consistent with the single strong recruitment estimated for the second quarter of 2002 (see Section 4.2.2). CPUEs for the discard fisheries (Fisheries 10–13) have generally been low for the last four years, which is consistent with weak recruitment (Section 4.2.2).

4.2. Assessment results

Below we describe the important aspects of the base case assessment (1 below) and the change for each sensitivity analysis:

1. Base case assessment: steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 (no relationship between stock and recruitment), species-composition estimates of surface fishery catches scaled back to 1993, neural network-standardized CPUE, and assumed sample sizes for the length-frequency data.
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.
3. Sensitivity to estimates of purse-seine catches. In the base case assessment estimates of purse-seine catches were based on species composition estimates for 2000–2002 and scaled estimates back to 1993. For sensitivity, we compared this to cannery and unloading estimates of bigeye catches in the purse-seine fisheries, as used by Maunder and Harley (2002).
4. Sensitivity to assumed rates of natural mortality for bigeye less than 10 quarters old. Quarterly rates of natural mortality were increased for individuals less than 10 quarters old.

The results of the base case assessment are described in the text, and the sensitivity analyses are described in the text with figures and tables presented in Appendices B-D. We also undertook several sensitivity analyses that are not presented here. We examined models for which the influence of the purse-seine CPUE data on the model fit were downweighted, the 2002 biological inputs were assumed, recruitment variation was estimated, and the environmental data were included as anomalies, rather than absolute values. Most of these produced results very similar to those of the base case assessment. We have chosen to restrict our presentation to plausible sensitivity analyses that had an effect on management quantities. More comprehensive presentations of sensitivity analysis, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, and natural mortality can be found in Watters and Maunder (2002) and Harley and Maunder (2004).

The base case 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 base case 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 and 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 base case assessment (Figure 4.2, Fisheries 2, 3, 5, 8, and 9).

Although the base case 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 or to variation in the processes that describe the dynamics (*e.g.* variation in growth). The most recent size-composition data for Fisheries 4 and 7 are not informative (Figure 4.3). In other cases, the base case assessment tends to over-smooth, and does not capture modes that move through the size-composition data. Recent length-frequency data for Fisheries 2, 3, and 5 are generally in good agreement in relation to the position and transition modes, and so are well fitted by the model. There is strong agreement in the lack of strong cohorts during 1998 and 2001 and some evidence of moderate-strength cohorts in the second quarters of 2001 and 2002. The fit to these data is governed by complex tradeoffs between estimates of growth, selectivity, recruitment, and agreement among fisheries in the presence and absence of modes.

Of all the constraints used to fit the assessment model (see Sections 3 and 4), those on growth, catchability, and selectivity had the most influence. The penalties are very similar to those of the previous assessment of Harley and Maunder (2004). This following list indicates the major penalties (a large value indicates that the constraint was influential):

- Total likelihood = -354466
- Likelihood for catch data = 4.5
- Likelihood for size-composition data = -354998.2
- Constraints and priors on recruitment parameters = 6.0
- Constraints and priors on growth parameters = 49.8
- Constraints on fishing mortality rates = 0.0
- Constraints and priors on catchability parameters = 482.5
- Constraints on selectivity parameters = 19.4

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 24 quarters old has increased slightly 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 20–25 quarters old (Figure 4.5), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.3).

Temporal trends in the age-specific amounts of fishing mortality on bigeye tuna are shown in Figure 4.6a. 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. The trend in fishing mortality rate by time also shows that fishing mortality has increased greatly for young fish and only slightly for older fish since about 1993. Recent estimates indicate a large increase in fishing mortality on young fish, but these estimates should be treated with caution, as they are quite uncertain (Figure 4.6b). An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix E (Table E.1).

In the first assessment of bigeye from the EPO using A-SCALA (Watters and Maunder 2001), catchability (q) was considered to be composed of the effects of: (1) changes in technology and the behavior of fishermen, (2) the environment, and (3) random effects that temporarily change the relationship between fishing effort and fishing mortality. The base case assessment described in this report and that of the three most recent assessments (Watters and Maunder 2002, Maunder and Harley 2002, Harley and Maunder 2004) does not include the first component, and this assessment does not estimate an environmental effect for any of the fisheries. The random effects on q are retained in the base case assessment, and these effects have dominated the temporal trends in q for all fisheries (Figure 4.7).

For two of the main surface fisheries (Fisheries 2 and 5) there are strong increasing trends in catchability in recent years, indicating that the effective effort (capacity) of the fleet is increasing. Also, catchability for the last time period for Fishery 8 is estimated to be very high. This estimate is extremely uncertain, and represents a time period with very low effort and only small catches. Aside for this one outlier, there has been little change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.7, Fisheries 8 and 9, bold lines). This result is to be expected, given 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 (Watters and Maunder 2002: 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, so the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment should be viewed with skepticism. Nevertheless, the relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. A sensitivity analysis in which no environmental indices were included gave estimates of recruitment similar to those of the base case model (Harley and Maunder 2004). This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year class strengths, but the index may be useful for reducing uncertainty in estimates of the strengths of the most recent cohorts for which few size-composition samples are available.

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.11, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning biomass of adult females at the time of hatching (Figure 4.8). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002) 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, we may not have a reliable measure of spawning biomass, or environmental variation may mask the relationship. In this assessment, there have been changes in assumptions regarding biological parameters, and these may change again in the future as research continues. The base case estimate of steepness is fixed at 1, which produces a model with a weak assumption that recruitment is independent of stock size. The consequences of overestimating steepness, in terms of lost yield and potential for recruitment overfishing, are far worse than those of underestimating it (Harley *et al.* unpublished analysis). A sensitivity analysis is presented in Appendix B that assumes that recruitment is moderately

related to stock size (steepness = 0.75).

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 4.2. There are two important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, greater-than-average recruitments occurred in 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, 1995-1997, and during the second quarters of 2001 and 2002. The lower confidence bounds of these estimates were greater than the estimate of virgin recruitment only for 1994, 1997, and the second quarters of 2001 and 2002. Second, aside from those two recruitment pulses in 2001 and 2002, recruitment has been much less than average from the second quarter of 1998 to the end of 2003, and the upper confidence bounds of many of these recruitment estimates are below the virgin recruitment. The extended period of relatively large recruitments in 1995 to 1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Evidence for these low recruitments since 1998 comes from the decreased CPUEs of some of the floating-object and discard fisheries (Table 4.1 and Figures 2.4 and 4.1), the length-frequency data (Maunder and Harley 2002: Figure 4.3), and by poor environmental conditions for recruitment. The extended series of low recruitments is important because it is likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio (the ratio of the current spawning biomass to that for the unfished stock) will be below the level corresponding to the AMS_Y (see Section 5.1).

There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment, particularly in the early years before fishing on floating objects expanded. The average CV of the recruitment estimates is about 0.36. Most of the uncertainty in recruitment is a result of the fact that the observed data can be fitted equally well by a model with different estimates of the assessment parameters. Also, pre-1993 estimates are particularly uncertain, as the floating-object fisheries, which catch small bigeye, were not operating. Uncertainty in the most recent estimates of recruitment is, however, also caused by the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

4.2.3. Biomass

Trends in the biomass of 1+-year-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.10, and estimates of the biomass at the start of each year are presented in Table 4.2. The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 586,000 t in 1986. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 156,000 t at the start of 2004.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.11, and estimates of the spawning biomass at the start of each year are presented in Table 4.2. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but is lagged by 1 to 2 years. 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 E (Figure E.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 0.14. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.18.

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, trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or 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 biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO if fishing had not occurred was projected using the time series of estimated recruitment anomalies, and the estimated environmental effect, in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the base case assessment (Figure 4.12). 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 (1982-1983 and 1995-1997, respectively; Figure 4.9).

To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock we run simulations where each gear is excluded and the model is run forward as is done in the no-fishing simulation. The results of this analysis are also provided in Figure 4.12. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1990, but with the decrease in effort from the longline fisheries, and expansion of the floating-object fishery, the impact on the population is far greater for the purse-seine fishery than for the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock. Overall the biomass is estimated to be about 15% of that expected had no fishing occurred.

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 4.13. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not 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 4.13, Fisheries 2-5). During the latter half of 2000, however, the average weight of the fish taken by Fisheries 2, 3, and 5 decreased (Figure 4.13). Fisheries 7 and 8 have captured bigeye that are, on average, 30% less than the critical weight. The average weights of bigeye taken by Fishery 8 increased since 1999 (Figure 4.13). The average weight of bigeye taken by the longline fishery operating south of 15°N (Fishery 9) has always been around the critical weight, which indicates that this fishery tends 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 1998 and early 1999, and then decreased (Figure 4.13). The average weight of bigeye taken by both longline fisheries combined appears to have decreased during early 1997, 1998, and 1999, and then increased (Figure 4.13). These two trends, for the combined surface fisheries and the combined longline fisheries, were probably caused by the strong cohorts of 1995–1997 moving through the surface fisheries and into the longline fisheries and the subsequent weak recruitment since 1998 (Figure 4.9).

4.3. Comparisons to external data sources

In the base case assessment, the growth increments are estimated for the younger bigeye. The estimated mean lengths at age are less than those given by Suda and Kume (1967; Table 4.3 and Figure 4.14 of this report). The most recent assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2002) also estimated reduced growth rates for young bigeye, and this is also consistent with reduced growth found in both growth and tagging studies (Lehody *et al.* 1999).

4.4. Diagnostics

A technical meeting on diagnostics was held in October 2002. The outcome from this meeting was (1) a set of diagnostics that should be evaluated regularly, (2) a set of diagnostics that should be evaluated periodically, and (3) a list of specific research questions. Several of the recommendations have been incorporated into in this assessment. We present these in three sections; (1) residual plots, (2) parameter correlations, and (3) retrospective analysis.

4.4.1. Residual plots

Residual plots show the differences between the observations and the model predictions. The residuals should show characteristics similar to the assumptions used in the model. For example, if the likelihood function is based on a normal distribution, and assumes a standard deviation of 0.2, the residuals should be normally distributed with a standard deviation of about 0.2.

The observed proportion of fish caught in a length class is assumed to be normally distributed around the predicted proportion, with the standard deviation equal to the binomial variance, based on the observed

proportions, divided by the square of the sample size (Maunder and Watters 2003). The length-frequency residuals appear to be less than the assumed standard deviation (Figures A.1 and A.3, *i.e.* the assumed sample size is too small. They have a negative bias (Figure A.1), and the variability is greater for some lengths than others (Figure A.1), but tend to be consistent over time (Figure A.2). The negative bias is due to the large number of zero observations. A zero observation causes a negative residual, and also a small standard deviation, which inflates the normalized residual.

The estimated quarterly effort deviations versus time are shown in Figure A.4. These residuals are assumed to be normally distributed (the residual is exponentiated before multiplying by the effort so the distribution is actually lognormal), with a mean of zero and a given standard deviation. A trend in the residuals indicates that the assumption that CPUE is proportional to abundance is violated. The assessment assumes that the southern longline fishery (Fishery 9) provides the most reasonable information about abundance (standard deviation = 0.2), the floating-object and the northern longline fisheries have the least information (standard deviation = 0.4), and the discard fisheries have no information (standard deviation = 2). Therefore, a trend is less likely in the southern longline fishery (Fishery 9) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure A.4 shows no overall trend in the southern longline fishery effort deviations, but there are some consecutive residuals that are all above or all below the average. The standard deviation of the residuals is much greater than the 0.2 assumed for this fishery. For the other fisheries, the standard deviations of the residuals are all greater than those assumed, except for the discard fisheries. These results indicate that the assessment gives more weight to the CPUE information than it should (see below and Section 4.5 for additional indication that less weight should be given to the CPUE information and more to the length-frequency data). The effort residuals for the floating-object fisheries show an increasing trend over time. These trends may be related to true trends in catchability.

4.4.2. Parameter correlations

Often quantities, such as recent estimates of recruitment deviates and fishing mortality, can be highly correlated. This information indicates a flat solution surface, which implies that alternative states of nature have similar likelihoods. Effort deviates and recruitment deviates in recent years are both uncertain and correlated. To account for this, we have excluded recent effort deviates and fishing mortality estimated for 2003 from yield calculations and projections.

There is negative correlation (around 0.4) between the current estimated effort deviates for each fishery and estimated recruitment deviates lagged to represent cohorts entering each fishery, particularly for the discard fisheries. Earlier effort deviates are positively correlated with these recruitment deviates.

Current spawning biomass is positively correlated (around 0.4) with recruitment deviates lagged to represent cohorts entering the spawning biomass population. This correlation is greater than for earlier spawning biomass estimates. Similar correlations are seen for recruitment and spawning biomass.

4.4.3. Retrospective analysis

Retrospective analysis is useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. This approach is different to the comparison of recent assessments (Section 4.6) in which the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis and the assumption that the use of more data improves the estimates, can be used to determine if there are consistent biases in the estimates.

No retrospective analyses were conducted for this assessment, but the results of previous retrospective analyses are described by Harley and Maunder (2004).

4.5. Sensitivity analysis

The following sensitivity analyses were conducted for the current assessment: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix B); sensitivity to the method used to estimate catches in the surface fisheries (Appendix C); sensitivity to assumed levels of natural mortality for bigeye younger than ten quarters. Additional sensitivity analyses were conducted, but are not presented in this report. Also, Watters and Maunder (2002) and Harley and Maunder (2004) presented several sensitivity analyses. Here we describe differences in model fit and model prediction, and delay our discussion of differences in yields and stock status to Section 5.6.

For the analysis with steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship equal to 0.75, the estimates of biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are essentially the same as for the base case assessment. This is probably because: (1) there is sufficient information in the catch-at-length data for all years, and (2) there is little contrast in spawning biomass, so the stock-recruitment model has little effect. Therefore, the stock-recruitment relationship does not provide additional information to the stock assessment in terms of biomass or recruitment.

When the cannery and unloading estimates of purse-seine catches are used (as by Maunder and Harley, 2002), both biomass (Figure C.1) and recruitment (Figure C.2) are lower. The cannery and unloading estimates of the bigeye catch, especially in 2001 and 2002, are much lower (Figure C.4).

When higher levels of natural mortality are assumed for bigeye younger than ten quarters the biomass was almost identical to that of the base case assessment (Figure D.1), but estimates of recruitment were higher (Figure D.2). This is not surprising, as the greater natural mortality requires greater initial recruitment to ensure that sufficient fish are available to be taken.

4.6. Comparison to previous assessments

Despite the many changes in important model assumptions and inputs, *e.g.* natural mortality, CPUEs, and selectivity penalties, the trends in relative abundance for the last four assessments give a picture very similar to the base case assessment for 2003. Biomass trajectories are very similar (Figure 4.15), and the differences can be attributed to differences in the estimates of natural mortality and catches.

To make valid comparisons of changes in estimates of spawning biomass, we applied the values of maturity and fecundity assumed in this assessment to the estimated age structure from the previous assessments. This is not completely satisfactory, as the 2001 assessment (Watters and Maunder 2002) assumed a stock-recruitment relationship, which, in turn, assumes a different spawning biomass. Patterns are similar, but the differences are increased when compared to the biomass comparison (Figure 4.15). Again, the results for the 2003 assessment are most similar to this assessment.

4.7. 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 substantially since 1993, and that on fish more than about 24 quarters old has increased slightly since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The base case assessment suggests (1) that the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and (2) that bigeye are substantially more catchable when they are associated with floating objects in offshore than inshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment have not been identified. Nevertheless, the abundance of bigeye 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. Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are two important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, greater-than-average recruitments occurred in 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, 1995-1997, and during the second quarters of 2001 and 2002. The lower confidence bounds of these estimates were greater than the estimate of virgin recruitment only for 1994, 1997, and the second quarters of 2001 and 2002. Second, aside from the two recruitment spikes in 2001 and 2002, recruitment has been much less than average from the second quarter of 1998 to the end of 2003, and the upper confidence bounds of many of these recruitment estimates are below the virgin recruitment. Evidence for these low recruitments comes from the decreased CPUEs by some of the floating-object fisheries, discard records collected by observers, length-frequency data, and poor environmental conditions for recruitment. The extended sequence of low recruitments is important because, in combination with high levels of fishing mortality, they are likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio (the ratio of spawning biomass to that for the unfished stock; SBR) will be considerably below the level corresponding to the AMSY.

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 586,000 t in 1986. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 156,000 t at the start of 2004. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. Both are predicted to be at their lowest levels by the end of 2004. There has been an accelerated decline in biomass since the small peak in 2000.

The estimates of recruitment and biomass were not sensitive to the range of alternative parameterizations of the assessment model considered or to the alternative data source included in the assessment. However, in the current assessment, a narrower range of alternative analyses was considered.

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 five subsections. Possible candidates for reference points are:

1. S_{AMSY} , the spawning biomass corresponding to the AMSY level, as a target reference point;
2. F_{AMSY} , the fishing mortality corresponding to the AMSY, as a limit reference point;
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the model time frame, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels corresponding to the AMSY is the current management objective specified by the IATTC Convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past. Unfortunately, for bigeye, this may not be an appropriate reference point, as historic levels have been above the level corresponding to the AMSY. Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The SBR, described by Watters and Maunder (2001) is useful for assessing the status of a stock. It has a lower bound of zero. If it is near zero, the population has been severely depleted and is probably

overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations are capable of producing the AMSY when the SBR of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not capable of producing the AMSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR, can be compared to an estimate of SBR corresponding to the AMSY ($SBR_{AMS\ Y} = S_{AMS\ Y}/S_{F=0}$).

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the period of harvest are presented in Section 4.2.3. The equilibrium spawning biomass of an unexploited population is estimated to be about 204,000 t, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 165,000 t and 243,000 t. The SBR corresponding to the AMSY ($SBR_{AMS\ Y}$) is estimated to be about 0.2.

At the beginning of January 2004, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was declining from a recent high level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.14, about 32% less than the level corresponding to the AMSY, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 0.07 and 0.21. The estimate of the upper confidence bound is only slightly greater than the estimate of $SBR_{AMS\ Y}$ (0.2), suggesting that, at the start of January 2004, the spawning biomass of bigeye in the EPO was less than the level corresponding to the AMSY. The dramatic change from being above the $SBR_{AMS\ Y}$ level to below it has been predicted by the past three assessments (Watters and Maunder 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004).

A time series of SBR estimates for bigeye tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. At the start of 1975, the SBR was about 0.40. This is consistent with the fact that bigeye was being fished by longliners in the EPO for a long period prior to 1975 and that the spawning biomass is made up of older individuals that are vulnerable to longline gear. The SBR increased during 1983-1987, and by the beginning of the first quarter of 1987 was 0.53. 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 that 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 1987 the SBR decreased to a level of about 0.23 by the first quarter of 1999. This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which recruitment was low. Also, it should be noted that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1995 (Figure 2.2, Fishery 9). In 2000 the SBR began to increase and reached about 0.37 by the first quarter of 2002. This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1997 (Figure 4.9). During the later part of 2002 and through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes since 1998 and the greater catches from surface fisheries and recent increases in longline catches.

The SBR estimates are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.14. The relatively narrow confidence intervals (± 2 standard deviations) around the SBR estimates suggest that, for most quarters during January 1975 to January 1997, the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than $S_{AMS\ Y}$ (Section 5.3). The $S_{AMS\ Y}$ level is shown as the dashed line at 0.2 in Figure 5.1.

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 weights of the fish taken by most of the fisheries is close to the critical weight, the fishery could be 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 base case assessment (Figures 3.1 and 4.13 respectively), the critical weight for bigeye tuna in the EPO is estimated to be about 49.8 kg. The critical age of 17 quarters is about the age at which 50% of females are assumed to be mature.

The fishery was catching, on average, bigeye near the critical weight during 1975-1993 (Figure 5.2), but the expansion of the floating-object fishery, which catches bigeye less than the critical weight, caused the average weight of bigeye caught since 1993 to be less than the critical weight.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining tuna stocks at levels corresponding to 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 (1957) stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (2003) 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 base case assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The AMSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2001 and 2002. Therefore, while these AMSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in the results. While analyses to present uncertainty in the base case estimates were not undertaken as in a previous assessment (Maunder and Harley 2002), additional analyses were conducted to present the uncertainty in these quantities in relation to the periods assumed to represent catchability and fishing mortality.

At the beginning of January 2004, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 43% less than the level corresponding to the AMSY (Table 5.1). However, the recent catches are estimated to have been about 26% above that level.

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 corresponding to the AMSY is about 62% of the current level of effort. Decreasing effort by 38% of its present level would increase the long-term average yield by about 8%, and would increase the spawning biomass of the stock by about 156% (Figure 5.3). The results of the sensitivity analysis (Section 5.4) give the results of an assessment with a stock-recruitment relationship.

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), but current fishing mortality levels are not sustainable. The AMSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 it 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.

Estimates of the AMSY, and its associated quantities, are 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 (Table 5.3). If only the purse-seine fishery were operating the AMSY would be considerably less (55,319 t versus 77,747 t for the base case assessment). Interestingly, in this case, current levels of effort are about the level required to produce the AMSY. This suggests that if there was no longline fishery, current levels of purse-seine effort would be optimal. If bigeye were caught only by the longline fishery the AMSY would be almost double that estimated for all gears combined (132,426 t versus 77,747 t for the base case assessment). To achieve this AMSY level longline effort would need to be increased by 350%. This would result in effort near the levels observed in the late 1980s and early 1990s. This suggests that, prior to the expansion of the purse-seine fishery on floating objects, the bigeye stock was probably near a level that would have produced an AMSY of over 100,000 t.

5.4. Lifetime reproductive potential

One common management objective is the conservation of spawning biomass. Conservation of spawning biomass allows an adequate supply of eggs so that future recruitment is not adversely affected. If reduction in catch is required to protect the spawning biomass, it is advantageous to know at which ages to avoid catching fish to maximize the benefit to the spawning biomass. This can be achieved by estimating the lifetime reproductive potential for each age class. If a fish of a given age is not caught it has an expected (average over many fish of the same age) lifetime reproductive potential (*i.e.* the expected number of eggs that a fish will produce over its remaining lifetime). This value is a function of the fecundity of the fish at the different stages of its remaining life and the natural and fishing mortality it is subjected to. The higher the mortality, the less likely the individual is to survive and continue reproducing. Younger individuals have more time in which to reproduce, and therefore may appear to have greater lifetime reproductive potential; however, because younger individuals have a greater rate of natural mortality their remaining expected lifespan is less. An older individual, which has survived through the ages for which mortality is high, has a greater expected lifespan, and thus may have a greater lifetime reproductive potential. Mortality rates may be greater at the oldest ages and reduce the expected lifespan of these ages, thus reducing lifetime reproductive potential. Therefore, the age of maximum lifetime reproductive potential may be at an intermediate age.

Calculations are made for each quarterly age-class to estimate the lifetime reproductive potential. Because current fishing mortality is included, the calculations are based on marginal changes (*i.e.* the change in egg production if one individual or one unit of weight is removed from the population), and any large changes in catch would produce somewhat different results because of changes in the future fishing mortality rates. In the calculations the average fishing mortality at age over 2001 and 2002 is used.

If fishing avoids catching a single individual, the most benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding an individual at age 26 quarters (Figure 5.4, upper panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture old bigeye would provide the most benefit to the spawning biomass. However, this is not a fair comparison because an individual of age 26 quarters is considerably heavier than an individual recruited to the fishery at age 2 quarters. The calculations were repeated based on avoiding capturing one unit of weight. If fishing avoids catching a single unit of weight, the most benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish recruited to the fishery at age 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture young bigeye would provide the most benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by one ton of young bigeye will protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of old bigeye by about two tons.

5.5. MSY_{ref} and SBR_{ref}

Section 5.3 discusses how MSY and the SBR at MSY are dependent on the selectivity of the different fisheries and the effort distribution among these fisheries. MSY can be increased or decreased applying more effort to one fishery or another. If the selectivity of the fisheries could be modified at will, there is an optimum yield that can be obtained often termed Global MSY (Beddington and Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) showed that the optimal yield can be approximated (usually exactly) by applying a full or partial harvest at a single age. Maunder (2002b) termed this harvest MSY_{ref} and suggested that two thirds of MSY_{ref} may be an appropriate limit reference point (*e.g.* effort allocation and selectivity patterns should produce MSY that is at or above $\frac{2}{3} MSY_{ref}$). The two thirds suggestion was based on analyses by other investigators that indicated the best practical selectivity patterns could produce 70-80% of MSY_{ref} , that the yellowfin assessment at the time (Maunder and Watters 2002a) estimated that the dolphin fisheries produce about this MSY , and that two-thirds is a convenient fraction.

MSY_{ref} is associated with a SBR (SBR_{ref}) that may also be an appropriate reference point. SBR_{ref} is not dependent on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore, SBR_{ref} may be more appropriate than SBR_{MSY} for stocks with multiple fisheries and should be more precautionary because SBR_{ref} is usually greater than SBR_{MSY} . However, when recruitment is assumed to be constant (*i.e.* no stock-recruitment relationship), SBR_{ref} may still be dangerous to spawning stock because it is possible that MSY_{ref} occurs before the individuals become fully mature. Although, it may be possible that a general life history pattern in which growth is reduced or natural mortality is increased when individuals become mature may provide a growth and natural mortality tradeoff after the age at maturity that is protective of SBR . This is observed for about 90% of the stocks presented by Maunder (2002b). SBR_{ref} may be a more appropriate reference point than generally suggested $SBR_{x\%}$ (*e.g.* $SBR_{30\%}$ to $SBR_{50\%}$; see Section 5.1) because SBR_{ref} is estimated using the biology of the stock. However, SBR_{ref} may be sensitive to uncertainty in biological parameters, such as the steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality, maturity, fecundity, and growth.

MSY_{ref} is estimated to be 158,277 t and SBR_{ref} is estimated to be 0.09 (Figure 5.5). The low SBR_{ref} is a function of the lack of inclusion of a stock-recruitment relationship in the base case model. This is also consistent with the critical age (17 quarters) being about the age at which 50% of the females are assumed to be mature. MSY at the current effort allocation is only 49% of MSY_{ref} . If the fishery were exploited assuming the same selectivity patterns as the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) MSY would be 84% of MSY_{ref} . More research is needed to determine if reference points based on MSY_{ref} and SBR_{ref} are appropriate. MSY_{ref} assuming a stock-recruitment relationship is compared in Section 5.6.

5.6. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Yields and reference points are moderately sensitive to alternative model assumptions, input data, and the periods assumed for fishing mortality. The base case assessment used average fishing mortality for 2000 and 2001.

Including a stock-recruitment model with a steepness of 0.75, the SBR required if the population was capable of producing AMS is estimated to be at 0.3, compared to 0.2 for the base case assessment (Table 5.1). This value does not change much for any of the other sensitivity analyses. The sensitivity analysis for steepness estimates an F multiplier considerably less than that for the base case assessment (0.38), while others are greater. However, even the greatest F multiplier of 0.8 (associated with the use of estimates of purse-seine catch from cannery data) suggests that significant reductions in effort are required.

The F multiplier is much more sensitive than other management quantities to the periods for fishing mortality used in the calculations (Table 5.2): it is 0.50 if the 2002 and 2003 fishing mortality is used, but 0.87 with that for 2000 and 2001. This is because levels of fishing mortality have been estimated to be increasing over time.

If a moderate stock-recruitment relationship exists, and bigeye were caught only by the purse-seine fishery, effort for this fishery should be reduced by 40% to allow the stock to produce the AMSY (Table 5.3). If bigeye were caught only by the longline fishery, effort for this fishery should be increased by 50% to allow the stock be at the level corresponding to the AMSY (Table 5.3).

5.7. Summary of stock status

At the beginning of January 2004, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was declining from a recent high level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.14, about 32% less than the level corresponding to the AMSY, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 0.07 and 0.21. The estimate of the upper confidence bound is only slightly greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.20), suggesting that, at the start of January 2004, the spawning biomass of bigeye in the EPO was less than the level corresponding to the AMSY. The dramatic change from being above the SBR_{AMSY} level to below it has been predicted by the past three assessments.

The relatively narrow confidence intervals (± 2 standard deviations) around the SBR estimates suggest that for most quarters during January 1975 to January 1997 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the corresponding to the AMSY. This level is shown as the dashed line at 0.20 in Figure 5.1.

Recent catches are estimated to have been about 26% above the AMSY level (Table 5.1). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the AMSY is about 62% of the current level of effort. Decreasing the effort to 62% of its present level would increase the long-term average yield by about 8% and would increase the spawning biomass of the stock by about 156%. 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 because it catches larger individuals that are close to the critical weight.

All analyses considered suggest that at the start of 2004 the spawning biomass was below the level corresponding to the AMSY (Tables 5.1 and 5.2). AMSY and the fishing mortality (F) multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, fishing mortality is well above the level corresponding to the AMSY.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding as to 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 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.

A new method based on the normal approximation to the likelihood profile has been applied. The previously-used method (Maunder and Watters 2001) does not take into consideration parameter uncertainty. It considered only uncertainty about future recruitment. A substantial part of the total uncertainty in predicting future events is caused by uncertainty in the estimates of the model parameters and current status, and this uncertainty should be considered in any forward projections. Unfortunately, the appropriate methods are often not applicable to models as large and computationally intense as the bigeye stock assessment model. Therefore, we have used a normal approximation to the likelihood profile that allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional 5 years with quarterly effort data equal to those for 2003 scaled by the effort-weighted average catchability for 2001 and 2002. No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the 10 years are

estimated as in the assessment model, with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. Normal approximations to the likelihood profile are generated for SBR, surface catch, and longline catch. We also use the Maunder and Watters (2001) method to compare alternative effort scenarios to the base case assumptions.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Several future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort on the stock biomass and catch. All methods assumed that quarterly catchability is equal to the average quarterly catchability for 2001 and 2002. The average was weighted by the effort to ensure that extreme values of catchability for years in which effort was restricted due to management did not overly influence the catchability used in the future projections.

The scenarios investigated were:

- a. Quarterly effort for each year in the future was set equal to the effort in 2003;
- b. The same as (a) except that effort for the third quarter was reduced by 50% (a 6-week closure) for all surface fisheries except the pole-and-line fishery (the 2003 *Resolution on the Conservation of Tuna in the eastern Pacific Ocean* (Resolution C-03-12) called for a closure of the purse-seine fishery for tunas from 1 August 2004 through 11 September 2004);
- c. Effort was reduced by 25 or 50% across all four quarters for all purse-seine fisheries;
- d. The same as (c) except the effort reductions were for longline fisheries;
- e. Simultaneous reductions of 25 or 50% for both purse-seine and longline fisheries.

6.2. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, total biomass, 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 6.1-6.7. 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 accurately describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, it is unlikely that this assumption will be fulfilled.

6.2.1. Current effort levels

Projections were undertaken, assuming that effort would remain at 2003 levels. As this was the year in which conservation measures likely had the least impact on fishing effort (S. J. Harley unpublished analysis), this scenario can be compared to the predictions from the alternative management scenarios described in Section 6.1.1.

SBR is estimated to have been declining rapidly in recent years (Figure 5.1). This decline is attributed to both poor recruitment and excessive levels of fishing mortality. If recent levels of effort and catchability continue, SBR is predicted to decline further until about 2008, and remain at a very low level (0.04) (Figure 6.1) after that. A similar trend is also estimated for total biomass (Figure 6.2).

Purse-seine catches are predicted to decline by about 30% during the projection period (Figure 6.3, upper panel). This is because fishing mortality levels are too high and result in suboptimal yields. The catches would decline further if a stock-recruitment relationship was included, due to reductions in the levels of recruitment that contribute to purse-seine catches.

Longline catches are predicted to decline to very low levels under current effort (Figure 6.3, lower panel)

because few fish are predicted to survive the purse-seine fishery, so the biomass of fish vulnerable to longline gears would be very low. These low longline catches have important implications for the predicted benefits of further reductions in longline effort on the rate of rebuilding of the population. This will be discussed in Section 6.2.3.

Predicted catches for both gears are based on the assumption that the selectivity of each fleet will remain the same and that catchability will not increase as abundance declines. If the catchability of bigeye increases at low abundance, catches will, in the short term, be larger than those predicted here. Also, if longline vessels choose to target smaller bigeye (*i.e.* change their selectivity), their catches would also increase in the short term.

6.2.2. 2003 Resolution on the Conservation of Tuna in the eastern Pacific Ocean

The 2003 Resolution on the Conservation of Tuna in the eastern Pacific Ocean (Resolution C-03-12) called for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004: a 6-week closure during the third quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches are not to exceed 2001 levels. To assess the utility of these management actions, we projected the population forward 10 years, assuming that these same conservation measures would be implemented each year.

Comparison of the SBR predicted with and without the restrictions from the resolution show very little difference. With the restrictions, SBR would still decline to very low levels (0.06) and shows no sign of recovering to AMSY levels (Figure 6.4). In this simulation longline catches did not approach 2001 levels, so the longline part of the resolution was not invoked. This was the case because 2003 effort levels are insufficient to obtain catches equal to those in 2001, due to the large reduction in biomass of fish of the size taken by longline gear. We did not perform an analysis for which longline effort increased to obtain these catches, but such an analysis would show even greater reductions in SBR.

Clearly the reductions in fishing mortality that could occur as result of the 2003 Resolution are insufficient to allow the population to rebuild to levels corresponding to the AMSY. This is supported by the F multiplier estimates that suggest that effort reductions of 40% (or larger if a stock-recruitment relationship exists) are necessary (Table 5.1).

6.2.3. Alternative effort restrictions

Several alternative scenarios were considered to determine what levels of effort restrictions could allow the population to rebuild toward the level corresponding to the AMSY in a reasonable time. This analysis does not include any assumptions about how these effort reductions would occur, and several management actions are possible, *e.g.* time-area closures, catch limits, and restrictions on fishing operations. Effective effort, in terms of bigeye tuna, could be reduced in several ways. For example, if purse-seine vessels could change their fishing practices in such a way that bigeye catches were reduced by 50%, the effort reductions could be achieved without time-area restrictions.

We compared scenarios for which longline and purse-seine effort were reduced by 25 or 50%, both separately and together. This provided insights into the interactions of the two gears.

Reductions in longline effort by 25 and 50% are predicted to have negligible impacts on SBR (Figure 6.5 and Table 6.1) and purse-seine catches (Figure 6.6) while reducing longline catches by about 20% (Figure 6.7). The relatively minor impacts of longline catches can be attributed to the predicted low abundance of large bigeye (Figure 6.3). Reductions in purse-seine effort by 25 and 50% are predicted to have a greater impact on SBR than the longline reductions. This is consistent with the observation that the purse-seine fishery currently has the greatest impact on the stock (Figure 4.12). SBR is predicted to increase to 0.12 if purse-seine effort is reduced by 50% (Figure 6.5 and Table 6.1). This reduction is associated with an increase in both purse-seine and longline catches (Figures 6.6 and 6.7 and Table 6.1) as fishing mortality is moving closer to AMSY levels.

When effort for both fleets is reduced by 25% the effects are still negligible, indicating that greater

reductions are necessary to rebuild the stock (Figure 6.5 and Table 6.1). Reducing both fleets by 50% gives much greater benefits than reducing each fishery separately (Figure 6.5). SBR is predicted to move close to the AMSY level by 2014 if overall effort is reduced by 50% (Figure 6.5). Purse-seine catches are higher if effort for both fleets is reduced, but longline catches are higher if only purse-seine effort is reduced (Figures 6.6 and 6.7 and Table 6.1).

6.3. Summary of the simulation results

The poor recruitment since 1998 and high levels of fishing mortality are predicted to result in very low levels of SBR and longline catches for the next few years. Under current effort levels, SBR is predicted to decline to very low levels and remain there. Thus, the population is unlikely to rebuild unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for a number of consecutive years.

The impacts of the 2003 *Resolution on the Conservation of Tuna in the eastern Pacific Ocean* are estimated to be small and insufficient to allow the stock to rebuild. Also, longline catches are not predicted to reach 2001 levels under 2003 effort due to large reductions predicted in biomass of fish of the sizes taken by that fishery.

Restrictions on longline effort alone are predicted to be less effective than restrictions on purse-seine effort alone, with simultaneous restrictions of both gears predicted to have the most benefit. Reductions of effort of around 50% are likely to be necessary to allow the population to rebuild within 10 years to levels corresponding to the AMSY. These reductions in effective effort on bigeye tuna could be achieved in a number of ways other than time/area closures that have been used in recent years to restrict fishing mortality.

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increasing catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

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 bigeye tuna in the EPO. Updated data for 2003 and new data collected during 2004 and will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff will continue to compile longline catch and effort data for fisheries operating in the EPO. In particular, we will attempt to obtain data for recently-developed and growing fisheries.

The collection and analysis of data from otoliths of bigeye caught in the EPO, which is currently in progress, will help determine mean length at age and variation in length at age.

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 bigeye tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained on mixing rates and fishing mortality from the tagging studies that the IATTC staff has conducted can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of bigeye 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.

A likelihood function that conditions otolith data on the population length-frequency to give unbiased estimates of variation in length at age will be developed.

Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

Collaboration with the Secretariat of the Pacific Community on the Pacific-wide bigeye model will continue.

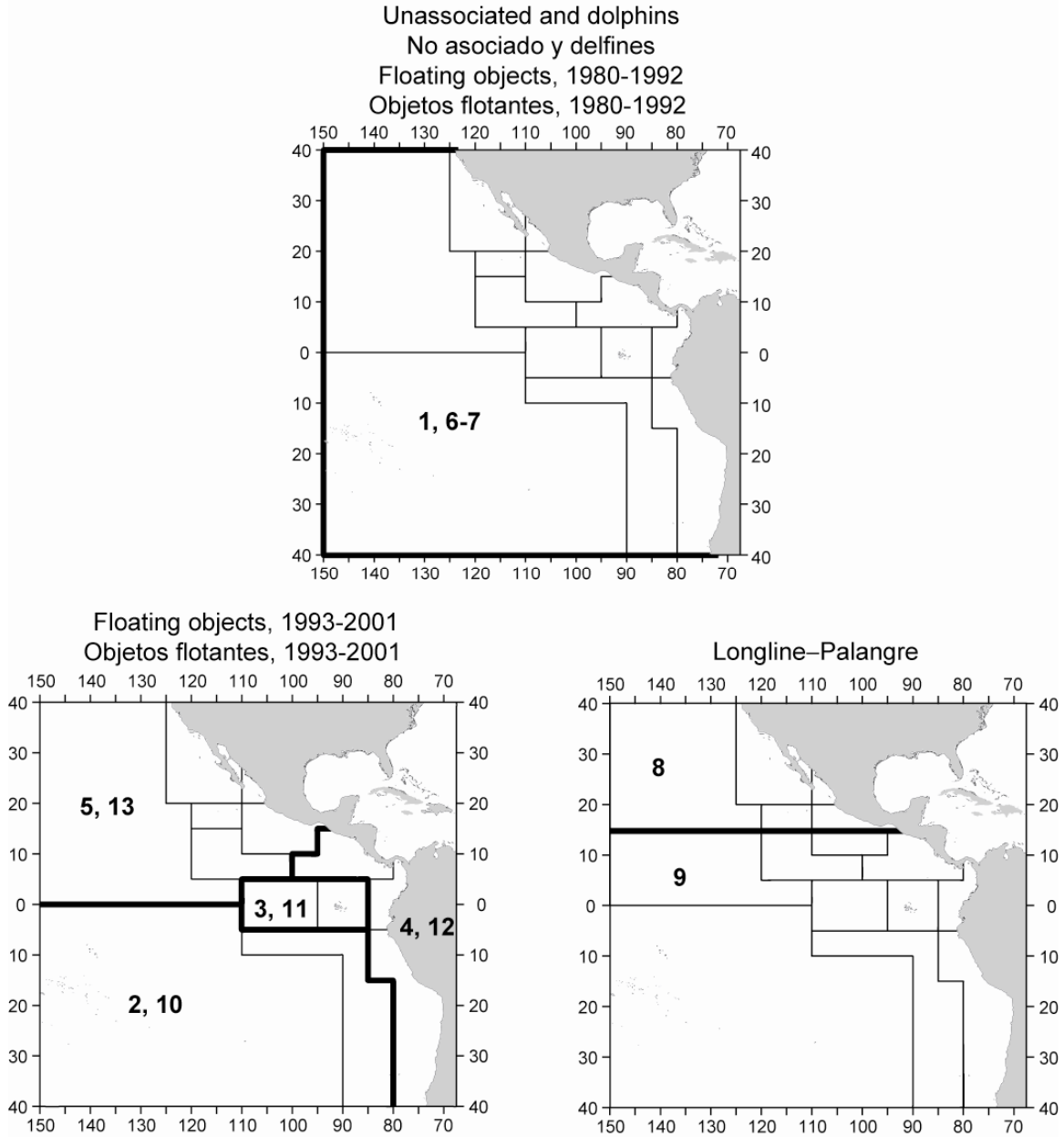


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to 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 de la población de 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 de la población, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

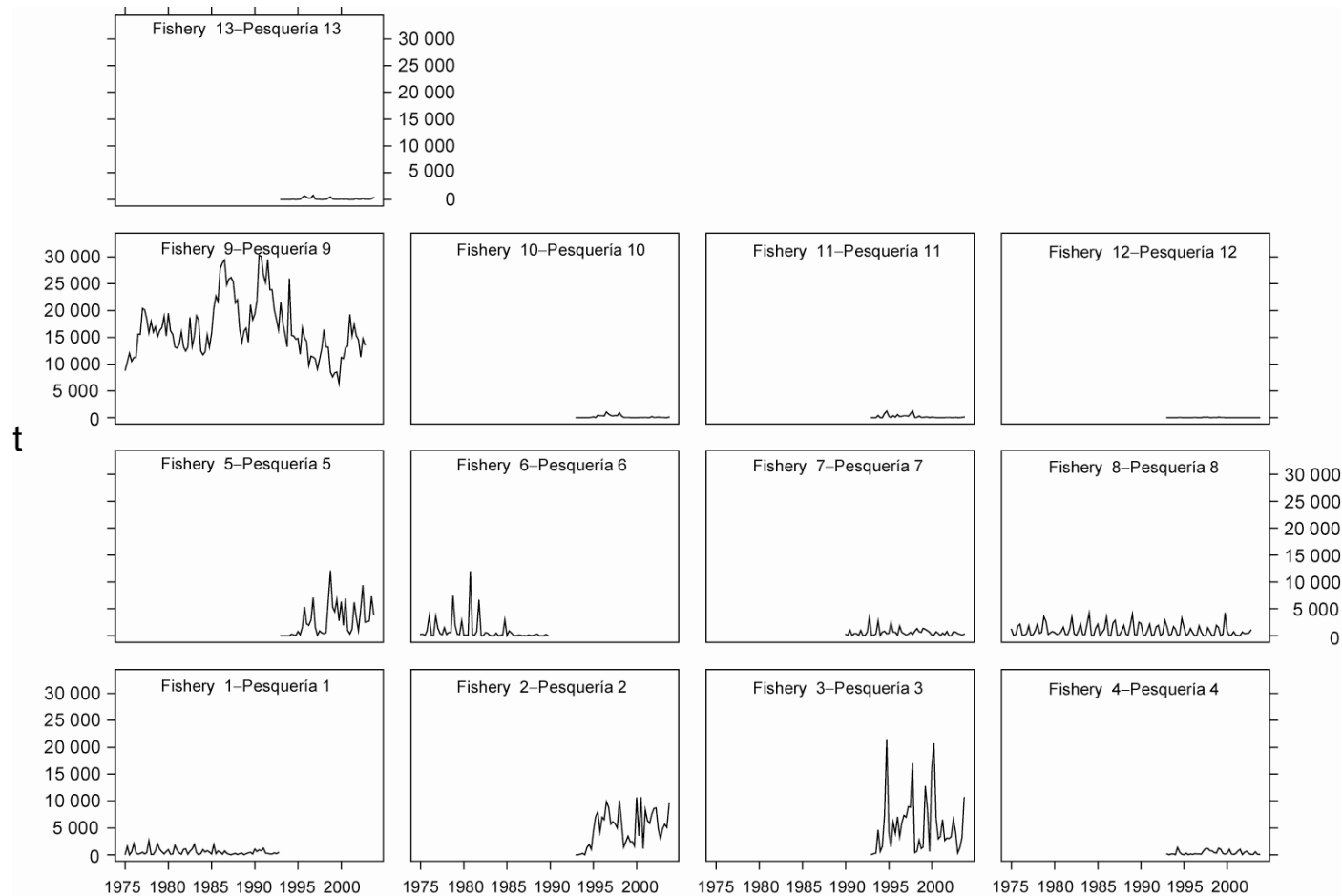


FIGURE 2.2. Catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 8 and 9. Catches in weight for Fisheries 8 and 9 were estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights. t = metric tons.

FIGURA 2.2. Capturas de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie 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 de evaluación usa capturas en número de peces 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. t = toneladas métricas.

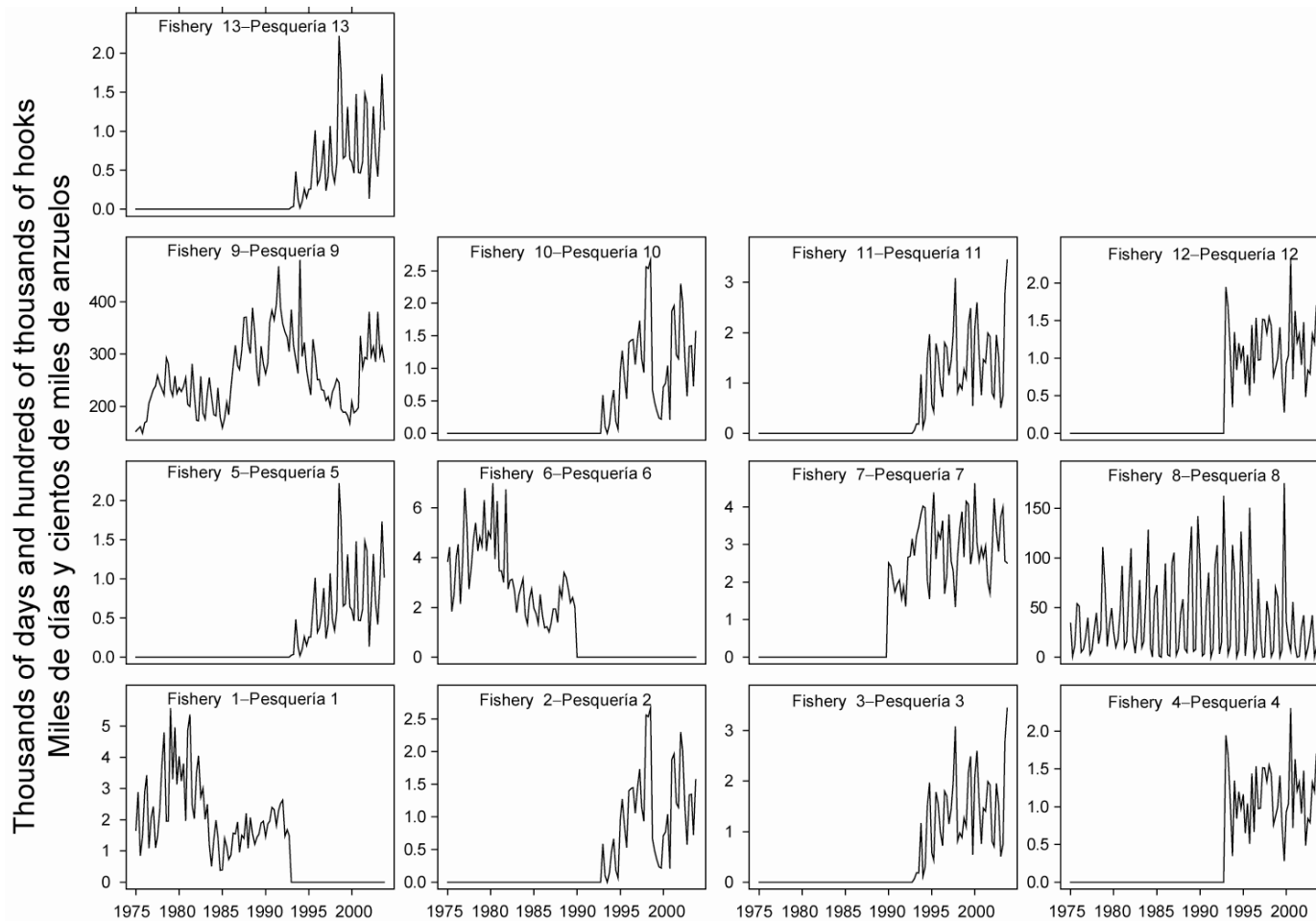


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8 and 9 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 de la población 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 estandarizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

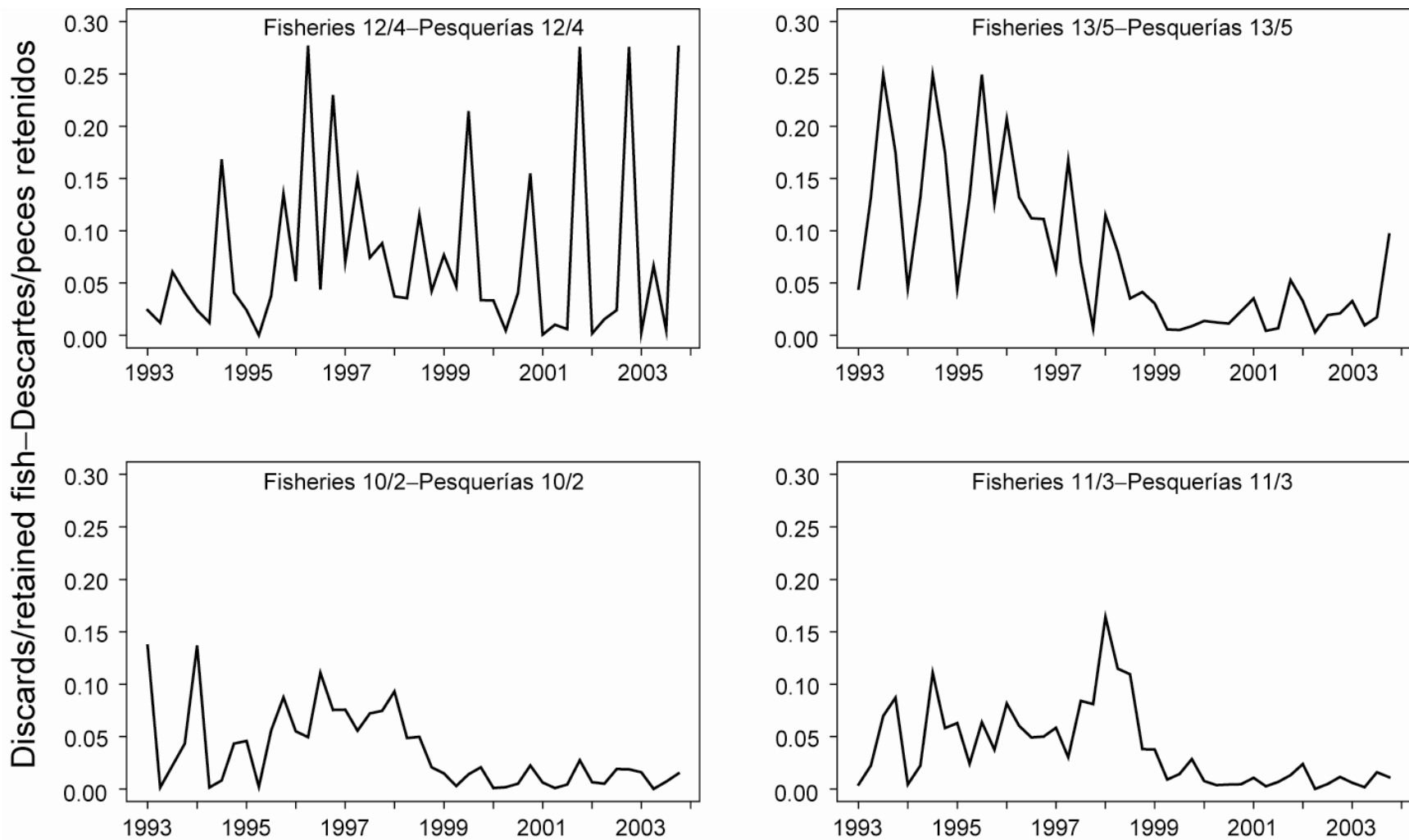


FIGURE 2.4. Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

FIGURA 2.4. Peso de atún patudo descartado como proporción de las capturas retenidas trimestrales de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las Pesquerías 2, 3, 4, y 5 son las pesquerías “reales,” y las Pesquerías 10, 11, 12, y 13 son las pesquerías de descarte correspondientes.

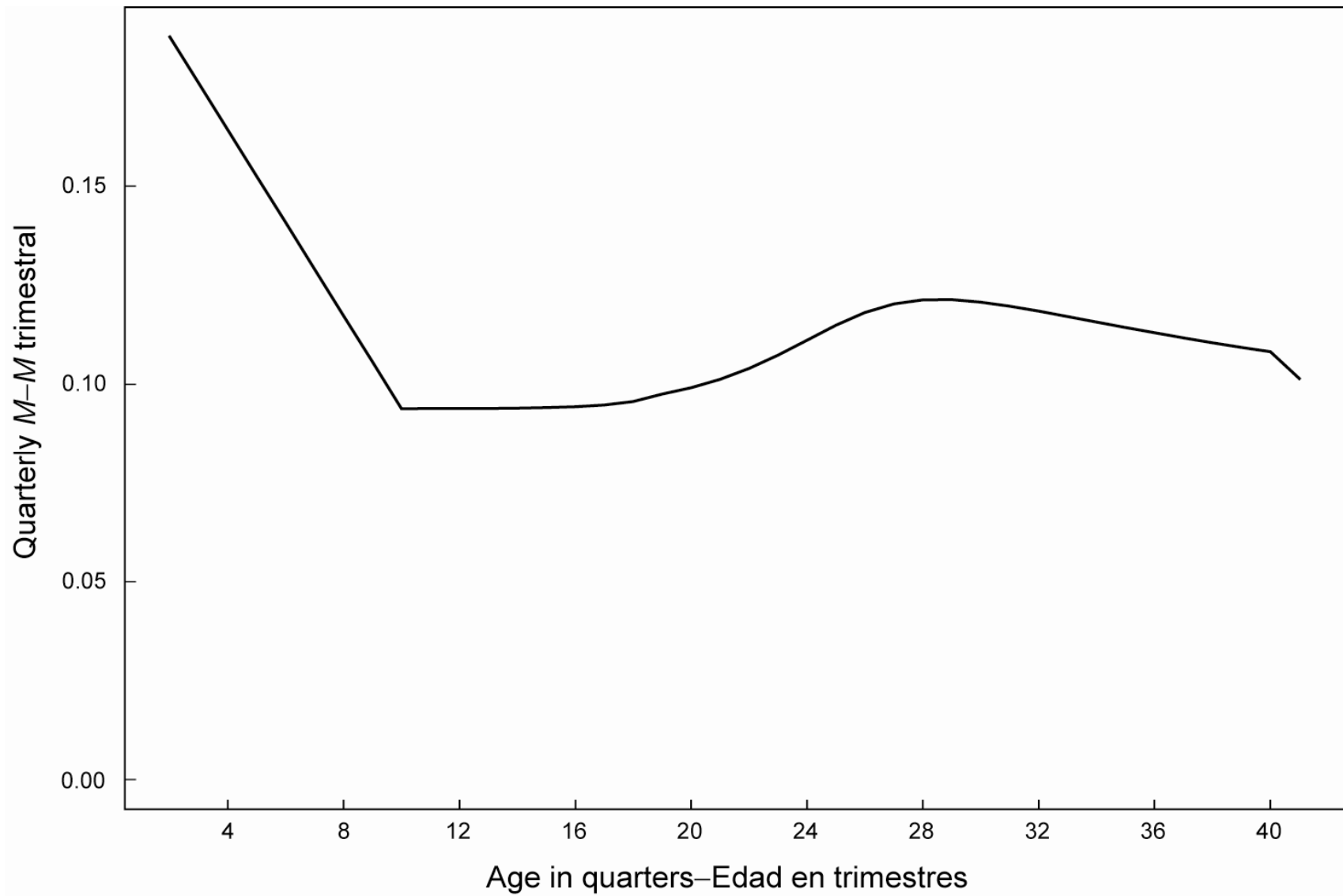


FIGURE 3.1. Quarterly natural mortality (M) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (M) trimestral usadas para la evaluación del caso base de atún patudo en el OPO.

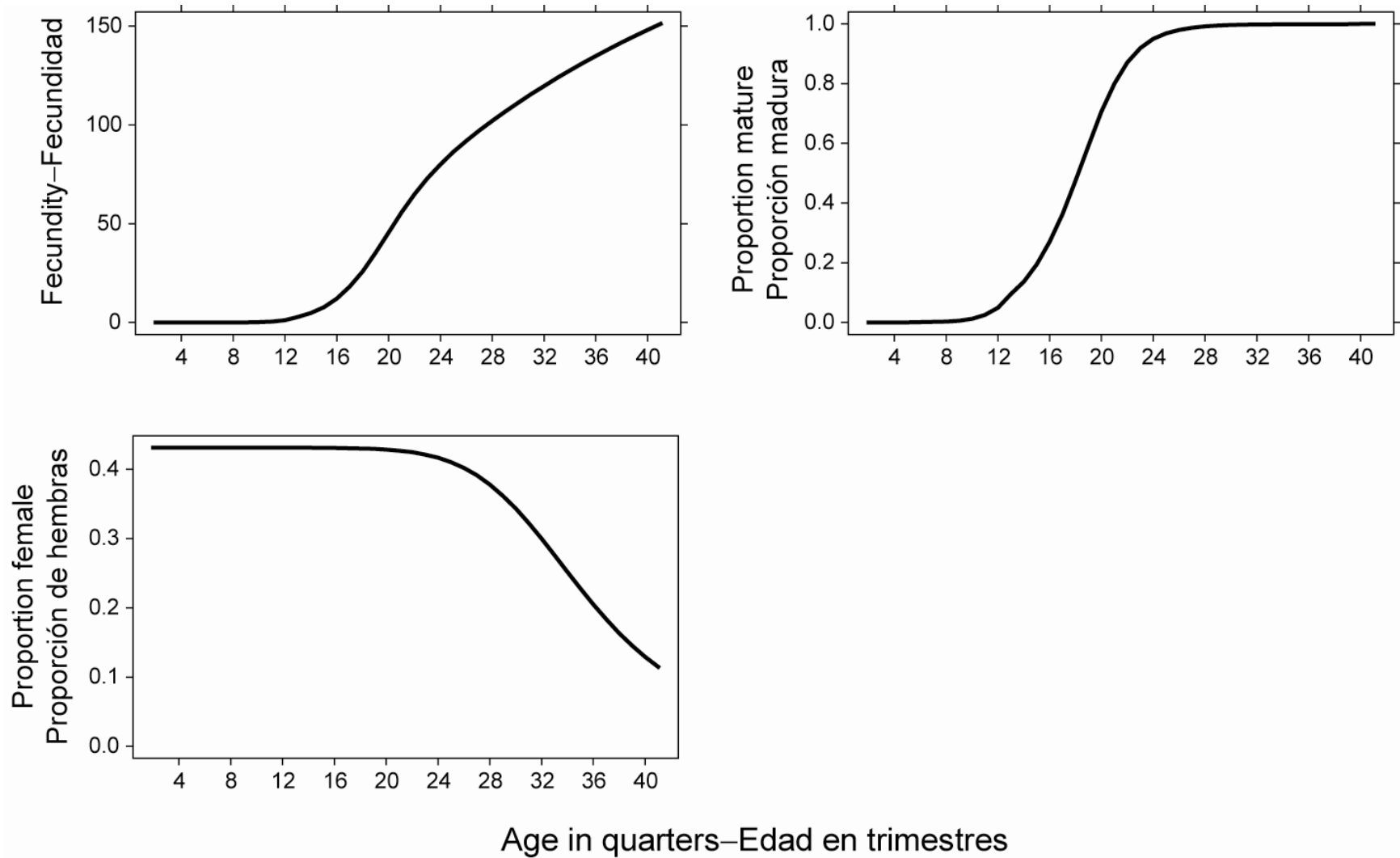


FIGURE 3.2. Age-specific fecundity of bigeye tuna (upper left panel), age-specific proportion of females that are mature (upper right panel), and age-specific proportion of females in the population (lower panel), as assumed in the base case model and in the estimation of natural mortality.

FIGURA 3.2. Fecundidad de atún patudo por edad (recuadro izquierdo superior), proporción de hembras maduras por edad (recuadro derecho superior), y proporción de hembras en la población por edad (recuadro inferior), supuestas en el modelo de caso base y en la estimación de mortalidad natural.

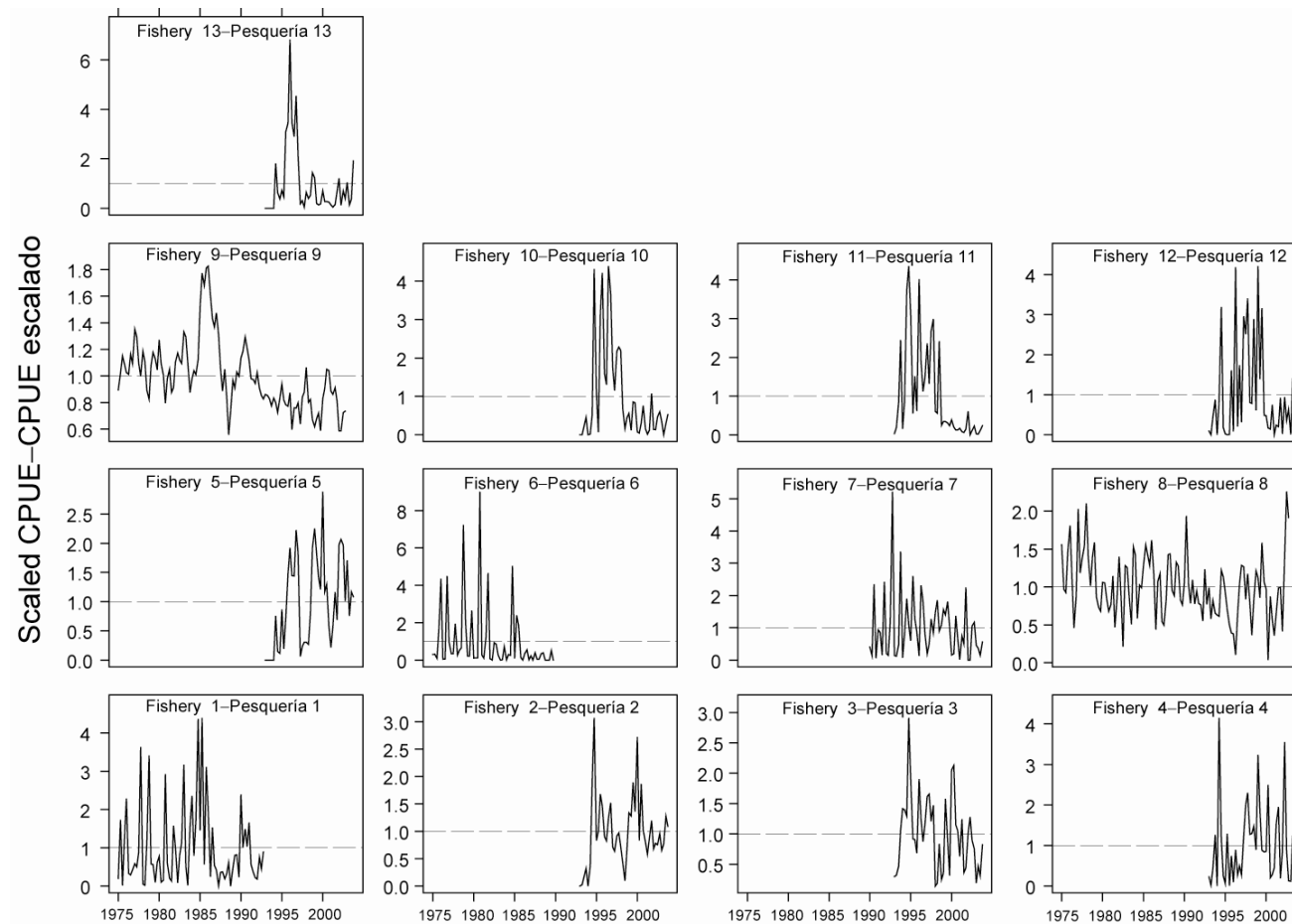


FIGURE 4.1. CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 8 and 9 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 de las pesquerías definidas para la evaluación de la población 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.

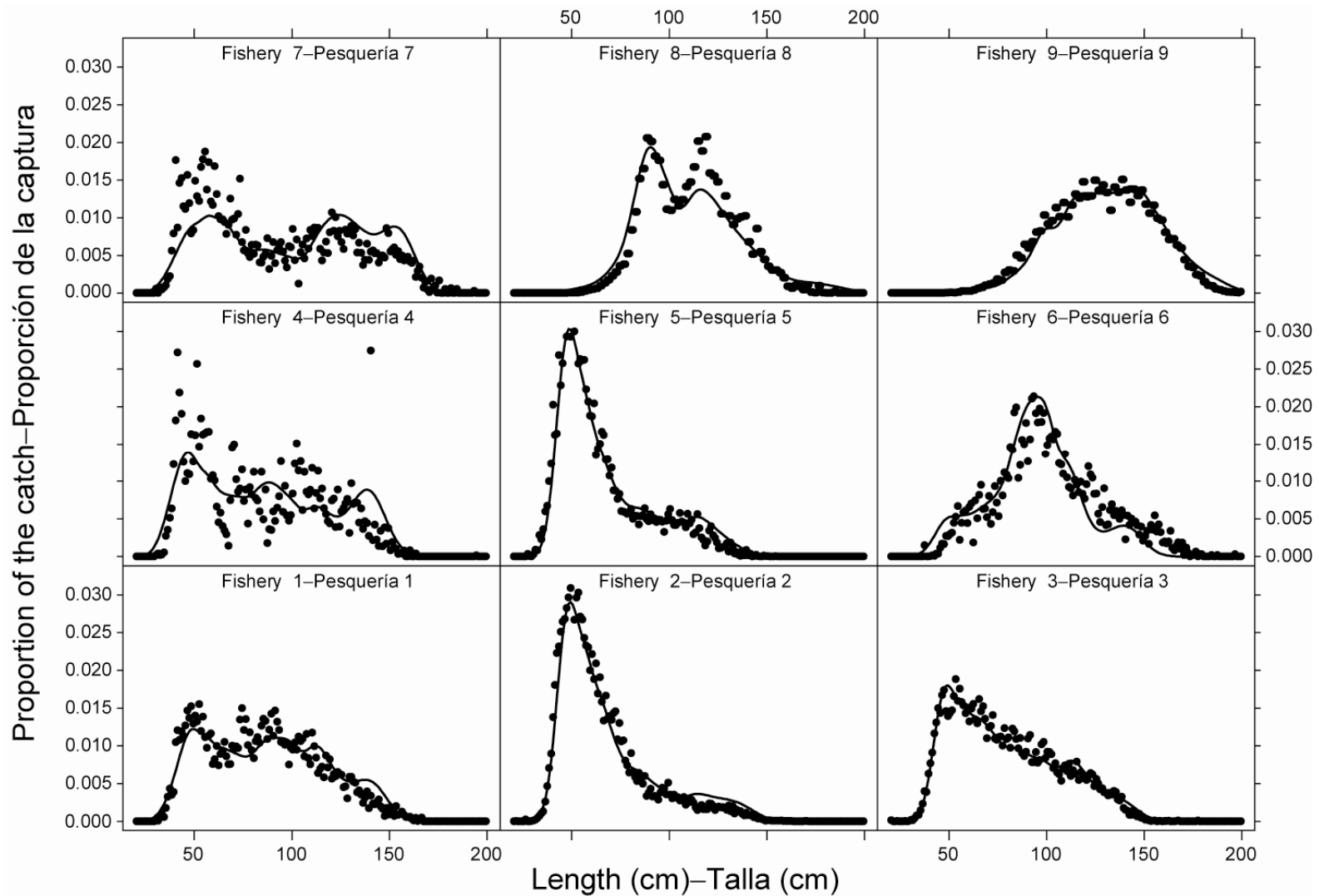


FIGURE 4.2. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO.

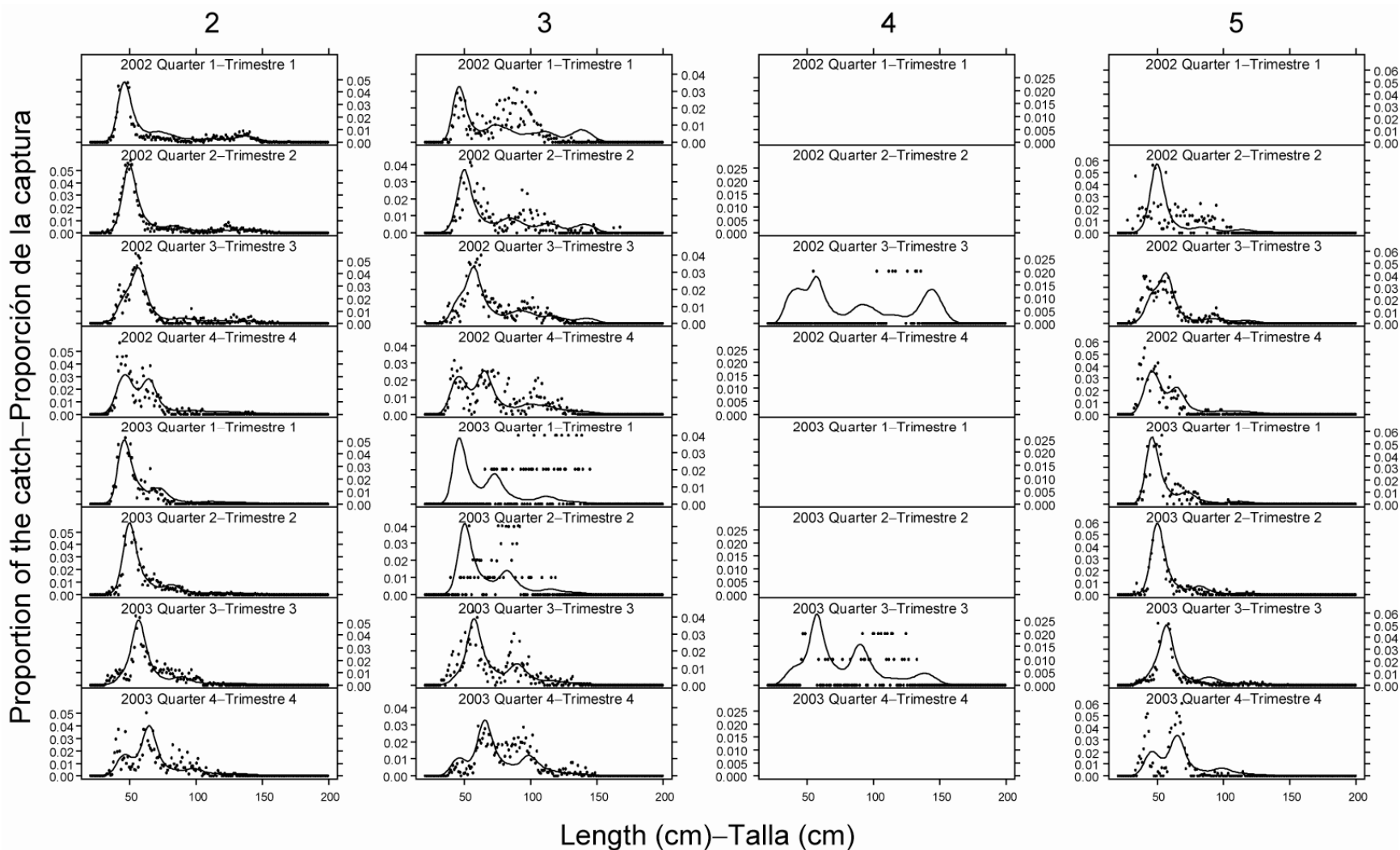


FIGURE 4.3. Size compositions of the recent catches of bigeye tuna taken by Fisheries 2-5 and 7-9. The dots are observations, and the curves are predictions from the base case assessment.

FIGURA 4.3. Composiciones por tamaño de las capturas recientes de atún patudo de las Pesquerías 2-5 y 7-9. Los puntos son observaciones y las curvas son las predicciones de la evaluación del caso base.

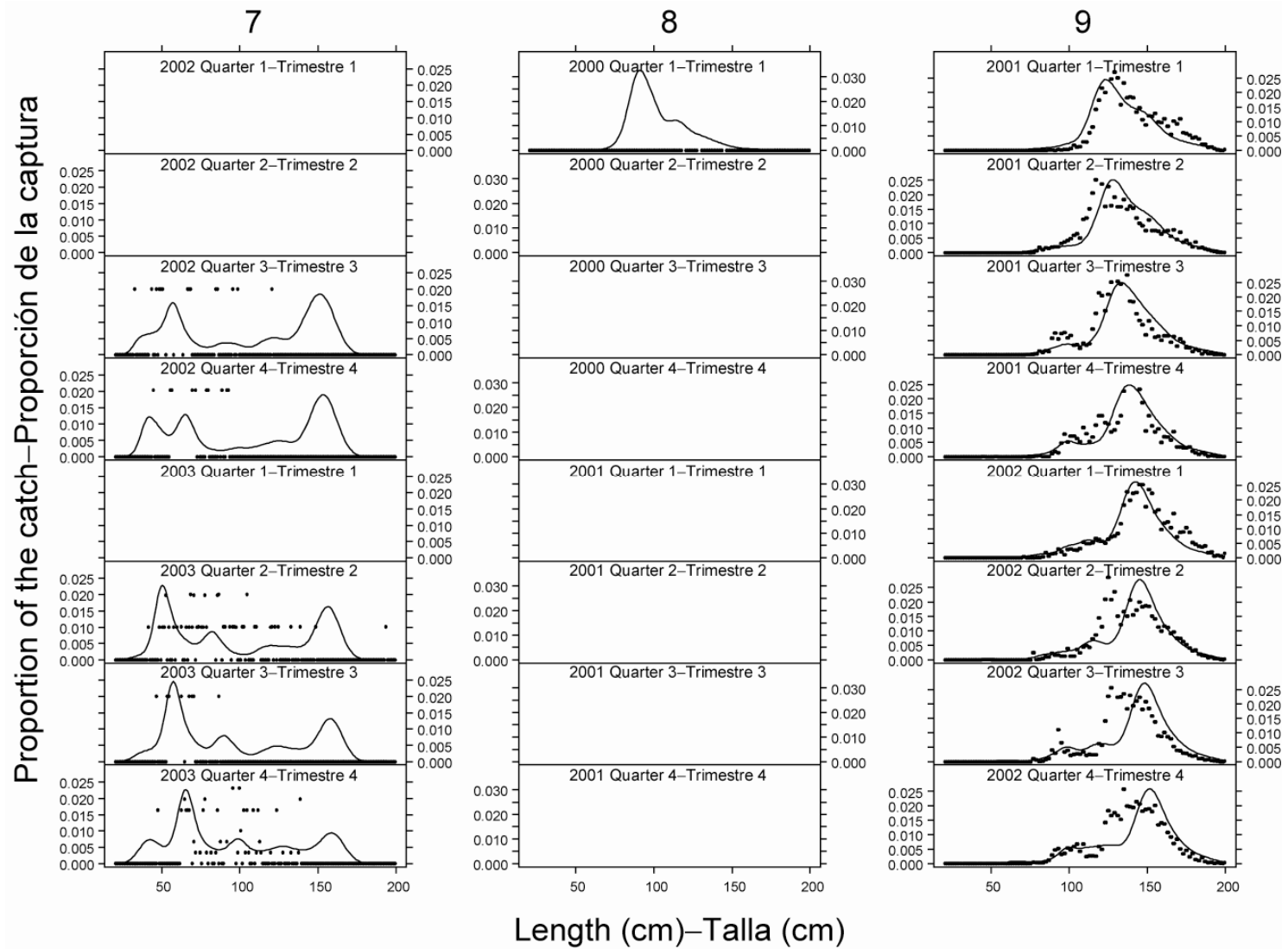


FIGURE 4.3. (continued)
 FIGURA 4.3. (continuación)



FIGURE 4.4. Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curve for 1975-1992 displays averages for the period prior to the expansion of the floating-object fisheries, and that for 1993-2003 averages for the period since that expansion.

FIGURA 4.4. Mortalidad por pesca trimestral media a edad de atún patudo, por todos los artes, en el OPO. La curva de 1975-1992 indica los promedios del período previo a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, y la curva de 1993-2003 los promedios del período desde dicha expansión.

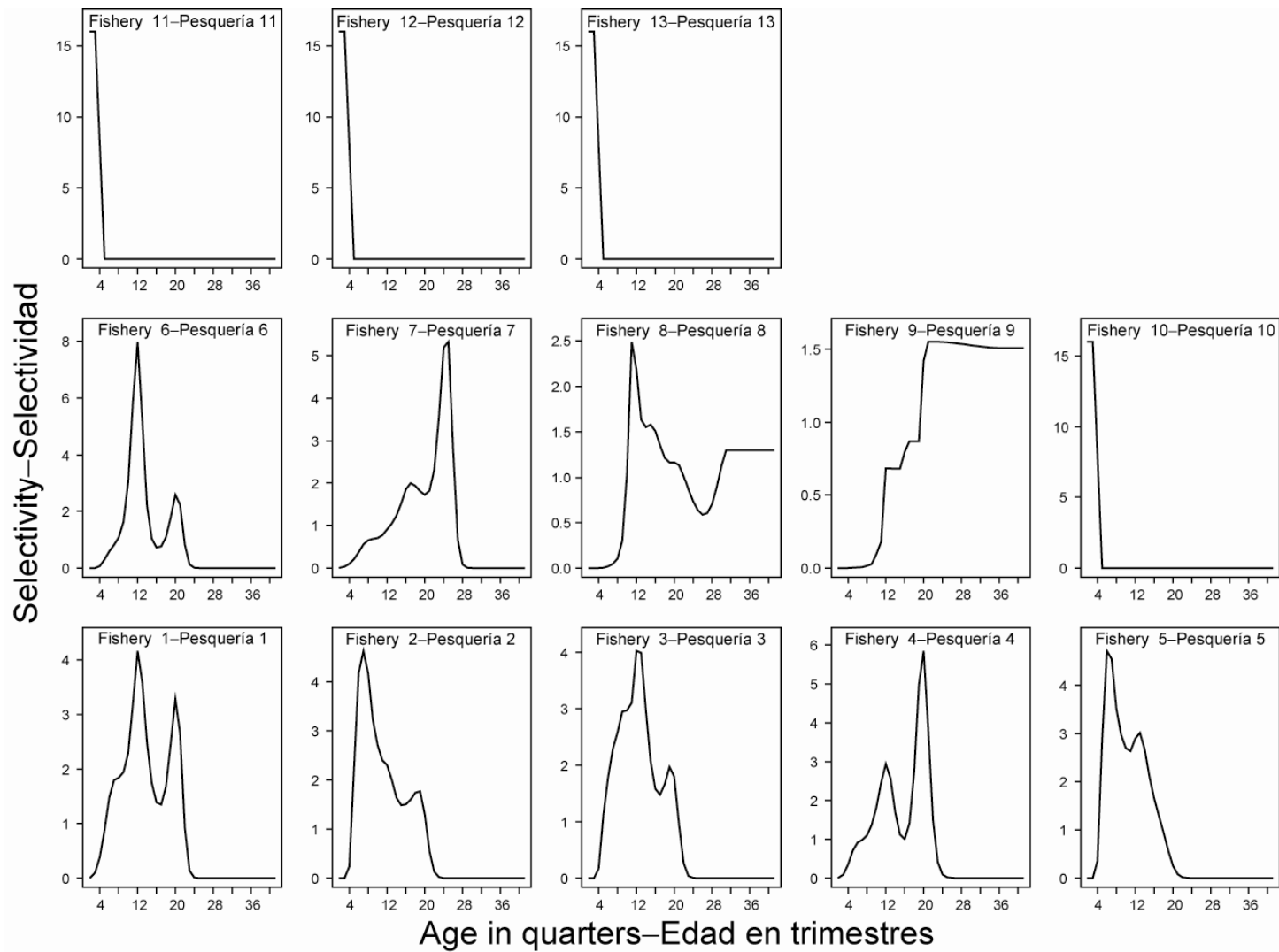


FIGURE 4.5. Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

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.

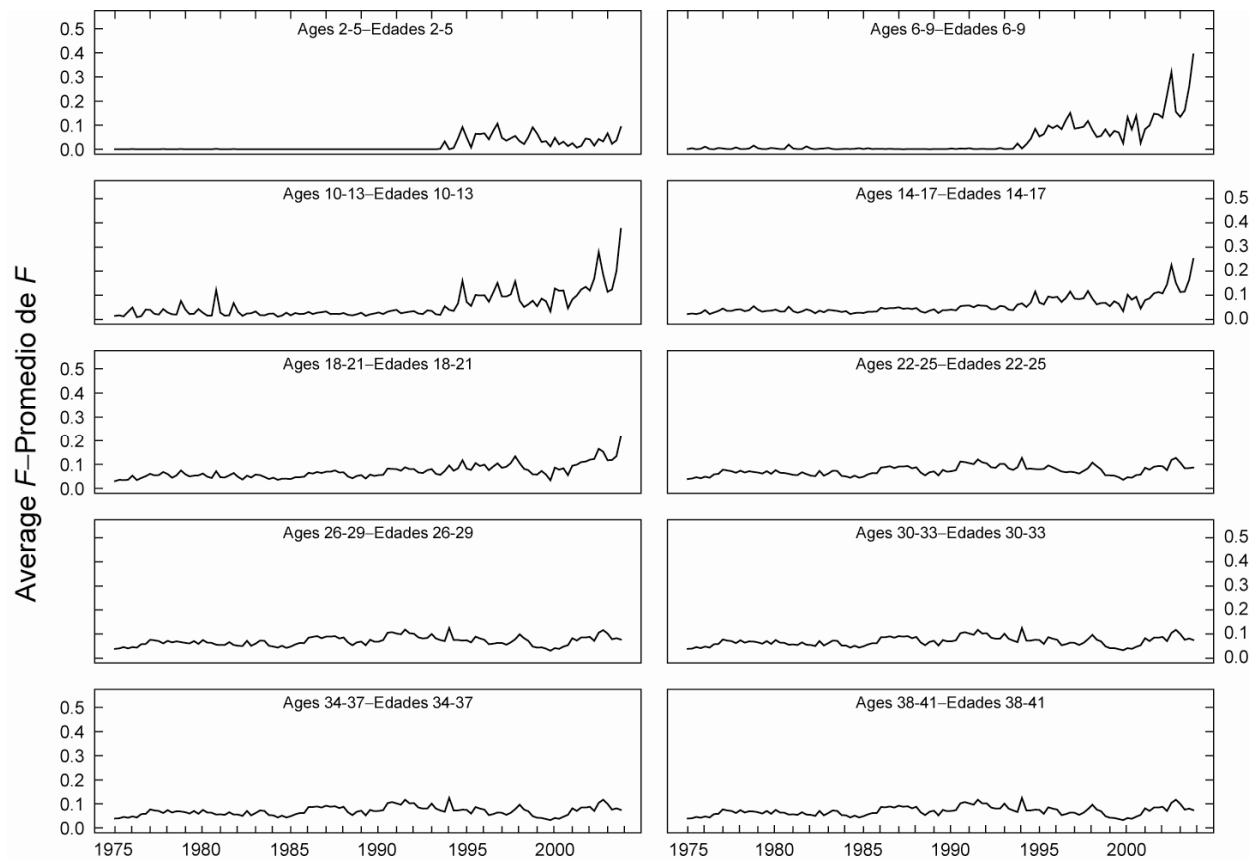


FIGURE 4.6a. Average quarterly fishing mortality, by all gears, on bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.6a. Mortalidad por pesca trimestral media, por todos los artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales 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 izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

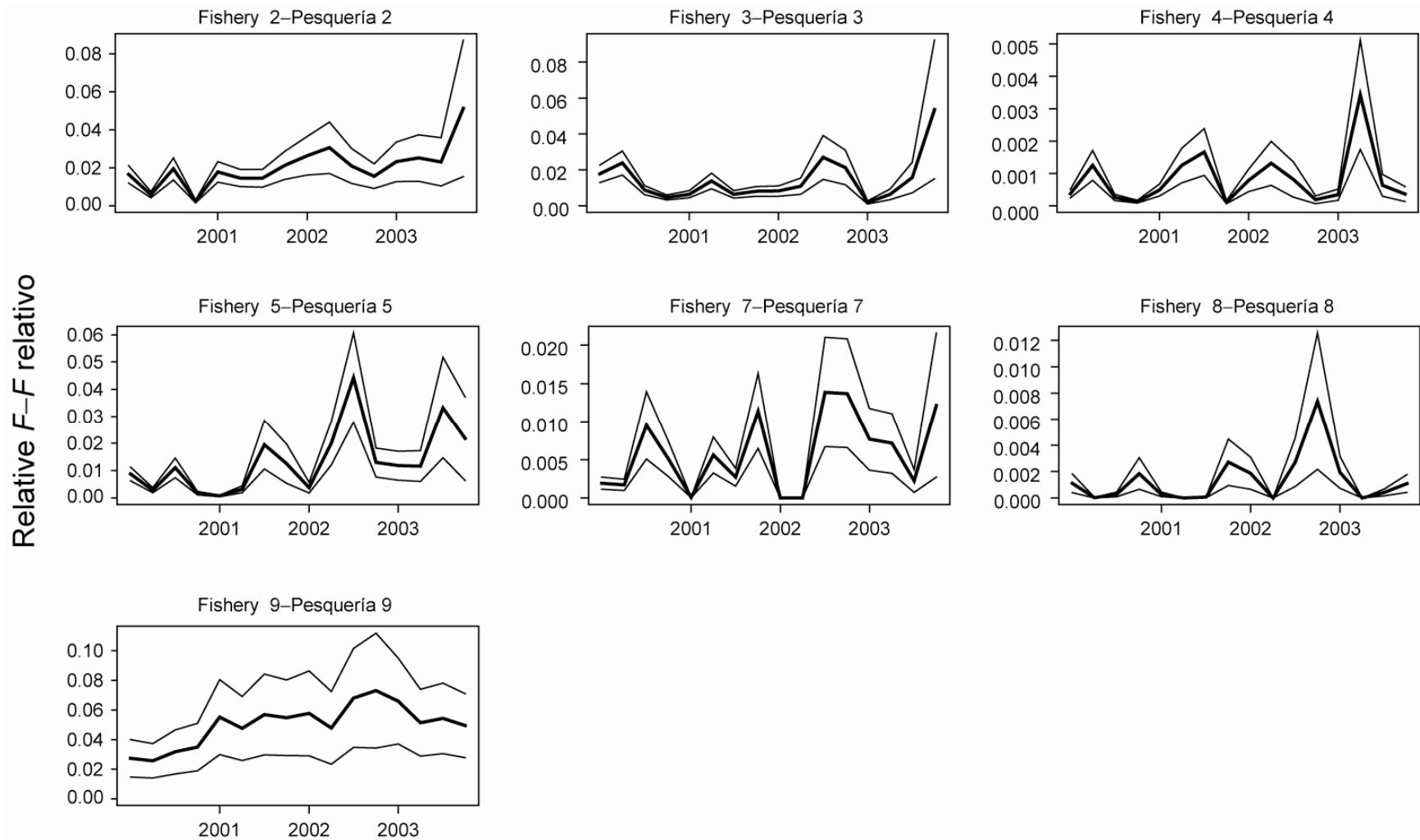


FIGURE 4.6b. Gear- and year-specific fishing mortality scalars (bold lines) for bigeye tuna for the most recent 16 quarters for fisheries currently operating in the EPO. The upper and lower 95% confidence intervals are indicated by thin lines.

FIGURA 4.6b. Escaladores de mortalidad por pesca de atún patudo por arte y por año (líneas gruesas) correspondientes a los 16 trimestres más recientes para pesquerías que operan actualmente en el OPO. Las líneas delgadas indican los intervalos de confianza de 95% superiores e inferiores.

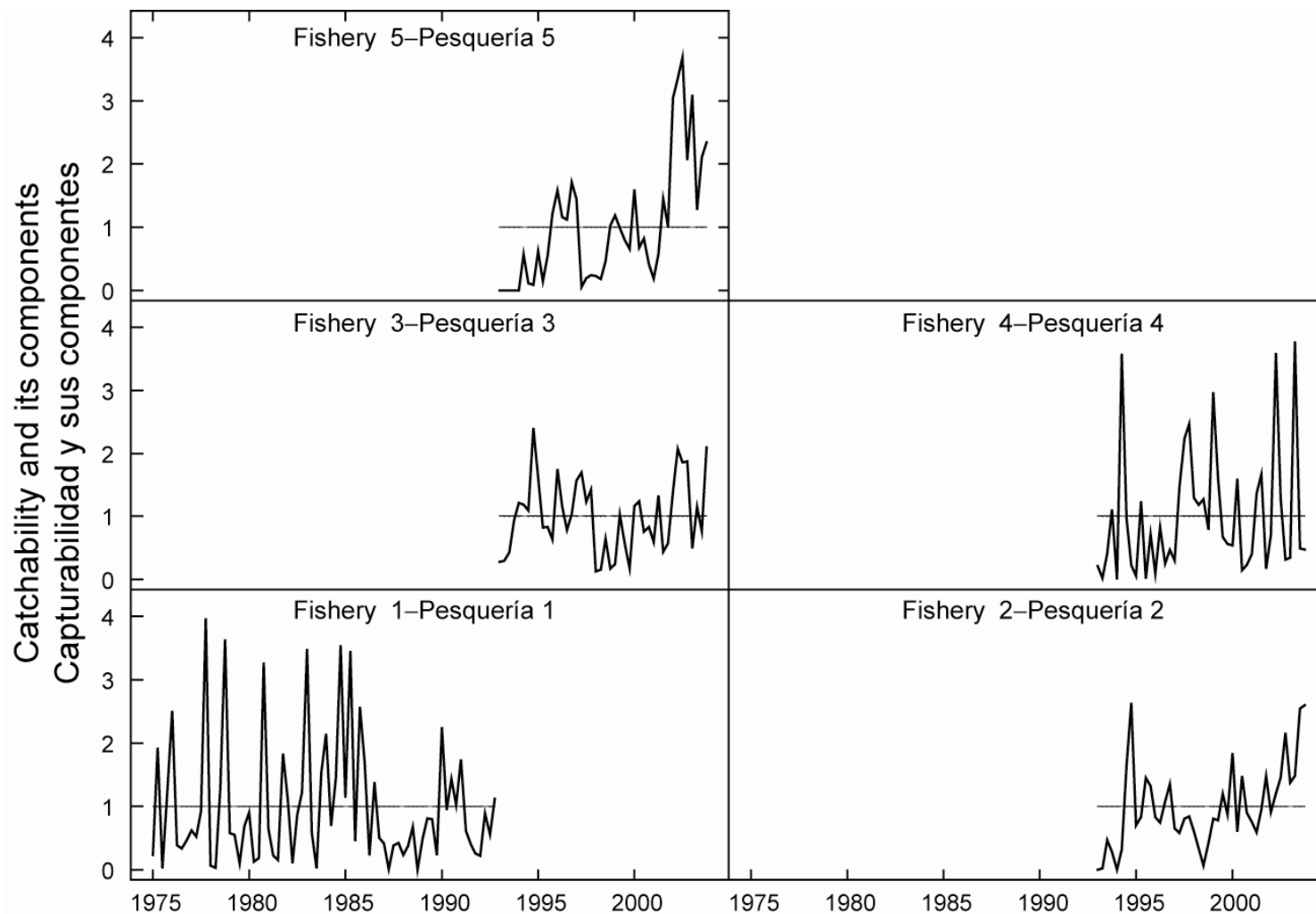


FIGURE 4.7. Trends in catchability for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the first estimate of the catchability for each fishery (thin horizontal line). The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability.

FIGURA 4.7. Tendencias en la capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a la primera estimación de la capturabilidad para cada pesquería (línea horizontal delgada). Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios e ilustran las tendencias generales en la capturabilidad.

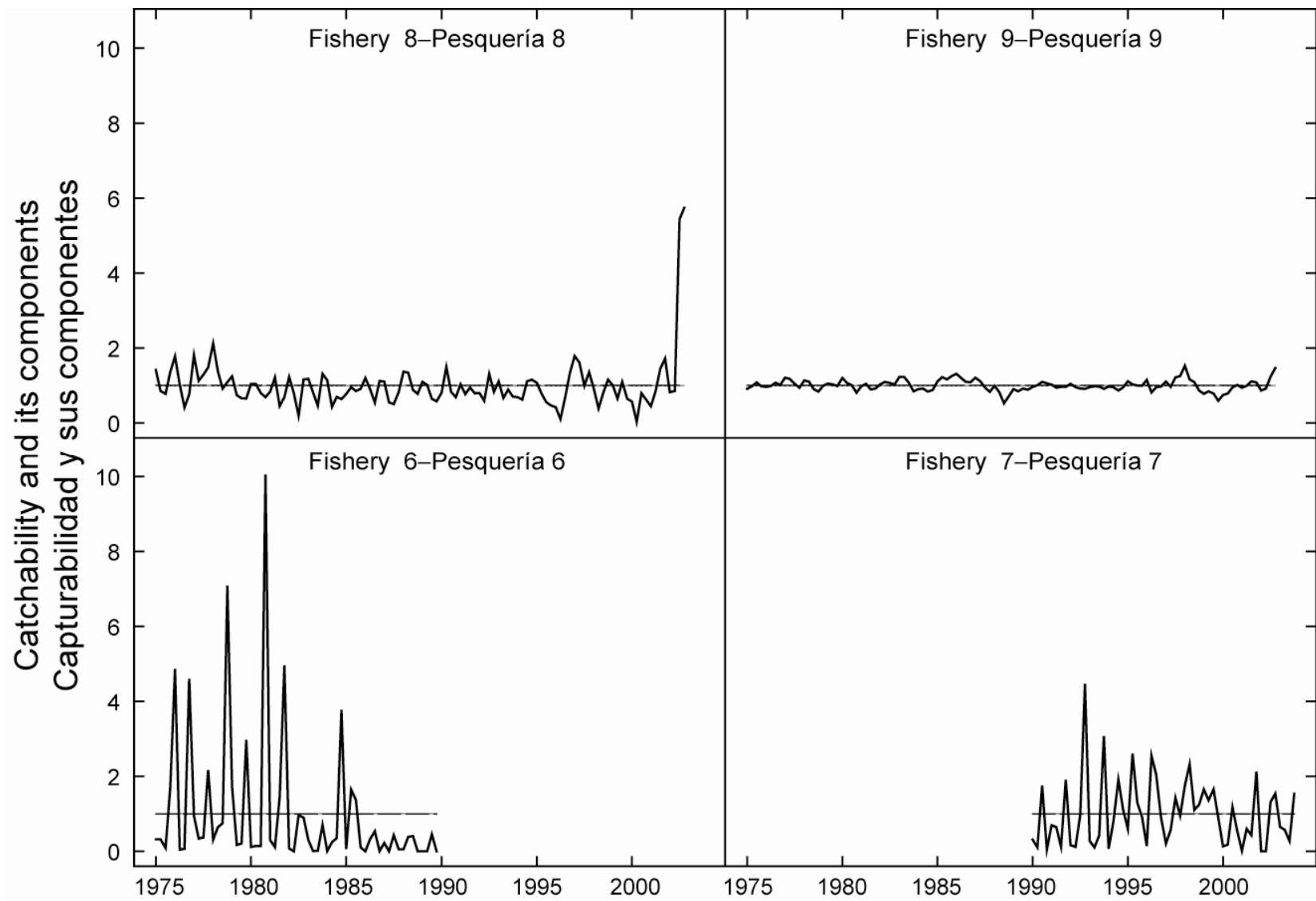


FIGURE 4.7. (continued)
FIGURA 4.7. (continuación)

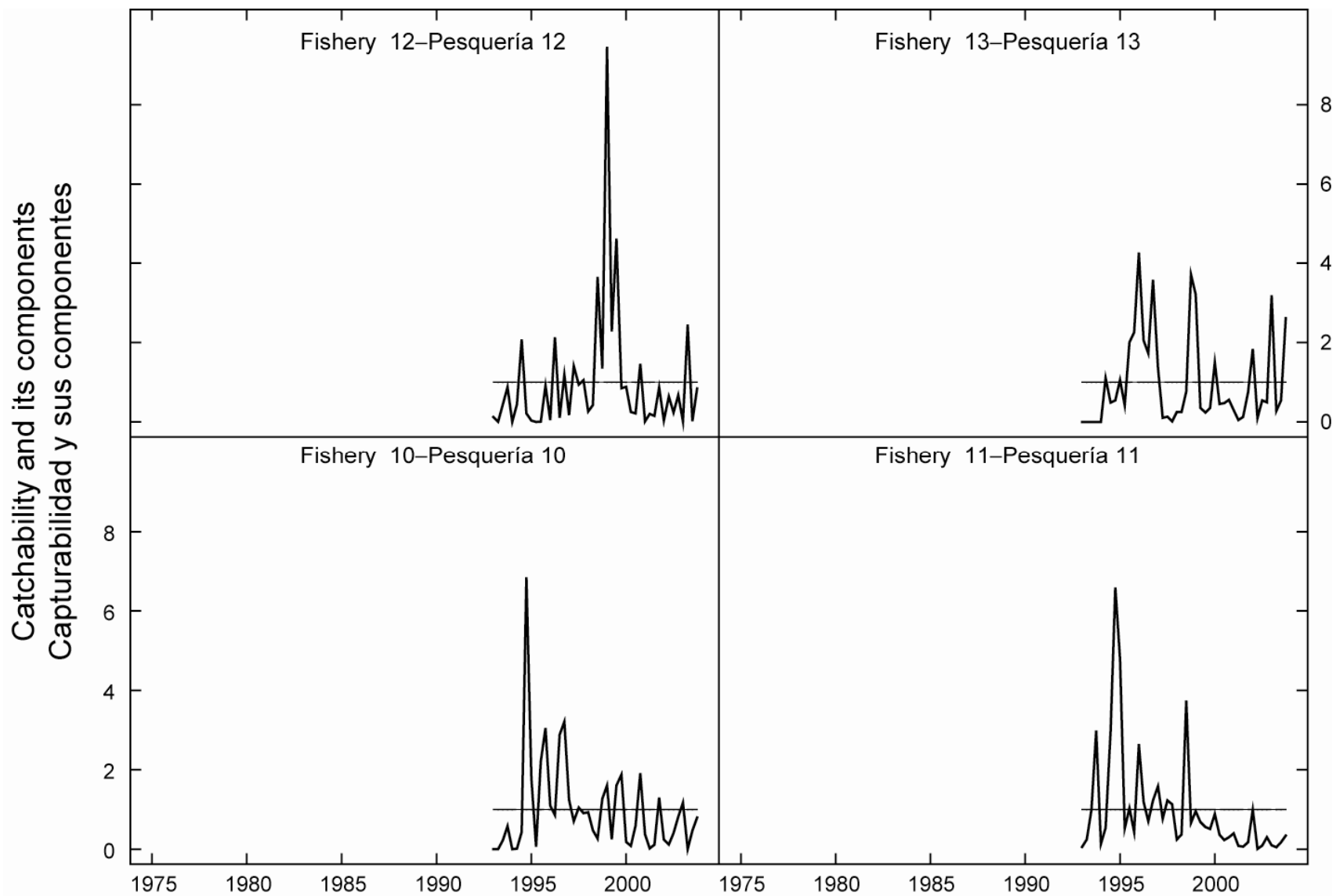


FIGURE 4.7. (continued)
FIGURA 4.7. (continuación)

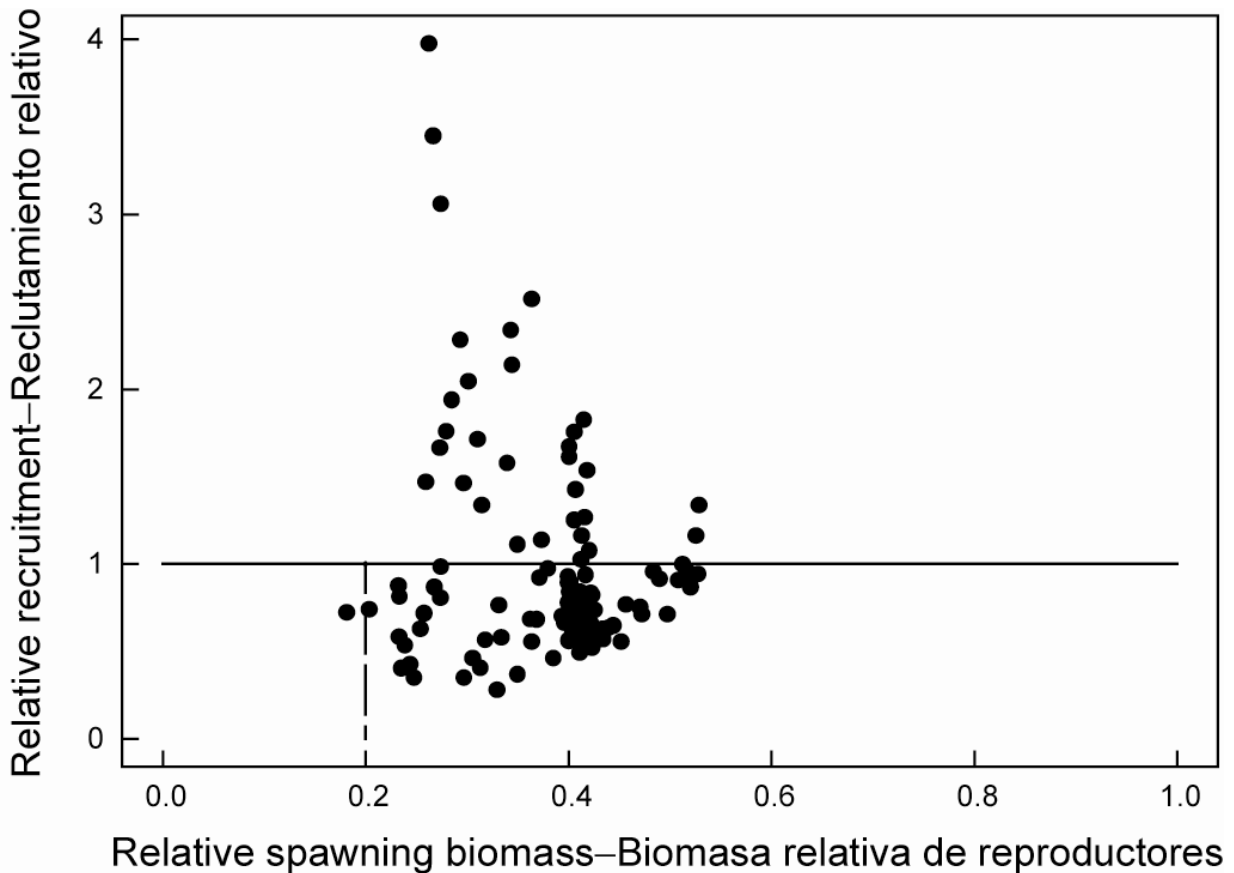


FIGURE 4.8. Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

FIGURA 4.8. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora de atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1.0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1.0. La línea horizontal representa la relación población-reclutamiento supuesta.

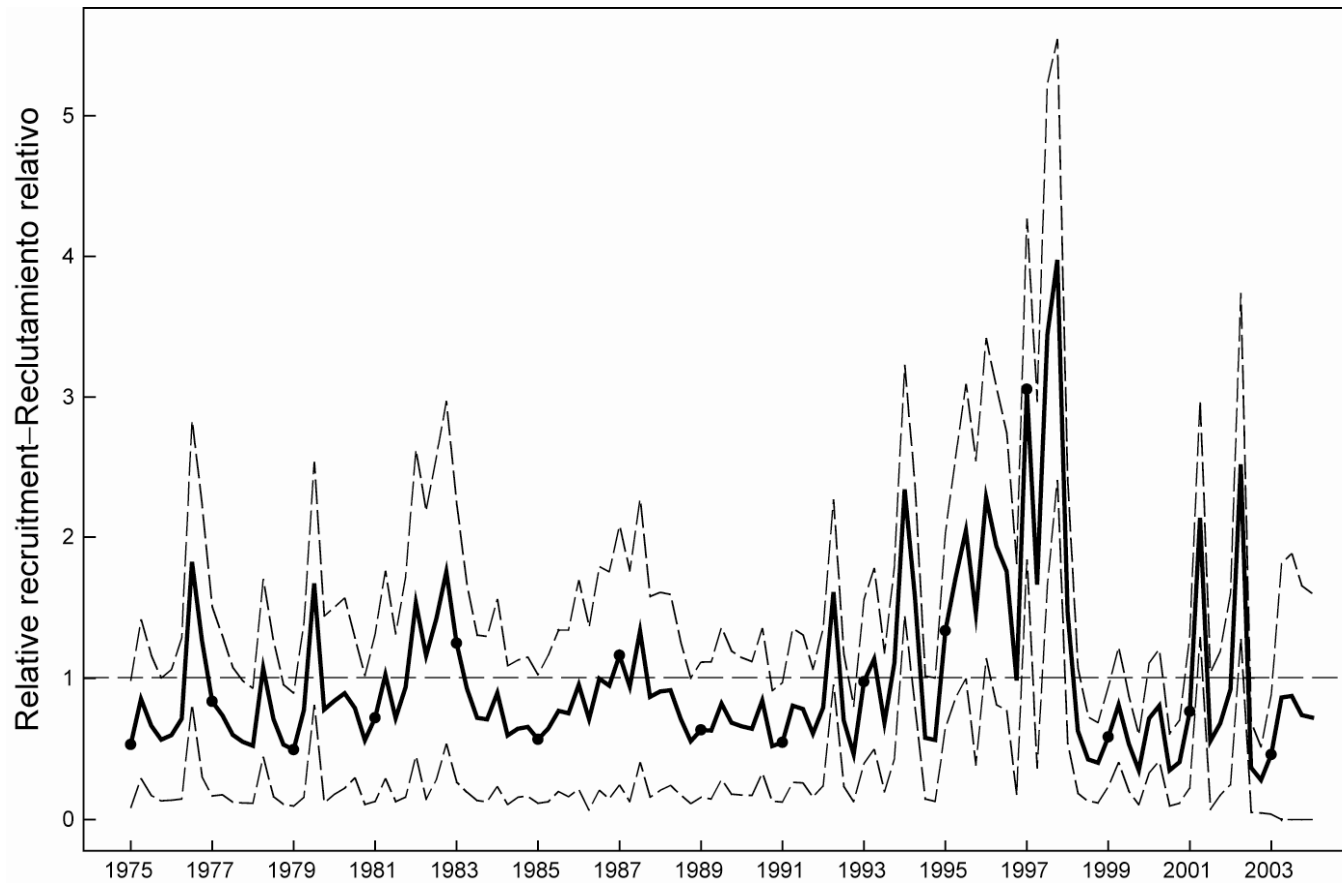


FIGURE 4.9. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) 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 de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones 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.

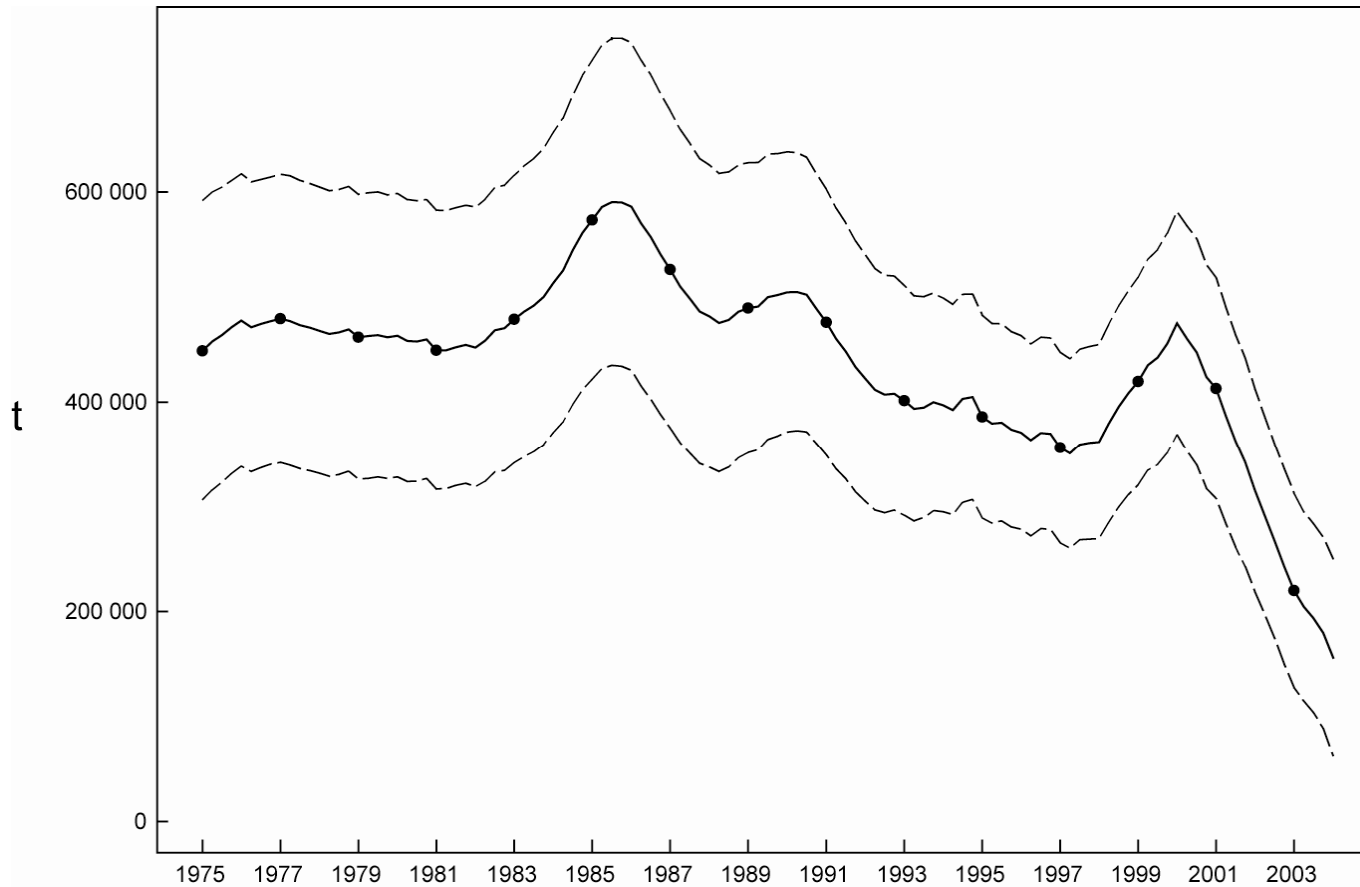


FIGURE 4.10. Estimated biomass of bigeye tuna 1+ years old in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.10. Biomasa estimada de atún patudo de 1+ años de edad en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

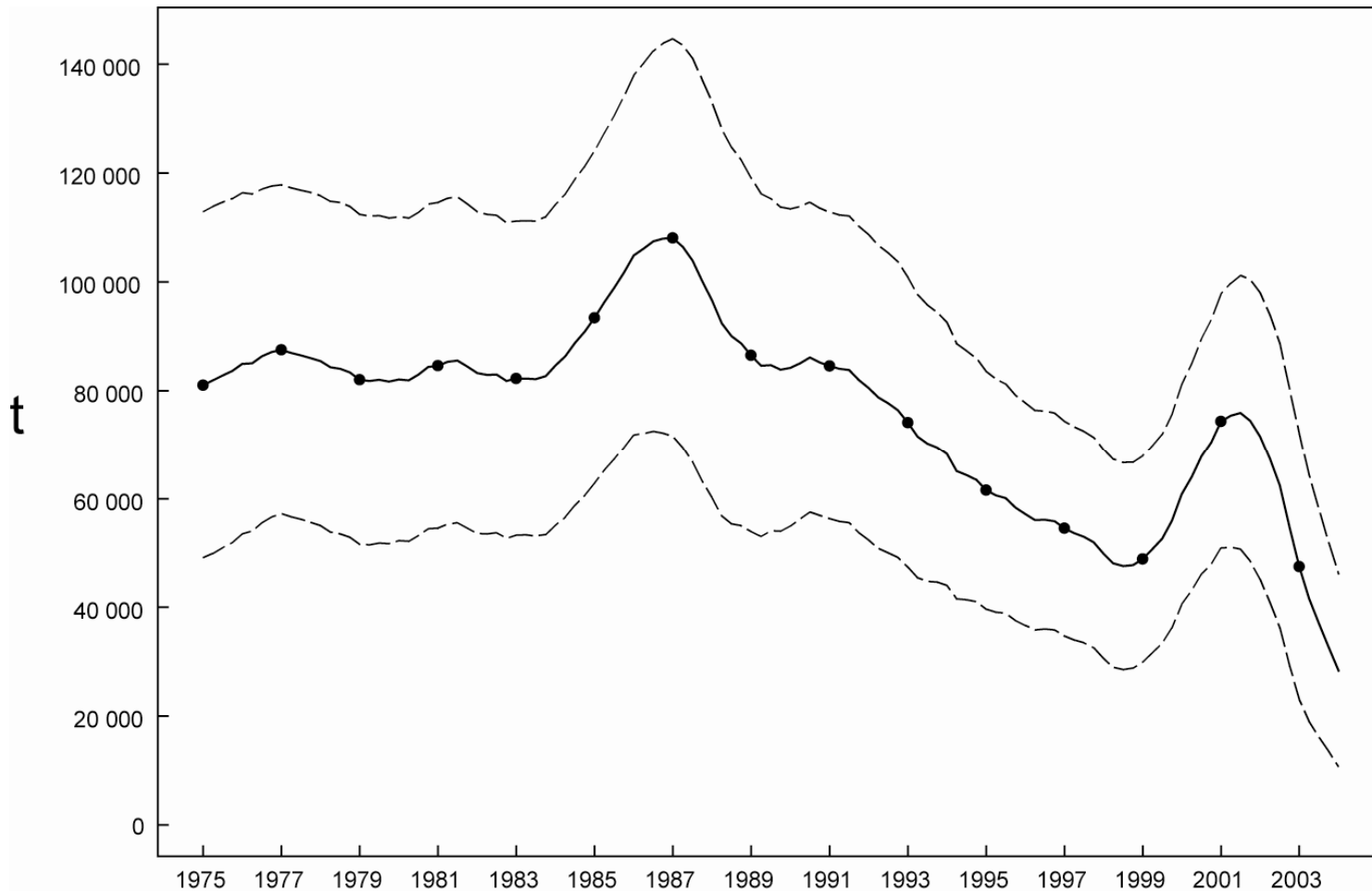


FIGURE 4.11. Estimated spawning biomass (see Section 3.1.2) of bigeye tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.11. Estimada biomasa reproductora (ver Sección 3.1.2) de atún patudo en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

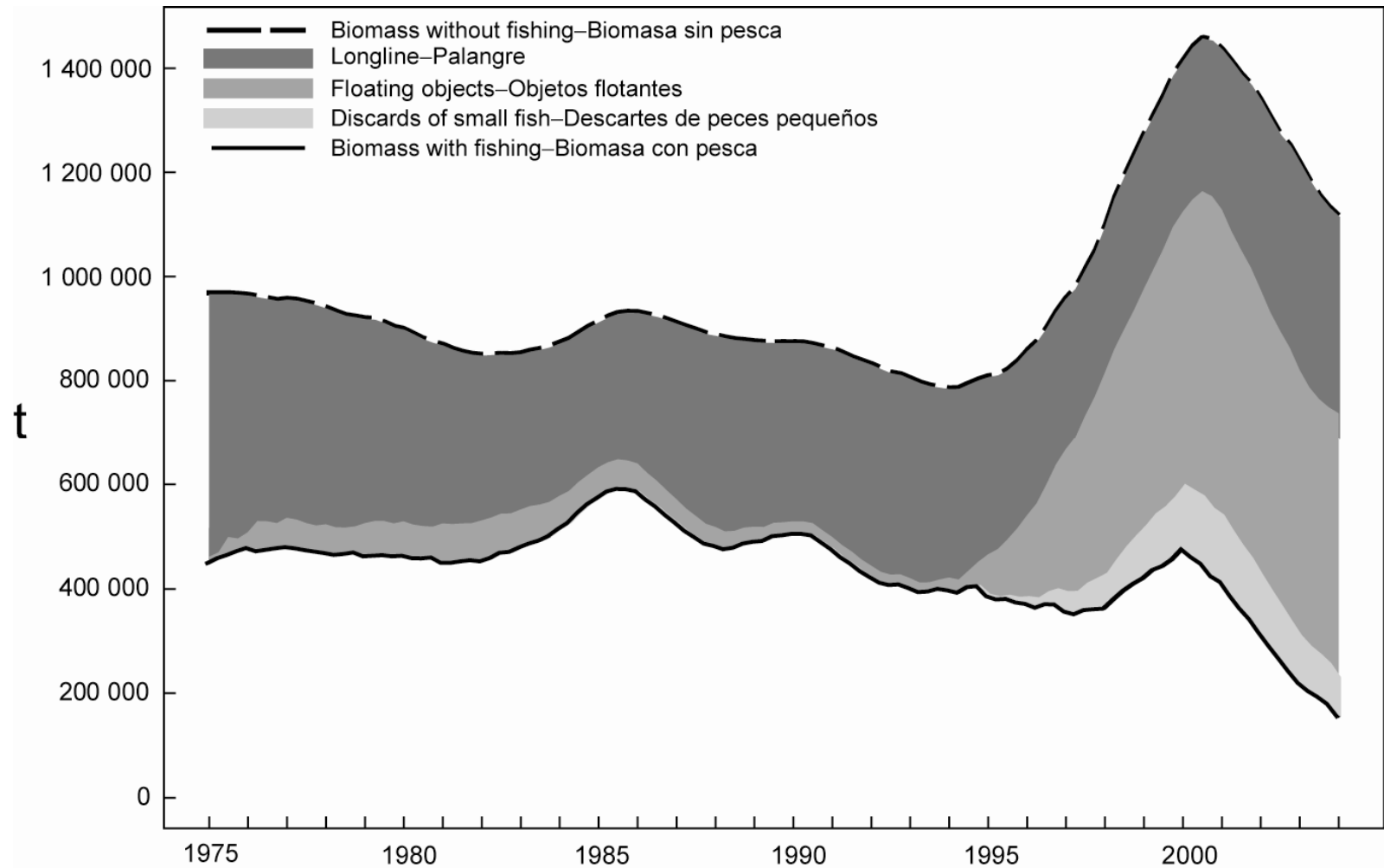


FIGURE 4.12. Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during 1997-2003 (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4.12. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante 1997-2003 (línea de trazos) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

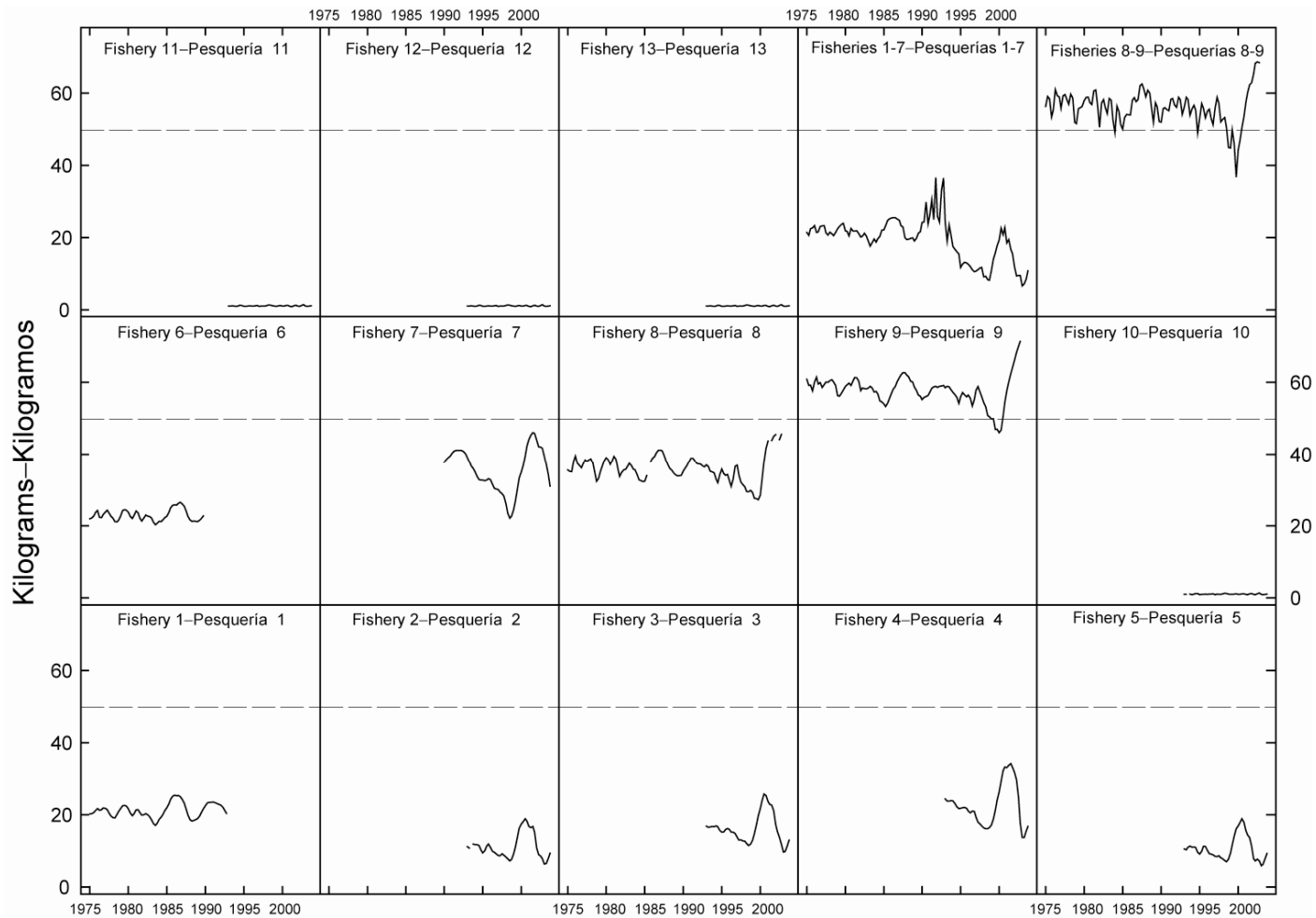


FIGURE 4.13. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and that for “Fisheries 8-9” an average of Fisheries 8 and 9. The dashed horizontal line (at about 49.8 kg) identifies the critical weight.

FIGURA 4.13. 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 49,8 kg) identifica el peso crítico.

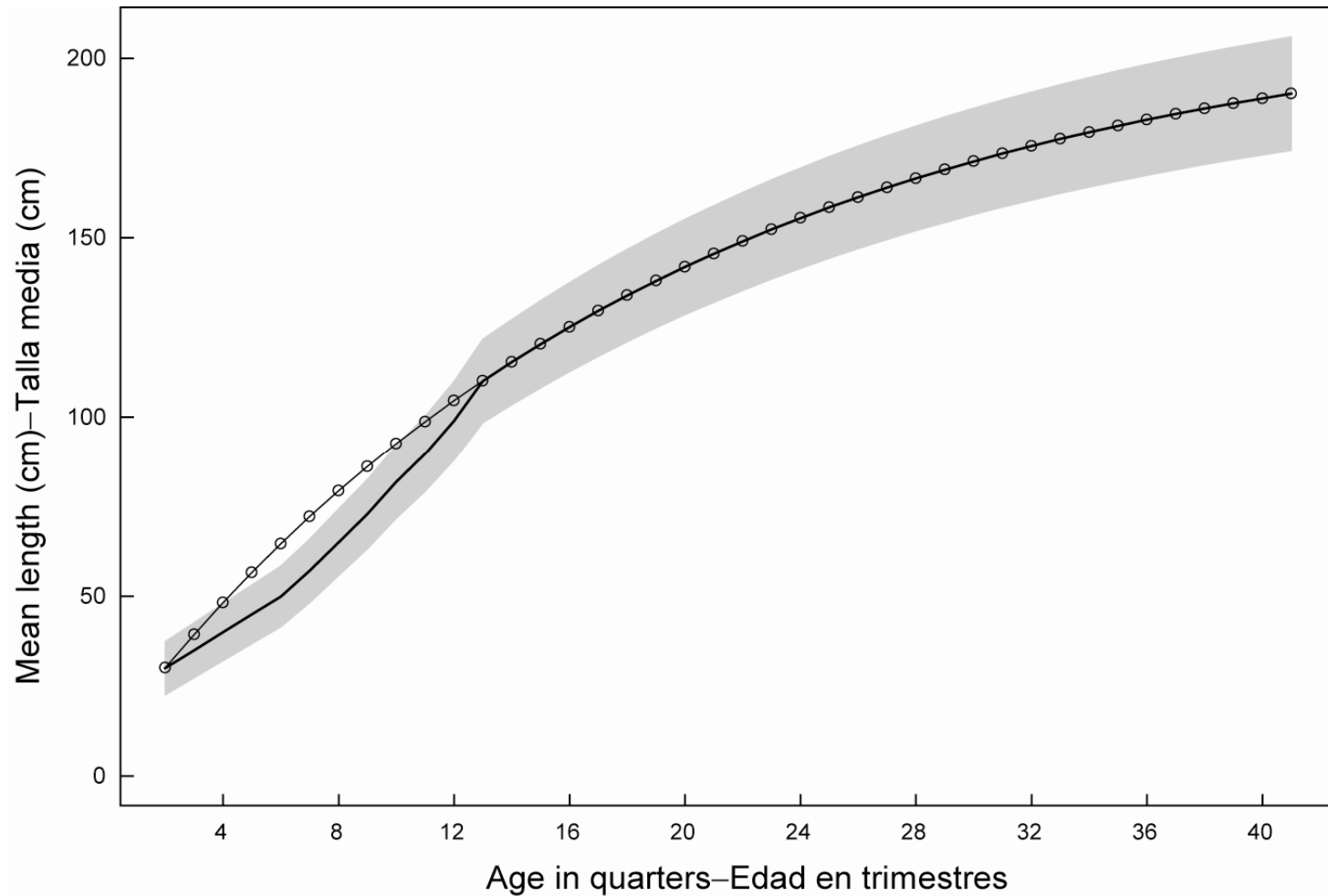


FIGURE 4.14. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO (solid line without circles). The line with circles represents the growth curve of Suda and Kume (1967), which is used as a prior. The shaded area indicates the range of lengths estimated to be covered by two standard deviations of the length at age.

FIGURA 4.14. Talla media estimada por edad del atún patudo en el OPO (línea sólida sin círculos). La línea con círculos representa la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967), usada como distribución previa. El área sombreada indica el rango de tallas que se estima ser abarcado por dos desviaciones estándar de la talla por edad.

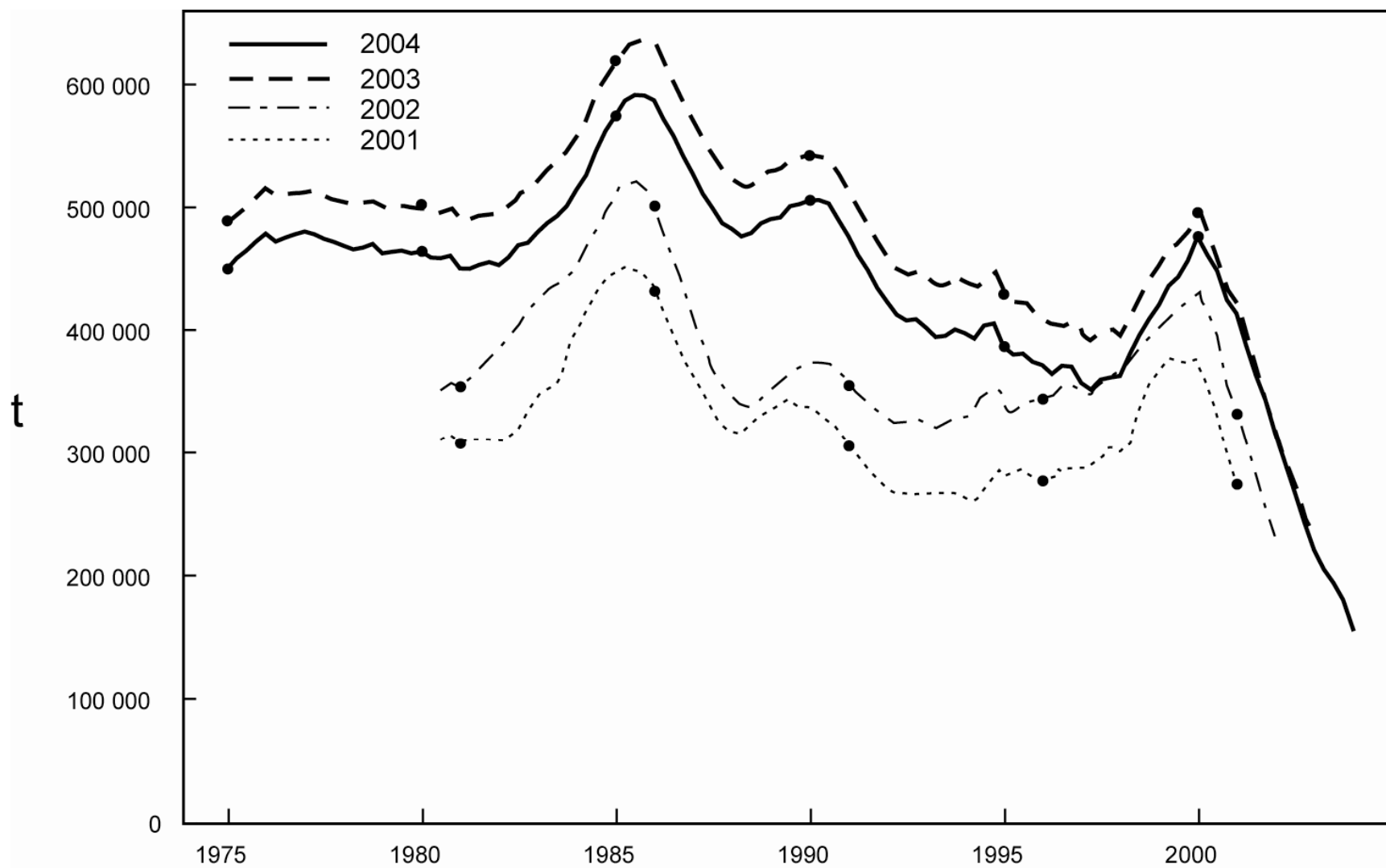


FIGURE 4.15. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna (fish of ages 1 year and older) from previous assessments and the current assessment. t = metric tons.

FIGURA 4.15. Comparación de estimaciones de la biomasa de atún patudo (peces de 1 año o más de edad) de evaluaciones previas y la evaluación actual. t = toneladas métricas.

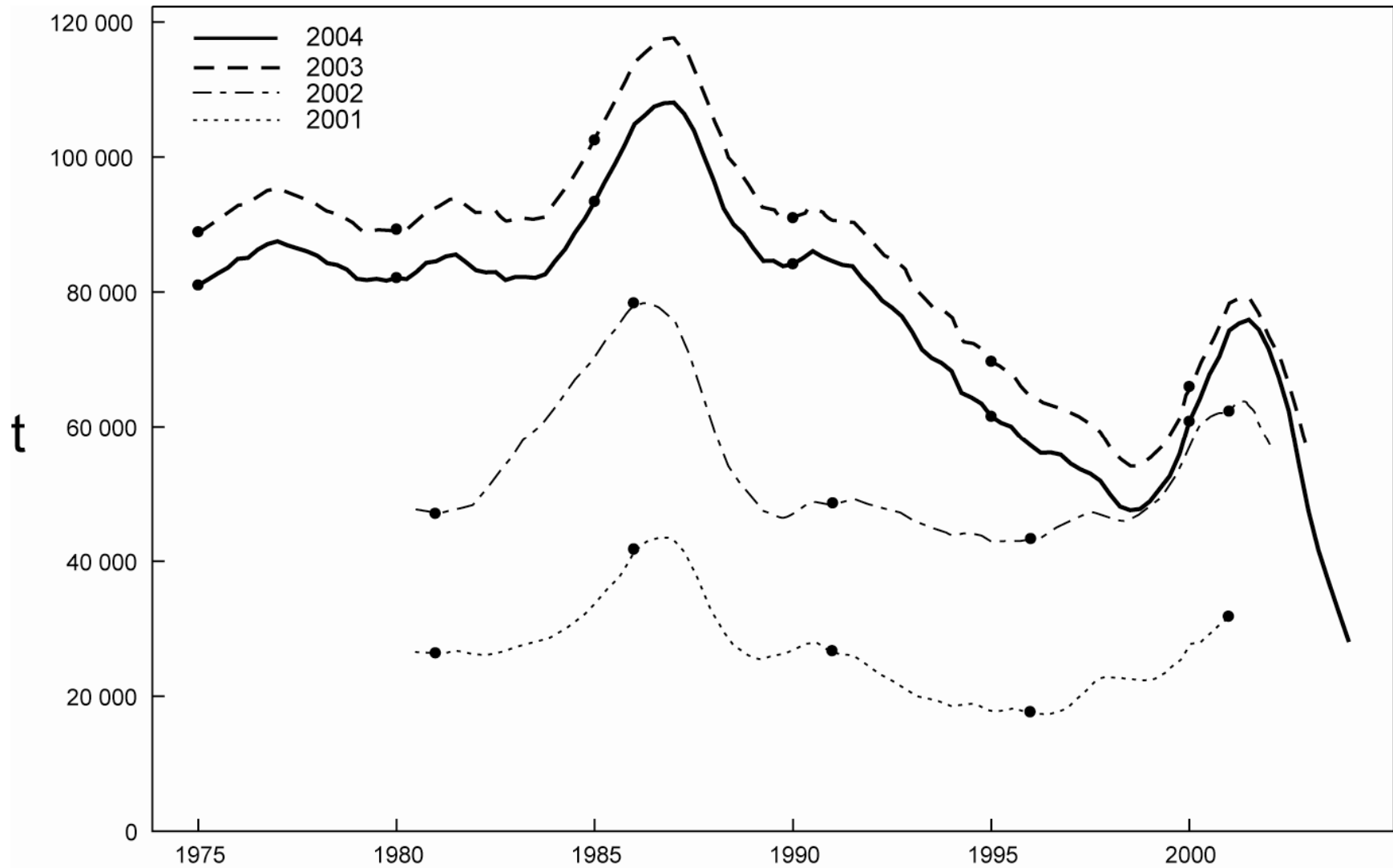


FIGURE 4.16. Comparison of estimates of the spawning biomass of bigeye tuna from previous assessments based on current assumptions regarding maturity, fecundity, and proportions of females in each age class. t = metric tons.

FIGURA 4.16. Comparación de estimaciones de la biomasa reproductora de atún patudo de evaluaciones previas basada en supuestos actuales sobre madurez, fecundidad, y proporciones de hembras en cada clase de edad. t = toneladas métricas.

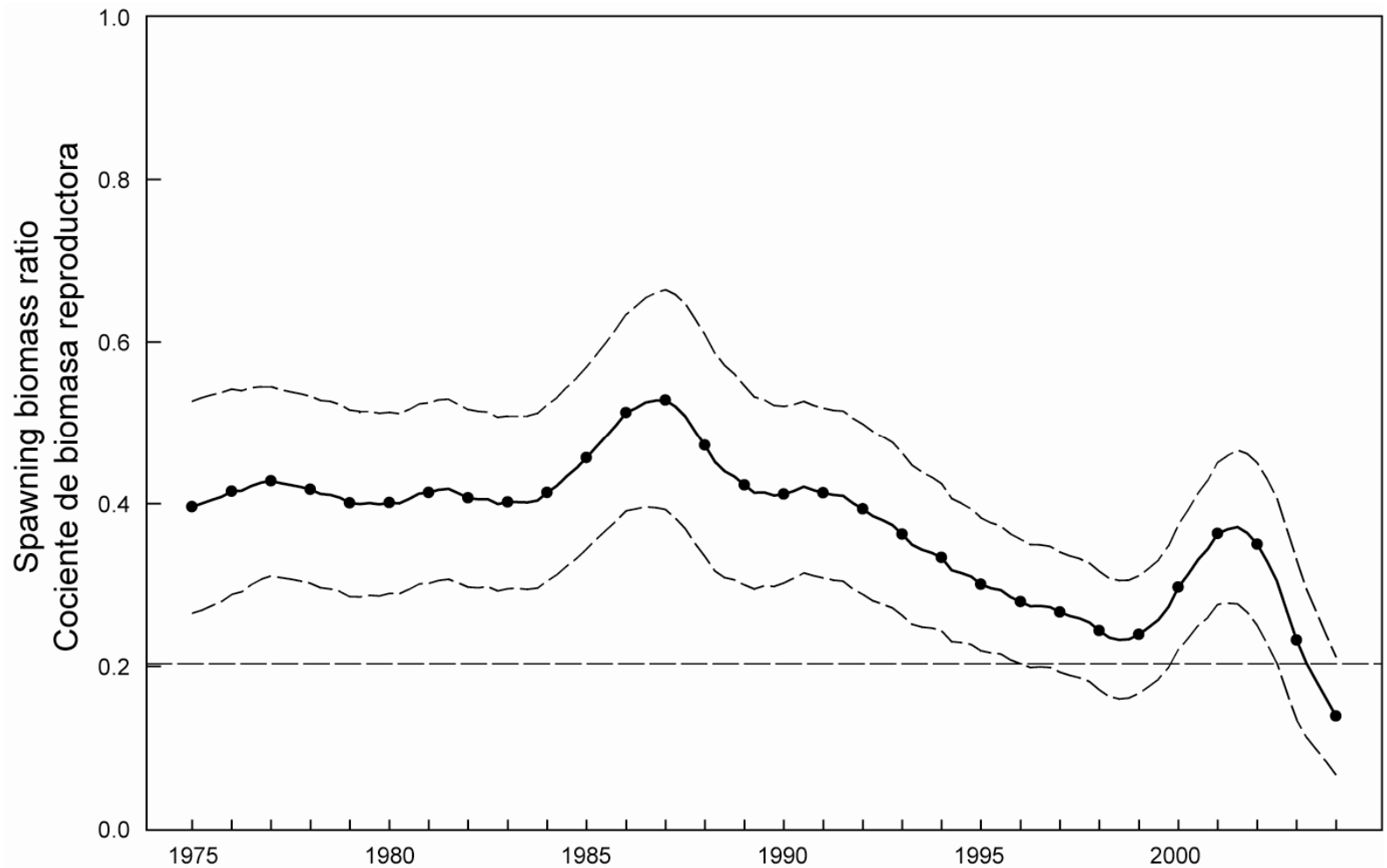


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at AMSY. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,20) identifica el SBR en RMSP. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.

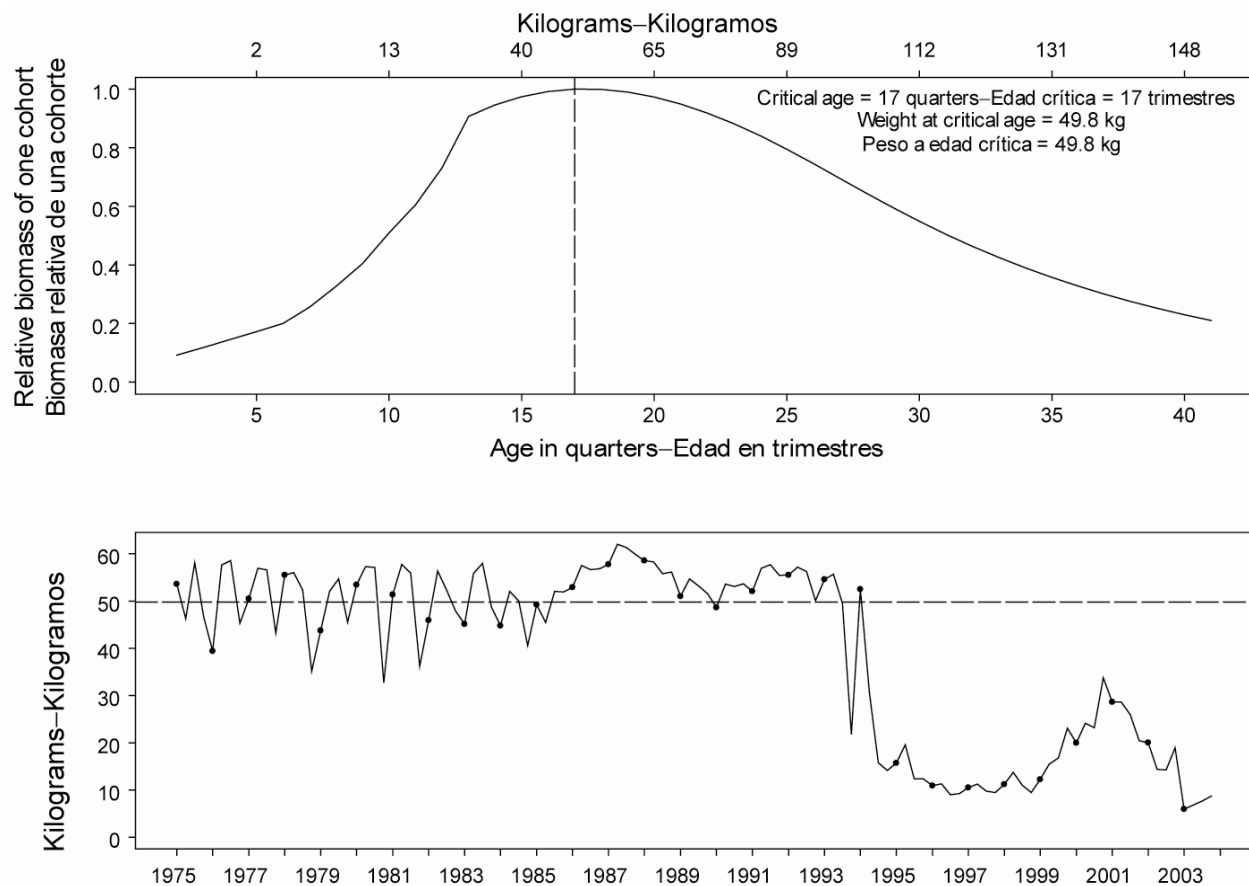


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort, and identifies the critical age and critical weight (Section 5), and the lower panel shows the average weights of the fish in the catches by all gears combined. 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 logro del rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte, e identifica la edad crítica y el peso crítico (Sección 5), y se muestran en el recuadro inferior los pesos promedio de los peces en las capturas por todos los artes combinados. 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.

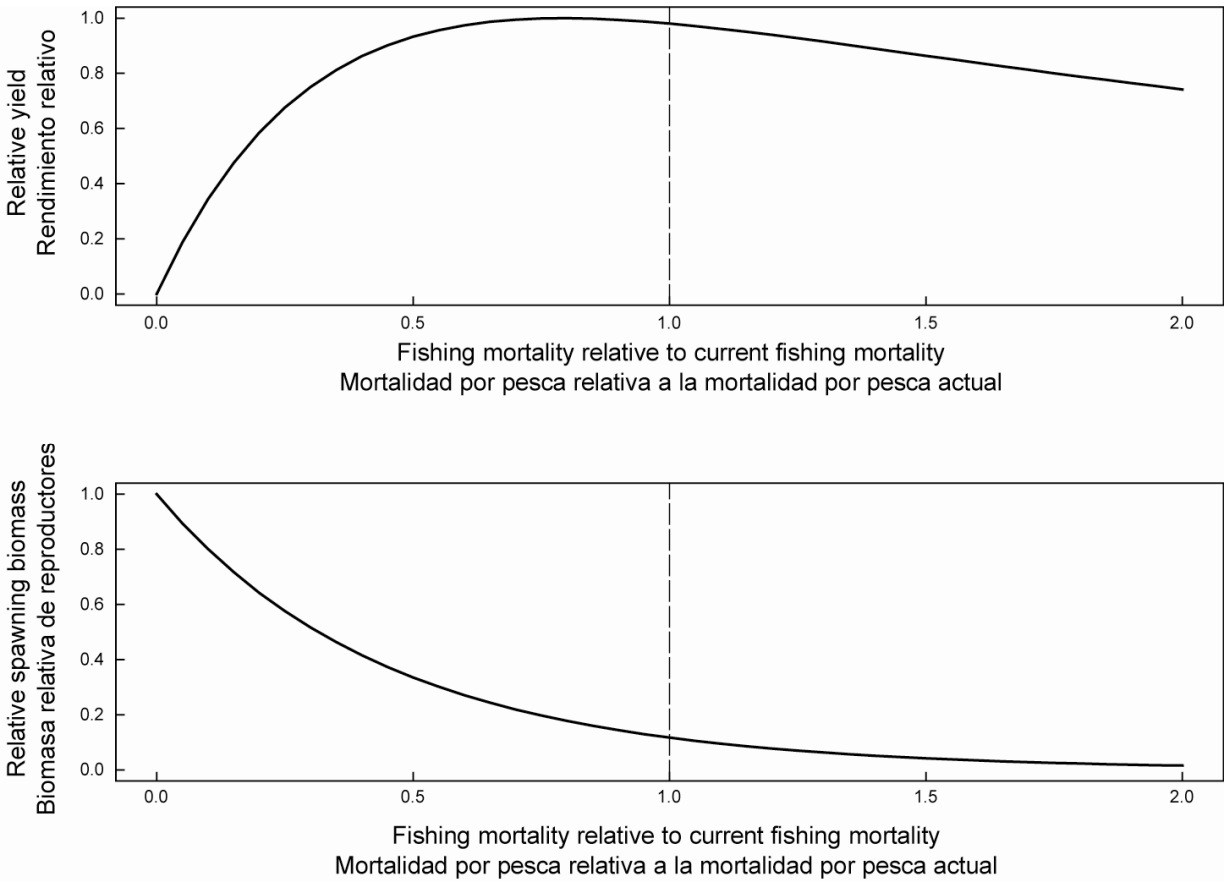


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2001 and 2002. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the 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 biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con patrones promedio de mortalidad por pesca de 2001 y 2002. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.

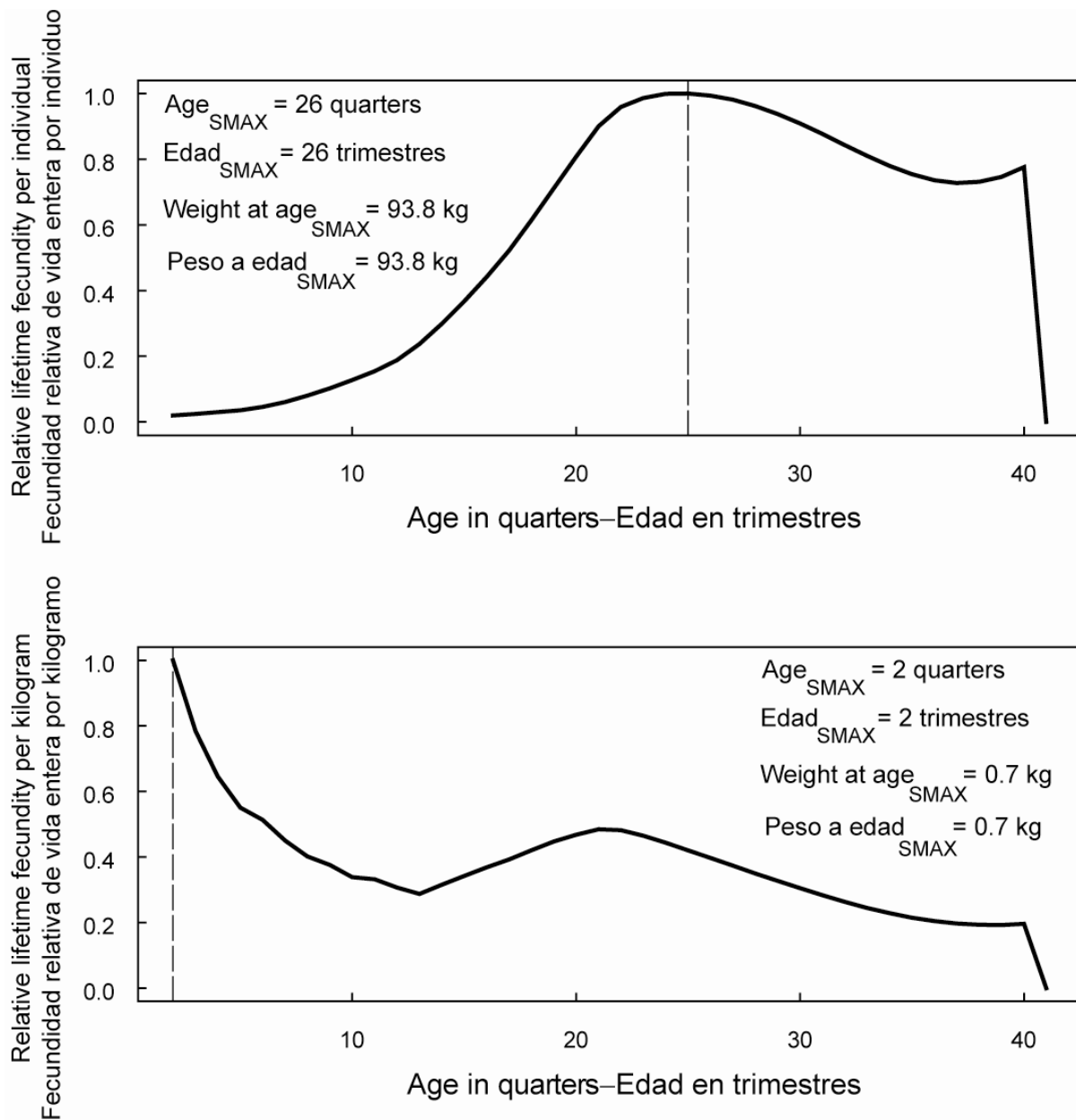


FIGURE 5.4. Marginal relative lifetime reproductive potential of bigeye tuna at age, based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). It was assumed, for these calculations, that the quarterly fishing mortalities equaled the average quarterly fishing mortalities for 2001-2002. The vertical lines represent the ages at which marginal relative lifetime reproductive potential is maximized.

FIGURA 5.4. Potencial de reproducción de vida entera relativo marginal de atún patudo por edad, basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Para estos cálculos, se supuso que las mortalidades de pesca trimestrales eran iguales a las mortalidades de pesca trimestrales medias de 2001-2001. Las líneas verticales representan la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo.

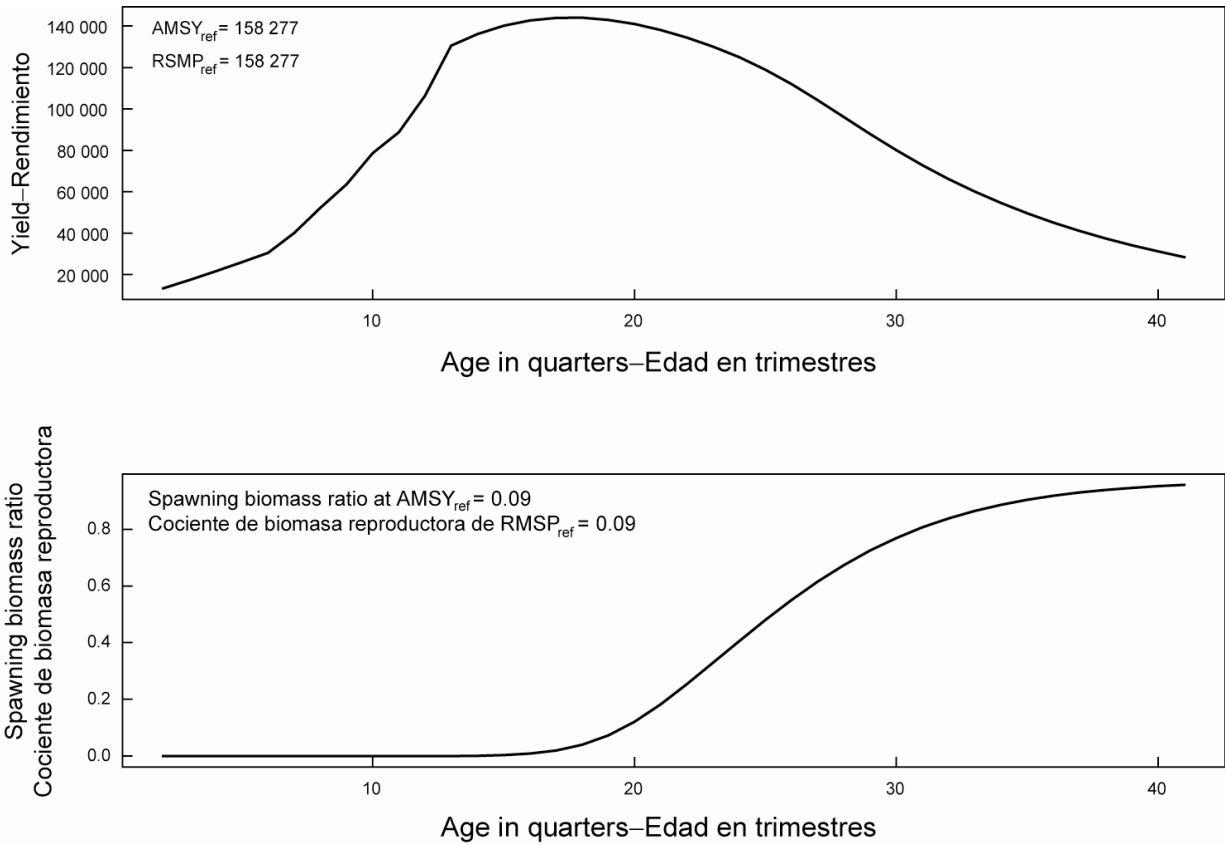


FIGURE 5.5. Yield (in metric tons) of bigeye tuna calculated when catching only individuals at a single age (upper panel), and the associated spawning biomass ratio (lower panel).

FIGURA 5.5. Rendimiento (en toneladas métricas) de atún patudo calculado si se capturara solamente individuos de una sola edad (recuadro superior), y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior).

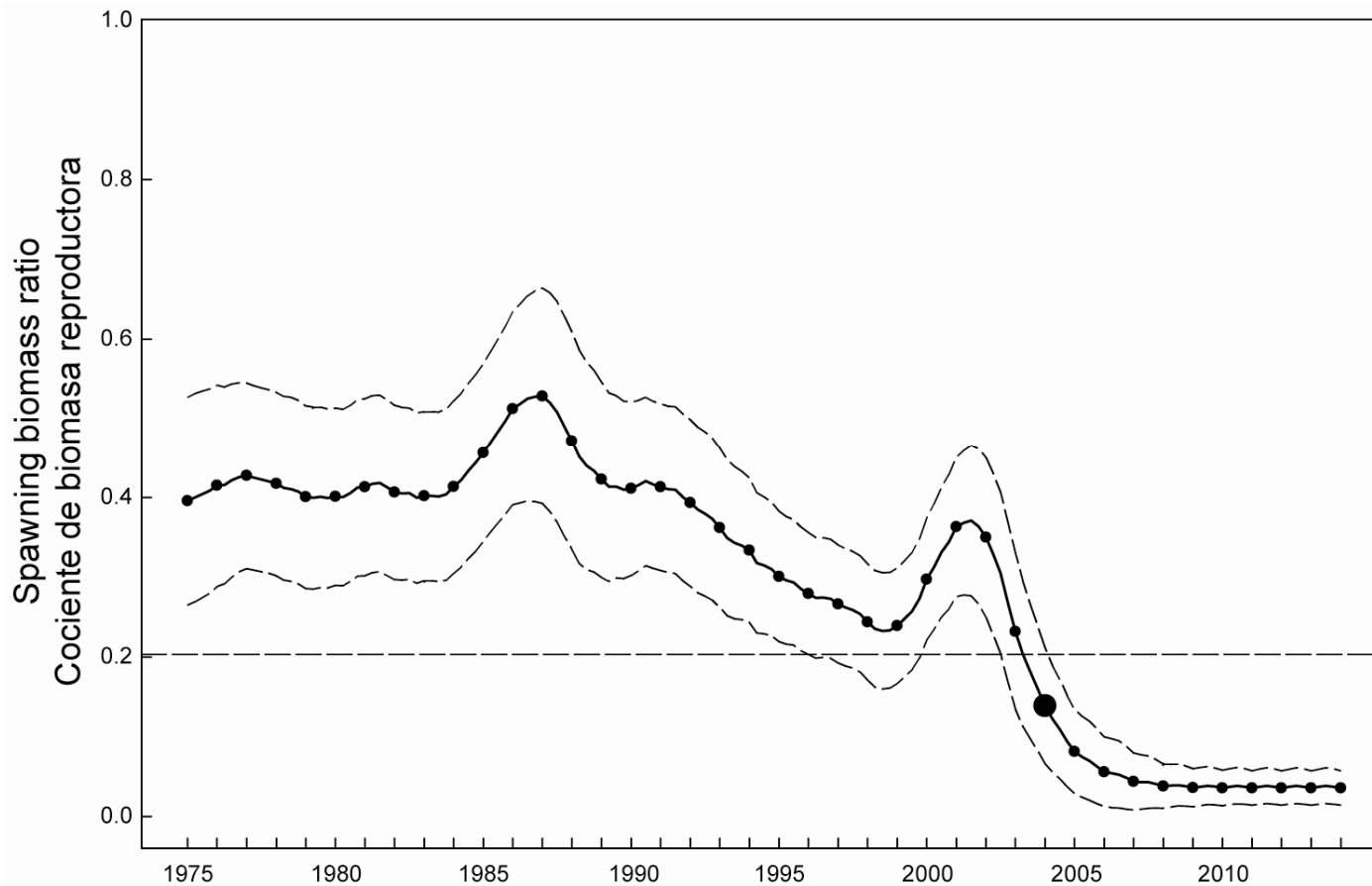


FIGURE 6.1. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at AMSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates and the thin dashed lines the 95% confidence intervals around these estimates. The estimates after 2004 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if effort continues at the average of that observed in 2003, catchability (with effort deviates) continues at the average for 2001 and 2002, and average environmental conditions occur during the next 10 years.

FIGURA 6.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.20) identifica el SBR en RMSP. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones. Las estimaciones a partir de 2004 (el punto grande) señalan el SBR predicho si el esfuerzo continúa en el nivel observado en 2003, la capturabilidad (con desvíos de esfuerzo) continúa en el promedio de 2001 y 2002, y con condiciones ambientales promedio en los 10 próximos años.

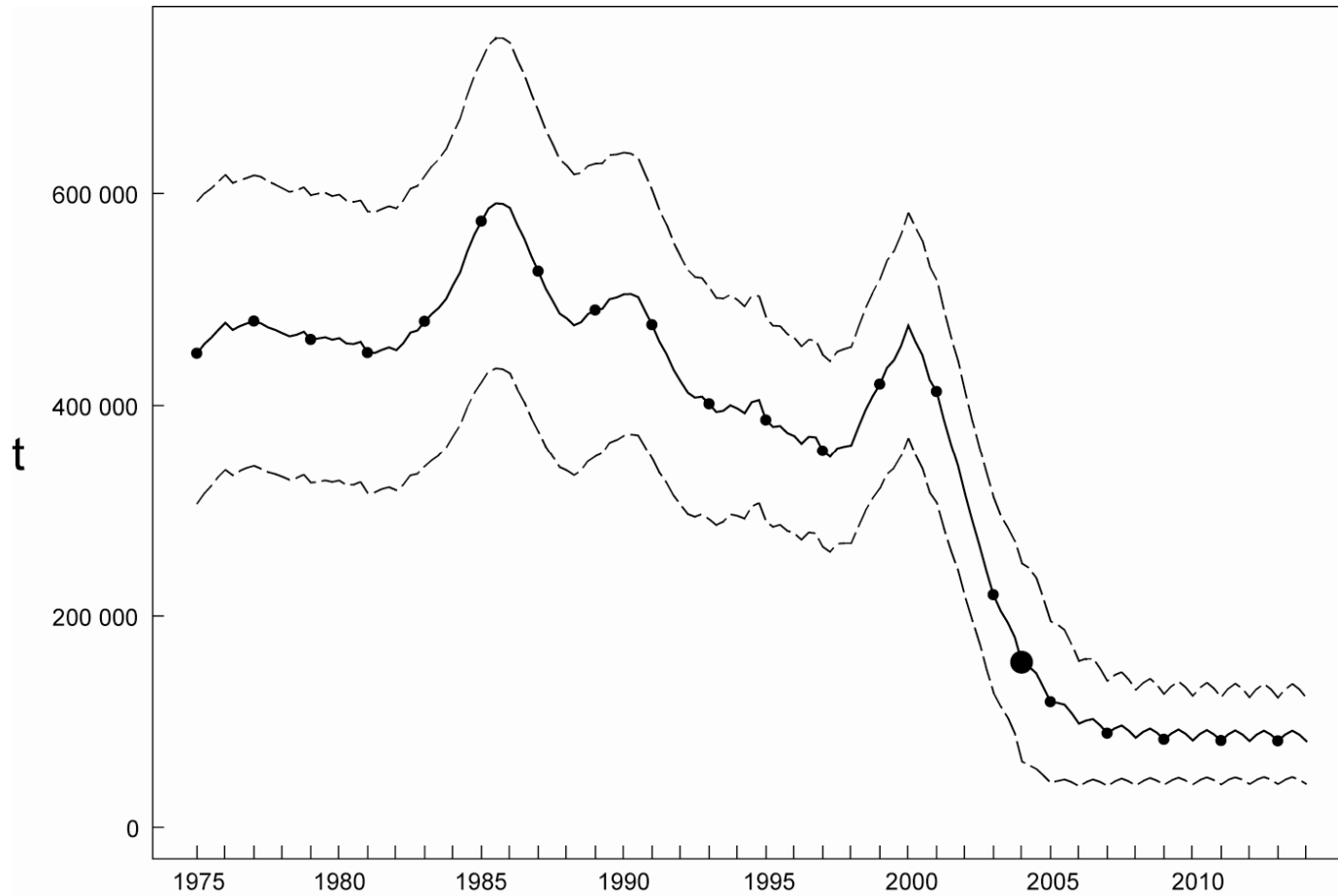


FIGURE 6.2. Estimated biomass of bigeye tuna one year and older, including projections for 2004-2013 with effort for 2003 and average catchability for 2001 and 2002 in the EPO. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95% confidence intervals, and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2004. t = metric tons.

FIGURE 6.2. Biomasa estimada de atún patudo de un año o más de edad, incluyendo proyecciones para 2004-2013 con el esfuerzo de 2003 y la capturabilidad media de 2001 y 2002 en el OPO. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de los parámetros y sobre el reclutamiento futuro. Las zonas entre las curvas de trazos señalan los intervalos de confianza de 95%, y el punto grande indica la estimación correspondiente al primer trimestre de 2004. t = toneladas métricas.

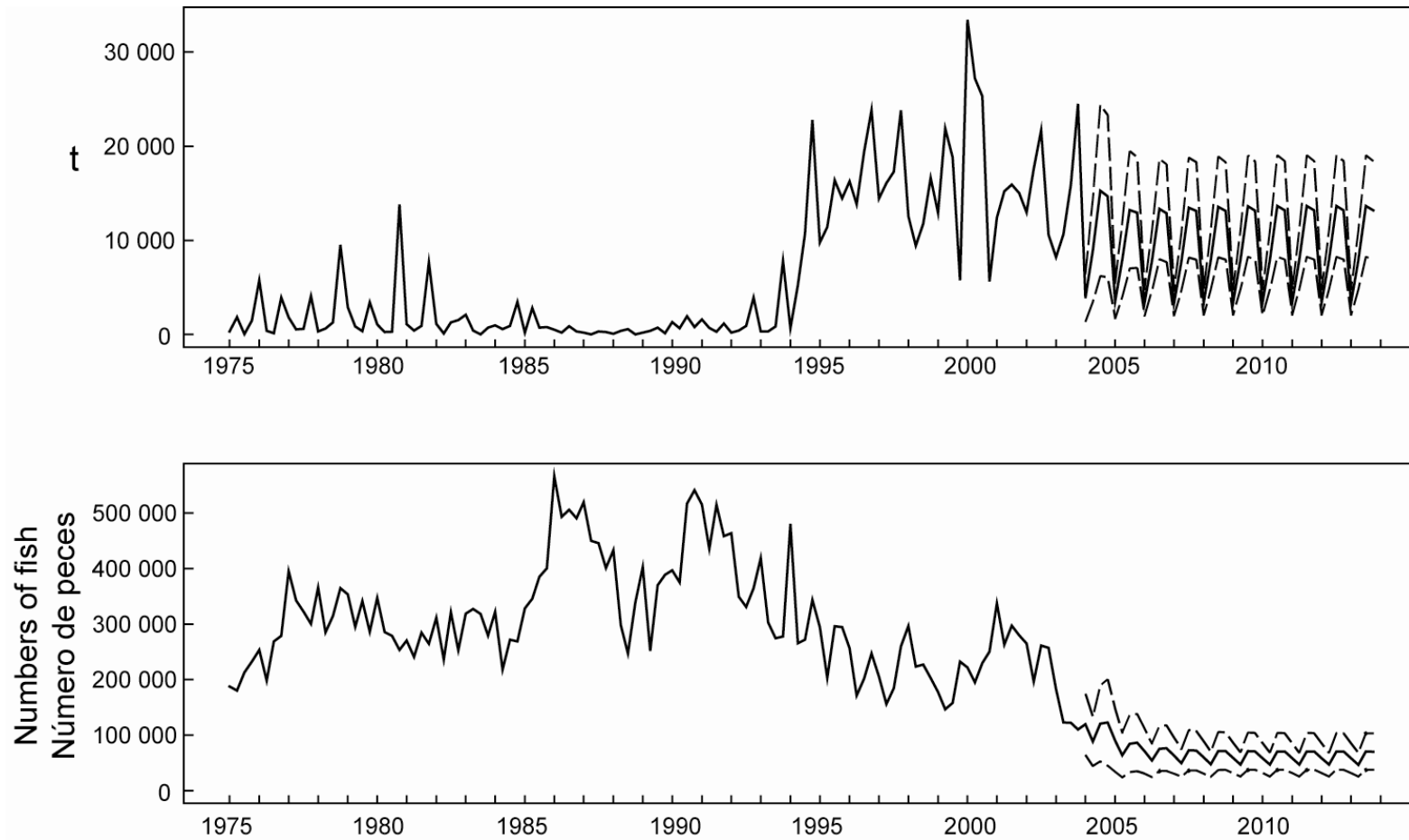


FIGURE 6.3. Predicted quarterly catches of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (upper panel) and longline fisheries (lower panel), based on effort for 2003 and average catchability for 2001 and 2002. The predictions were undertaken using the maximum likelihood profile. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals for the predictions of future catches. Note that the vertical scales of the panels are different. t = metric tons.

FIGURA 6.3. Capturas trimestrales predichas de atún patudo en las pesquerías de cerco y caña (recuadro superior) y palangreras (recuadro inferior), basadas en el esfuerzo medio de 2003 y la capturabilidad promedio de 2000 y 2001. Se realizaron las predicciones con el método de perfil de verosimilitud. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% para las predicciones de capturas futuras. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. t = toneladas métricas.

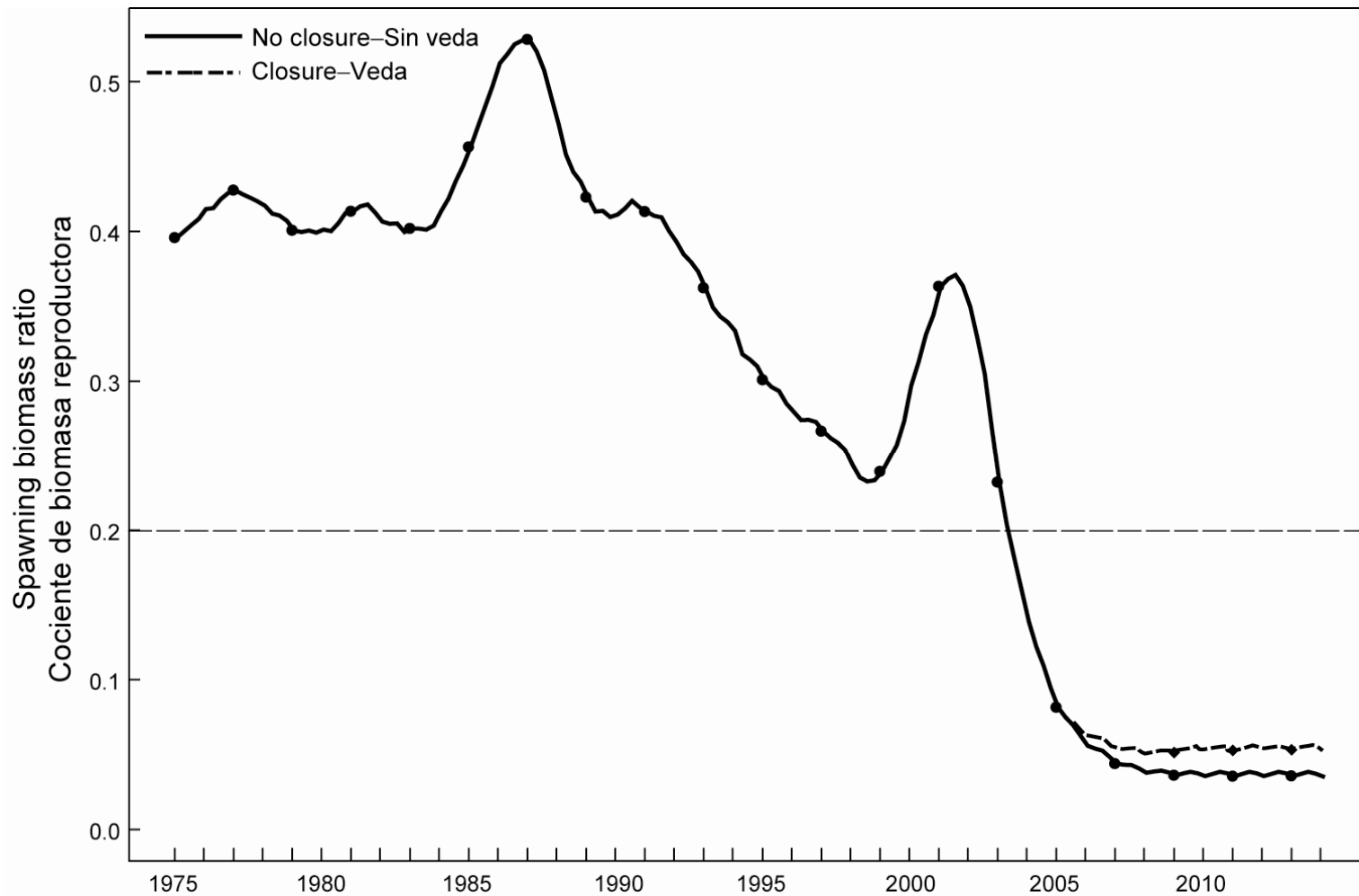


FIGURE 6.4. Maximum likelihood estimates of the projected spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna, with effort for 2003 and average catchability for 2001 and 2002 (“No closure”) and with purse-seine effort in the third quarter reduced by 50% to approximate the effect of Resolution C-03-12 (“Closure”). The horizontal line indicates the $SBR_{AMS\text{Y}}$ (0.20).

FIGURA 6.4. Estimaciones de verosimilitud máxima de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo proyectados, con el esfuerzo de 2003 y la capturabilidad media de 2001 y 2002 (“Sin veda”) y con el esfuerzo cerquero en el tercer trimestre reducido 50% para aproximar el efecto de la Resolución C-03-12 (“Veda”). La línea horizontal indica el SBR_{RMSP} (0,20).

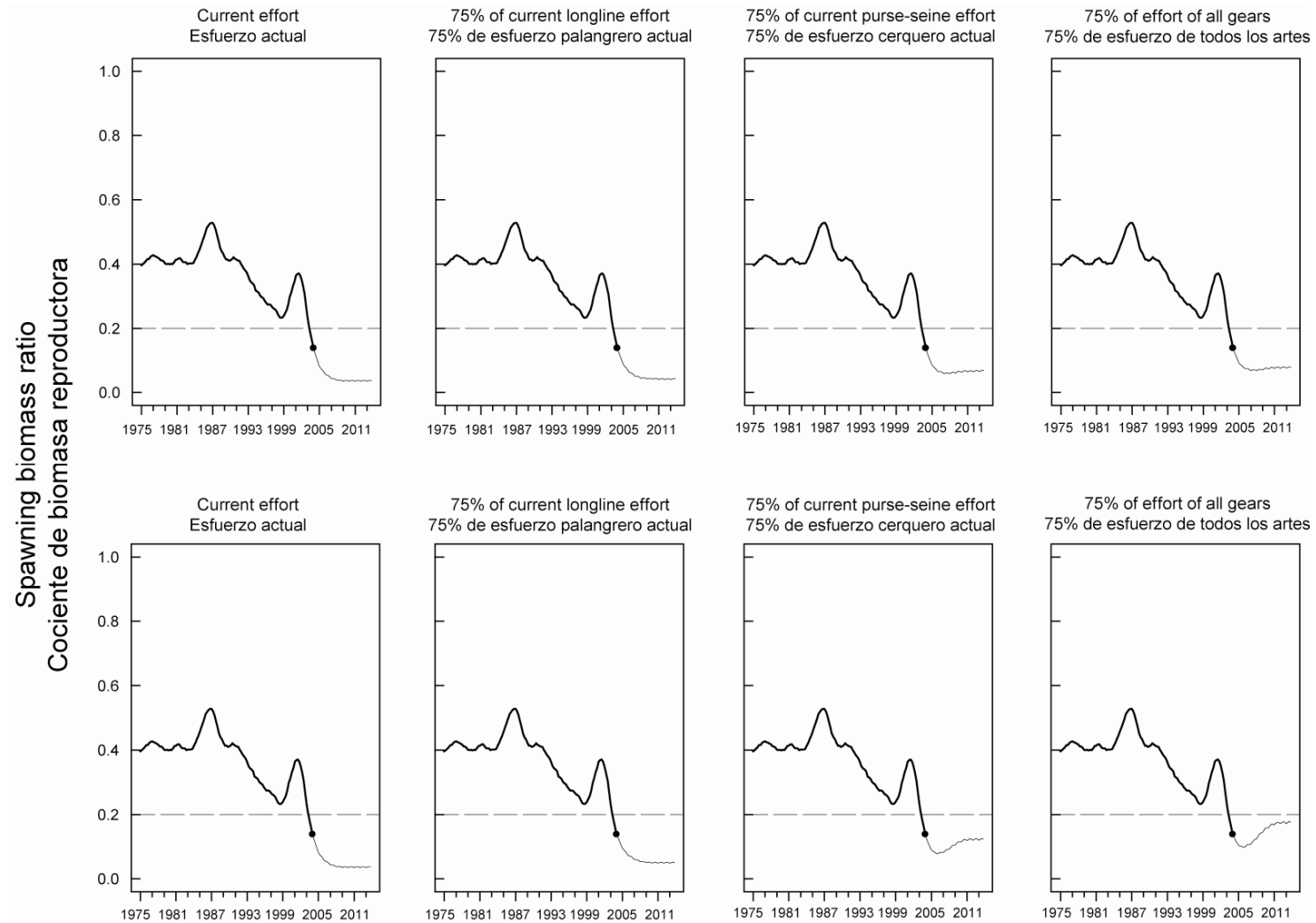


FIGURE 6.5. Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2004-2014 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the median of 501 simulations using the different scenarios described in Section 6.1.1. The dashed horizontal lines indicate the SBR_{AMSY} (0.20).

FIGURA 6.5. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2003-2007 para atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra la mediana de 501 simulaciones, usando los diferentes escenarios descritos en la Sección 6.1.1. Las líneas de trazos horizontales señalan el SBR_{RMSP} (0,20).

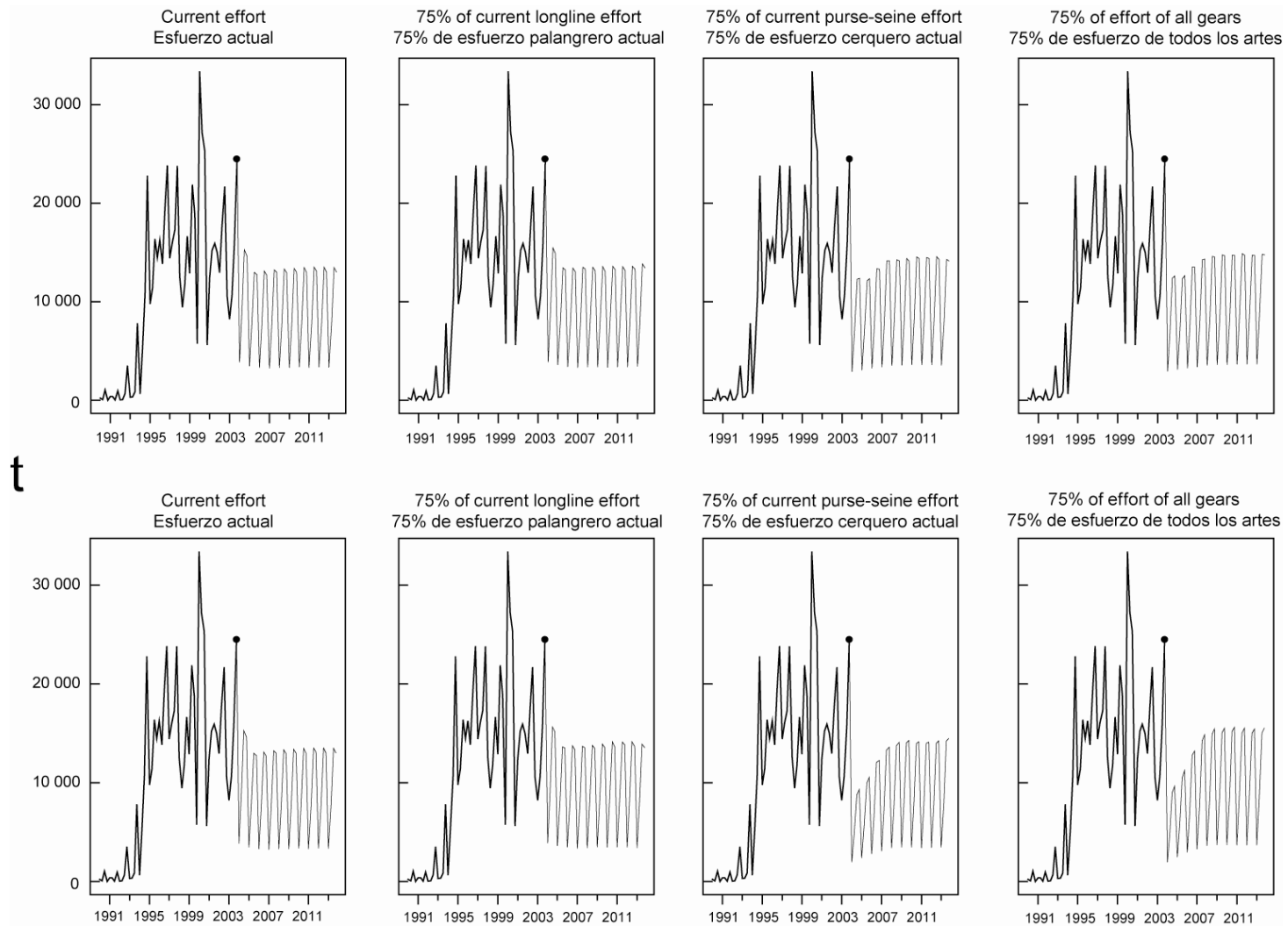


FIGURE 6.6. Simulated quarterly catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7). Each panel illustrates the median of 501 simulations using the different scenarios described in Section 6.1.1. t = metric tons.

FIGURA 6.6. Capturas trimestrales simuladas de atún patudo logradas por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7). Cada recuadro ilustra la mediana de 501 simulaciones, usando los diferentes escenarios descritos en la Sección 6.1.1. t = toneladas métricas.

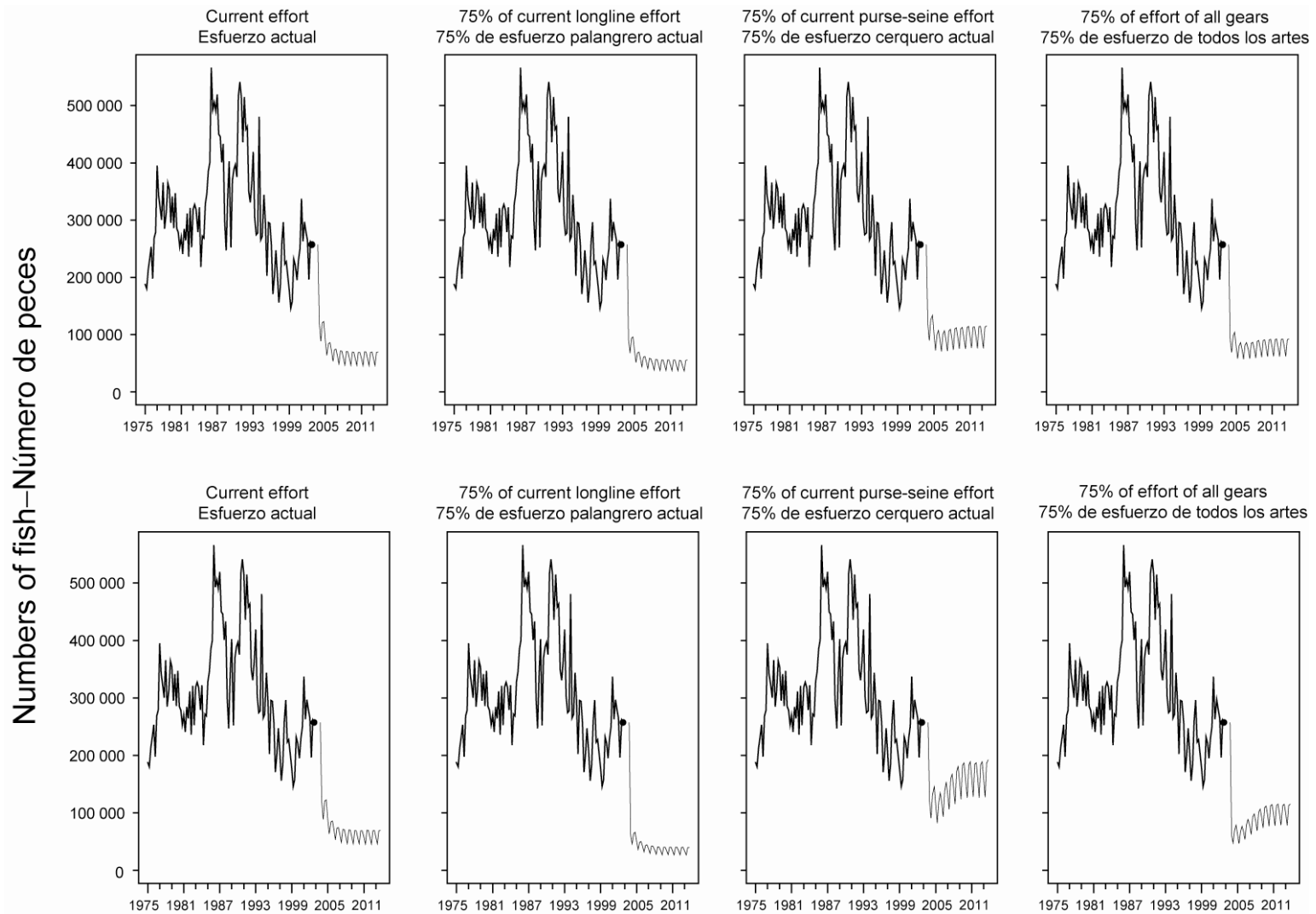


FIGURE 6.7. Simulated quarterly catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) in the EPO. Each panel illustrates the median of 501 simulations, using the different scenarios described in Section 6.1.1.

FIGURA 6.7. Capturas trimestrales simuladas de atún patudo logradas por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2003-2007 en el OPO. Cada recuadro ilustra la mediana de 501 simulaciones, usando los diferentes escenarios descritos en la Sección 6.1.1.

TABLE 2.1. Fishery definitions used for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 2.1, 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; LP = carnada; LL = palangre; FLT = lances sobre objeto flotante; UNA = lances sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1980-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
2	PS	FLT	1993-2003	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-2003	7, 9	
4	PS	FLT	1993-2003	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-2003	1-4, 8, 10	
6	PS LP	UNA DOL	1980-1989	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
7	PS LP	UNA DOL	1990-2003	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2003	N of 15°N–N de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
9	LL		1980-2003	S of 15°N–S de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
10	PS	FLT	1993-2003	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
11	PS	FLT	1993-2003	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
12	PS	FLT	1993-2003	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
13	PS	FLT	1993-2003	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5

TABLE 3.1. Age-specific proportions of female bigeye tuna, and fecundity indices used to define the spawning biomass.

TABLA 3.1. Proporciones de atún patudo hembra por edad, e índices de fecundidad usados para definir la biomasa reproductora.

Age in quarters	Proportion female	Index of fecundity	Age in quarters	Proportion female	Index of fecundity
Edad en trimestres	Proporción hembra	Índice de fecundidad	Edad en trimestres	Proporción hembra	Índice de fecundidad
2	0.43	0.00	22	0.42	64.96
3	0.43	0.00	23	0.42	73.02
4	0.43	0.00	24	0.42	80.05
5	0.43	0.00	25	0.41	86.27
6	0.43	0.00	26	0.40	91.90
7	0.43	0.01	27	0.39	97.12
8	0.43	0.02	28	0.38	102.03
9	0.43	0.06	29	0.36	106.70
10	0.43	0.16	30	0.34	111.18
11	0.43	0.44	31	0.32	115.49
12	0.43	1.13	32	0.30	119.64
13	0.43	2.94	33	0.28	123.65
14	0.43	4.89	34	0.25	127.52
15	0.43	7.84	35	0.23	131.26
16	0.43	12.15	36	0.21	134.86
17	0.43	18.15	37	0.18	138.34
18	0.43	25.97	38	0.16	141.70
19	0.43	35.39	39	0.15	144.93
20	0.43	45.66	40	0.13	148.05
21	0.43	55.74	41	0.11	151.03

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 2001 to 2002.

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 de 2001 a 2002.

Quarter	Fishery 2	Fishery 3	Fishery 4	Fishery 5
Trimestre	Pesquería 2	Pesquería 3	Pesquería 4	Pesquería 5
1	-3	-81	-86	-14
2	-2	-64	-65	-64
3	69	-65	-81	-41
4	14	10	13	8

TABLE 4.2. 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 4.2. 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	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa de peces reproductores
1975	12,961	448,941	80,993
1976	21,831	477,881	84,937
1977	13,491	479,377	87,511
1978	14,066	468,041	85,404
1979	18,437	461,885	81,991
1980	15,288	463,310	82,092
1981	16,852	449,450	84,562
1982	29,107	452,171	83,227
1983	17,882	478,906	82,229
1984	13,833	513,711	84,633
1985	13,549	573,477	93,407
1986	17,911	586,174	104,866
1987	21,346	526,365	108,089
1988	15,314	481,737	96,573
1989	13,729	489,556	86,510
1990	13,208	504,755	84,177
1991	13,607	475,923	84,552
1992	17,692	422,574	80,506
1993	19,369	401,301	74,115
1994	25,073	396,961	68,295
1995	32,491	385,799	61,565
1996	34,502	370,811	57,204
1997	60,172	356,383	54,515
1998	14,500	361,946	49,883
1999	11,308	419,661	48,909
2000	11,298	475,259	60,819
2001	20,513	412,912	74,328
2002	20,243	315,327	71,599
2003	14,568	219,879	47,462
2004		155,865	28,356

TABLE 4.3. Estimates of the average sizes of bigeye tuna. The ages are quarters after hatching.**TABLA 4.3.** Estimaciones del tamaño medio del atún patudo. La edad es 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	0.74	22	149.02	74.56
3	34.98	1.14	23	152.33	79.46
4	39.96	1.67	24	155.48	84.30
5	44.94	2.34	25	158.47	89.08
6	49.92	3.16	26	161.30	93.78
7	57.03	4.64	27	163.99	98.39
8	64.97	6.76	28	166.55	102.90
9	72.84	9.40	29	168.98	107.31
10	81.80	13.14	30	171.28	111.60
11	89.74	17.17	31	173.48	115.79
12	98.92	22.76	32	175.56	119.86
13	110.08	31.02	33	177.53	123.81
14	115.37	35.53	34	179.41	127.64
15	120.38	40.18	35	181.19	131.35
16	125.13	44.95	36	182.88	134.94
17	129.64	49.80	37	184.49	138.40
18	133.93	54.72	38	186.01	141.75
19	138.00	59.68	39	187.46	144.97
20	141.87	64.66	40	188.84	148.08
21	145.54	69.62	41	190.14	151.06

TABLE 5.1. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality for 2001 and 2002. B_{recent} and B_{AMSY} are defined as the biomass of fish 1+ years old at the start of 2004 and at 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 2003.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMSP y sus valores asociados para atún patudo para el caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca media de 2000 y 2001. Se definen B_{recent} y B_{RMSP} como la biomasa de fish de edad 1+ años al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMSP} como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada en 2002.

	Base case	Steepness = 0.75	Purse-seine unloading data	Increased natural mortality of juveniles
	Caso base	Inclinación = 0.75	Datos de descargas de cerqueros	Mortalidad natural de juveniles incrementada
AMSY—RMSP	77,747	62,849	76,113	69,910
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	274,683	361,770	264,732	239,050
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	41,588	64,090	39,877	34,924
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.36	0.30	0.28
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.20	0.30	0.22	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.26	1.56	1.16	1.41
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.57	0.42	0.77	0.69
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.68	0.43	0.80	0.80
F multiplier—Multiplicador de F	0.62	0.38	0.80	0.65

TABLE 5.2. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna based on alternative assumptions about current fishing mortality. B_{recent} and B_{AMSY} are defined as the biomass of fish 1+ years old at the start of 2004 and at 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 2003.

TABLA 5.2. Estimaciones del RMSP y sus valores asociados para atún patudo basadas en distintos supuestos sobre la mortalidad de pesca actual. Se definen B_{recent} y B_{RMSP} como la biomasa de peces de edad 1+ años al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMSP} como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada en 2002.

	F 2001 and-y 2002 (Base case—Caso base)	F 2000 and-y 2001	F 2002 and-y 2003
AMSY (t)—RMSP (t)	77,747	78,027	73,517
$B_{\text{AMSY}}(t)—B_{\text{RMSP}}(t)$	274,683	277,013	266,276
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	41,588	42,009	40,753
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.29	0.28
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.20	0.21	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.26	1.26	1.34
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.57	0.56	0.59
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.68	0.68	0.70
F multiplier—Multiplicador de F	0.62	0.87	0.50

TABLE 5.3. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), 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 and B_{AMSY} are in metric tons. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY based on the average fishing mortality over 2001 and 2002.

TABLA 5.3. Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas para atún patudo, obtenidas suponiendo que no existe una relación población-reclutamiento (caso base), que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan RMSP, BRMSP, y SRMSP en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que aumentar efectivamente el esfuerzo para lograr el RMSP basado en la mortalidad por pesca media en los dos últimos años.

	All gears	Purse-seine	Longline
	Todos los artes	Cerquero	Palangre
AMSY—RMSP	77,747	55,319	132,426
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	274,683	214,799	299,713
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	41,588	32,752	27,625
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.22	0.31
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.20	0.16	0.14
F multiplier—Multiplicador de F	0.62	1.05	3.54

TABLE 5.4. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is a stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75, 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 and B_{AMSY} are in metric tons. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY based on the average fishing mortality over 2001 and 2002.

TABLA 5.4. Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas para atún patudo, obtenidas suponiendo que existe una relación población-reclutamiento, con una inclinación de 0.75, que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan RMSP, BRMSP, y SRMSP en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que aumentar efectivamente el esfuerzo para lograr el RMSP basado en la mortalidad por pesca media en los dos últimos años.

	All gears	Purse-seine	Longline
	Todos los artes	Cerquero	Palangre
AMSY—RMSP	62,849	42,650	102,386
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	361,770	327,776	401,998
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	64,090	58,972	62,351
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.36	0.33	0.40
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.30	0.28	0.30
F multiplier—Multiplicador de F	0.38	0.61	1.42

TABLE 6.1. Median of the outcomes from 501 simulations for bigeye tuna, using the scenarios described in Sections 6.1.1.

TABLA 6.1. Resumen de los resultados de 501 simulaciones para atún patudo, usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1.1.

Reduction	No reductions	Reduction in longline effort	Reduction in purse-seine effort	Reduction in both
Reducción	Sin reducción	Reducción en esfuerzo palangrero	Reducción en esfuerzo cerquero	Reducción en ambos
Average quarterly SBR for 2013–SBR trimestral promedio de 2013				
25%	0.04	0.04	0.07	0.08
50%	0.04	0.05	0.12	0.18
Median of quarterly catches , in metric tons, by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2013–				
Capturas trimestrales medianas, en toneladas métricas, para la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2013				
25%	10,114	10,150	10,832	11,093
50%	10,114	10,592	10,752	11,387
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2013–				
Capturas trimestrales medianas, en miles de peces, para la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2013				
25%	61	49	101	82
50%	61	36	169	104

APPENDIX A: DIAGNOSTICS

ANEXO A: DIAGNOSTICOS

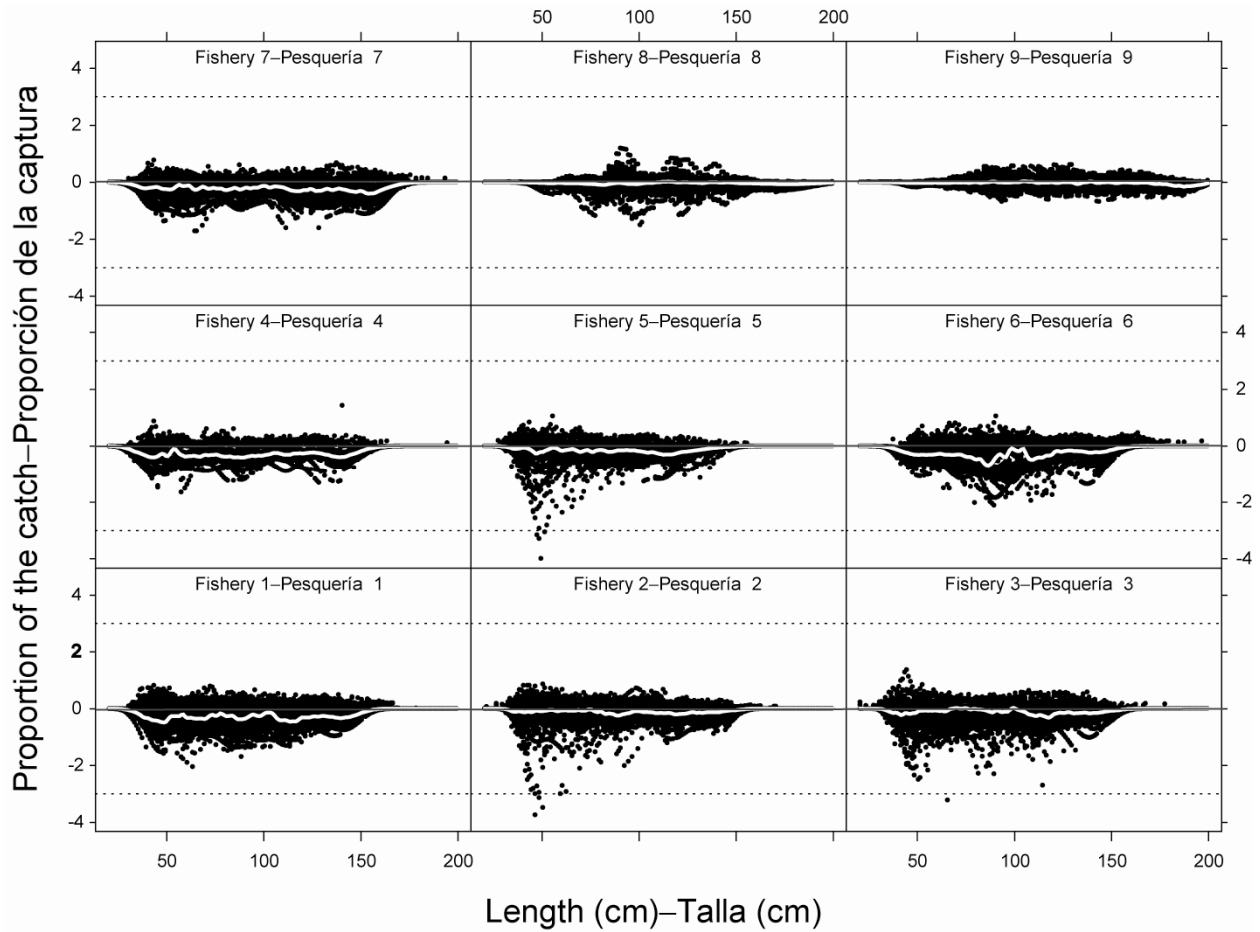


FIGURE A.1. Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and length class. The fitted line is a loess smoother. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

FIGURA A.1. Residuales estandarizados del ajuste a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería y clase de talla. La línea ajustada es un suavizador loess. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones en cualquier lado del medio.

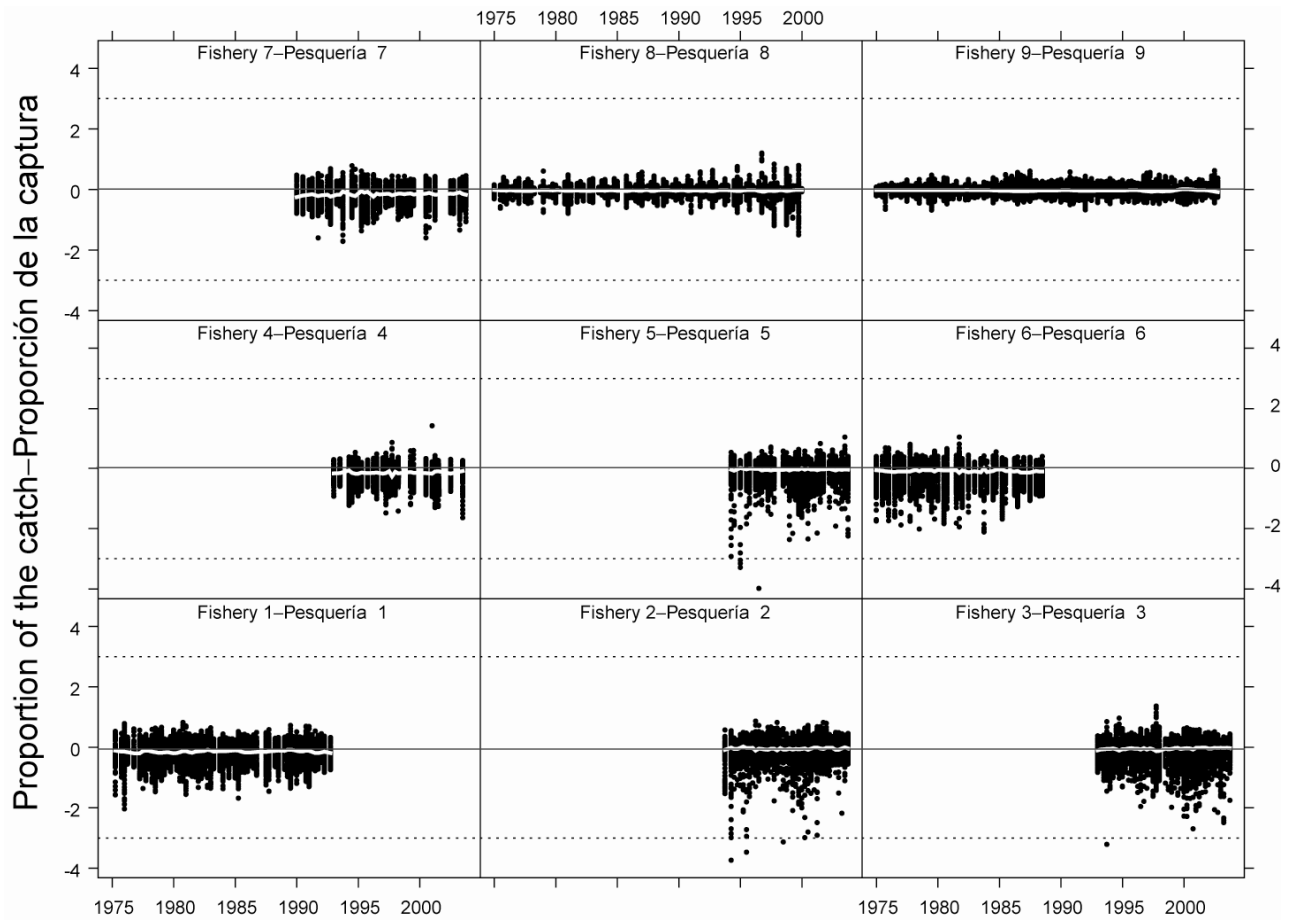


FIGURE A.2. Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and year. The fitted line is a loess smoother. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

FIGURA A.2. Residuales estandarizados del ajuste a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería y año. La línea ajustada es un suavizador loess. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones en cualquier lado del medio.

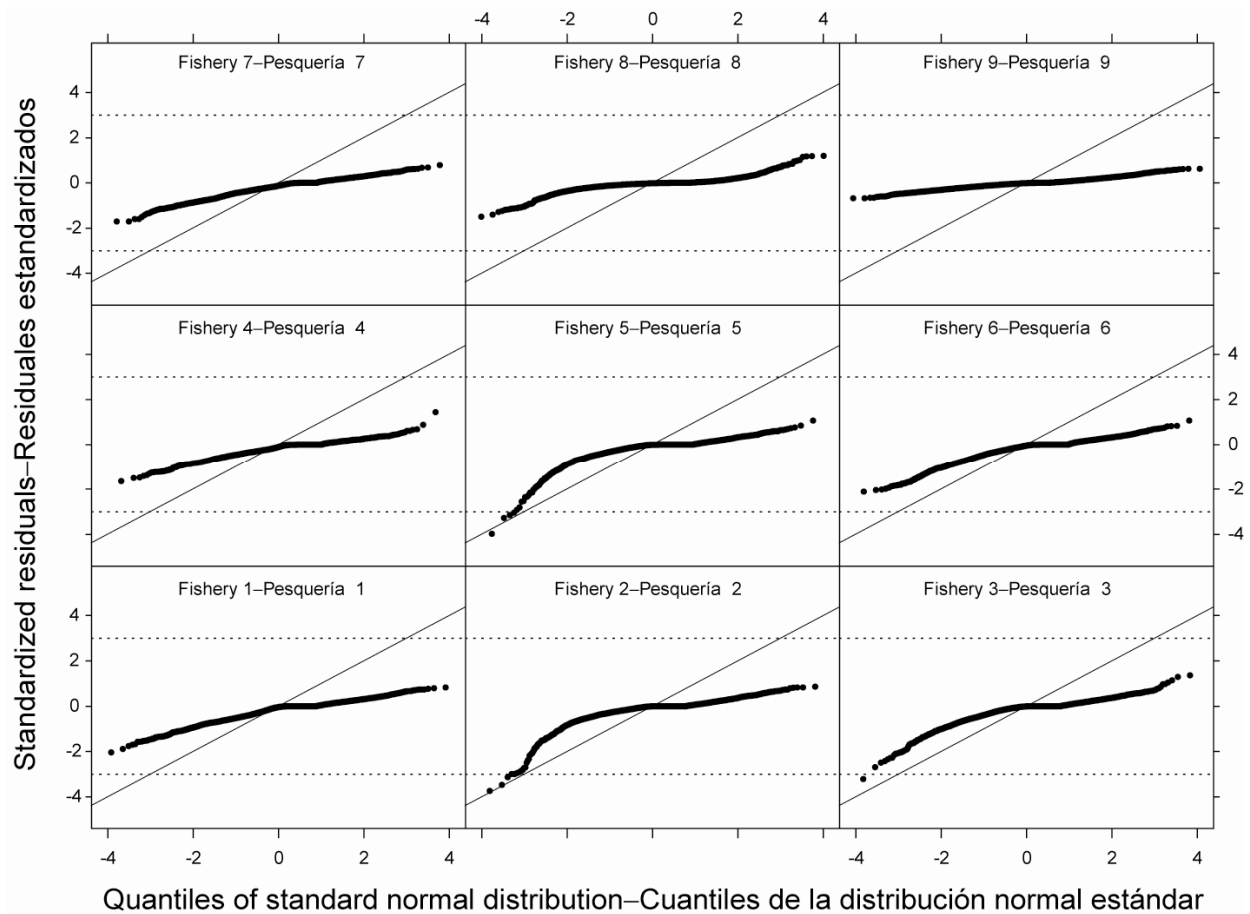


FIGURE A.3. Q-Q plot for the residuals of the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery. The diagonal lines indicate the expectations for residuals following normal distributions. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

FIGURA A.3. Gráficos Q-Q de los residuales de los ajustes a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuales siguiendo distribuciones normales. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones estándar en cualquier lado del medio.

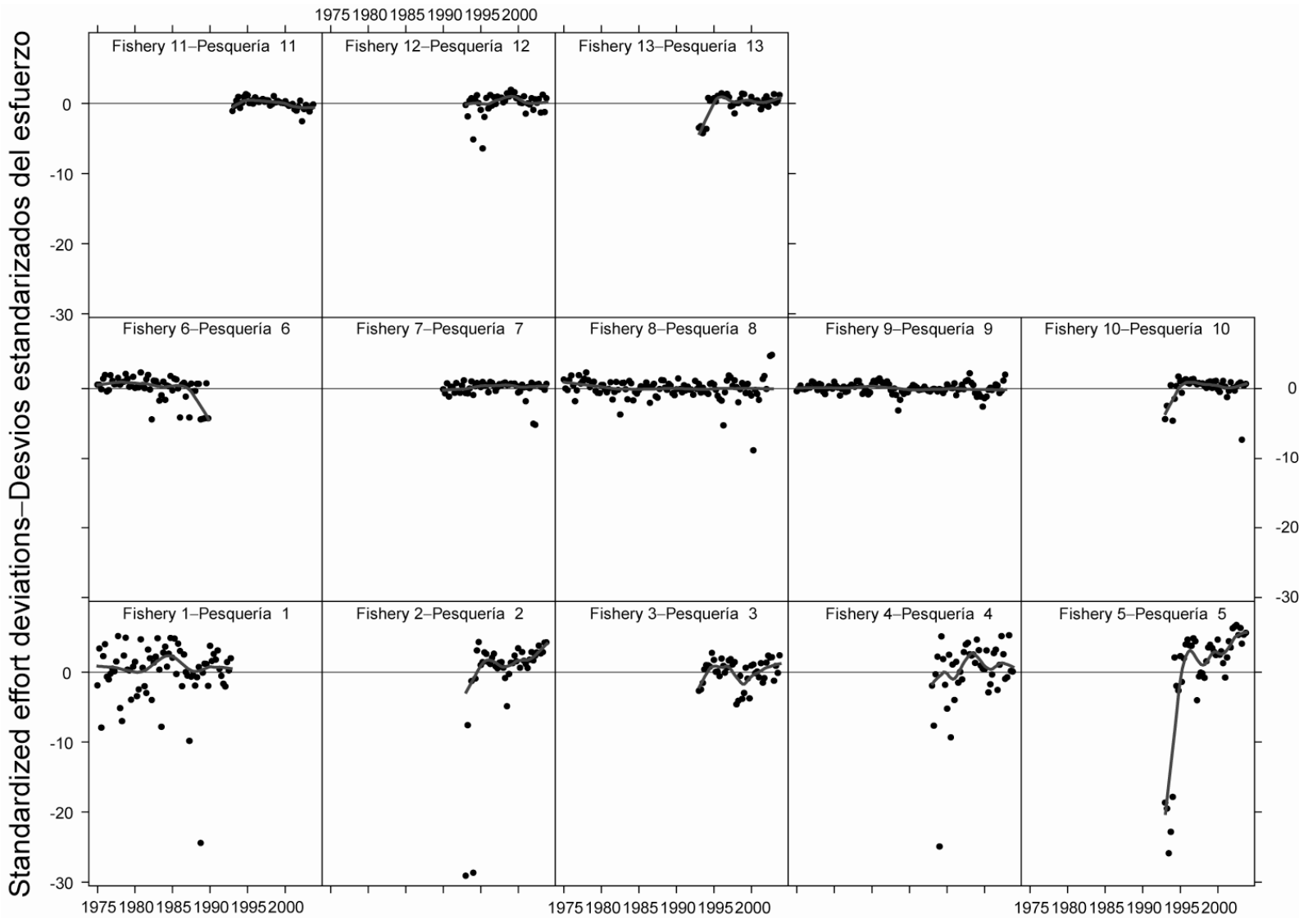


FIGURE A.4. Standardized effort deviates for bigeye tuna, by fishery and quarter. The fitted line is a loess smoother.
FIGURA A.4. Desvíos estandarizados del esfuerzo de atún patudo, por pesquería y trimestre. La línea ajustada es un suavizador loess.

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS FOR STEEPNESS
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACIÓN

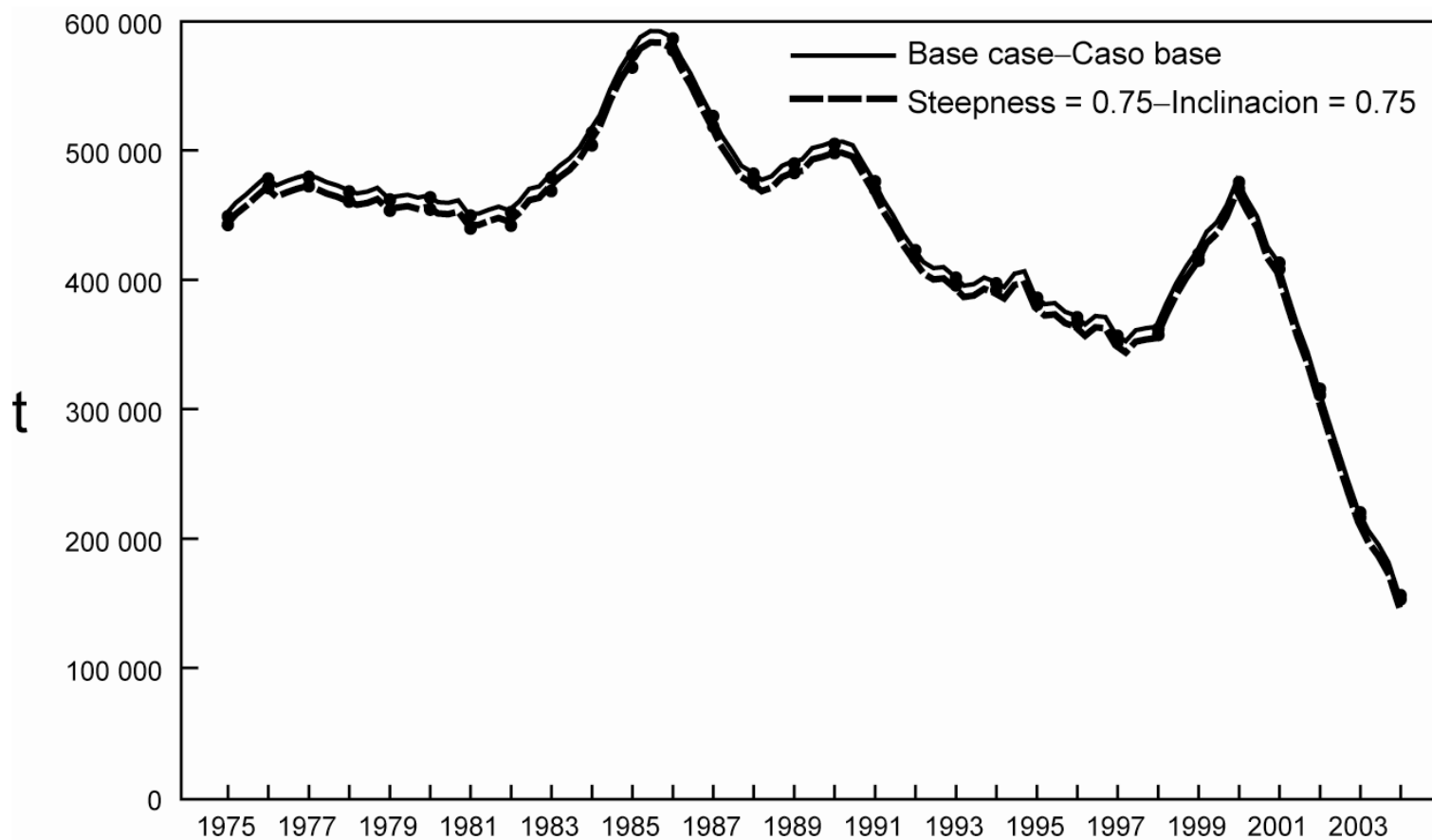


FIGURE B.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA B1. Comparación de las estimaciones de la biomasa del atún patudo del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

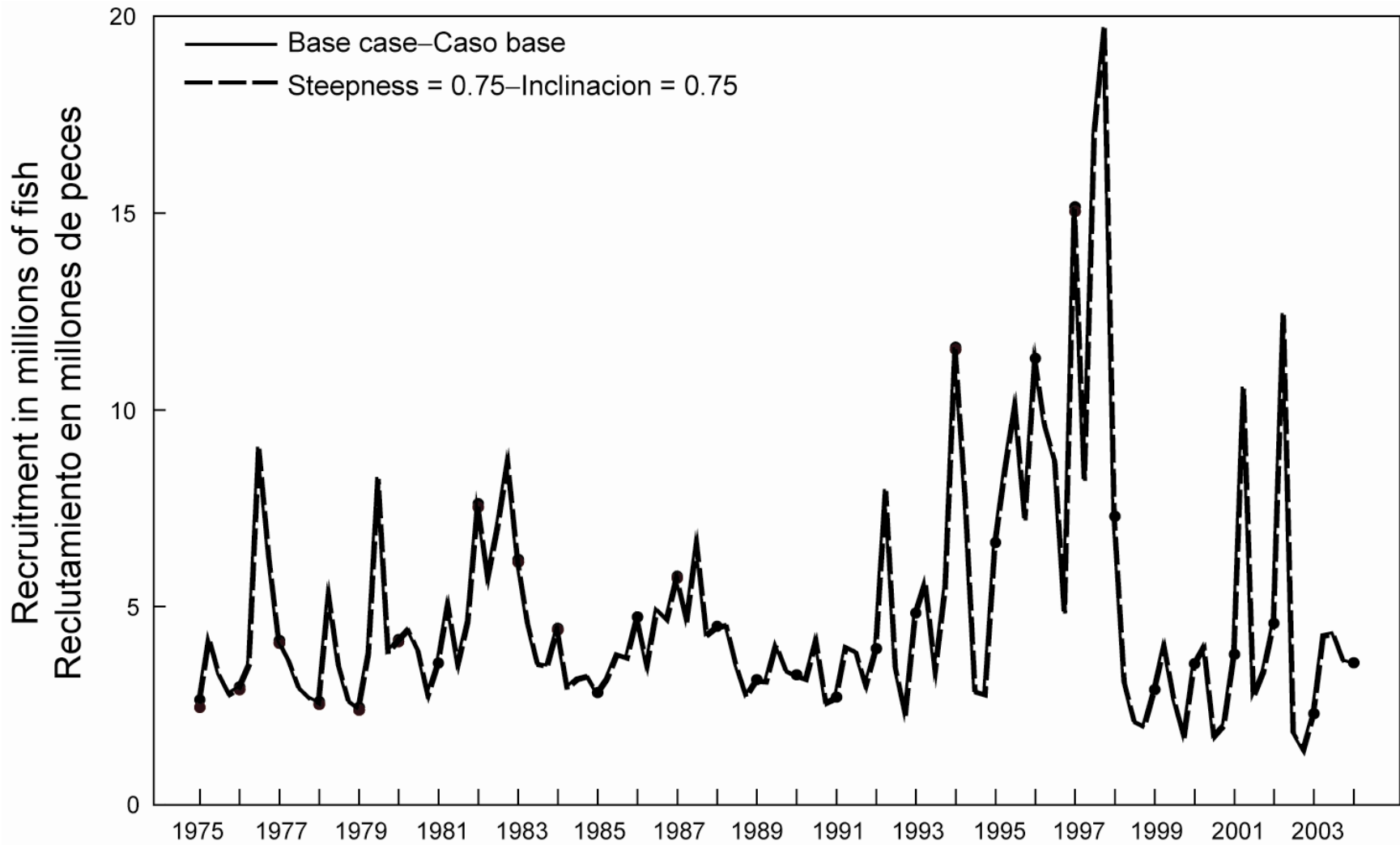


FIGURE B.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones del reclutamiento del atún patudo del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

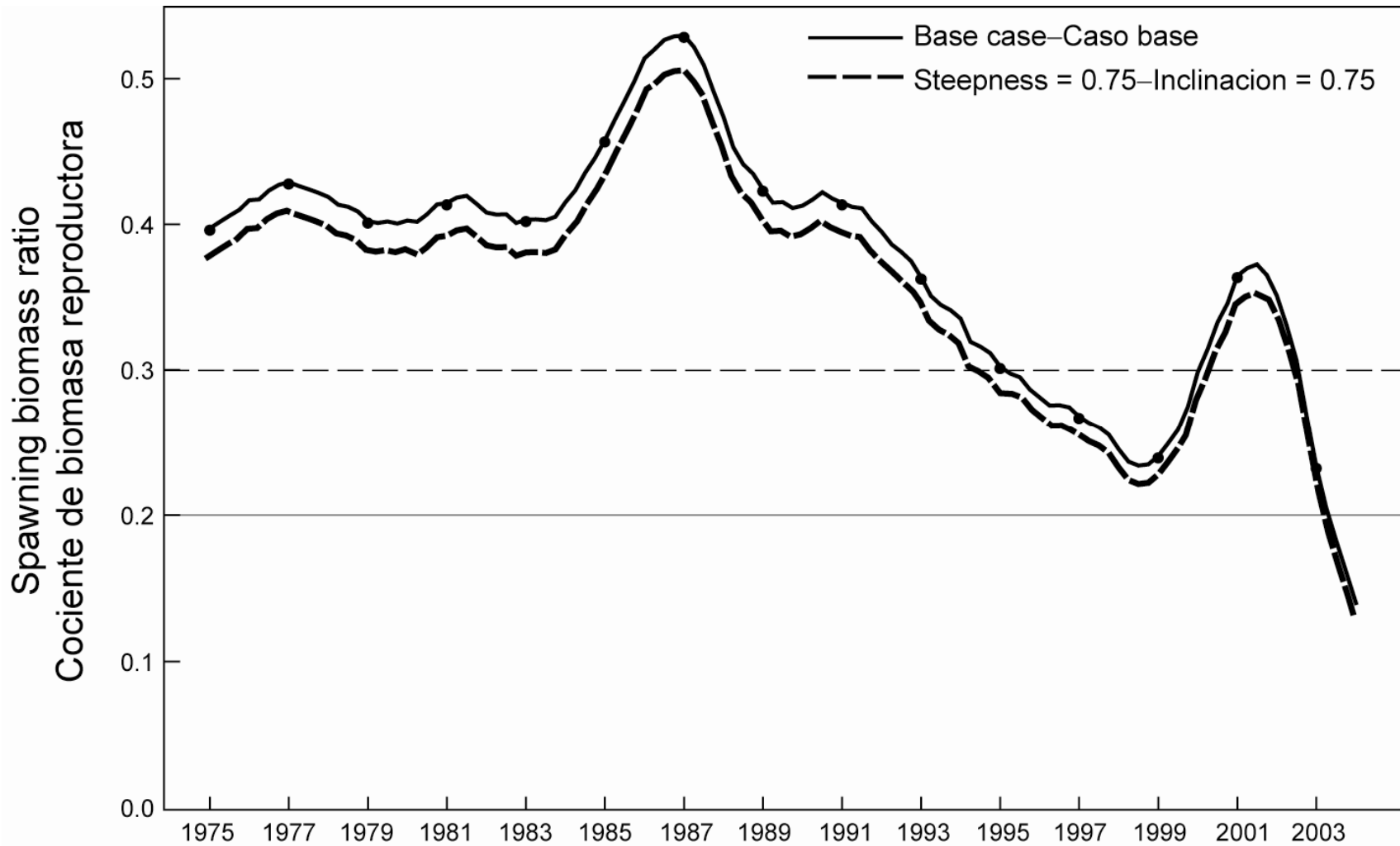


FIGURE B.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSR para los dos escenarios.

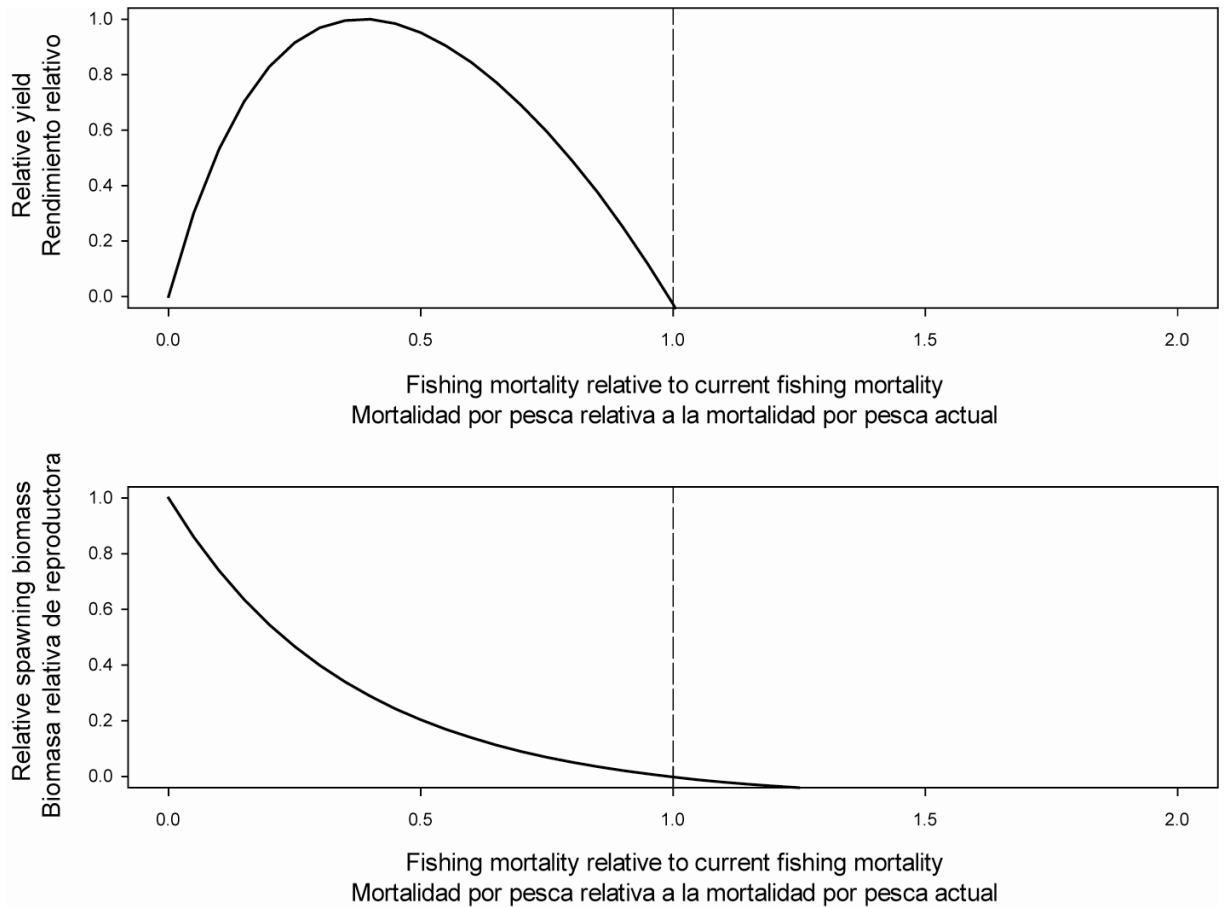
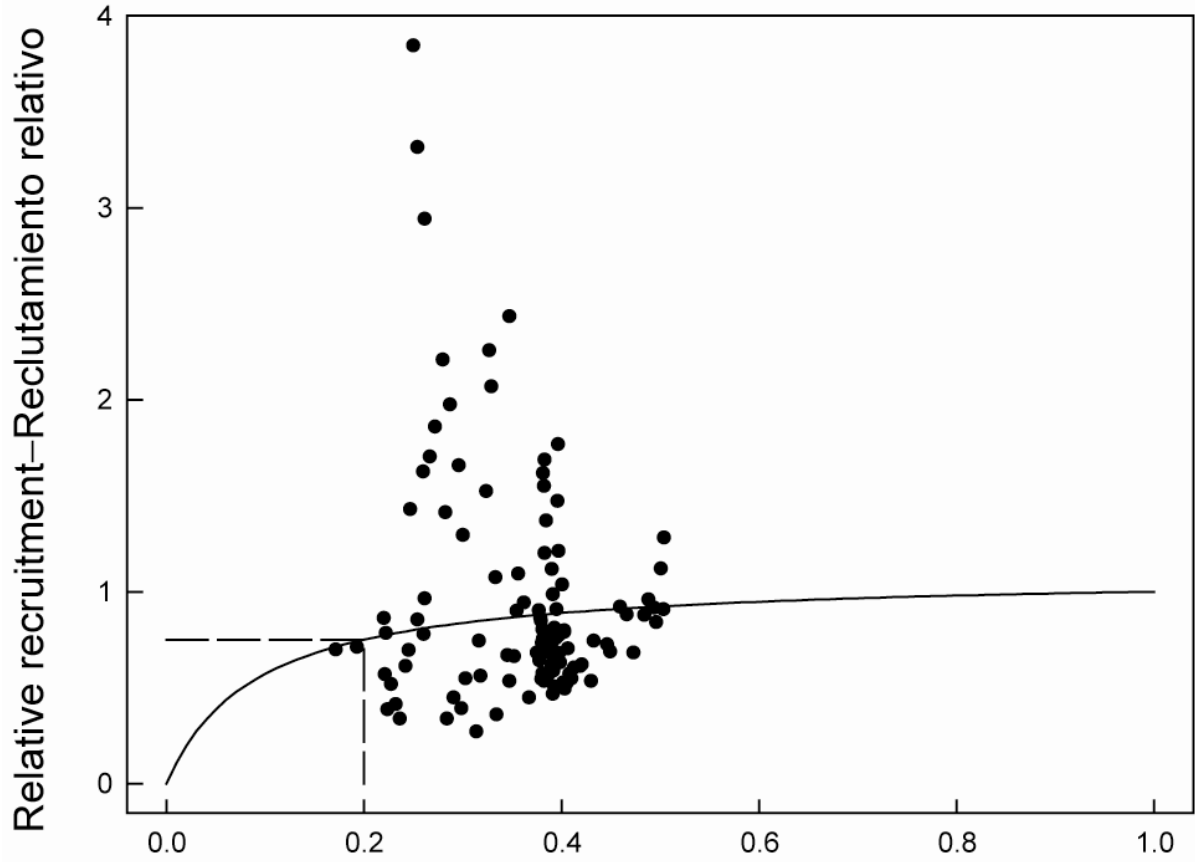


FIGURE B.4. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2001 and 2002 and a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The yield 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 B.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 los patrones medios de mortalidad por pesca de 2001 y 2002 y un relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75). Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



Relative spawning biomass–Biomasa relativa de reproductores

FIGURE B.5. Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA B.5. Reclutamiento de atún patudo graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE SURFACE FISHERIES
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA LAS PESQUERÍAS DE SUPERFICIE

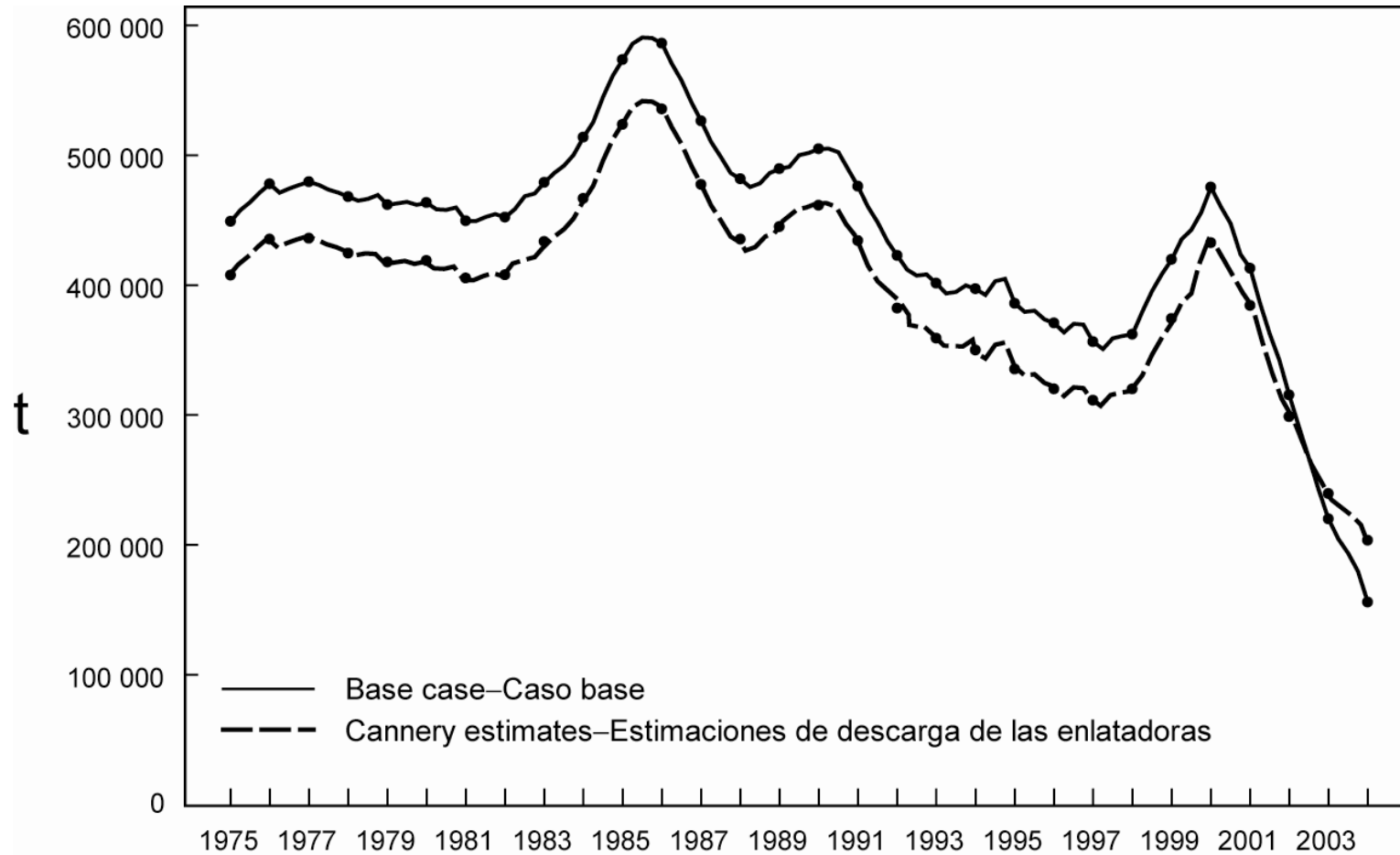


FIGURE C.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna from the base case assessment and with estimates of the catches by the surface fisheries from cannery data.

FIGURA C1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de la evaluación del caso base y con las estimaciones de las capturas por las pesquerías de superficie basadas en datos de enlatadora.

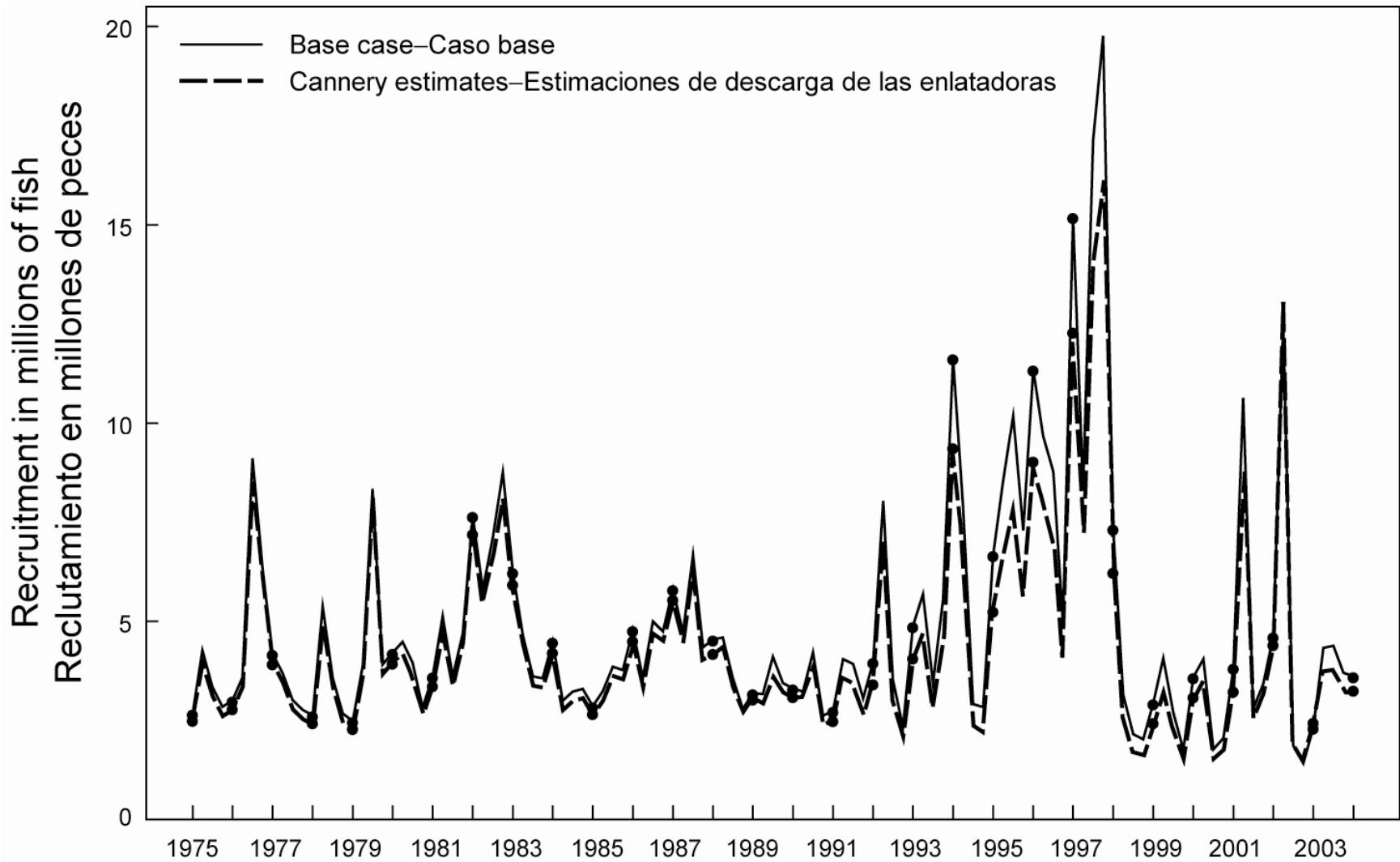


FIGURE C2. Comparison of estimates of recruitment of bigeye tuna from the base case assessment and with estimates of the catches by the surface fisheries from cannery data.

FIGURA C2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo de la evaluación del caso base y con las estimaciones de las capturas por las pesquerías de superficie basadas en datos de enlatadora.

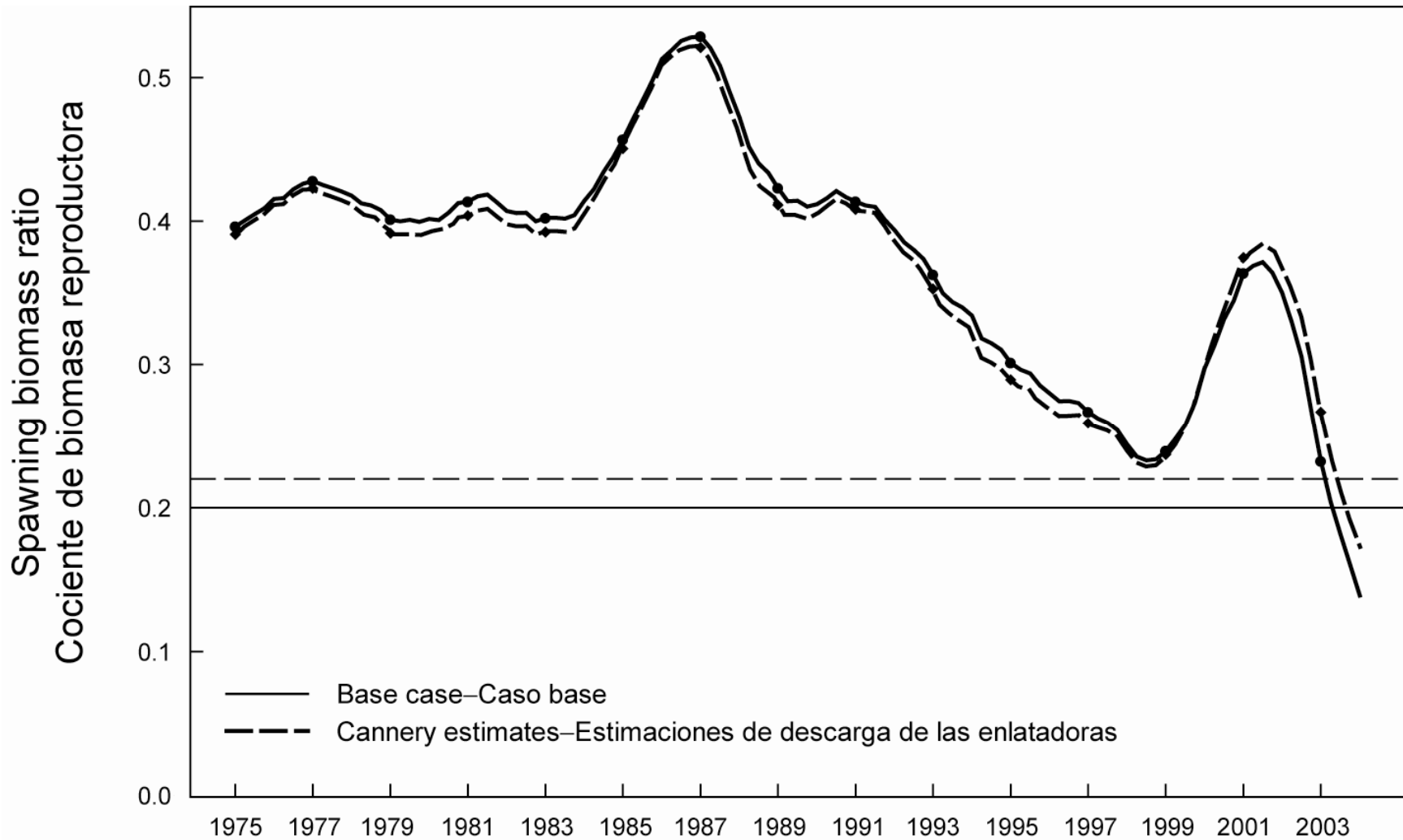


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna from the base case assessment and with the estimates of the surface catch from cannery data. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA C.3 Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo de la evaluación del caso base y con las estimaciones de las capturas por las pesquerías de superficie basadas en datos de enlatadora. Las líneas horizontales indican el SBR asociado con el RMSF en los dos escenarios.

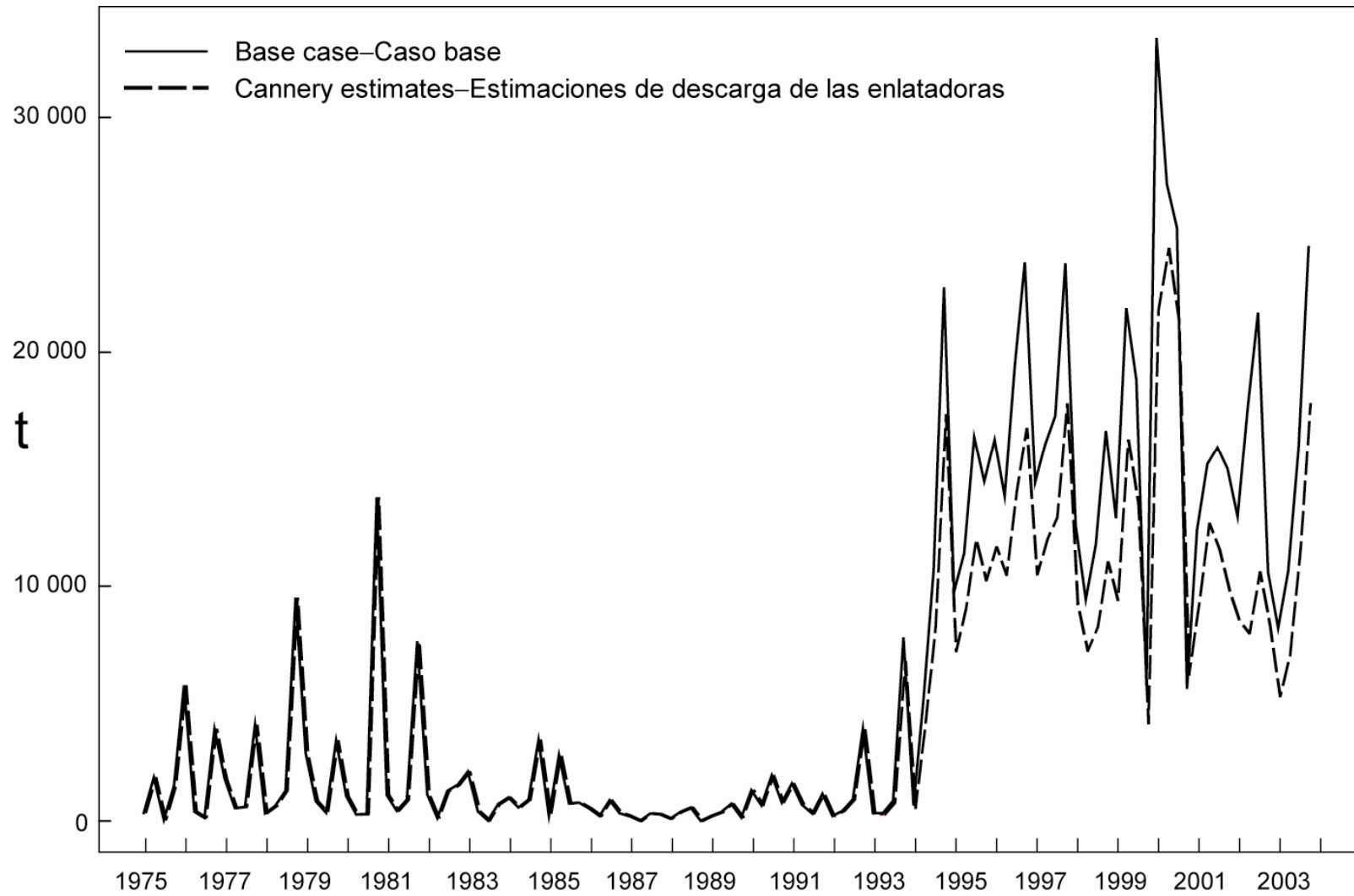


FIGURE C.4. Total surface catches of bigeye tuna used in the base case assessment (solid line) and the sensitivity analysis based on the estimates of the surface catches from cannery data (dashed line).

FIGURA C.4. Captura total de superficie de atún patudo usada en la evaluación del caso base (línea sólida) y el análisis de sensibilidad basado en las estimaciones de la captura por las pesquerías de superficie basadas en datos de enlatadora (línea de trazos).

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS FOR GREATER NATURAL MORTALITY OF JUVENILES
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA MAYOR MORTALIDAD NATURAL DE JUVENILES

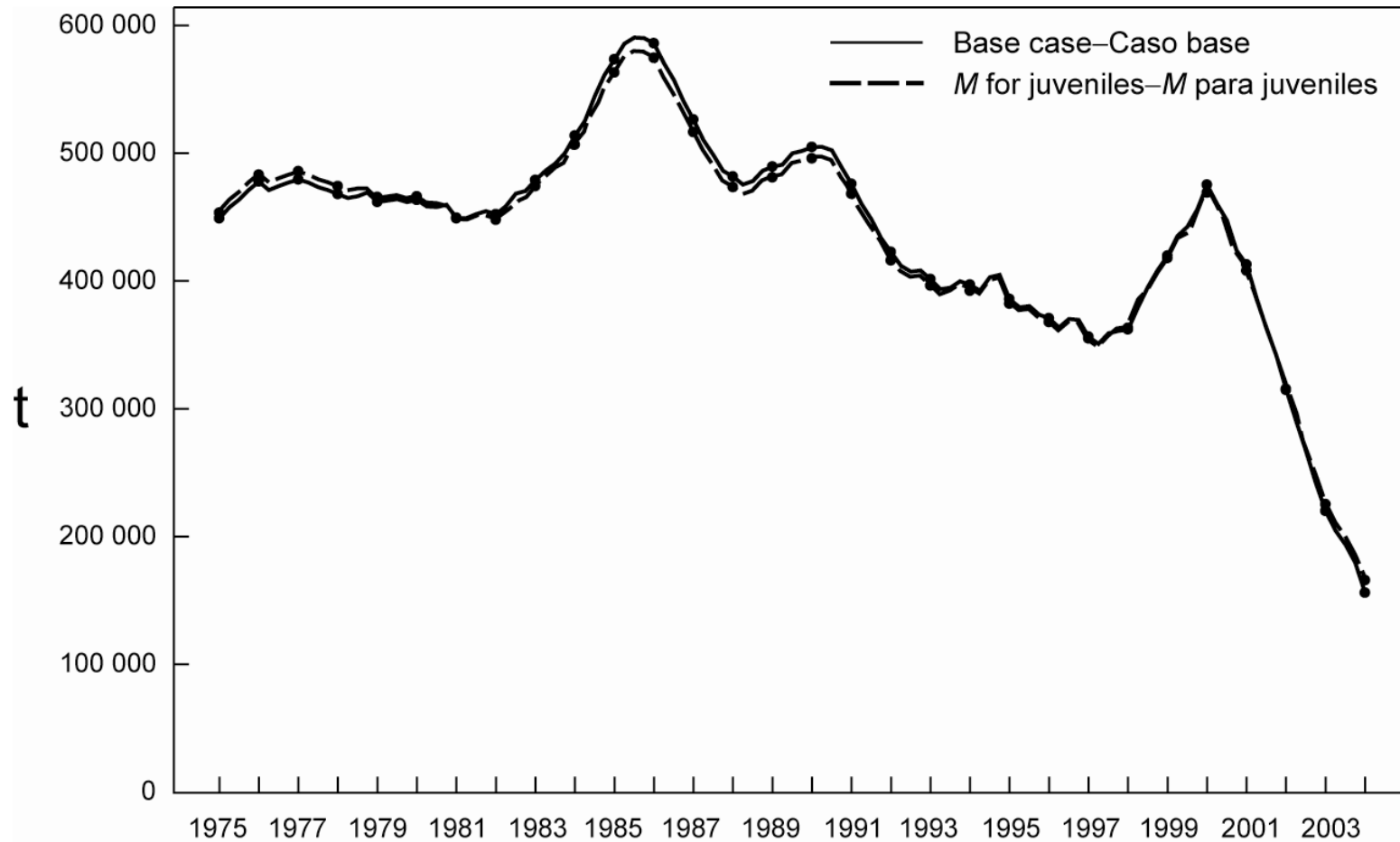


FIGURE D.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna from the base case assessment and with greater natural mortality for fish younger than 10 quarters.

FIGURA D.1. Comparación de estimaciones de la biomasa de atún patudo de la evaluación del caso base y con mortalidad natural mayor para peces de menos de 10 trimestres de edad.

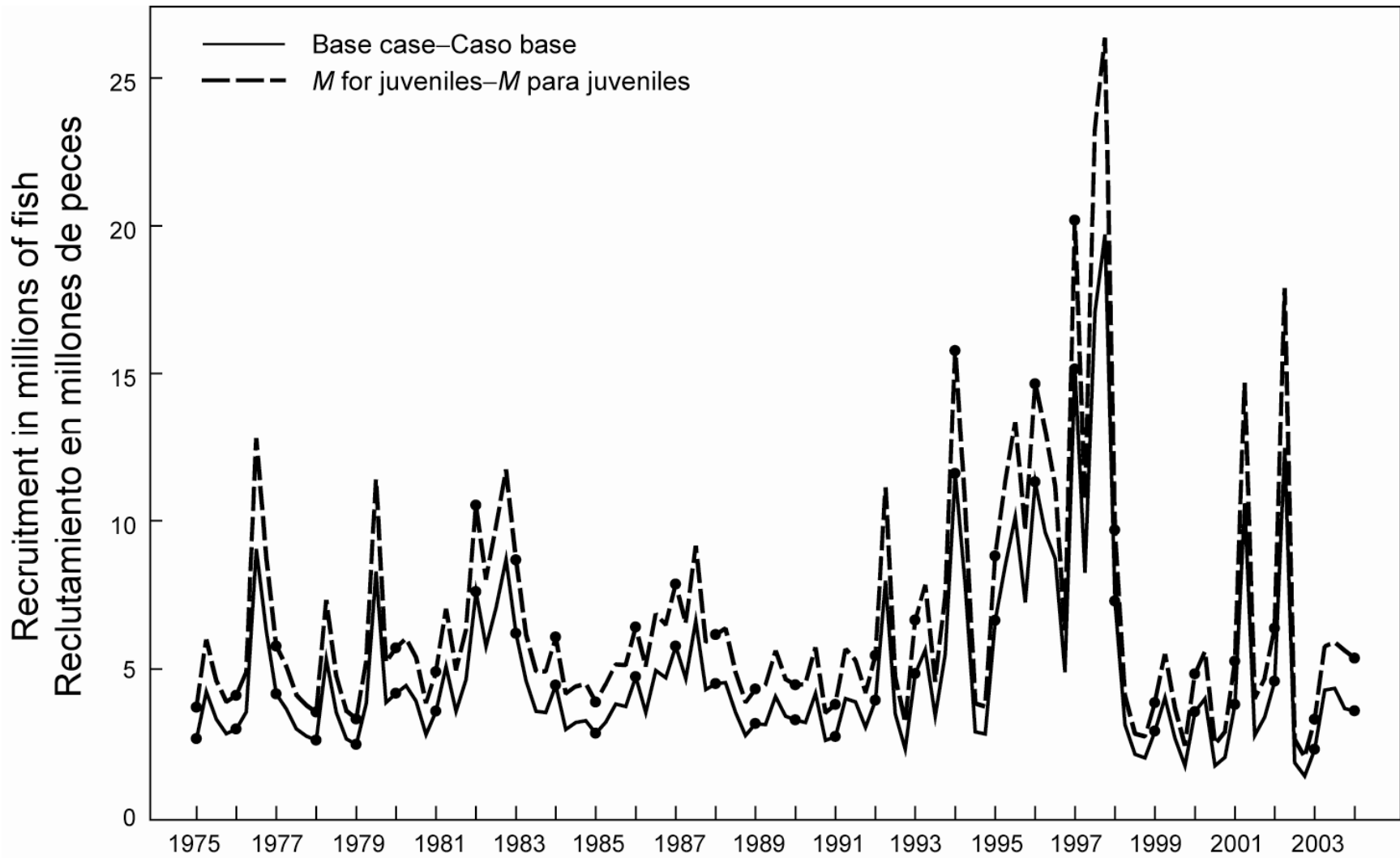


FIGURE D.2. Comparison of estimates of recruitment of bigeye tuna from the base case assessment and with greater natural mortality for fish younger than 10 quarters.

FIGURA D.2. Comparación de estimaciones del reclutamiento de atún patudo de la evaluación del caso base y con mortalidad natural mayor para peces de menos de 10 trimestres de edad.

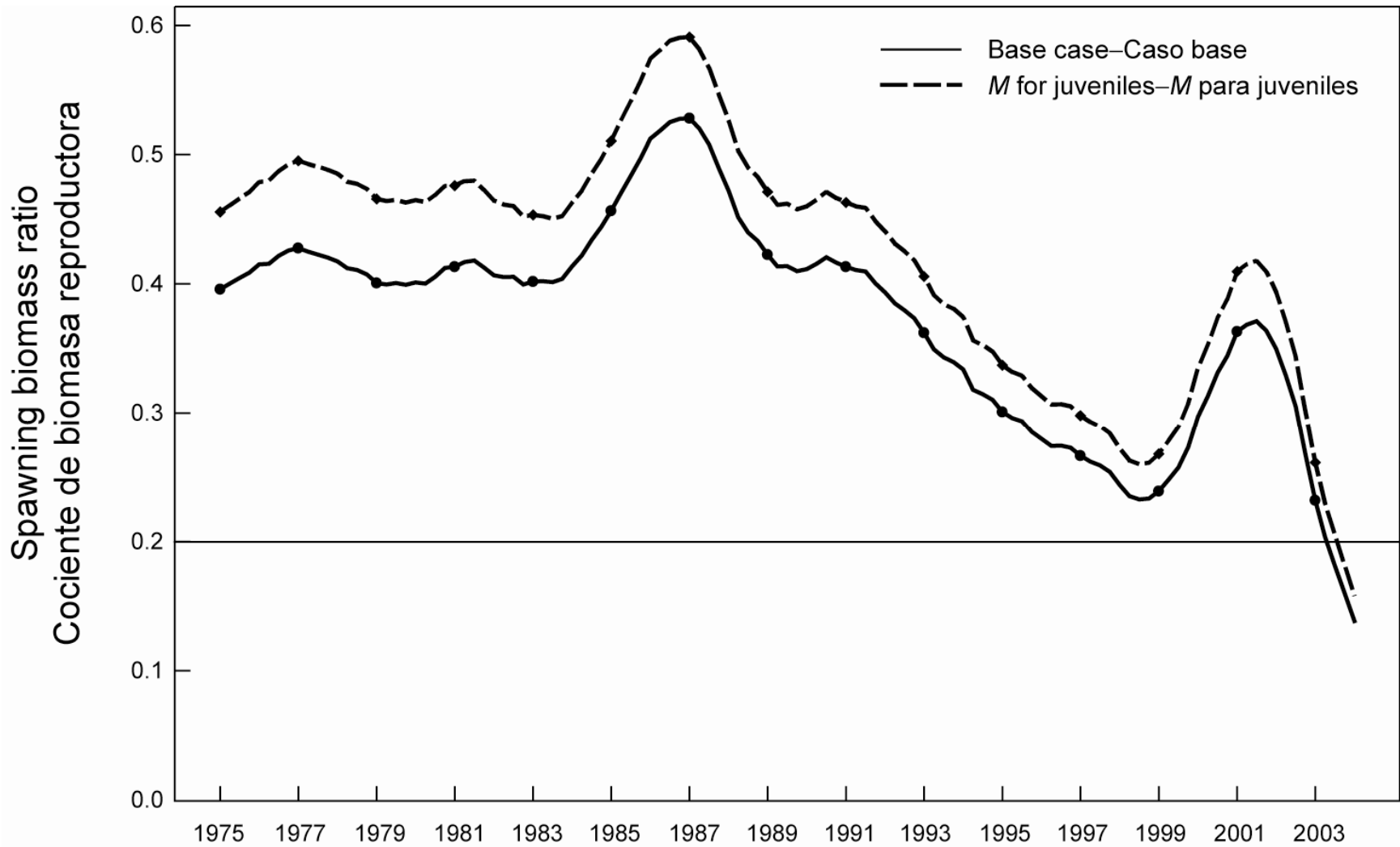


FIGURE D.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case assessment and with greater natural mortality for bigeye younger than 10 quarters. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

FIGURA D.3. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo de la evaluación del caso base y con mortalidad natural mayor para peces de menos de 10 trimestres de edad. Las líneas horizontales indican el SBR asociado con el RMSP en los dos escenarios.

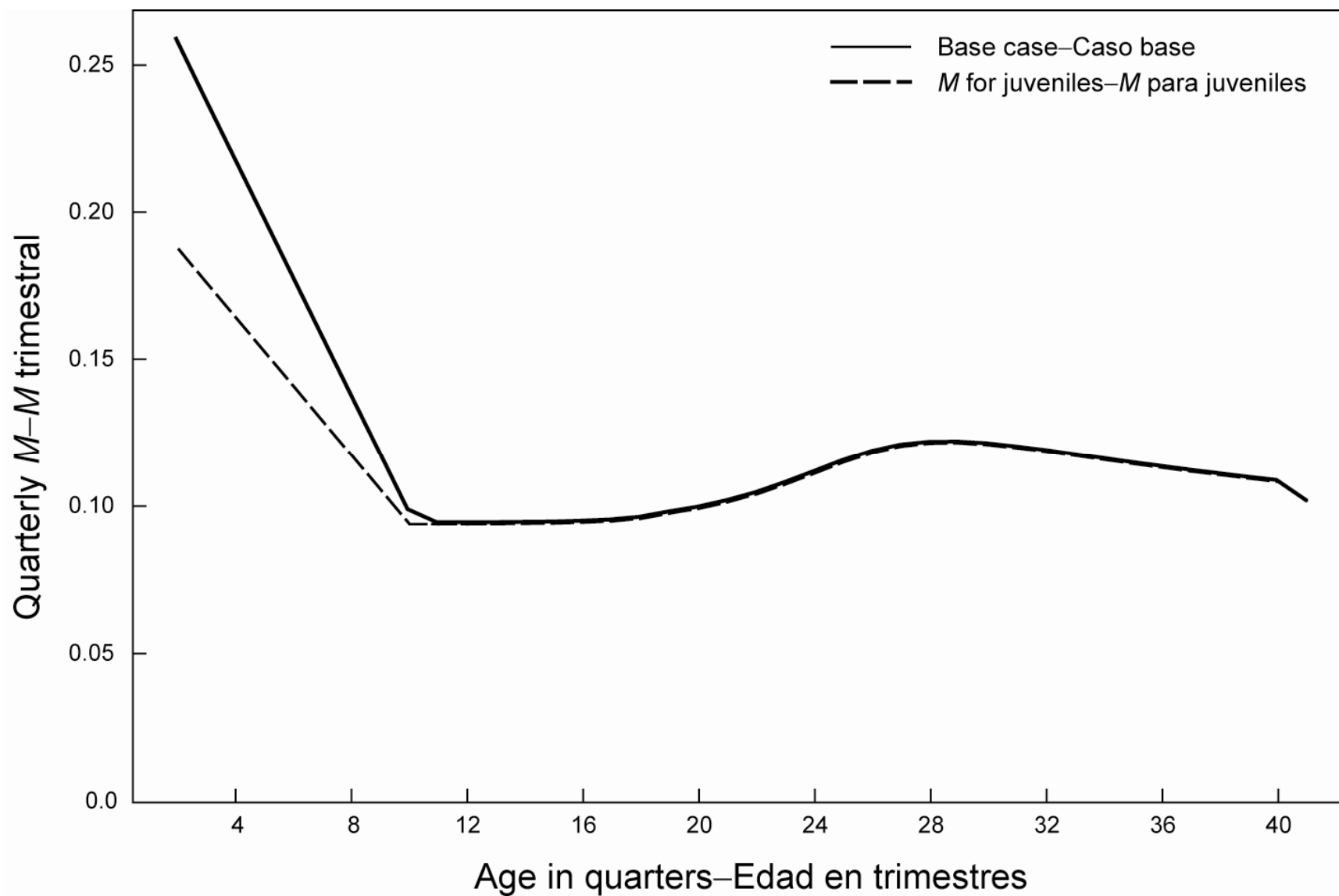


FIGURE D.4. Comparison of the assumed quarterly rates of natural mortality from the base case assessment and the sensitivity analysis.
FIGURA D.4. Comparación de las tasas trimestrales supuestas de mortalidad natural de la evaluación del caso base y el análisis de sensibilidad.

APPENDIX E: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case 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 E: RESULTOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN 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.

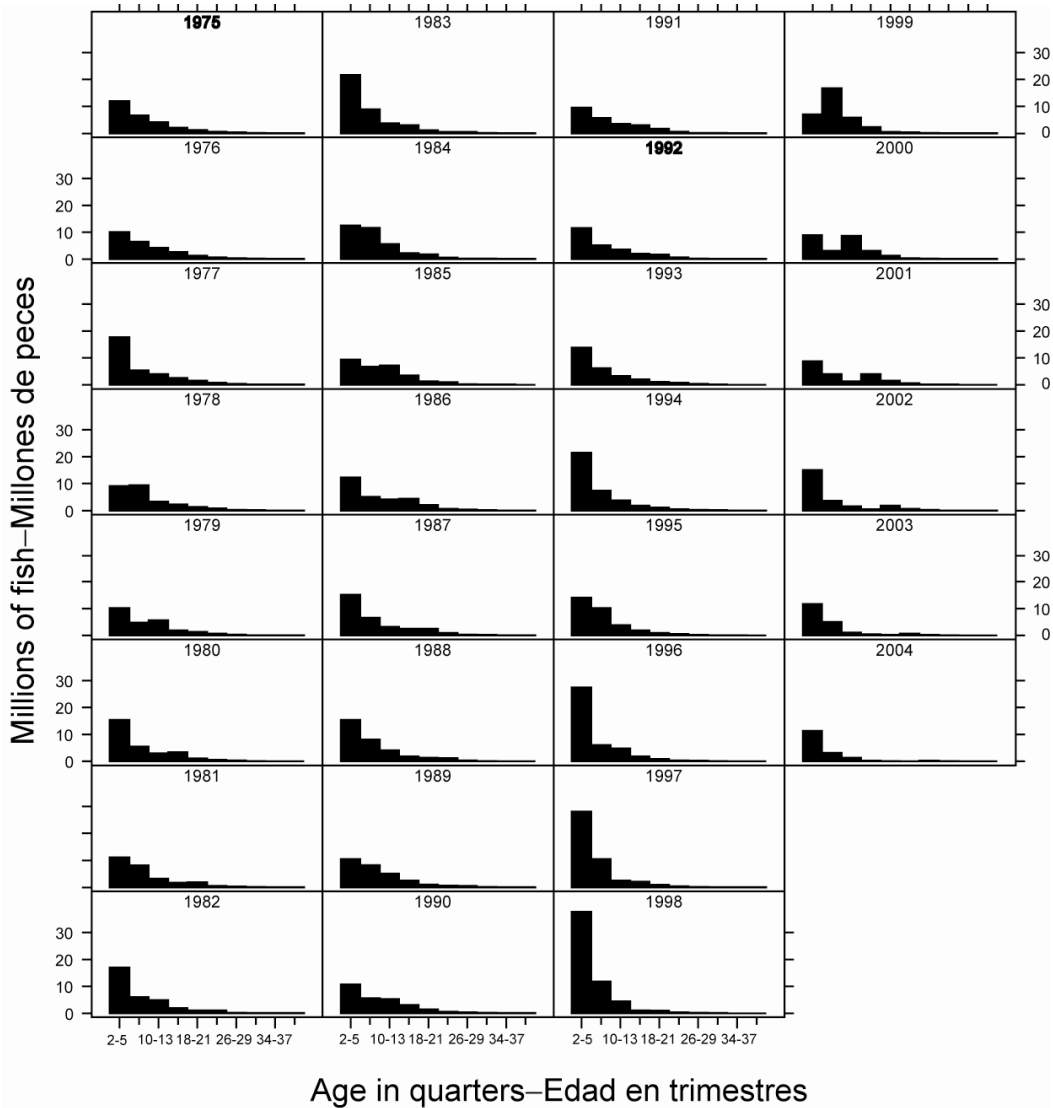


FIGURE E.1. Estimated numbers of bigeye tuna present in the EPO on 1 January of each year.
FIGURA E.1. Número estimado de atunes patudo presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

TABLE E.1. Average annual fishing mortality rates for bigeye tuna in the EPO for the base case assessment.

TABLA E.1. Tasas medias de mortalidad anual por pesca de atún patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

Year	Age—Edad									
Año	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26-29	30-33	34-37	38+
1975	0.00	0.03	0.09	0.10	0.16	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
1976	0.01	0.04	0.14	0.14	0.21	0.21	0.20	0.21	0.20	0.20
1977	0.01	0.04	0.15	0.18	0.26	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29
1978	0.01	0.07	0.16	0.18	0.26	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
1979	0.01	0.04	0.14	0.16	0.25	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26
1980	0.01	0.10	0.15	0.17	0.25	0.27	0.27	0.26	0.26	0.26
1981	0.01	0.06	0.13	0.15	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23
1982	0.00	0.03	0.12	0.15	0.22	0.23	0.22	0.23	0.23	0.23
1983	0.00	0.02	0.13	0.16	0.25	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26
1984	0.00	0.03	0.10	0.12	0.18	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19
1985	0.00	0.02	0.11	0.14	0.22	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23
1986	0.00	0.03	0.15	0.20	0.31	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35
1987	0.00	0.02	0.15	0.20	0.32	0.36	0.36	0.36	0.36	0.36
1988	0.00	0.02	0.11	0.16	0.25	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
1989	0.00	0.02	0.12	0.16	0.25	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
1990	0.00	0.04	0.16	0.21	0.32	0.35	0.34	0.34	0.34	0.34
1991	0.00	0.03	0.18	0.25	0.38	0.43	0.42	0.42	0.42	0.42
1992	0.00	0.03	0.16	0.22	0.33	0.38	0.36	0.36	0.36	0.36
1993	0.02	0.05	0.16	0.21	0.31	0.35	0.33	0.33	0.33	0.33
1994	0.08	0.19	0.28	0.29	0.36	0.38	0.37	0.37	0.36	0.36
1995	0.21	0.28	0.33	0.32	0.35	0.34	0.30	0.30	0.30	0.30
1996	0.30	0.41	0.42	0.36	0.34	0.29	0.26	0.26	0.25	0.25
1997	0.22	0.40	0.45	0.37	0.35	0.27	0.26	0.26	0.26	0.26
1998	0.17	0.26	0.29	0.28	0.34	0.35	0.31	0.31	0.31	0.30
1999	0.19	0.23	0.27	0.22	0.22	0.19	0.16	0.16	0.16	0.16
2000	0.19	0.41	0.43	0.32	0.30	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18
2001	0.23	0.42	0.44	0.37	0.40	0.34	0.32	0.32	0.32	0.32
2002	0.44	0.75	0.71	0.55	0.51	0.39	0.37	0.37	0.37	0.37
2003	0.61	0.76	0.69	0.56	0.46	0.36	0.35	0.34	0.34	0.34

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2003 Y PERSPECTIVAS PARA 2004

por

Shelton J. Harley y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo	259
2. Datos	262
3. Supuestos y parámetros.....	266
4. Evaluación de la población	269
5. Condición de la población.....	279
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	284
7. Direcciones futuras.....	287
Referencias.....	289
Figuras.....	195
Tablas	233
Anexos	240

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental. Fue realizada, al igual que las evaluaciones previas, con el método A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*), un análisis estadístico por edad de la captura por talla. La versión actual de A-SCALA es similar a la que se usó para la evaluación previa más reciente.

Del 27 al 29 de octubre de 2003 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre puntos de referencia, que produjo (1) un conjunto de recomendaciones generales sobre el uso de puntos de referencia e investigación, (2) recomendaciones específicas para las evaluaciones de poblaciones de la CIAT. Se incorporaron varias de estas recomendaciones en la presente evaluación.

La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, 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 poblaciones. Las diferencias entre la evaluación de 2003 y la de 2002 son las siguientes:

1. Se usan insumos modificados para madurez, fecundidad, proporciones de hembras en la población por edad, y vectores de mortalidad natural por edad, basados en datos actualizados.
2. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de tallas de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2003.
3. Se actualizaron los datos de esfuerzo de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2003 y datos revisados de 1975-2002.
4. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas de 1999-2001 y se añadieron datos nuevos de 2002.
5. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de Taipei Chino de 1975-1999 y se añadieron nuevos datos de 2000 y 2001.
6. Se incluyeron datos de captura de las pesquerías palangreras de la República Popular China de 2001 y 2002.
7. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de la República de Corea de 1987-1997 y se añadieron datos nuevos de 1998-2002.

8. Se actualizaron los datos de captura palangrera por talla de 1975-2001 y se añadieron datos nuevos de 2002.
9. Se actualizaron los datos de esfuerzo palangrero con base en la estandarización con redes neuronales de la captura por unidad de esfuerzo para incluir datos de 2001.
10. Las proyecciones a futuro se basan en un nuevo método que permite la inclusión de incertidumbre en los parámetros en el cálculo de los intervalos de confianza de cantidades futuras.

Se realizaron los análisis de sensibilidad siguientes para evaluar la sensibilidad a los supuestos y datos del modelo, y se describen en el presente informe:

1. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento es independiente de tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0.75 para los análisis de sensibilidad.
2. Sensibilidad a estimaciones de capturas cerqueras. En la evaluación del caso base, las estimaciones de captura cerquera se basaron en estimaciones de composición por especie de 2000-2003 y estimaciones escaladas desde 1993. Para la sensibilidad, comparamos éstas con estimaciones de enlatadora y descarga de capturas de patudo en las pesquerías de cerco, como en la evaluación de 2001.
3. Sensibilidad a las tasas supuestas de mortalidad natural de patudo de menos de diez trimestres de edad. Se incrementaron las tasas trimestrales de mortalidad natural para individuos de menos de dicha edad.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad 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 sustancialmente desde 1993, y la de los de más de unos 24 trimestres de edad ha aumentado ligeramente. El aumento en la mortalidad por pesca media de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación del caso base señala (1) que el uso de dispositivos agregadores de peces (plantados) ha aumentado sustancialmente la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes, y (2) que el patudo es sustancialmente más capturable cuando se encuentra asociado con objetos flotantes en zonas de altura que en zonas costeras.

El reclutamiento del atún patudo a las pesquerías en el OPO es variable, y no se han identificado las causas de esto. No obstante, la abundancia de los reclutas a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de la velocidad zona a 240 m en el período durante el cual se supone que los peces fueron criados. Dentro del rango de biomásas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de los reclutas de patudo parece no estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene dos características importantes. En primer lugar, el reclutamiento fue superior al promedio en 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, 1995-1997, y durante el segundo trimestre en 2001 y 2002. Los límites de confianza inferiores de estas estimaciones fueron mayores que la estimación de reclutamiento virgen solamente en el caso de 1994 y 1997 y el segundo trimestre de 2001 y 2002. En segundo lugar, con la excepción de los dos picos en 2001 y 2002, el reclutamiento ha sido muy inferior al promedio durante la mayor parte del período entre el segundo trimestre de 1998 y el fin de 2003, y los límites superiores de confianza de muchas de estas estimaciones de reclutamiento están por debajo del reclutamiento virgen. La evidencia de estos reclutamientos bajos proviene de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) reducidas de algunas de las pesquerías sobre objetos flotantes, los datos de descartes recabados por observadores, los datos de frecuencia de talla, y condiciones ambientales poco favorables para el reclutamiento. Esta serie extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que, en combinación con los altos niveles de

mortalidad por pesca, produzca una secuencia de años en los que el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada) estará considerablemente por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP).

La biomasa de patudo de edad 1+ aumentó durante 1980-1984 y alcanzó su nivel pico de unas 586,000 toneladas en 1986. Posteriormente disminuyó a un mínimo histórico de unas 156,000 toneladas al principio de 2004. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 1+, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 1+ y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO, y se predice que ambas estarán en sus niveles más bajos al fin de 2004. Un análisis de los impactos atribuidos a cada pesquería indica que la disminución inicial puede ser atribuida a la pesca palangrera, pero que las disminuciones más recientes se deben principalmente a la pesca de cerco.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa no fueron sensibles ni a la forma en la que se parametriza el modelo de evaluación ni a los datos que se incluyen en la evaluación. Sin embargo, en la presente evaluación, se consideró una gama menos amplia de análisis alternativos.

Al principio de enero de 2004, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba disminuyendo de un nivel alto reciente. En ese momento el SBR era aproximadamente 0.14, un 32% menor que el nivel correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}), con límites de confianza superior e inferior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 0.07 y 0.21. La estimación del límite de confianza inferior es tan sólo ligeramente mayor que la estimación de SBR_{RMSP} (0.20), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2004, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP. Este cambio dramático, de estar por encima del nivel de SBR_{RMSP} a estar por debajo del mismo, fue predicho por las tres últimas evaluaciones.

Las estimaciones del SBR promedio que se proyecta ocurrirá durante 2003-2014 indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en 2007-2008, y que siga por debajo del nivel correspondiente al RMSP durante muchos años, a menos que se reduzca mucho la mortalidad por pesca o que el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años. Es probable que ocurra esta disminución debido a la pobreza del reclutamiento reciente y a los altos niveles estimados de mortalidad por pesca.

El peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas ha estado por debajo del peso crítico (unos 49,8 kg) desde 1993, lo cual sugiere que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad no es satisfactorio del punto de vista de rendimiento por recluta. El peso promedio del pescado capturado es actualmente unos 10 kg en la pesquería de cerco, pero unos 60 kg en las pesquerías palangreras.

Se estima que las capturas recientes han estado un 26% por encima del nivel de RMSP. 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 correspondiente al RMSP es aproximadamente el 62% de nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 62% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo un 8%, y la biomasa reproductora de la población un 156%. El RMSP de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura peces de un peso cercano al crítico.

Todos los análisis considerados sugieren que, al principio de 2004, la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP. El RMSP y el multiplicador de mortalidad por pesca (F) son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, la mortalidad por pesca está muy por encima del nivel correspondiente al RMSP.

Actualmente, la pesquería de cerco sobre objetos flotantes ejerce el mayor impacto sobre la población de

atún patudo. Se predice que las restricciones aplicadas a una pesquería (o sea, palangre o cerco) solamente, particularmente restricciones sobre pesquerías palangreras, serán insuficientes para permitir a la población recuperarse a niveles correspondientes al RMSP. Reducciones grandes (50%) del esfuerzo sobre patudo de la pesquería de cerco permitirán a la población recuperarse hacia el nivel de RMSP, pero son necesarias restricciones sobre tanto la pesquería palangrera como la de cerco para que la población alcance el nivel de RMSP en 10 años. Las simulaciones sugieren que las restricciones contempladas en la Resolución C-03-12 de 2003 sobre la conservación del atún en el OPO no serán suficientes para que la población se recupere.

Las proyecciones indican que, so las tasas de mortalidad por pesca continúan en sus niveles recientes (2002 y 2003), las capturas palangreras y el SBR disminuirán a niveles extremadamente bajos. Ya que la evaluación del caso base no incluye una relación población-reclutamiento, el reclutamiento no disminuirá, por lo que se predice que las capturas cerqueras disminuirán tan sólo levemente de los niveles recientes.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2003 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2003, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta marzo de 2004. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen trece pesquerías para la evaluación de la población de patudo. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, 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 (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004). 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 (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 los barcos cañeros, y de los 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.

Para realizar la evaluación de la población de atún patudo, 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 informes anteriores (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001). Se ha cambiado la terminología del presente informe para que sea consistente con la terminología usada en otros informes de la CIAT. El sentido correcto de descargas es captura descargada en un año dado, aun si no fue capturada en ese año, Antes, descargas se refería a captura retenida capturada en un año dado; esta captura es ahora denominada

captura retenida. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar tanto captura total (descartes más captura retenida) como captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan los tres tipos de datos de captura para evaluar la población de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1 y 8-9 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.3) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 10-13 son descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.3).

Se incorporaron en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura y esfuerzo para las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13). Al igual que en la evaluación de Harley y Maunder (2004), se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Las comparaciones de estimaciones de captura de distintas fuentes todavía no han provisto detalles específicos del método más apropiado para escalar las estimaciones históricas de captura basadas en datos de descargas y de enlatadora. Este análisis es complejo, ya que los datos de enlatadora y de descarga son tomados a nivel de viaje, mientras que las muestras de composición por especie son tomadas a nivel de bodega, y representan solamente un pequeño subconjunto de los datos. Las diferencias en las estimaciones de captura podrían deberse a la proporción de atunes pequeños en la captura y/o diferencias en el esfuerzo dedicado a distinguir las especies en la enlatadora, o hasta a sesgos introducidos en el algoritmo de composición por especies al determinar la composición por especies en estratos para los cuales no se dispone de muestras de composición por especie. En la presente evaluación, se calcularon factores de escala por pesquería para 2000-2003, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1993-1999. En el Anexo C presentamos un análisis de sensibilidad en la que usamos estimaciones de descarga de las enlatadoras de las descargas de las pesquerías de superficie. Es importante notar que el esfuerzo supuesto no cambia. 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 actualizados y nuevos de captura y esfuerzo para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9). Se dispone de datos de captura nuevos de Japón (2002), Taipei Chino (2000 y 2001), China (2001 y 2002), y Corea (1998-2002), y de datos actualizados de Japón (1999-2001), Taipei Chino (1975-1999), y la República de Corea (1987-1997). El personal de la CIAT está en el proceso de incluir las descargas de varias flotas palangreras pequeñas y nuevas en la base de datos para inclusión en evaluaciones futuras.

Al igual que en las dos evaluaciones previas del patudo del OPO (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004), 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. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002, Maunder y Harley 2002), se obtuvieron las estimaciones de la CPUE estandarizada con árboles de regresión (Watters y Deriso 2000) o con el método basado en hábitat (Hinton y Nakano 1996, Bigelow *et al.* 2003). Al igual que en la evaluación de Harley y Maunder (2004), se estimaron CPUE estandarizadas para 1975-2001 con una red neuronal descrita por Maunder y Hinton (presentada).

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo del OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2003. 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 enero de 1975, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

Para esta evaluación se dispone de datos de descargas palangreras hasta 2002 inclusive. En la evaluación, las descargas palangreras estimadas en 2003 son una función del esfuerzo palangrero en 2002 (porque se supuso que el esfuerzo en 2003 fue igual que en 2002), la abundancia estimada en 2003, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

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 de la población.

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 la población 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 en el 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 esfuerzo dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes. En segundo lugar, la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en el OPO, dirigido principalmente hacia el patudo, disminuyó sustancialmente después de aproximadamente 1991, pero ha vuelto a aumentar desde 2000.

Con respecto a 2002, la cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 2 y 7 disminuyó un 8% y 4%, respectivamente, durante 2002. El esfuerzo en estas pesquerías aumentó en 2002 con respecto a los niveles de 2001. La cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 3 (50%), 4 (46%) y 5 (49%) aumentó de 2002 a 2003. Estos resultados indican que la pesquería sobre objetos flotantes en la zona de alta mar del sur (Pesquería 2) dejó de crecer durante 2003. Los aumentos en las Pesquerías 3, 4, y 5 son mayores que las disminuciones observadas en 2002. 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).

En el caso de las pesquerías palangreras, se dispuso de CPUE estandarizada para estimar el esfuerzo efectivo en cada trimestre durante 1975-2001. Para 2002, se predijo la CPUE estandarizada en cada trimestre a partir de estimaciones de la CPUE nominal disponibles para 1975-2002. Se calculó el esfuerzo de pesca dividiendo las capturas observadas por la CPUE estandarizada. El esfuerzo en 2001 y 2002 es mucho mayor que aquél estimado por Harley y Maunder (2004), debido a que la presente evaluación incluye datos de captura de las pesquerías palangreras de China y Taipei China, recientemente en expansión. No se dispuso de datos de captura o esfuerzo de las operaciones de las pesquerías palangreras en 2003. Se supuso que el esfuerzo trimestral en 2003 fue igual que aquél estimado para 2002.

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).

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 poblaciones. 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 poblaciones, 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 o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado

descartado. Se incluyen en el análisis nuevos datos de descartes para 2003.

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 o, si no se dispone de ésta, la del año previo.

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 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 se cree que este tipo de clasificación es infrecuente en las demás pesquerías cerqueras.

En la Figura 2.4 se presenta una serie de tiempo de descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las pesquerías más importantes sobre objetos flotantes (2, 3 y 5), la proporción de la captura descartada ha sido baja durante los cinco últimos años en comparación con la que se observa en la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997. Hay evidencias fuertes de que esto se debe en parte a las clases anuales débiles estimadas en los últimos años. Es posible que reglamentos sobre los descartes de atún hayan desempeñado un papel.

Se supone que no se descarta patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

2.3. Datos de composición por tamaño

Se dispone de nuevos datos de 2003 de frecuencia de talla para las pesquerías de superficie. Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa para 2002, y los datos de años previos han sido actualizados. No se dispone de datos de composición por tamaño para otras flotas palangreras.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En dos evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002) 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 capturan 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 la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (Figura 4.2, Pesquería 8); en la zona sur, capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (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 la Figura 4.3 ilustran este punto. Las composiciones por tamaño más recientes (2003) de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes contienen más patudo de tamaño mediano que las muestras de 2002. Esta observación es consistente con la mayor proporción de peces

pequeños observada en las muestras de 2002.

3. SUPUESTOS Y PARAMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento 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 monótonicamente. 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.

En una evaluación previa del patudo (Watters y Maunder 2002), se usó el método A-SCALA para comparar el desempeño estadístico de los distintos supuestos sobre el crecimiento. 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 $L_{\infty} = 214,8$ cm, $k = 0,2066$, la talla de reclutamiento a las pesquerías de descarte = 30 cm, y la edad de reclutamiento a la pesquería = 2 trimestres. El análisis previo señaló que fijar el crecimiento era estadísticamente mejor que estimar el crecimiento. No obstante, se eligió estimar el crecimiento en esta evaluación usando la curva de crecimiento de von Bertalanffy de Suda y Kume (1967) como distribución previa fuerte solamente para los peces mayores (12 a 40 trimestres). Esta decisión se basa en que la evaluación del atún aleta amarilla del OPO (Maunder 2002) y evaluaciones de atunes en el Pacífico occidental y central (Hampton y Fournier 2001a, b; Lehodey *et al.* 1999) sugieren que el crecimiento de los atunes no sigue una curva de crecimiento de von Bertalanffy en el caso de los peces menores. Se usa la distribución previa para los peces mayores porque la información en los datos de frecuencia de talla es generalmente insuficiente para estimar tallas medias para los peces de mayor edad. Evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001) produjeron estimaciones de la variación de talla a edad inverosimilmente altas, y por lo tanto se usa la variación a edad estimada a partir de los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central. Las estimaciones de la variación de talla a edad de la evaluación MULTIFAN-CL del atún patudo del Pacífico entero fueron consistentes con los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central (Hampton y Fournier 2001b). La cantidad de variación a edad es asimismo consistente con las estimaciones basadas en datos de espinas dorsales (Sun *et al.* 2001) y las estimaciones del aleta amarilla en el OPO (Maunder 2002).

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación de la población:

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

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. Es posible que el reclutamiento sea continuo durante todo el año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967).

El método A-SCALA permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957).

Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora (la biomasa de hembras maduras) 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 biomasa 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 debido a una falta de contraste en la biomasa reproductora 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 el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación = 1). No existen evidencias de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, es cercana a 1. Se presenta también un análisis de sensibilidad con inclinación = 0,75. Además de los supuestos requeridos para la relación población-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.

Para la evaluación de Harley y Maunder (2004) se cambiaron los insumos de reproducción, con base en los resultados preliminares de estudios biológicos emprendidos por el personal de la CIAT. Subsecuentemente, más muestras fueron analizadas, incluyendo algunas provistas por el Dr. N. Miyabe, y estos insumos fueron modificados de nuevo.

Se supone que el 50% de las hembras son maduras a los 4,5 años de edad (18 trimestres), a diferencia de los 5 años supuestos por Harley y Maunder (2004) (Figura 3.2). Las estimaciones modificadas de la proporción de hembras por edad son casi idénticas a las estimaciones preliminares usadas por Harley y Maunder (2004) y se basan en una mezcla de estimaciones recientes e históricas (Kume y Joseph 1966) (Figura 3.2 y Tabla 3.1). Estas estimaciones son similares a las de muestras de la flota palangrera japonesa para el OPO (Dr. N. Miyabe, comunicación personal). 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.

Es posible que los supuestos acerca de los parámetros biológicos cambien de nuevo en el futuro a medida que avanzan las investigaciones.

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 de la población.

3.1.4. Mortalidad natural

Los vectores de mortalidad natural (M) por edad usados en la evaluación previa del atún patudo (Watters

y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002, Harley y Maunder 2004) se basaban en ajustes a proporciones de hembras por edad, madurez a edad, y estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000). Ya que las dos primeras de estas cantidades han sido revisadas de nuevo en la presente evaluación, se estimaron nuevos vectores de mortalidad natural por edad fuera del modelo de evaluación (Harley y Maunder, análisis inédito). Estas nuevas estimaciones son ligeramente más bajas que las estimaciones previas, y aumentan a edades menores debido a la madurez ligeramente más temprana supuesta. Sigue en pie la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercieron una influencia importante sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población relativo al que corresponde el RMSF (Watters y Maunder 2001). Se realizaron dos análisis de sensibilidad para evaluar la sensibilidad a la mortalidad natural. El primero, no presentado aquí, se basó en los valores supuestos por Harley y Maunder (2004); para el segundo, descrito en el Anexo D, se incrementó la mortalidad natural de patudo de menos de 10 trimestres de edad.

3.1.5. Estructura de la población

No se dispone de suficientes datos para poder determinar si hay una o varias poblaciones de patudo en el Océano Pacífico. Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos, una en el OPO y la otra en el Pacífico occidental y central, y que no ocurre un desplazamiento neto entre estas dos zonas. El personal de la CIAT está colaborando con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) 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 una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método A-SCALA. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman tasas de desplazamiento dentro del Océano Pacífico, estimaron tendencias de la biomasa muy similares a aquéllas estimadas por Harley y Maunder (2004).

3.2. Influencias ambientales

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 de la población, y se determina si dicha variable explica una cantidad significativa de la variación en las estimaciones de reclutamiento. Para la evaluación de Harley y Maunder (2004), se hizo una modificación de A-SCALA para permitir valores faltantes en el índice ambiental que se cree está relacionado con el reclutamiento. Esto nos permitió iniciar el modelo de la población en 1975, cinco años antes del principio de la serie de tiempo del índice ambiental. Al igual que en las evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002), 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 diciembre de 2002). 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 obtenidos en <http://ingrid.ldeo.columbia.edu>.

En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001 y 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004), se supuso que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). En la evaluación de Maunder y Harley (2002) se supuso una influencia ambiental sobre capturabilidad para la Pesquería 3 solamente. Se descubrió que incluir este efecto no mejoró mucho los resultados, y ya que el modelo actual no puede acomodar valores faltantes para índices ambientales que se cree están relacionados con capturabilidad, no se consideraron influencias ambientales sobre la capturabilidad en la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usa actualmente el método A-SCALA (Maunder y Watters 2003) para evaluar la condición de la población de atún patudo en el OPO. Se usó este método también para realizar las cuatro evaluaciones previas del patudo (Watters y Maunder 2001, 2002, Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004). Se incluye en dichos trabajos de evaluación una descripción general del método A-SCALA; en Maunder y Watters (2003) se describen los detalles técnicos, y en Maunder y Harley (2003) y Harley y Maunder (2003) los cambios más actuales. La versión de A-SCALA usada en esta evaluación es la misma que describen Watters y Maunder (2002). 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 (Pesquerías 10-13) 2 trimestres después de la cría, y dichas pesquerías capturan solamente peces de 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 de la población de patudo del OPO:

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2004 (incluye estimación del reclutamiento virgen, 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 media para cada pesquería 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;
5. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la presente evaluación de la población de patudo en el OPO:

1. tasas de mortalidad natural por edad (Figura 3.1);
2. proporciones de sexos por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.2);
3. calendario de maduración por edad (Sección 3.1.2 y Figura 3.2);
4. índices de fecundidad por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.2);
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Figura 4.5, Pesquerías 10-13);
6. la inclinación de la relación población-reclutamiento;
7. parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla a edad con la talla a edad promedio.

Los factores de ponderación para las penas por suavidad de selectividad fueron las mismas que se supusieron para la evaluación de Harley y Maunder (2004). Estos valores fueron determinados con validación cruzada.

Las estimaciones de rendimiento y capturabilidad para los cálculos del RMSP o proyecciones a futuro se basaran en estimaciones de mortalidad por pesca o capturabilidad (capturabilidad media más desvíos del esfuerzo) trimestrales para 2001 y 2002, por lo que las estimaciones más recientes no fueron incluidas en estos cálculos. Se determinó, mediante análisis retrospectivos (Maunder y Harley 2003), que las estimaciones más recientes eran inciertas y no deberían ser consideradas. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a este supuesto.

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación de la población. 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 de la población 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 de la población 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. Índices de abundancia

Se han presentado las CPUE en evaluaciones anteriores del patudo del OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley, 2002; Harley y Maunder 2004). 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 de estas pesquerías aumentaron sustancialmente desde 1997 hasta 2000, pero han disminuido generalmente desde entonces, excepto en la Pesquería 4 (Figura 4.1, Pesquerías 2-5). Ocurrieron también tendencias notables en la CPUE para las dos pesquerías palangreras. Las CPUE estandarizadas con redes neuronales de ambas pesquerías palangreras disminuyeron marcadamente entre 1985 y 2000, pero mostraron un “pico” en la CPUE durante 2000-2002, que se atribuye al pasaje de cohortes fuertes por la pesquería (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9).

Una comparación de las CPUE de las pesquerías de superficie de 2003 con aquéllas de 2002 señala que el

desempeño de estas pesquerías es bastante variable. Aparte de la Pesquería 2, cuya CPUE disminuyó durante los trimestres segundo y tercero solamente, las CPUE de las pesquerías de cerco disminuyeron durante los tres primeros trimestres de 2002 y aumentaron tan sólo ligeramente en el cuarto trimestre. Estas disminuciones son consistentes con el reclutamiento pobre estimado desde 1998, y el aumento al fin de 2003 es consistente con el solo reclutamiento fuerte, estimado para el segundo trimestre de 2002 (Sección 4.2.2). Las CPUE de las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) han sido generalmente bajas en los cuatro últimos años, lo cual es consistente con reclutamiento pobre (Sección 4.2.2).

4.2. Resultados de la evaluación

A continuación describimos los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y el cambio para cada análisis de sensibilidad:

1. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento), estimaciones de composición de especies de las capturas de las pesquerías de superficie escaladas a 1993, CPUE estandarizada con redes neuronales, y tamaños de muestra supuestos para los datos de frecuencia de talla;
2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0.75 para el análisis de sensibilidad.
3. Sensibilidad a estimaciones de capturas cerqueras. En la evaluación del caso base, las estimaciones de capturas cerqueras se basaron en estimaciones de composición por especies de 2000-2002 y estimaciones escaladas de desde 1993. Para la sensibilidad comparamos esto con estimaciones de enlatadora y descargas de capturas de patudo en las pesquerías cerqueras, usadas por Maunder y Harley (2002).
4. Sensibilidad a tasas supuestas de mortalidad natural de patudo de menos de 10 trimestres de edad. Se incrementaron las tasas trimestrales de mortalidad natural para individuos de menos de 10 trimestres.

Se describen los resultados de la evaluación del caso base en el texto, y los análisis de sensibilidad en el texto, con figuras y tablas presentadas en los Anexos B-D. Realizamos además varios análisis de sensibilidad que no se presentan aquí. Examinamos modelos para los cuales se redujo la influencia de los datos de la CPUE cerquera sobre el ajuste del modelo, se supusieron los insumos biológicos de 2002, se estimó la variación del reclutamiento, y los datos ambientales fueron incluidos como anomalías, en lugar de valores absolutos. La mayoría de estos produjo resultados muy similares a los de la evaluación del caso base. Decidimos limitar nuestra presentación a análisis de sensibilidad plausibles que ejercieron un efecto sobre cantidades de ordenación. Watters y Maunder (2002) y Harley y Maunder (2004) contienen presentaciones más completas del análisis de sensibilidad, incluyendo una investigación de la estimación de crecimiento, efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, y mortalidad natural.

Se constriñe la evaluación del caso base para ajustarla 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 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).

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 o a variación en los procesos que describen la dinámica (por ejemplo, variación en crecimiento). Los datos de composición por tamaño más recientes de las Pesquerías 4 y 7 no son informativos (Figura 4.3). En otros casos, la evaluación del caso base suelen suavizar demasiado y no captura modas que pasan por los datos de composición por tamaño. Los datos recientes de frecuencia de talla de las Pesquerías 2, 3, y 5 acuerdan generalmente bien en relación con las modas de posición y transición, y por lo tanto el modelo los ajusta bien. Hay un acuerdo fuerte en la falta de cohortes fuertes durante 1998 y 2001 y cierta evidencia de cohortes moderadamente fuertes en el segundo trimestre de 2001 y 2002. El ajuste de estos datos es controlado por interacciones complejas entre las estimaciones de crecimiento, selectividad, reclutamiento, y acuerdo entre pesquerías en presencia y ausencia de modas.

De todos los constreñimientos usados para ajustar el modelo de evaluación (ver Secciones 3 y 4), los que se impusieron en el reclutamiento, crecimiento, capturabilidad, y selectividad ejercieron la mayor influencia. Las penas por reclutamiento son muy similares a los de la evaluación previa de Harley y Maunder (2004). La lista siguiente indica las penas más importantes (un valor grande indica que el constreñimiento tuvo influencia):

Verosimilitud total = -354466

Verosimilitud de los datos de captura = 4.5

Verosimilitud de los datos de composición por tamaño = -354998.2

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de reclutamiento = 6.0

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de crecimiento = 49.8

Constreñimientos para las tasas de mortalidad por pesca = 0.0

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de capturabilidad = 482.5

Constreñimientos para los parámetros de selectividad = 19.4

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 24 trimestres ha aumentado ligeramente (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 20-25 trimestres de edad (Figura 4.5), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.3).

En la Figura 4.6a 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. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca demuestra asimismo que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho para los peces pequeños y tan sólo ligeramente para los mayores desde aproximadamente 1993. Estimaciones recientes indican un

aumento grande en la mortalidad por pesca de peces jóvenes, pero estas estimaciones deberían ser tratadas con cautela, ya que son bastante inciertas (Figura 4.6b). En el Anexo E (Tabla E.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

En la primera evaluación de patudo del OPO usando A-SCALA (Watters y Maunder 2001) se consideró que la capturabilidad (q) consistía de los efectos de (1) cambios tecnológicos y en el comportamiento de los pescadores, (2) el medio ambiente, y (3) 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 y la de las tres evaluaciones más recientes (Watters y Maunder 2002, Maunder y Harley 2002, Harley y Maunder 2004) no incluyen el primer componente, y la presente evaluación no estima un efecto ambiental para ninguna de las pesquerías. Se retienen los efectos aleatorios sobre q en la evaluación del caso base, y estos efectos han dominado las tendencias temporales en q para todas las pesquerías (Figura 4.7).

En el caso de dos de las principales pesquerías de superficie (Pesquerías 2 y 5), hay tendencias crecientes fuertes en la capturabilidad en años recientes, lo que indica que el esfuerzo efectivo (capacidad) de la flota va en aumento. Además, se estima que la capturabilidad del último período de tiempo para la Pesquería 8 es muy alta. Esta estimación es extremadamente incierta, y representa un período con esfuerzo muy bajo y capturas pequeñas. Aparte de este solo valor atípico, hubo poco cambio 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 de la población (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 (Watters y Maunder 2002: 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; se debería considerar la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento de patudo con 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. Un análisis de sensibilidad en el que no se incluyeron índices ambientales produjo estimaciones de reclutamiento similares a las del modelo de caso base (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que hay suficiente información en los datos de frecuencia de talla para estimar la fuerza de la mayoría de las clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para las cuales se dispone de pocas muestras de composición por tamaño.

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.11, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de cría (Watters y Maunder 2002, Figura 4.8). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras. Tal como se señala en la Sección 3.1.2, la ausencia de una relación emergente entre la población y el reclutamiento no indica que no exista esta relación, ya que es posible que el tamaño de la población no haya sido suficientemente reducido, que no contemos con una medida fidedigna de la biomasa reproductora, o que la variación ambiental oculte la relación. En la presente evaluación, hubo cambios con respecto a los parámetros biológicos y éstos podrían cambiar de nuevo en el futuro a medida que continúe la investigación. La estimación de inclinación del caso base está fijada en 1, lo cual arroja un modelo con un supuesto débil que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. Las consecuencias de sobreestimar la inclinación, en términos de rendimiento perdido y el potencial de sobrepesca de reclutamiento (Harley *et al.*, análisis inédito), son mucho peores que las consecuencias de subestimarla. En el Anexo B se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está moderadamente relacionado con el tamaño de la población (inclinación = 0,75).

En la Figura 4.9 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo, y en la Tabla 4.2 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo tiene dos características importantes. En primer lugar, reclutamientos mayores al promedio ocurrieron en 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, 1995-1997, y durante el segundo trimestre en 2001 y 2002. Los límites de confianza inferiores de estas estimaciones fueron mayores que la estimación del reclutamiento virgen en el caso de 1994, 1997, y el segundo trimestre de 2001 y 2002 solamente. En segundo lugar, aparte de esos dos pulsos de reclutamiento en 2001 y 2002, el reclutamiento ha sido muy inferior al promedio desde el segundo trimestre de 1998 hasta el fin de 2003, y los límites de confianza superiores de muchas de estas estimaciones de reclutamiento están por debajo del reclutamiento virgen. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

Estos reclutamientos bajos desde 1998 son evidenciados por las CPUE reducidas de algunas de las pesquerías sobre objetos flotantes y de descarte (Tabla 4.1 y Figuras 2.4 y 4.1), los datos de frecuencia de talla (Maunder y Harley 2002, Figura 4.3), y por condiciones ambientales pobres para el reclutamiento. La serie de tiempo extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una secuencia de años en los el cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora actual a la de la población no explotada) estará por debajo del nivel correspondiente al RMSD (ver Sección 5.1).

Existe una incertidumbre considerable con respecto a los niveles de reclutamiento estimados, particularmente en los años antes de la expansión de la pesca sobre objetos flotantes. El CV medio de las estimaciones de reclutamiento es aproximadamente 0,36. 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. Además, las estimaciones anteriores a 1993 son particularmente inciertas, ya que no operaban las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan patudo pequeño. La incertidumbre en las estimaciones más recientes de reclutamiento es, sin embargo, también causada por el hecho que el patudo reclutado recientemente se encuentra representado en tan sólo unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

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 4.2 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 586,000 toneladas en 1986. Tras alcanzar este pico, disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 156,000 toneladas al principio de 2004.

En la Figura 4.11 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. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de 1+ años, pero con un retraso de uno ó dos años. En el Anexo E (Figura E.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 biomazas 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 0,14, y el de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,18.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de biomasa y en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), resulta difícil determinar si las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o el reclutamiento. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. 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 proyectó la biomasa de patudo que se estima estaría presente en el OPO si no hubiese tenido lugar la

pesca, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento y el efecto ambiental estimado sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.12). 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 (1982-1983, y 1995-1997, respectivamente; Figura 4.9).

A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluye cada arte y se extiende el modelo a futuro, igual que en la simulación sin pesca. En la Figura 4.12 se presentan también los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería palangrera ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1990, pero con la reducción del esfuerzo de las pesquerías palangreras, y la expansión de la pesca sobre objetos flotantes, el impacto sobre la población es mucho mayor para la pesquería de cerco que para la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la reducción de la población. En general, se estima que la biomasa es aproximadamente el 15% de lo que se esperaría si no hubiera ocurrido pesca.

4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.13 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 maximizan el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). Durante 1999, el peso medio de patudo capturado en asociación con objetos flotantes aumentó sustancialmente (Figura 4.13, Pesquerías 2-5). Durante el segundo semestre de 2000, sin embargo, el peso medio del pescado capturado por las Pesquerías 2, 3, y 5 disminuyó (Figura 4.13). Las Pesquerías 7 y 8 capturan patudo de, en promedio, peso medio 30% menor que el peso crítico. El peso medio del patudo capturado por la Pesquería 8 aumentó desde 1999 (Figura 4.13). El peso medio del patudo capturado por la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9) ha estado siempre alrededor del peso crítico, indicando que esta pesquería 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 1998 y principios de 1999 y luego disminuyó (Figura 4.13). El peso medio del patudo capturado por las dos pesquerías palangreras combinadas parece haber disminuido a principios de 1997, 1998, y 1999, y luego aumentado (Figura 4.13). Estas dos tendencias, para las pesquerías de superficie combinadas y las pesquerías palangreras combinadas, fueron causadas probablemente por las cohortes fuerte de 1995–1997 que pasan por las pesquerías de superficie y a las pesquerías palangreras y el reclutamiento pobre subsiguientes desde 1998 (Figura 4.9).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

En la evaluación del caso base, se estiman los incrementos de crecimiento correspondientes al patudo más joven. La talla a edad media estimada es menor que la de Suda y Kume (1967: Tabla 4.3, y Figura 4.14 del presente informe). La evaluación más reciente del atún patudo en el Océano Pacífico occidental y central (Hampton 2002) estimó también tasas de crecimiento reducidos para patudo joven, y esto es consistente también con el crecimiento reducido encontrado en estudios de crecimiento y marcado (Lehody *et al.* 1999).

4.4. Diagnósticos

En octubre de 2002 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre diagnósticos. El resultado de la misma fue (1) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados regularmente, (2) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados periódicamente, y (3) una lista de temas de investigación específicos. Se han incorporado varias de estas recomendaciones en la presente evaluación. Presentamos éstos en tres secciones; (1) gráficos de residuales, (2) correlaciones de parámetros, y (3)

análisis retrospectivos.

4.4.1. Gráficos de residuales

Los gráficos de residuales ilustran las diferencias entre las observaciones y las predicciones del modelo. Los residuales presentarían características similar a los supuestos usados en el modelo. Por ejemplo, si la función de verosimilitud se basa en una distribución normal y supone una desviación estándar de 0.2, los residuales deberían estar normalmente distribuidos con una desviación estándar de aproximadamente 0.2.

Se supone que la proporción observada de peces capturados en una clase de talla está normalmente distribuida alrededor de la proporción predicha, con la desviación estándar igual a la varianza binomial, con base en las proporciones observadas, divididas por el cuadrado del tamaño de muestra (Maunder y Watters 2003). Los residuales de la frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta (Figuras A.1 y A.3, o sea, el tamaño de muestra supuesto es demasiado pequeño. Tienen un sesgo negativo (Figura A.1), y la variabilidad es mayor para algunas tallas que para otras (Figura A.1), pero suelen ser consistentes con el tiempo (Figura A.2). El sesgo negativo se debe al gran número de observaciones cero. Una observación cero causa un residual negativo, y también una pequeña desviación estándar, que infla el residual normalizado.

En la Figura A.4 se presentan las desviaciones del esfuerzo trimestrales estimadas graficadas contra tiempo. Se supone que estos residuales están distribuidos normalmente (el residual es exponenciado antes de multiplicar por el esfuerzo, por lo que la distribución es en realidad logarítmica normal) con un promedio de cero y una desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que queda violado el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia. La evaluación supone que la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) provee la información más razonable acerca de la abundancia (desviación estándar = 0.2), las pesquerías sobre objetos flotantes y palangrera del norte tienen un mínimo de información (desviación estándar = 0.4), y las pesquerías de descartar no tienen información (desviación estándar = 2). Por lo tanto, una tendencia es menos probable en la pesquería palangrera del Sur (Pesquería 9) que en las demás pesquerías. Las tendencias en las desviaciones del esfuerzo son estimaciones de las tendencias en la capturabilidad (ver Sección 4.2.1). La Figura A.4 no indica ninguna tendencia general en las desviaciones de esfuerzo de la pesquería palangrera del sur, pero hay algunos residuales consecutivos que están todas por encima de o todos por debajo del promedio. La desviación estándar de los residuales es mucho mayor que el 0.2 supuesto para esta pesquería. Para las demás pesquerías, las desviaciones estándar de los residuales son todas mayores que las supuestas, excepto en el caso de las pesquerías de descartar. Estos resultados indican que la evaluación asigna más peso a la información de CPUE de lo que debería (ver más adelante y Sección 4.5 para indicaciones adicionales que se debería asignar menos peso a la información de CPUE y más a los datos de frecuencia de talla). Los residuales de esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una tendencia creciente con el tiempo. Estas tendencias podrían estar relacionadas con tendencias reales en la capturabilidad.

4.4.2. Correlaciones de parámetros

A menudo cantidades tales como estimaciones recientes de desvíos de reclutamiento y mortalidad por pesca pueden estar altamente correlacionadas. Esta información indica una superficie de solución plana, lo cual implica que estados alternativos de naturaleza tienen verosimilitudes similares. Los desvíos de esfuerzo y de reclutamiento en años recientes son tanto inciertos como correlacionados. Para tomar esto en cuenta, excluimos los desvíos de esfuerzo y mortalidad por pesca recientes estimados para 2003 de los cálculos y proyecciones de rendimiento.

Hay una correlación negativa (alrededor de 0.4) entre lo actuales desvíos de esfuerzo estimados para cada pesquería y desvíos de reclutamiento estimados con retrasos para representar cohortes que entran a cada pesquería, particularmente para las pesquerías de descartar. Los desvíos de esfuerzo anteriores están positivamente correlacionados con estos desvíos de reclutamiento.

La biomasa reproductora actual está positivamente correlacionada (alrededor de 0.4) con desvíos de

reclutamiento con retrasos para representar cohortes que entran a la población de biomasa reproductora. Esta correlación es mayor para las estimaciones anteriores de biomasa reproductora. Se observan correlaciones similares para el reclutamiento y la biomasa reproductora.

4.4.3. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. Este enfoque es diferente de la comparación de evaluaciones recientes (Sección 4.6) en la que los supuestos del modelo difieren entre estas evaluaciones, y diferencias serían de esperar. Los análisis retrospectivos generalmente implican la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método ni los supuestos. Esto permite al analista determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que el uso de más datos mejora las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones.

No se realizó un análisis retrospectivo para la presente evaluación, pero Harley y Maunder (2004) describen los resultados de análisis retrospectivos previos.

4.4. Análisis de sensibilidad

Se realizaron los siguientes análisis de sensibilidad para la presente evaluación: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo B); sensibilidad al método usado para estimar las capturas en las pesquerías de superficie (Anexo C); niveles supuestos de mortalidad natural de patudos de menos de 10 trimestres de edad. Fueron realizados análisis de sensibilidad adicionales, pero no se presentan en el presente informe. Además, Watters y Maunder (2002) y Harley y Maunder (2004) presentaron varios análisis de sensibilidad. Aquí describimos diferencias en el ajuste del modelo y predicción del modelo y aplazamos nuestra discusión de diferencias en los rendimientos y condición de la población hasta la Sección 5.6.

Para el análisis con inclinación de 0,75 de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957), las estimaciones de biomasa (Figura A.1) y reclutamiento (Figura A.2) son esencialmente iguales que las de la evaluación del caso base. Esto se debe probablemente a que : (1) hay suficiente información en los datos de captura a talla para todos los años y (2) hay poco contraste en la biomasa reproductora, por lo que el modelo de población-reclutamiento ejerce poco efecto. Por lo tanto, la relación población-reclutamiento no brinda información adicional para la evaluación de la población en términos de biomasa o reclutamiento.

Cuando se usan las estimaciones de enlatadora y de descarga de las capturas cerqueras (como en Maunder y Harley, 2002), tanto la biomasa (Figura C.1) como el reclutamiento (Figura C.2) son más bajos. Las estimaciones de enlatadora y de descarga de la captura de patudo, especialmente en 2001 y 2002, son mucho más bajas (Figura C.4).

Cuando se supusieron niveles de mortalidad natural más altos para patudo de menos de 10 trimestres de edad, la biomasa fue casi idéntica a la de la evaluación del caso base (Figura D.1), pero las estimaciones de reclutamiento fueron mayores (Figura D.2). Esto no es sorprendente, ya que la mortalidad natural mayor exige un reclutamiento inicial mayor para asegurar que haya suficiente pescado para capturar.

4.5. Comparación con evaluaciones previas

A pesar del gran número de cambios en supuestos e insumos importantes del modelo—mortalidad natural, CPUE, y penas de selectividad, entre otros—las tendencias en la abundancia relativa de las cuatro últimas evaluaciones producen un escenario muy similar a la evaluación del caso base para 2003. Las trayectorias de la biomasa son muy similares (Figura 4.15), y las diferencias pueden ser atribuidas a diferencias en las estimaciones de mortalidad natural y captura.

Para poder hacer comparaciones válidas de los cambios en las estimaciones de biomasa reproductora,

aplicamos los valores de madurez y fecundidad supuestos en la presente evaluación a la estructura de edades estimadas de las evaluaciones previas. Esto no es completamente satisfactorio, puesto que la evaluación de 2001 (Watters y Maunder 2002) supuso una relación población-reclutamiento, que, a su vez, supone una biomasa reproductora diferente. Los patrones son similares, pero las diferencias aumentan cuando se comparan con la comparación de la biomasa (Figura 4.15). De nuevo, los resultados de la evaluación de 2003 son más similares a la presente evaluación.

4.6. 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, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 20 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 24 trimestres ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca media sobre los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación de caso base sugiere (1) que el uso de plantados ha incrementado sustancialmente la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes, y (2) que el patudo es sustancialmente más capturable cuando se encuentra asociado con objetos flotantes en zonas de alta mar que en zonas costeras.

El reclutamiento de patudo a las pesquerías en el OPO es variable, y los mecanismos que explican la variación en el reclutamiento no han sido identificados. No obstante, la abundancia de patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de velocidad zonal en 240 m en el momento supuesto de cría de estos peces. Por todo el rango de biomasa reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo estimada de patudo tiene dos características importantes. En primer lugar, ocurrieron reclutamientos superiores al promedio en 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, 1995-1997, y durante el segundo trimestre en 2001 y 2002. Los límites de confianza inferiores de estas estimaciones fueron mayores que el reclutamiento virgen estimado en tan sólo 1994 y 1997 y el segundo trimestre de 2001 y 2002. En segundo lugar, aparte de los dos picos en 2001 y 2002, el reclutamiento ha sido muy inferior al promedio durante la mayor parte del período reciente desde el segundo trimestre de 1998 hasta el fin de 2003, y los límites de confianza superiores de muchas de estas estimaciones de reclutamiento son inferiores al reclutamiento virgen. Estos reclutamientos bajos son evidenciados por las CPUE reducidas logradas por algunas de las pesquerías sobre objetos flotantes, registros de descartes recabados por observadores, los datos de frecuencia de talla, y condiciones ambientales pobres para el reclutamiento. La serie extendida de reclutamientos bajos es importante porque, en combinación con niveles altos de mortalidad por pesca, es probable que produzca una serie de años en los que el cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a aquella de la población no explotada; SBR) esté considerablemente por debajo del nivel correspondiente al RMSP.

La biomasa de patudos de 1+ años de edad aumentó durante 1980-1984, y alcanzó su nivel pico de unas 586,000 toneladas en 1986. Tras alcanzar dicho pico, disminuyó a una mínima histórica de unas 156,000 toneladas al principio de 2004. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 1+ años, pero con un retraso de 1-2 años. Hay incertidumbre en las biomasa estimadas de tanto los patudos de 1+ años como de reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO; se predice que ambos estarán en sus niveles más bajos para el fin de 2004. Ha ocurrido una disminución acelerada de la biomasa desde el pequeño pico en 2000.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa no son sensibles a la formas alternativas de parametrizar el modelo de evaluación consideradas ni a la fuente alternativa de datos incluida en la evaluación. Sin embargo, en la presente evaluación se consideró un gama más estrecha de análisis alternativos.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de patudo en el OPO mediante la consideración de cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y RMSP.

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 las poblaciones de los que responde, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1. S_{RMSP} , la biomasa reproductora correspondiente al nivel de RMSP, como punto de referencia objetivo,
2. F_{RMSP} , la mortalidad por pesca correspondiente al RMSP, como punto de referencia límite,
3. S_{min} , la biomasa reproductora mínima observada durante el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles correspondientes al RMSP es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado. Desgraciadamente, es posible que éste no sea un punto de referencia apropiado para el patudo, ya que los niveles históricos han estado por encima del nivel correspondiente al RMSP. Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia que sean consistentes con el enfoque precautorio en el ordenamiento pesquero.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El SBR, descrito por Watters y Maunder (2001), es útil para evaluar la condición de una población. Tiene un límite inferior de cero. Si el SBR es cercano a cero, la población ha sido gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o un poco menos que uno, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que uno, es posible que la población haya emprendido un régimen de producción incrementada.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que ciertas poblaciones de peces son capaces de producir el RMSP cuando el SBR está entre 0,3 y 0,5, y que otras no son capaces de producir el RMSP si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menos de aproximadamente 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica poblacional que caracterizan las poblaciones de atunes no han sido consideradas en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y reclutamiento, mortalidad natural, y tasas de crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados para atunes basados en SBR, se pueden comparar estimaciones de SBR_t con una estimación de SBR correspondiente al RMSP ($SBR_{RMSP} = S_{RMSP}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.2.3 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 204,000 toneladas, con límites de confianza superior e inferior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 165.000 y 243.000 toneladas. Se estimó el SBR correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}) en un 0,2.

Al principio de enero de 2004, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo disminuyendo de un nivel alto reciente (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,14, un 32% menos que el nivel correspondiente al RMSP, con límites de confianza inferior y superior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 0,07 y 0,21. El límite de confianza superior es sólo ligeramente mayor que el

SBR_{RMSP} estimado (0,2), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2004, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP. El cambio dramático de estar por encima del nivel de SBR_{RMSP} a estar por debajo del mismo ha sido predicho por las tres últimas evaluaciones (Watters y Maunder 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004).

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para el patudo en el OPO. Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,4. Esto es consistente con el hecho que el patudo en el OPO fue pescado con palangre durante un largo período antes de 1975 y que la biomasa reproductora consiste de individuos de mayor edad que son vulnerables a los palangres. El SBR aumentó durante 1983-1987 y, al principio del primer trimestre de 1987, fue mayor que 0,53 (Figura 5.1). 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 ese 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 1987, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0.23 en el primer trimestre de 1999. Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual el reclutamiento fue bajo. Nótese también que la pesquería palangrera del sur tuvo capturas relativamente grandes durante 1985-1995 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 2000, el SBR comenzó a aumentar, y alcanzó aproximadamente 0,31 para el primer trimestre de 2002. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1997 (Figura 4.9). Hacia fines de 2002 y durante 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles desde 1998, las mayores capturas de las pesquerías de superficie, y aumentos recientes en las capturas palangreras.

Las estimaciones del SBR son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,14. Los intervalos de confianza relativamente estrechos (± 2 desviaciones estándar) de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres entre enero de 1975 y enero de 1997 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue mayor que el S_{RMSP} (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,2 en la Figura 5.1.

5.2. Evaluación de la condición de la población 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 del pescado capturado por la mayoría de las pesquerías es cercano al peso crítico, se podría considerar 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 49,8 kg. La edad crítica de 17 trimestres es aproximadamente la edad en la cual se supone que el 50% de hembras son maduras.

La pesquería estuvo capturando, en promedio, patudo cercano al peso crítico durante 1975-1993 (Figura 5.2), pero la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, que captura patudo de menos del peso crítico, causó que el peso promedio del patudo capturado desde 1993 fuese inferior al peso crítico.

5.3. Evaluación de la condición de la población con base en RMSP

Mantener las poblaciones de atunes en niveles correspondientes al RMSP es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RMSP 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 RMSP y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver Maunder y Watters (2003) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); sin embargo, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0.75) para investigar el efecto de una relación población-reclutamiento.

Se hicieron las estimaciones basadas en RMSP con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2001 y 2002. Por tanto, aunque se presentan estos resultados basados en RMSP como estimaciones de punto, estos resultados contienen incertidumbres. Mientras que no se emprendieron análisis para presentar la incertidumbre en las estimaciones del caso base, como en una evaluación previa (Maunder y Harley 2002), se realizaron análisis adicionales para presentar la incertidumbre en esas cantidades en relación con los períodos que se supone representan capturabilidad y mortalidad por pesca.

Al principio de enero de 2004, la biomasa de patudo en el OPO parece haber sido un 43% menor que el nivel correspondiente al RMSP (Tabla 5.1), pero se estima que las capturas recientes han estado un 26% por encima de dicho nivel.

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 correspondiente al RMSP es aproximadamente el 62% del nivel actual de esfuerzo. Reducir el esfuerzo un 38% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en un 8%, e incrementaría la biomasa reproductora de la población en un 156% (Figura 5.3). Los resultados del análisis de sensibilidad (Sección 5.4) presentan los resultados de una evaluación con una relación población-reclutamiento.

Es posible que las capturas recientes fueron mayores que el RMSP porque cohortes grandes fueron reclutadas a la pesquería durante la mayor parte del período de 1995-1998 (Figura 4.9), pero los niveles actuales de mortalidad por pesca no son sostenibles. Se estiman las cantidades basadas en el RMSP suponiendo que la población 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.

Las estimaciones del RMSP, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMSP 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 diferentes del esfuerzo de pesca entre pesquerías cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMSP si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descartes) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada pesquería (Tabla 5.3). Si estuviese operando solamente la pesquería de cerco, el RMSP sería considerablemente menor (55.319 toneladas en lugar de 77.747 toneladas en el caso de la evaluación del caso base). Curiosamente, en este caso, los niveles de esfuerzo actuales son aproximadamente iguales al nivel requerido para producir el RMSP. Esto sugiere que, si no hubiera pesca palangrera, los niveles actuales de esfuerzo cerquero serían óptimos. Si el patudo fuese capturado pro las pesquería palangrera solamente, el RMSP sería casi el doble de lo que se estima para todas las artes combinadas (132.426 toneladas en lugar de 77,747 toneladas, en el caso de la evaluación del caso base). Para lograr este nivel de RMSP, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 350%. Esto daría lugar a un esfuerzo cercano a los niveles observados a fines de la década de los 1980 y

principios de los 1990. Esto sugiere que, antes de la expansión de la pesquería de cerco sobre objetos flotantes, la población de patudo estaba probablemente cerca de un nivel que hubiese producido un RMSP de más de 100.000 toneladas.

5.4. Potencial de reproducción de vida entera

Una meta común de la ordenación es la conservación de la biomasa reproductora. Conservar la biomasa reproductora permite un suministro adecuado de huevos, evitando efectos perjudiciales para el reclutamiento futuro. Si es necesario reducir la captura para proteger la biomasa reproductora, es conveniente saber la edad de los peces que no se debe pescar para lograr el beneficio máximo para la biomasa reproductora. Esto es posible mediante la estimación del potencial de reproducción total (de vida entera) de cada clase de edad. Si no es capturado, un pez de una edad dada tiene un cierto potencial total de reproducción esperado (el promedio de muchos peces de la misma edad); es decir, el número esperado de huevos que ese pez producirá durante el resto de su vida. Este valor es una función de la fecundidad del pez en las distintas etapas del resto de su vida y de la mortalidad (natural y por pesca) a la cual es sujeto. Como mayor la mortalidad, menos probabilidad tiene el pez de sobrevivir y seguir reproduciendo. Los peces más jóvenes tienen un período más largo en el cual reproducir, y por lo tanto parecieran tener un mayor potencial de reproducción total, pero, ya que la tasa de mortalidad natural de peces jóvenes es mayor, su vida esperada es más corta. Un pez de mayor edad, que ya sobrevivió las etapas de alta mortalidad natural, tiene una duración de vida esperada mayor, y su potencial total de reproducción podría ser asimismo mayor. Es posible que las tasas de mortalidad sean mayores a edades máximas y que reduzcan la vida esperada de peces de esas edades, reduciendo el potencial total de reproducción. Es por lo tanto posible que el potencial total de reproducción sea máximo a una edad intermedia.

Se estimó el potencial total de reproducción para cada clase trimestral de edad. Ya que se incluye la mortalidad por pesca actual, los cálculos se basan en cambios marginales (el cambio marginal en la producción de huevos si se elimina un individuo o una unidad de peso de la población) y cambios grandes en la captura provocarían resultados algo diferentes debido a cambios en las tasas futuras de mortalidad por pesca.

En los cálculos se usa la mortalidad por pesca media a edad de 2001 y 2002. Los cálculos basados en evitar la captura de un solo individuo señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un individuo a la edad de 26 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan patudo de edad mayor resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Sin embargo, esta comparación no es justa porque un individuo de 26 trimestres de edad pesa considerablemente más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres. Se repitieron los cálculos con base en evitar la captura de una sola unidad de peso, y estos señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un pez reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres (Figura 5.4, recuadro inferior). Esto sugiere que limitar la captura de las pesquerías que capturan patudo joven resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Los resultados sugieren también que reducir la captura por una tonelada de patudo joven protegería aproximadamente la misma cantidad de biomasa reproductora que una reducción de unas dos toneladas en la captura de patudo de edad mayor.

5.5. RMS_{ref} y SBR_{ref}

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMS y el SBR en RMS dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo entre las mismas. El RMS puede ser incrementado o reducido mediante la aplicación de más esfuerzo a una pesquería u otra. Si fuese posible modificar la selectividad a voluntad, existe un rendimiento óptimo que se puede obtener, a menudo denominado RMS global (Beddington y Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) demostró que el rendimiento óptimo puede ser aproximado (normalmente con exactitud) mediante la aplicación de un aprovechamiento pleno o parcial en una sola edad. Maunder (2002b) denominó este aprovechamiento RMS_{ref} y sugirió que dos tercios de RMS_{ref} podría ser un punto de referencia límite apropiado (es decir, la distribución del

esfuerzo y los patrones de selectividad deberían producir un RMS igual a o por encima de $\frac{2}{3}$ de RMS_{ref}). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis de otros investigadores que indicaron los mejores patrones prácticos de selectividad eran capaces de producir el 70-80% de RMS_{ref} , que la evaluación del aleta amarilla en ese momento (Maunder y Watters 2002a) estimó que las pesquerías sobre delfines producen aproximadamente este RMS, y que dos tercios es una fracción conveniente.

El RMS_{ref} está asociado con un SBR (SBR_{ref}) que podría también ser un punto de referencia apropiado. El SBR_{ref} no depende de la selectividad del arte de pesca ni la distribución del esfuerzo entre las artes. Por tanto, SBR_{ref} podría ser más apropiado que SBR_{RMS} para poblaciones con múltiples pesquerías y deberían ser más precautorias porque SBR_{ref} es normalmente mayor que SBR_{RMS} . Sin embargo, cuando se supone que reclutamiento es constante (es decir, no hay una relación población-reclutamiento), SBR_{ref} podría todavía ser peligroso para la población reproductora porque es posible que el RMS_{ref} ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros. Aunque podría ser posible que un patrón general de ciclo vital en el cual el crecimiento es reducido o la mortalidad natural es incrementada cuando los individuos maduran podría producir un balance entre crecimiento y mortalidad natural después de la edad de madurez que protege el SBR. Se observa esto en el caso de un 90% de las poblaciones presentadas por Maunder (2002b). SBR_{ref} podría ser un punto de referencia más apropiado que el $SBR_{x\%}$ normalmente propuesto (por ejemplo $SBR_{30\%}$ a $SBR_{50\%}$; ver Sección 5.1) porque se estima SBR_{ref} usando la biología de la población. Sin embargo, SBR_{ref} podría ser sensible a la incertidumbre en los parámetros biológicos, tales como la inclinación de la relación población-reclutamiento, mortalidad natural, madurez, fecundidad, y crecimiento.

Se estima el RMS_{ref} en 158.277 toneladas y el SBR_{ref} en 0,09 (Figura 5.5). El SBR_{ref} bajo es función de la falta de inclusión de una relación población-reclutamiento en el modelo de caso base. Esto es asimismo consistente con que la edad crítica (17 trimestres) sea aproximadamente la edad en la cual se supone que el 50% de las hembras es madura. El RMS con la distribución actual del esfuerzo es solamente el 49% del RMS_{ref} . Si se explotara la pesquería suponiendo el mismo patrón de selectividad que en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9), el RMS sería el 84% del RMS_{ref} . Es necesaria una mayor investigación para determinar si los puntos de referencia basados en RMS_{ref} y SBR_{ref} son apropiadas. En la Sección 5.6 se compara el RMS_{ref} que supone una relación población-reclutamiento.

5.6. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son moderadamente sensibles a supuestos alternativos en el modelo, datos de insumo, y los períodos supuestos para la mortalidad por pesca. La evaluación del caso base usó la mortalidad por pesca promedio de 2000 y 2001.

Si se incluye un modelo población-reclutamiento con una inclinación de 0.75, se estima que el SBR requerido si la población fuese capaz de producir el RMSP sería 0.3, comparado con 0.2 para la evaluación del caso base (Tabla 5.1). Este valor no cambia mucho para ninguno de los otros análisis de sensibilidad. El análisis de sensibilidad a inclinación estima un multiplicador de F considerablemente menor que la evaluación del caso base (0.38), mientras que otros son mayores, pero hasta el multiplicador de F máximo de 0.8 (asociado con el uso de estimaciones de la captura cerquera basada en datos de las enlatadoras) sugiere que son necesarias reducciones importantes del esfuerzo.

El multiplicador de F es mucho más sensible que otras cantidades de ordenación a los períodos de mortalidad por pesca usados en los cálculos (Tabla 5.2): es 0.50 con la mortalidad por pesca de 2002 y 2003, pero 0.87 con la de 2000 y 2001. Esto se debe a que se estima que los niveles de mortalidad por pesca han aumentado con el tiempo.

Si es que existe una relación población-reclutamiento moderada, y el patudo fuese capturado por la pesquería de cerco solamente, el esfuerzo en dicha pesquería debería ser reducido un 40% para permitir a la población producir el RMSP (Tabla 5.3). Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el esfuerzo en esa pesquería debería ser incrementado un 50% para permitir a la población

estar en el nivel correspondiente al RMSP (Tabla 5.3).

5.7. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2004, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba disminuyendo de un nivel alto reciente (Figure 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0.14, un 32% menor que el nivel correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}), con límites de confianza inferior y superior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 0.07 y 0.21. La estimación del límite de confianza superior es tan sólo ligeramente mayor que la estimación de SBR_{RMSP} (0.20), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2004, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP. El cambio dramático de estar por encima del nivel de SBR_{RMSP} a estar por debajo del mismo fue predicho por las tres últimas evaluaciones .

Los intervalos de confianza relativamente estrechos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de las estimaciones de SBR sugieren que, en la mayoría de los trimestres entre enero de 1975 y enero de 1997, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que el nivel correspondiente al RMSP. La línea de trazos en 0.20 en la Figura 5.1 representa este nivel.

Se estima que las capturas recientes han estado un 26% por encima del nivel de RMSP (Tabla 5.1). 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 correspondiente al RMSP es aproximadamente el 62% de nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 62% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo en un 8%, e incrementaría la biomasa reproductora de la población un 156%. El RMSP de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura individuos de mayor tamaño, cercanos al peso crítico.

Todos los análisis considerados señalan que, al principio de 2004, la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP (Tablas 5.1 y 5.2). El RMSP y el multiplicador de mortalidad por pesca (F) son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, la mortalidad por pesca está muy por encima del nivel correspondiente al RMSP.

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 a la población 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 de la población de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Se aplicó un nuevo método con base en la aproximación normal al perfil de verosimilitud. El método usado previamente (Maunder y Watters 2001) no toma en consideración la incertidumbre en los parámetros; considera solamente la incertidumbre acerca de reclutamiento futuro. Una parte sustancial de la incertidumbre total en la predicción de eventos futuros es causada por la incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo y en las estimaciones de la condición actual, y esta incertidumbre debería ser considerada en cualquier proyección a futuro. Desgraciadamente, los métodos apropiados son a menudo no aplicables a modelos tan grandes e intensivos en términos de computación como el modelo de evaluación de la población de patudo. Por lo tanto, usamos una aproximación normal al perfil de verosimilitud, que permite la inclusión de la incertidumbre en los parámetros y la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación durante 5 años adicionales con datos de esfuerzo trimestral iguales a los de 2003 escalados a la capturabilidad media de 2001 y 2002 ponderada por el esfuerzo. No se incluyen datos de captura ni

de frecuencia de talla para estos años, y se estiman los reclutamientos de los 10 años de la misma forma que en el modelo de evaluación, con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6. Se generan aproximaciones normales al perfil de verosimilitud para el SBR, la captura de superficie, y la captura palangrera. Usamos además el método de Maunder y Watters (2001) para comparar escenarios alternativos de esfuerzo con los supuestos del caso base.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron varios estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca sobre la biomasa de la población y la captura. Todos los métodos supusieron que la capturabilidad trimestral es igual a la capturabilidad trimestral media de 2001 y 2002. Se ponderó el promedio por el esfuerzo para asegurar que valores extremos de capturabilidad de años en los que el esfuerzo fue limitado por medidas de ordenación no afectaran demasiado la capturabilidad usada en las proyecciones a futuro.

Los escenarios investigados fueron:

- a. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al esfuerzo trimestral en 2003;
- b. Igual que (a), excepto que el esfuerzo del tercer trimestre fue reducido 50% (una veda de seis semanas) para todas las pesquerías de superficie excepto la cañera (la Resolución C-03-12 de 2003 sobre la conservación del atún en el Océano Pacífico oriental contempló una veda de la pesca atunera de cerco entre el 1 de agosto y el 11 de septiembre de 2004, inclusive);
- c. El esfuerzo fue reducido un 25 ó 50% durante todos los cuatro trimestres para todas las pesquerías cerqueras;
- d. Igual que (c), excepto que se aplicaron las reducciones del esfuerzo a las pesquerías palangreras;
- e. Reducciones simultáneas de 25 ó 50% para las pesquerías cerqueras y palangreras.

6.3. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, la biomasa total, 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 6.1-6.7. 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 de la población describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

6.2.1 Niveles actuales de esfuerzo

Se realizaron proyecciones, suponiendo que el esfuerzo seguiría al nivel de 2003. Ya que ese fue el año en el que las medidas de conservación tuvieron probablemente un impacto mínimo sobre el esfuerzo de pesca (S. J. Harley análisis inédito), este escenario puede ser comparado con las predicciones de los escenarios alternativos de ordenación descritos en la Sección 6.1.1.

Se estima que el SBR ha disminuido rápidamente en los últimos años (Figura 5.1). Se atribuye la disminución a la pobreza del reclutamiento y a niveles excesivos de mortalidad por pesca. Si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad, se predice que el SBR seguirá disminuyendo hasta aproximadamente 2008, y que permanecerá en un nivel muy bajo (0.04) (Figura 6.1) posteriormente. Se estima una tendencia similar para al biomasa total (Figura 6.2).

Se predice que las capturas cerqueras disminuirán un 30% durante el período de la proyección (Figura 6.3, panel superior), debido a que los niveles de mortalidad por pesca son demasiado altos y resultan en

rendimientos subóptimos. Las capturas disminuirían aún más si se incluyera una relación población-reclutamiento, debido a reducciones en los niveles de reclutamiento que contribuyen a las capturas cerqueras.

Se predice que las capturas palangreras disminuirán a niveles muy bajos con el esfuerzo actual (Figura 6.3, panel inferior), porque se predice que pocos peces sobrevivirán la pesquería de cerco, por lo que la biomasa de peces vulnerables a los palangres sería muy baja. Estas capturas palangreras bajas tienen implicaciones importantes para los beneficios predichos de mayores reducciones del esfuerzo palangrero para la tasa de recuperación de la población. Se discute este tema en la Sección 6.2.3.

Las capturas predichas para ambas artes se basan en el supuesto que la selectividad de cada flota seguirá igual, y que la capturabilidad no aumentará a medida que disminuya la abundancia. Si la capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que las que se predicen en el presente análisis. Además, si los buques palangreros decidieran pescar patudo más pequeño (o sea, cambian su selectividad), sus capturas también aumentarían a corto plazo.

6.2.2 La resolución de 2003 sobre la conservación del atún en el Pacífico oriental

La resolución de 2003 sobre la conservación del atún en el Pacífico oriental (Resolución C-03-12) contempló restricciones sobre el esfuerzo cerquero y las capturas palangreras en 2004: una veda de seis semanas durante el tercer trimestre en el caso de las pesquerías de cerco, y una limitación de las capturas palangreras al nivel de 2001. A fin de evaluar la utilidad de estas medidas, proyectamos la población 10 años al futuro, suponiendo que se adoptarían estas mismas medidas de conservación cada año.

Una comparación del SBR predicho sin y con las restricciones de la resolución señala muy poca diferencia. Aún con las restricciones, el SBR disminuiría a niveles muy bajos (0.06), y no presenta ningún indicio de recuperación a los niveles de RMSP (Figura 6.4). En esta simulación, las capturas palangreras no alcanzaron los niveles de 2001, por lo que las disposiciones de la resolución pertinentes a la pesca palangrera no entraron en juego. Esto se debe a que los niveles de esfuerzo en 2003 son insuficientes para lograr capturas iguales a las de 2001, debido a la gran reducción en la biomasa de peces del tamaño capturado con palangre. No realizamos un análisis con un esfuerzo palangrero aumentado para lograr dichas capturas, pero un análisis de este tipo señalaría reducciones todavía mayores en el SBR.

Queda claro que las reducciones en la mortalidad por pesca que podrían resultar de la resolución son insuficientes para permitir a la población recuperarse a niveles correspondiente al RMSP. Esto es respaldado por las estimaciones del multiplicador de F que sugieren que son necesarias reducciones del esfuerzo de 40% (o más si existe una relación población-reclutamiento) (Tabla 5.1).

6.2.3 Restricciones alternativas del esfuerzo

Se consideraron varios escenarios alternativos para determinar cuáles niveles de restricción de esfuerzo permitirían a la población recuperarse hacia el nivel correspondiente al RMSP en un plazo razonable. Este análisis no incluye ningún supuesto acerca de cómo ocurrirían estas reducciones del esfuerzo, y son posibles varias acciones de ordenación, por ejemplo, vedas de temporada y zona, límites de captura, y restricciones sobre las operaciones de pesca. Hay varias formas de reducir el esfuerzo efectivo, en términos del atún patudo: por ejemplo, si los buques de cerco pudiesen cambiar sus prácticas pesqueras de tal forma que se redujeran las capturas de patudo un 50%, sería posible lograr las reducciones del esfuerzo sin restricciones de temporada-zona.

Comparamos escenarios en los que el esfuerzo palangrero y cerquero fue reducido un 25 ó 50%, por separado y juntos. Esto esclareció las interacciones de las dos artes.

Se predice que reducciones del esfuerzo palangrero de 25 y 50% ejercerán impactos insignificantes sobre el SBR (Figura 6.5 y Tabla 6.1) y las capturas cerqueras (Figura 6.6), pero reducirán las capturas palangreras un 20% (Figura 6.7). Los impactos relativamente menores de las capturas palangreras pueden ser atribuidos a la baja abundancia predicha de patudo grande (Figura 6.3). Se predice que reducciones

25 y 50% del esfuerzo cerquero ejercerán un mayor impacto sobre el SBR que las reducciones palangreras. Esto es consistente con la observación que la pesquería de cerco tiene actualmente el mayor impacto sobre la población (Figura 4.12). Se predice que el SBR aumentará a 0.12 si se reduce el esfuerzo cerquero un 50% (Figura 6.5 y Tabla 6.1). Esta reducción está asociada con un aumento en las capturas tanto cerqueras como palangreras (Figuras 6.6 y 6.7 y Tabla 6.1), a medida que la mortalidad por pesca se acerca a los niveles de RMSP.

Si se reduce el esfuerzo de ambas flotas un 25%, los efectos siguen siendo insignificantes, lo cual señala que son necesarias reducciones mayores para que la población se recupere (Figura 6.5 y Tabla 6.1). Reducir ambas flotas un 50% produce beneficios mucho mayores que reducir cada pesquería por separado (Figura 6.5). Se predice que el SBR se acercará al nivel de RMSP en 2014 si se reduce el esfuerzo general un 50% (Figura 6.5). Las capturas cerqueras son mayores si se reduce el esfuerzo de ambas flotas, pero las capturas palangreras son mayores si se reduce el esfuerzo cerquero solamente (Figuras 6.6 y 6.7 y Tabla 6.1).

6.6. Resumen de los resultados de la simulación

Se predice que el reclutamiento pobre desde 1998 y los altos niveles de mortalidad por pesca resultarán en niveles de SBR y capturas palangreras muy bajos en los próximos años. Con los niveles de esfuerzo actuales, se predice que el SBR disminuirá a niveles muy bajos, y que allí se quedará. Por lo tanto, es poco probable que la población se recupere, a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o que el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Se estima que los impactos de la Resolución C-03-12 serán pequeños, e insuficientes para permitir a la población recuperarse. Además, se predice que las capturas palangreras no alcanzarán los niveles de 2001 con el esfuerzo de 2003 debido a grandes reducciones predichas en la biomasa de los peces del tamaño que captura esa pesquería.

Se predice que restricciones sobre el esfuerzo palangrero solamente serán menos eficaces que restricciones sobre el esfuerzo cerquero solamente, y que restricciones simultáneas de ambas artes producirán el mayor beneficio. Es probable que sean necesarias reducciones del esfuerzo de alrededor del 50% para permitir a la población recuperarse en 10 años a niveles correspondientes al RMSP. Hay varias formas de lograr estas reducciones del esfuerzo efectivo sobre el atún patudo aparte de las vedas de temporada/zona usadas en los últimos años para limitar la mortalidad por pesca.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo con una disminución de la abundancia (por ejemplo, una capturabilidad dependiente de la densidad) podrían causar resultados diferentes de los que aquí se predicen.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos actualizados de 2003 y nuevos datos recabados durante 2004.

El personal de la CIAT continuará la compilación de datos de captura y esfuerzo palangreros de las pesquerías que operan en el OPO. En particular, procuraremos obtener datos para pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

La colección y análisis de datos de otolitos de patudos capturados en el OPO, actualmente en proceso, ayudará a determinar la talla a edad media y la variación en la talla a edad.

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa continuar el desarrollo del método A-SCALA y seguir refinando la

evaluación de la población de atún patudo en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para permitir incorporara en los análisis de A-SCALA información sobre tasas de mezcla y mortalidad por pesca obtenida de los estudios de marcado realizados por la CIAT. Se piensa también investigar de nuevo los índices de abundancia de patudo de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si la investigación tiene éxito, se integrarán los resultados, en todo caso posible, en evaluaciones futuras de la población.

Se desarrollará una función de verosimilitud que condicione los datos de otolitos sobre las frecuencias de talla de la población para producir estimaciones de variación en la talla a edad.

El personal de la CIAT continuará análisis de datos de marcado para examinar hipótesis sobra tasas de mezcla y para la integración de datos de recaptura en el modelo para ayudar en la estimación de tasa de mortalidad por pesca.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio a la ordenación de pesquerías.

Continuará la colaboración con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico en el modelo del patudo del Pacífico entero.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2*, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Stand. Comm. Tuna Billfish 15, Work Pap. BET-1*: 37 p.
- 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. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep.* 36: 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Stand. Comm. Tuna Billfish 14, Work Pap. BET-1*: 31 p.
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M.N. Maunder. 2003. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, with comparisons to the entire Pacific Ocean. Sixteenth Meeting of the STANDING COMMITTEE ON TUNA AND BILLFISH Mooloolaba, Queensland, Australia 9–16 July 2003. SCTB16BET -1.
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models. Sixteenth Meeting of the STANDING COMMITTEE ON TUNA AND BILLFISH Mooloolaba, Queensland, Australia 9–16 July 2003. SCTB16 MWG-3.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 4: -.
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab.* 25: 75-80.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Stand. Comm. Tuna Billfish 12, Work Pap. BET-2*: 18 p.

- 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.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries* 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 4: in press,
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 3: 201-311.
- Maunder, M. .N. and S. J. Harley. 2003. Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. Sixteenth Meeting of the STANDING COMMITTEE ON TUNA AND BILLFISH Mooloolaba, Queensland, Australia 9–16 July 2003. SCTB16 MWG-2.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. 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.*, 22: 433-582.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *In Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources*, edited by T.A. Manar, Hawaii: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- 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.
- Sun, C, C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. 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: 339-365.
- Watters, G.M. 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 p.
- Watters, G.M. 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.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 2: 147-246.

ASSESSMENT OF SWORDFISH IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Michael G. Hinton, William H. Bayliff, and Jenny M. Suter

CONTENTS

1. Executive summary	291
2. Data	292
3. Assumptions and parameters	293
4. Stock assessment	296
5. Stock status	298
6. Future directions	298
Figures	300
Tables	307
References	323

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 may be two stocks of swordfish in the EPO. If there are, one has its center of distribution in the southeastern Pacific Ocean, and the other its center 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 that 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 Chinese Taipei, Indonesia, Japan, the Philippines, and the Republic of Korea have fished for tunas and billfishes in the Pacific Ocean (Sakagawa, 1989; Skillman, 1998; Ueyanagi *et al.*, 1989; Caton *et al.*, 1998; Uozumi and Uosaki, 1998; Okamoto and Bayliff, 2003). Those of Chinese Taipei, Japan, and the Republic of Korea 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 (Barria 2003, 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; Ito and Coan, 2004), 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 Chinese Taipei, Japan, and the Republic of Korea (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), Chinese Taipei (Sakagawa 1889), Japan (Ueyanagi *et al.*, 1989; Uozumi and Uosaki, 1998), 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 Chinese Taipei and Japan, 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 eastern Pacific Ocean are shown in Tables 2.2.1a-c.

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 Chinese Taipei and the Republic of Korea. Information on the longline, gillnet, and harpoon fisheries of the United States is given by Ito and Coan (2004), 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). Variation in the historical distribution of fishing effort by longline fisheries by subarea in the EPO is given by Hinton and Bayliff (2002, Figures 2.2.1a – 2.2.1f). Total nominal fishing effort by longline fisheries for the northern and southern regions of the EPO (Figure 2.2.1a) are shown in Figure 2.2.1b.

2.2.2. Recreational fisheries

No comprehensive data on the recreational fishing effort 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), Uosaki and Bayliff (1999: Figures 68-70), Hinton and Bayliff (2002, Figures 2.3.1a-e), and Okamoto and Bayliff (2003: Figures 80-82) and in the western Pacific Ocean by Williams (1998). Length-frequency histograms for swordfish caught by longline gear in the areas north and south of 5°S in the EPO are shown in Figures 2.3.1a-b.

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 of the EPO are shown in Figure 2.3.1c.

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, and estimated lengths of swordfish at ages 1 through 10 calculated from those data, are summarized in Hinton and Bayliff (2002, Table 3.1.1a-b). Data on the weight-length relationships of swordfish are summarized by Hinton and Bayliff (2002, 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 Ocean.

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), Uosaki and Bayliff (1999), Okamoto and Bayliff (2003), and Young *et al.* (2003). 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 that were reproductively active (Hinton *et al.* 1997) is presented by Hinton and Bayliff (2002, 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. Young *et al.* (2003) found that size of fish and season were the main factors affecting the sex ratio of swordfish found off eastern Australia, with females always outnumbering males.

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” (Deweese, 1992). 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. They hypothesized that there is “mingling of swordfish stocks in the EPO,” and stated that “larger individuals might migrate into [the] northern and westerly region of the EPO” from the north, the west, Baja California, or “the equatorial zone of high abundance.” 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.

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 that 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 3.1.1. 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 that 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. Studies of swordfish genetics in the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea 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). Alvarado Bremer *et al.* (2004) reviewed the published genetic studies of swordfish populations in the Pacific Ocean. They noted that in general, levels of population structuring in the Pacific Ocean are extremely low, compared to other basins, with two studies reporting significant heterogeneity in the Pacific, while four others found no significant differences. The contrasting views and hypotheses of population structure derived from different kinds of data are given. It is concluded that additional analyses with larger samples sizes and additional genetic markers are needed to resolve the population structure of swordfish in the Pacific Ocean. Hinton (2003) concluded that there are northern and southern stocks of swordfish in the EPO, with the boundary between the stock distributions occurring 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.* Okamoto and Bayliff 2003), and by using general linear models (GLMs) (*e.g.* Nakano 1998; Hinton and Bayliff 2002) 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 of standardizing fishing effort of the longline fishery in the EPO, which principally targets tunas, using GLMs are presented below. The standardization model used was of the form:

$$F(\text{CPUE}) = \text{Year} + \text{Month} + \text{Latitude} + \text{Longitude} + \text{Environmental Index} + \text{Gear} + \text{interactions}$$

Observations of CPUE at 5° latitude by 5° longitude by month resolution for the 1961-2002 period were included in the analysis. Gear included factors for flag-state (Flag), use of light sticks (Light), and hooks-per-basket (HPB) or categories of HPB (Hcode). When categorized, effort was grouped into four levels based on HPB: Level 1: 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.

Environmental indices considered were sea-surface temperature (SST), the temperature differences between the sea surface and that at 200 and at 400 meters (D200 and D400) (for rationale *cf.* Hinton 2003 and Takahashi *et al.* 2003), and the monthly observations of the Southern Oscillation Index (SOI), and the Northern Extratropical Oscillation Index (NOI, Schwing *et al.*, 2002).

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 models were fit in S-PLUS 6.1 Release 1 (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. Final model selection was made considering both Akaike Information Criteria and likelihood ratio tests. Variables are shown in order of entry into the model during the fitting procedure. The model selected for the northern region was:

$$\ln(\text{CPUE}) \sim \text{Light} + \text{Flag} + \text{Lon5} + \text{D400} + \text{year} + \text{D200} + \text{Lat5} + \text{Month} + \text{Hcode} + \text{SOI} + \text{Lat5:Lon5}.$$

The model selected for the southern region was:

$$\ln(\text{CPUE}) \sim \text{Flag} + \text{Lon5} + \text{Month} + \text{Lat5} + \text{Year} + \text{SOI} + \text{Hcode} + \text{D200} + \text{SST} + \text{Lat5:Lon5}.$$

Trends in annual abundance for the northern and southern stocks are shown in Figure 4.1.1. Comparisons of standardized to nominal trends in CPUE are shown in Figure 4.1.2.

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 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 (t), 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 movement of swordfish across the boundaries of the EPO. The standardized catch rates and data that 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 that correspond to the average maximum sustainable yield (AMSY), so it was considered that swordfish were not overfished in the EPO.

Hinton (2003) concluded that a failure of attempts to fit the Deriso-Schnute delay-difference population model to the standardized catch and effort estimates for northern and southern stocks in the EPO obtained from fitted GLM models resulted 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 that 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 t annually.

Essential results related to stock status obtained in this assessment are similar to those of Hinton (2003), as discussed above. The indication in both the northern and the southern areas is that populations have not responded, in terms of decreasing standardized CPUE, to observed levels of fishing effort and catches of swordfish. Average annual catch for the 5-year period 1998 to 2002 for the northern region has been about 4,800 t, and for the southern region about 9,100 t. It should be noted, however, that catches in the southern region have doubled during this period, reaching 13,300 t in 2002, which exceeded the previously recorded high catch of 12,400 t reported in 1991. At some point it would be a normal expectation that high levels of catch over a period of time will result in reductions in CPUE.

5. STOCK STATUS

As indicated in Section 4.2, the CPUEs previously obtained have been found to be greater than those that correspond to the AMSY, and trends in relative abundance obtained in the standardizations of CPUE of longline fisheries in the region do not indicate declining abundances. The lack of contrast in the standardized catch and effort series in the northern and southern regions of the EPO suggests that the fisheries that have been taking swordfish in these regions have not been of a magnitude sufficient to cause significant responses in the populations. As well, catches in the region have been fairly stable since 1989, averaging about 3,700 t in the northern region and 8,400 t in the southern region annually. Based on these considerations, it appears that swordfish are not overfished in the northern and southern regions of the EPO. However, given the changing nature of the fisheries for swordfish in these regions, 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

The two items indicated in Section 6 of the assessment of Hinton and Bayliff (2002) were:

1) Investigation of the distribution of swordfish stocks in the EPO, using results from mitochondrial and nuclear DNA sequencing, which had a projected time of completion of August, 2001. Current status: Draft report of results completed in May 2004. Reason for delay: lack of funding.

2) Development of an integrated standardization and dynamics model to be fitted with AD-Model Builder, which would incorporate information on the biology, environment, and multiple fisheries harvesting swordfish in the EPO. Current status: Operational, with continuing development of increased capabilities.

The following recommendation was made at the Swordfish Stock Assessments meeting of May 7-8, 2001:

Conduct assessment on Pacific-wide stock. Current status: unable to establish collaboration as of December 2004.

Items for future work:

1) Complete data compilation and perform assessment, using integrated statistical habitat modeling.

2) Formulate assessment models, using results from genetic studies, and compare results.

3) Develop collaboration to investigate and model movements of stock(s) across boundary of 150°W.

4) Develop an improved model of swordfish habitat utilization, using tagging data that have been provided by the National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japan [Miyo Takahashi] and the U.S. National Marine Fisheries Service, La Jolla, California, USA [David Holts].

6.1. Collection of new and/or updated information

As more data become available, these analyses should be updated to ensure that if indications develop that the condition of the stocks of swordfish have deteriorated, action could be considered and taken in a timely manner.

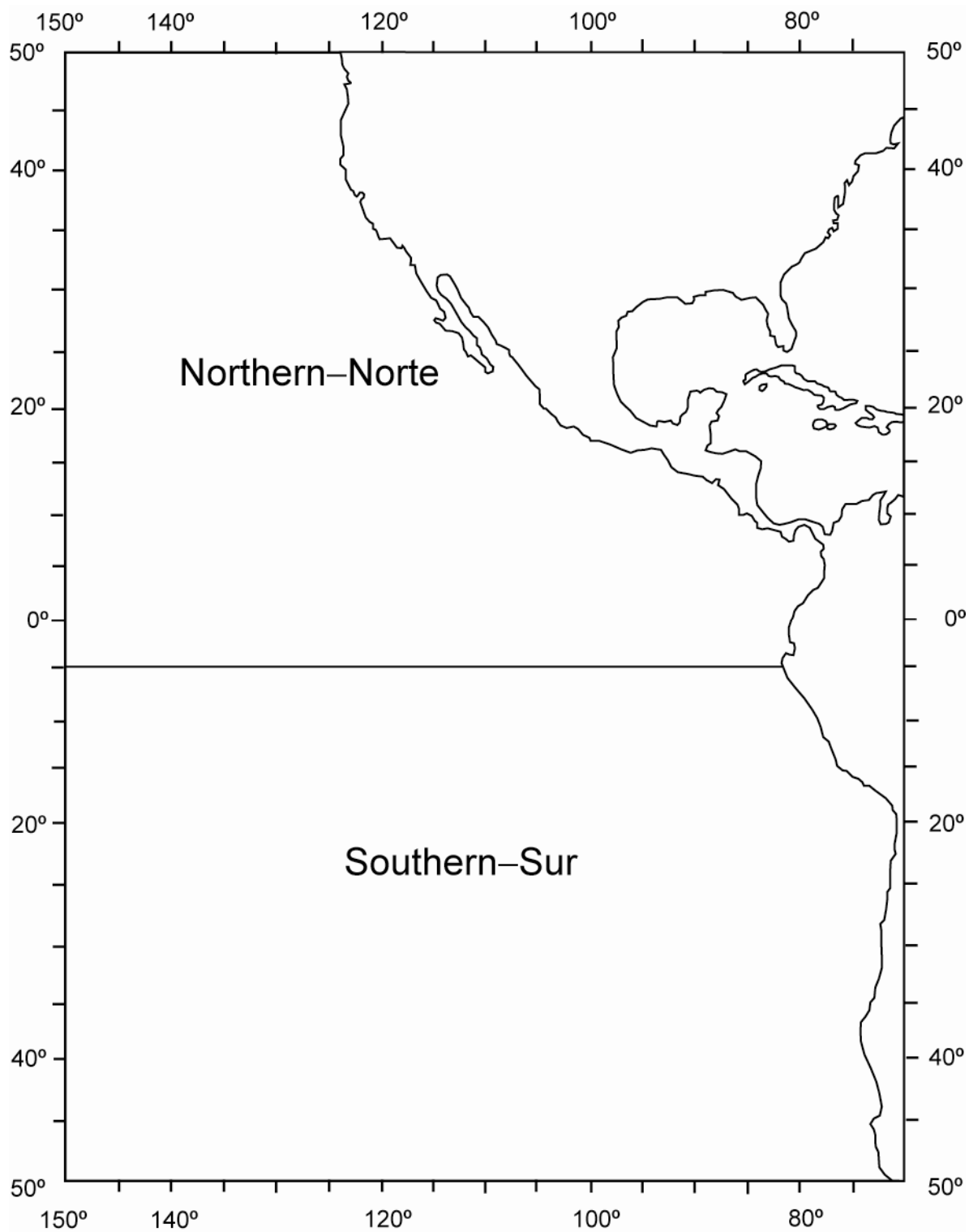


FIGURE 2.2.1a. Area stratification for analysis of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 2.2.1a. Estratificación del Océano Pacífico oriental para el análisis de los stocks de pez espada.

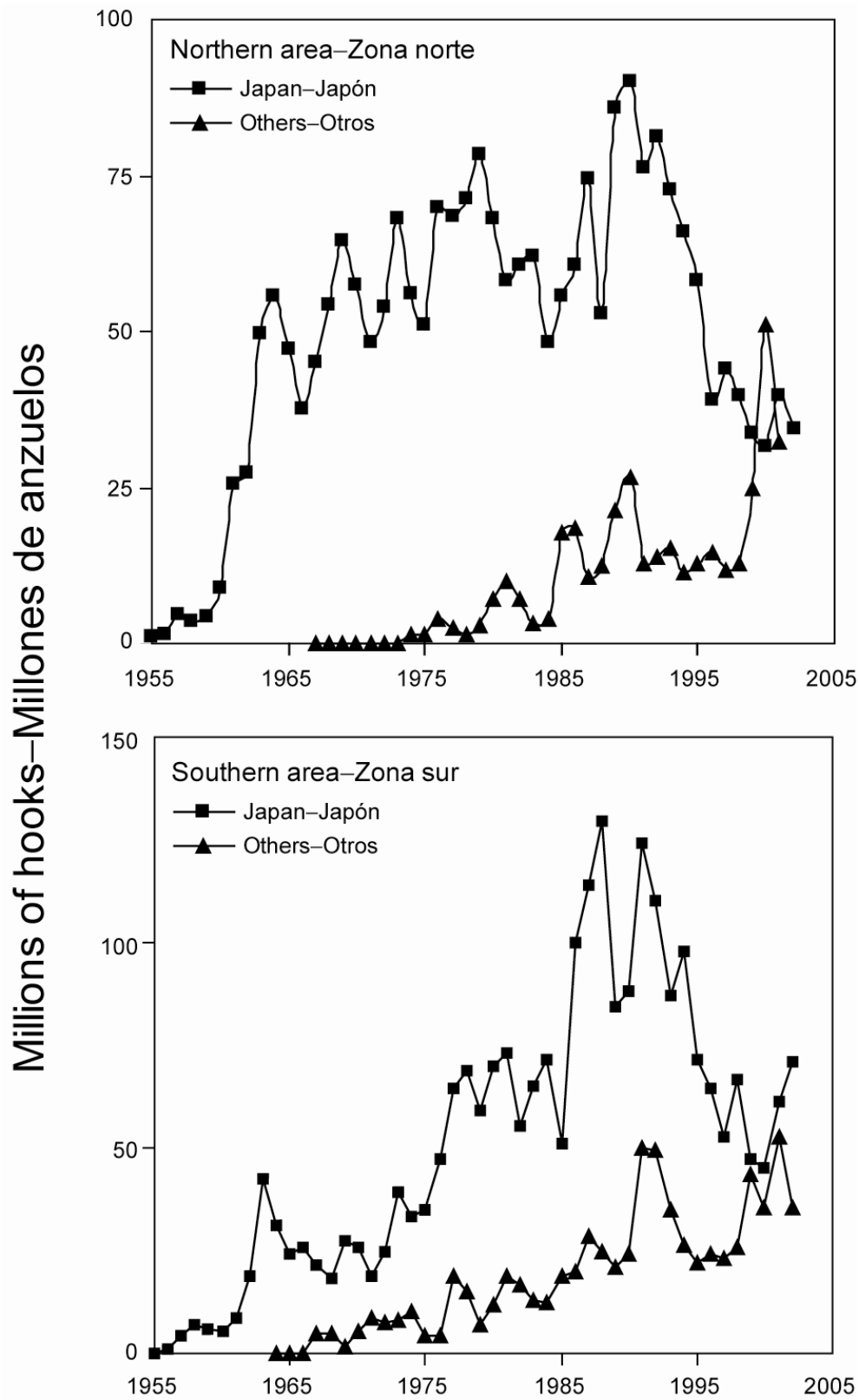


FIGURE 2.2.1b. Distributions of total nominal effort by fishery by area of the EPO.
FIGURA 2.2.1b. Distribución del esfuerzo nominal total por pesquería por áreas del OPO.

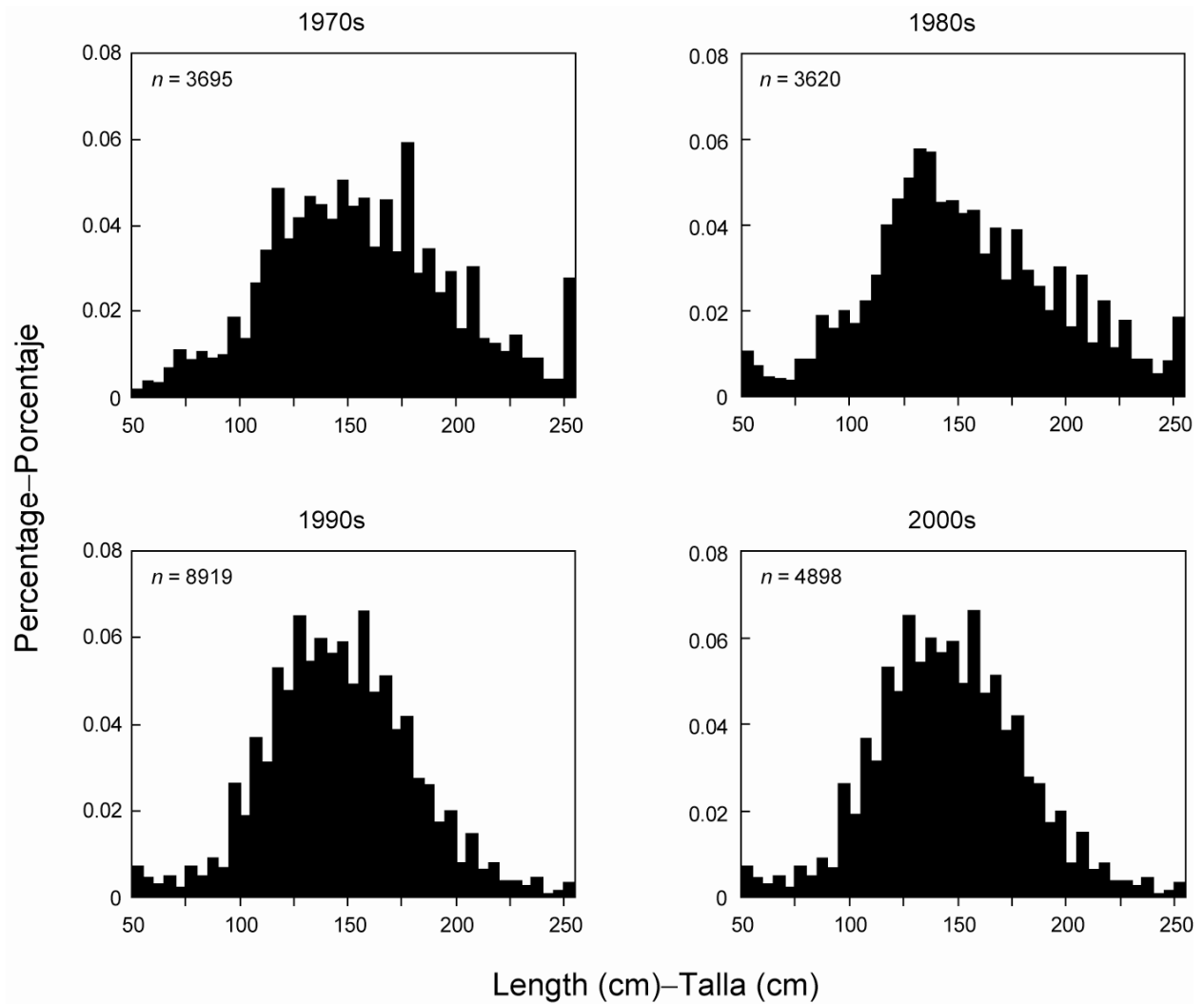


FIGURE 2.3.1a. Length-frequency distributions for swordfish taken by longline fisheries in the northern EPO by decade.

FIGURA 2.3.1a. Distribuciones de frecuencia de talla para pez espada capturado por pesquerías palangreras en el área norte del OPO por década.

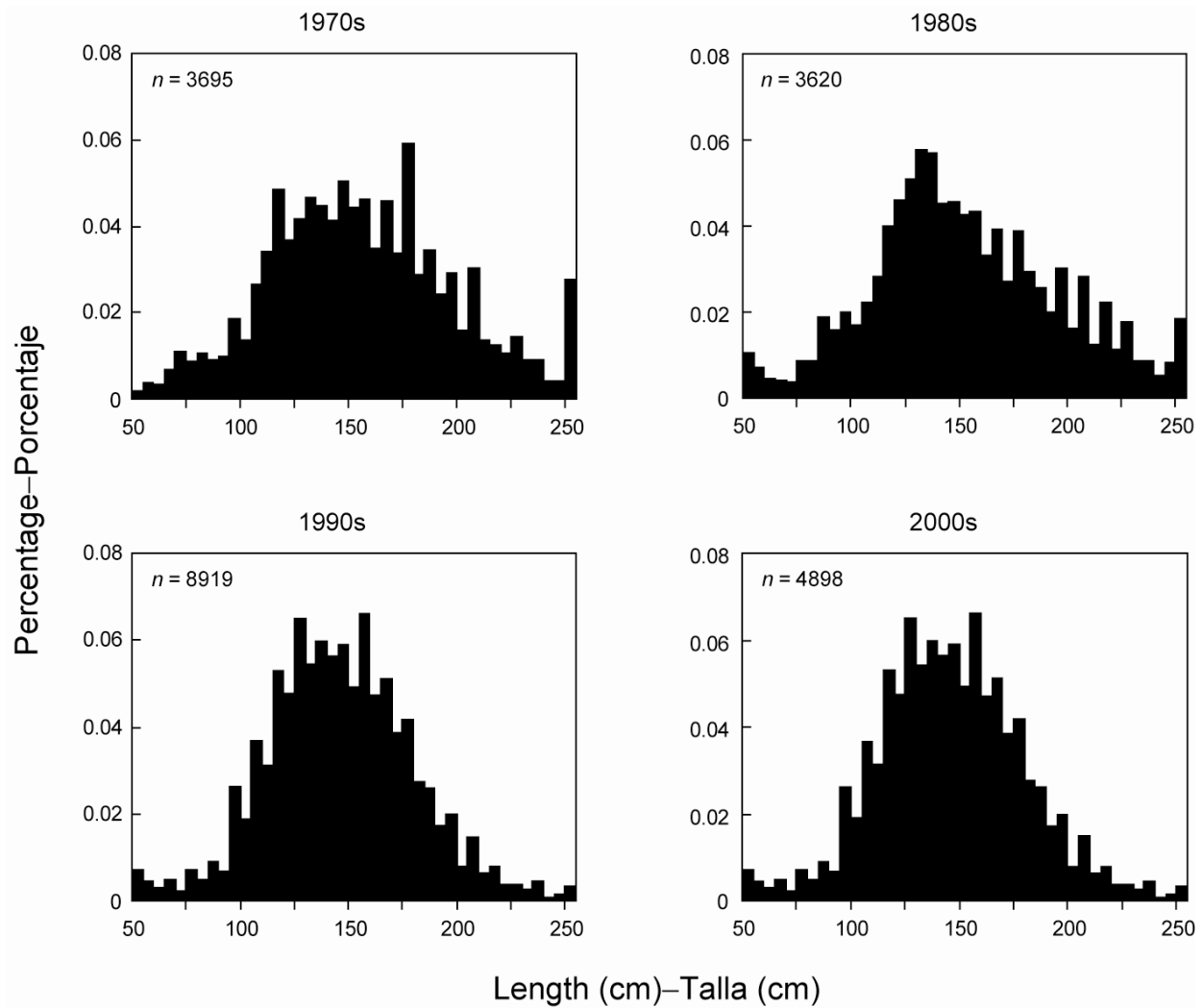


FIGURE 2.3.1b. Length-frequency distributions for swordfish taken by longline fisheries in the southern EPO by decade.

FIGURA 2.3.1b. Distribuciones de frecuencia de talla de pez espada capturado por pesquerías palangreras en el área sur del OPO por década.

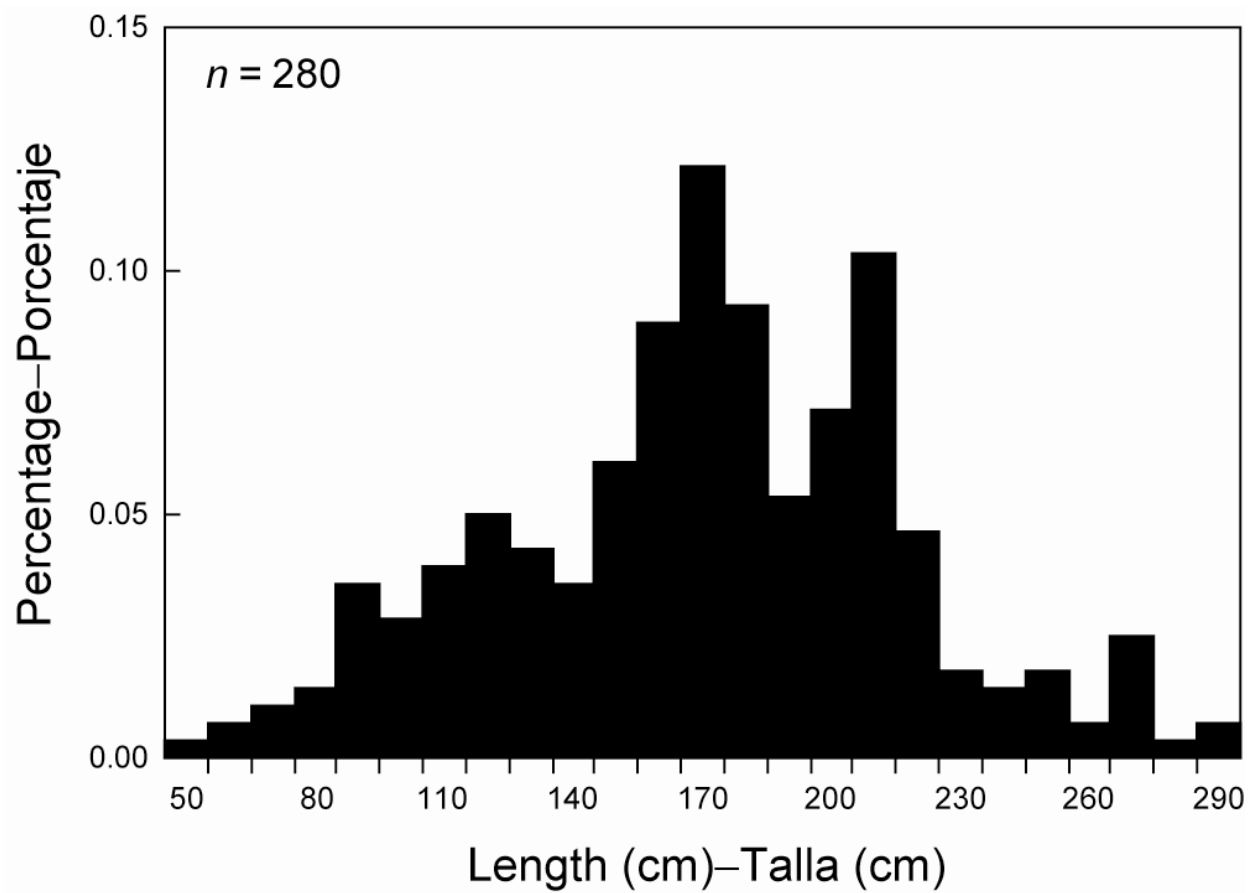


FIGURE 2.3.1c. Length-frequency distribution (eye-fork length in cm) for swordfish taken by purse seine fisheries in the EPO during 1991-2003.

FIGURA 2.3.1c. Distribucion de frecuencia de talla de pez espada (talla postorbital en cm) capturado por pesquerías cerqueros en el OPO durante 1991-2003.

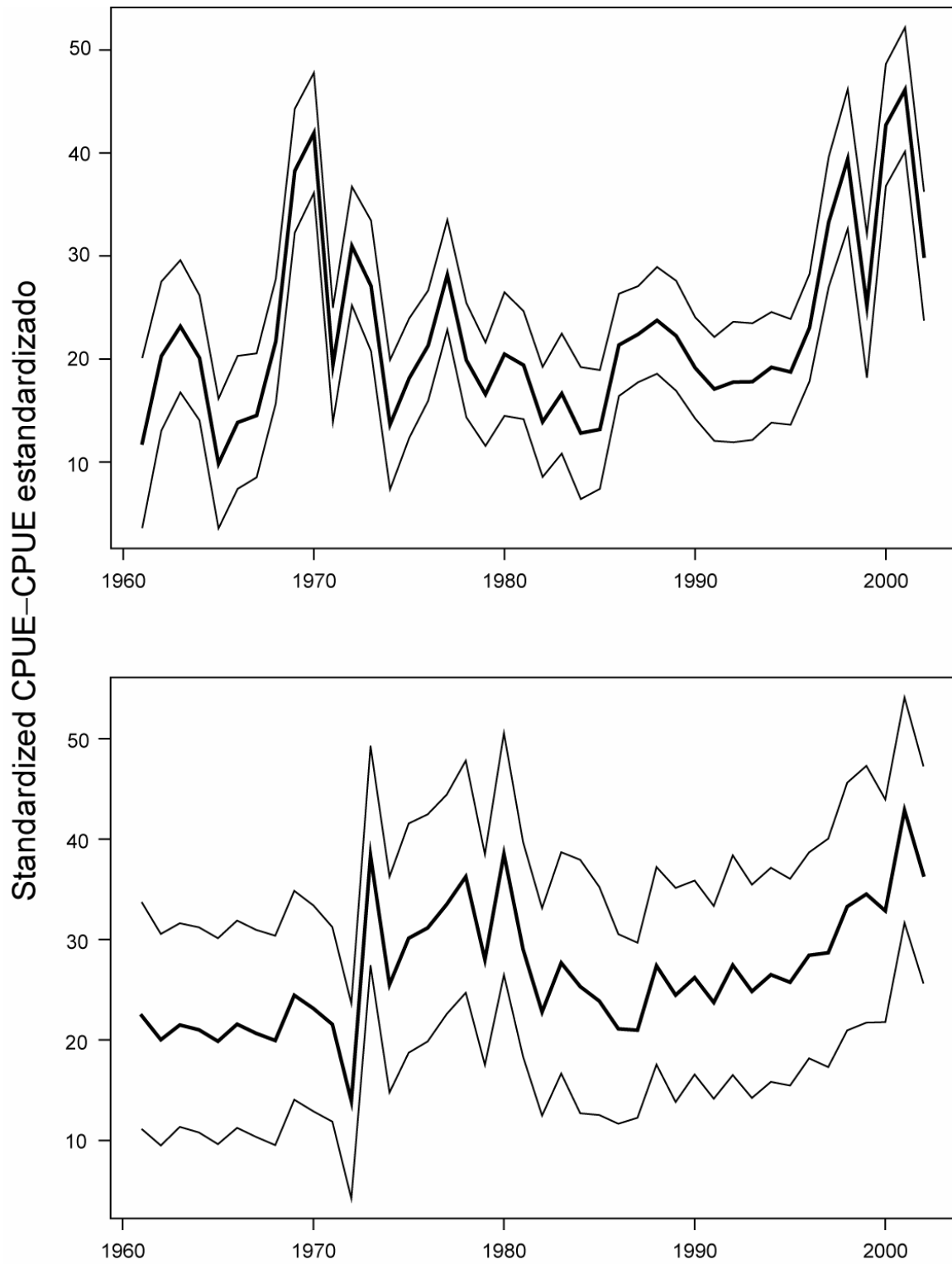


FIGURE 4.1.1. Standardized trends in relative abundance and 95-percent confidence intervals for northern (upper panel) and southern (lower panel) areas of the EPO.

FIGURA 4.1.1. Tendencias estandarizadas en la abundancia relativa e intervalos de confianza de 95% para áreas norte (panel superior) y sur (panel inferior) del OPO.

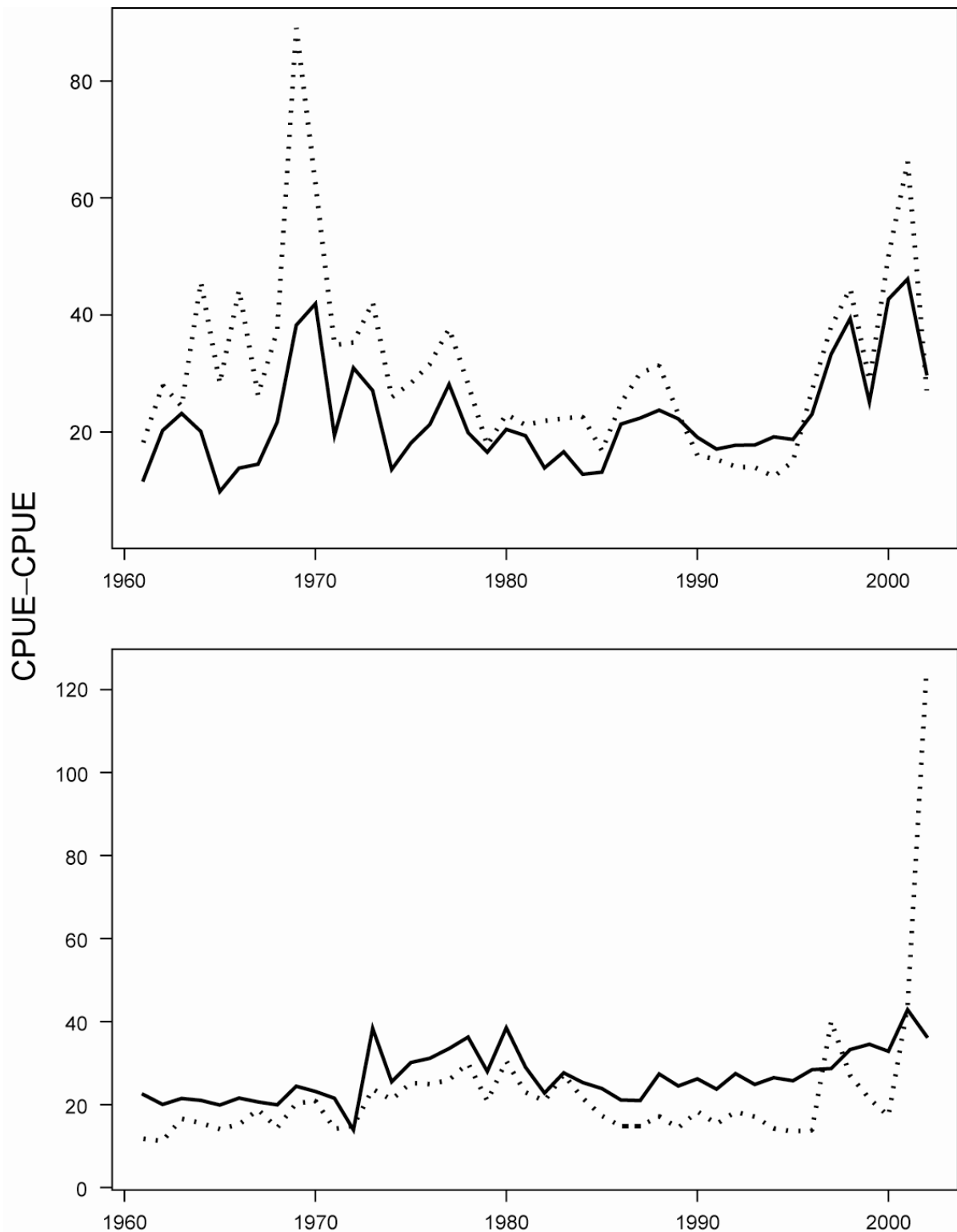


FIGURE 4.1.2. Standardized (solid line) and nominal (dashed line) trends in relative abundance for northern (upper panel) and southern (lower panel) areas of the EPO.

FIGURE 4.1.2. Tendencias estandarizadas (línea solida) y nominal (línea de trazos) en la abundancia relativa para áreas norte (panel superior) y sur (panel inferior) del OPO.

TABLE 2.2.1a. Catches of swordfish, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean.**TABLA 2.2.1a.** Capturas de pez espada, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental.

Year	CHL	CHN	COL	CRI	ECU	ESP	GTM	JPN	KOR	MEX	NIC	PAN	PER	PYF	SLV	TWN	USA	Total
1945	1,455																	1,455
1946	2,166																	2,166
1947	1,701																	1,701
1948	1,209																	1,209
1949	690																	690
1950	786												6,900					7,686
1951	870												2,400					3,270
1952	570												1,900				175	2,645
1953	416												900				94	1,410
1954	334							17					700				15	1,067
1955	237							14					400				89	739
1956	386							13					600				181	1,180
1957	357							120					600				247	1,324
1958	392							97					400				310	1,199
1959	555							71					400				295	1,321
1960	456							137					400				214	1,206
1961	394							568					300				243	1,504
1962	297							971					400				26	1,694
1963	94							1,886					200				65	2,245
1964	312							3,017					900			0	120	4,350
1965	151							1,682					300			0	215	2,349
1966	175							2,061					200			0	308	2,745
1967	203							1,569					1,300			31	201	3,303
1968	175							2,285					800			18	131	3,409
1969	314							6,327					1,200			6	678	8,526
1970	243							4,125					2,396			26	621	7,411
1971	181							1,939					185			18	102	2,424
1972	141							2,266					550			38	175	3,170
1973	410							3,779					1,941			30	404	6,563
1974	218							2,143					470			34	427	3,292
1975	137							2,303	9				158			9	569	3,185

TABLE 2.2.1a. (continued)
TABLA 2.2.1a. (continuación)

Year	CHL	CHN	COL	CRI	ECU	ESP	GTM	JPN	KOR	MEX	NIC	PAN	PER	PYF	SLV	TWN	USA	Total
1976	13							3,424	29				295			34	55	3,850
1977	32							4,234	33				420			31	336	5,087
1978	56							4,060	35				436			8	1,713	6,308
1979	40							2,610	18				188			30	386	3,273
1980	104							3,667	62				216			17	787	4,853
1981	294							2,882	153				91			35	749	4,205
1982	285							2,475	97				154			32	1,112	4,155
1983	342							3,147	65				238			9	1,758	5,559
1984	103							2,625	65				343			15	2,890	6,041
1985	342							1,764	91				55			12	3,418	5,681
1986	764							2,637	198	23			21			12	2,530	6,184
1987	2,059							3,573	205	14			73			30	1,803	7,757
1988	4,455							3,619	111	19			54			38	1,634	9,931
1989	5,824							3,158	108	2			3			111	1,357	10,563
1990	4,955					1,007		3,015	432				1			39	1,236	10,685
1991	7,255		29	107		2,794		3,053	588				3			40	1,035	14,905
1992	6,379			27		2,435		3,135	272				16	5		32	1,741	14,042
1993	4,712			20		928	22	2,513	289	4			76	38		19	2,085	10,705
1994	3,801			27		575		2,464	261	12			310	51		44	1,939	9,486
1995	2,594			29		698		1,992	291	19			7	38		8	1,896	7,572
1996	3,145			315		772	2	1,968	366	6			1,013	64		35	1,678	9,365
1997	4,040			1,072		2,018	3	2,576	423	1	1		24	38		29	2,058	12,283
1998	4,492		6	419		1,302		3,178	453	168	4		98	44		34	2,420	12,618
1999	2,925			99	203	1,121		1,790	358	237	3		15	46		97	3,621	10,516
2000	2,973			407	374	1,306	1	2,104	417	965	1	21	2	42	2	648	3,432	12,695
2001	3,262	316		653	106	3,427	2	4,207	872	424	7	433	?	69	2	1,711	2,275	17,765
2002	3,523	830		481	135	5,629		3,439	561	102	11	431	14	60	20		987	16,224

CHL, Chile; CHN, China; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; ESP, España—Spain; GTM, Guatemala; JPN, Japan—Japón; KOR, Republic of Korea—República de Corea; MEX, México; NIC, Nicaragua; PAN, Panamá; PER, Perú; PYF, French Polynesia—Polinesia Francesa; SLV, El Salvador; TWN, Chinese Taipei—Taipei Chino; United States of America—EE.UU.

TABLE 2.2.1b. Catches of swordfish, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean north of 5°S.**TABLA 2.2.1b.** Capturas de pez espada, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental al norte de 5°S.

Year	CHN	COL	ESP	GTM	JPN	KOR	MEX	NIC	PAN	SLV	TWN	USA	Total
1952												175	175
1953												94	94
1954					17							15	33
1955					13							89	102
1956					10							181	191
1957					66							247	313
1958					33							310	344
1959					39							295	334
1960					101							214	314
1961					464							243	707
1962					760							26	785
1963					1,210							65	1,275
1964					2,546							120	2,666
1965					1,338							215	1,553
1966					1,660							308	1,968
1967					1,179							201	1,380
1968					2,024						0	131	2,155
1969					5,758							678	6,436
1970					3,583							621	4,204
1971					1,677							102	1,779
1972					1,898							175	2,073
1973					2,867							404	3,270
1974					1,449							427	1,876
1975					1,421	6						569	1,996
1976					2,215	14						55	2,284
1977					2,580	17						336	2,933
1978					2,016	6						1,713	3,734
1979					1,384	6					0	386	1,775
1980					1,564	30						787	2,381
1981					1,229	74					2	749	2,054
1982					1,332	71					1	1,112	2,515
1983					1,376	37						1,758	3,171
1984					1,087	28						2,890	4,004

TABLE 2.2.1b. (continued)
TABLA 2.2.1b. (continuación)

Year	CHN	COL	ESP	GTM	JPN	KOR	MEX	NIC	PAN	SLV	TWN	USA	Total
1985					896	20						3,418	4,334
1986					1,164	138	23					2,530	3,854
1987					1,912	110	14				2	1,803	3,840
1988					1,386	35	19					1,634	3,074
1989					1,942	80	2				38	1,357	3,418
1990					1,420	326					13	1,236	2,993
1991		29			1,157	250					18	1,035	2,489
1992					1,114	90					3	1,741	2,949
1993				22	1,008	94	4					2,085	3,213
1994					837	140	12					1,939	2,929
1995					779	76	19				3	1,896	2,773
1996				2	783	139	6				21	1,678	2,628
1997				3	1,408	277	1	1				2,058	3,747
1998		6	64		1,173	206	168	4				2,420	4,042
1999			29	0	533	93	237	3			20	3,621	4,537
2000				1	939	227	965	1	19	2	436	3,432	6,021
2001	209			2	1,792	605	424	7	2	2	1,289	2,275	6,607
2002	517				940	360	102	11	0	20		987	2,937

CHN, China; COL, Colombia; ESP, España—Spain; GTM, Guatemala; JPN, Japan—Japón; KOR, Republic of Korea—República de Corea; MEX, México; NIC, Nicaragua; PAN, Panamá; SLV, El Salvador; TWN, Chinese Taipei—Taipei Chino; USA, United States of America—EE.UU.

TABLE 2.2.1c. Catches of swordfish, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean south of 5°S.**TABLA 2.2.1c.** Capturas de pez espada, en toneladas métricas, en le Océano Pacífico oriental a sur de 5°S.

Year	CHL	CHN	COL	CRI	ECU	ESP	JPN	TWN	PAN	PER	PYF	TWN	Total
1945	1,455												1,455
1946	2,166												2,166
1947	1,701												1,701
1948	1,209												1,209
1949	690												690
1950	786									6,900			7,686
1951	870									2,400			3,270
1952	570									1,900			2,470
1953	416									900			1,316
1954	334									700			1,034
1955	237						1			400			638
1956	386						4			600			990
1957	357						54			600			1,011
1958	392						64			400			856
1959	555						32			400			987
1960	456						36			400			892
1961	394						104			300			798
1962	297						211			400			908
1963	94						676			200			970
1964	312						471	0		900		0	1,684
1965	151						344	0		300		0	795
1966	175						402	0		200		0	777
1967	203						390	31		1,300		31	1,924
1968	175						261	17		800		17	1,253
1969	314						570	6		1,200		6	2,090
1970	243						542	26		2,396		26	3,206
1971	181						261	18		185		18	645
1972	141						368	38		550		38	1,097
1973	410						912	30		1,941		30	3,293
1974	218						694			470		34	1,416
1975	137						882	3		158		9	1,189
1976	13						1,210	15		295		34	1,567
1977	32						1,654	16		420		31	2,154

TABLE 2.2.1c. (continued)
TABLA 2.2.1c. (continuación)

Year	CHL	CHN	COL	CRI	ECU	ESP	JPN	KOR	PAN	PER	PYF	TWN	Total
1978	56						2,045	29		436		8	2,574
1979	40						1,226	13		188		30	1,497
1980	104						2,103	32		216		17	2,472
1981	294						1,653	79		91		33	2,150
1982	285						1,144	26		154		31	1,640
1983	342						1,771	28		238		9	2,388
1984	103						1,538	37		343		15	2,036
1985	342						868	70		55		12	1,347
1986	764						1,473	60		21		12	2,330
1987	2,059						1,661	96		73		28	3,917
1988	4,455						2,233	77		54		38	6,857
1989	5,824						1,216	28		3		73	7,144
1990	4,955					1,007	1,596	106		1		26	7,692
1991	7,255		29	107		2,794	1,896	338		3		22	12,445
1992	6,379			27		2,435	2,020	181		16	5	29	11,093
1993	4,712			20		928	1,505	195		76	38	19	7,492
1994	3,801			27		575	1,627	121		310	51	44	6,557
1995	2,594			29		698	1,213	216		7	38	4	4,800
1996	3,145			315		772	1,186	227		1,013	64	14	6,736
1997	4,040			1,072		2,018	1,169	146		24	38	29	8,536
1998	4,492		6	419		1,238	2,004	246		98	44	34	8,582
1999	2,925			99	203	1,092	1,257	264		15	46	77	5,979
2000	2,973			407	374	1,306	1,164	191	2	2	42	212	6,673
2001	3,262	107		653	106	3,427	2,414	267	431		69	422	11,158
2002	3,523	313		481	135	5,629	2,500	201	431	14	60	0	13,287

CHL, Chile; CHN, China; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; ESP, Spain—Spain; JPN, Japan—Japón; KOR, Republic of Korea—República de Corea; PAN, Panamá; PER, Perú; PYF, French Polynesia—Polinesia Francesa; TWN, Chinese Taipei—Taipei Chino.

TABLE 3.1.1. 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. 3.1.1. 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		
					Boggs	Pauly	
1	310	0.124	-1.169	Yabe <i>et al.</i> , 1959	0.22	0.20	
2	M	250	0.3216	-0.7545	Barbieri <i>et al.</i> , 1998		0.39
3	F	282	0.2925	0.1085	Barbieri <i>et al.</i> , 1998		0.36
4		321	0.14	-1.3	Uchiyama <i>et al.</i> , 1998		0.21

EVALUACIÓN DEL PEZ ESPADA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

por

Michael G. Hinton, William H. Bayliff, y Jenny M. Suter

ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo	314
2. Datos	315
3. Supuestos y parámetros.....	316
4. Evaluación de la población	320
5. Condición de la población	321
6. Direcciones futuras	322
Referencias.....	323
Figuras	300
Tablas.....	307

No se conoce bien la estructura de la población 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.

Se considera, a partir de datos de pesca, que hay dos poblaciones de pez espada en el OPO, una con su centro de distribución en el Pacífico sudeste, y la otra con su centro de distribución frente a California y Baja California. Además, es posible que una población del Pacífico occidental y/o central, identificada como distinta de las poblaciones del OPO por estudios genéticos recientes, se desplaza a porciones del 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 de la población.

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 Taipei Chino 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; Okamoto y Bayliff, 2003). Los de Corea, Japón, y Taipei Chino 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 (Barría 2003, Barbieri *et al.*, 1998), Estados Unidos (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998; Ito *et al.*, 1998; Vojkovich y Barsky, 1998; Ito y Coan, 2004), 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 Taipei Chino (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), Taipei Chino (Sakagawa 1989), y Estados Unidos continental (Coan *et al.*, 1998). Las pesquerías con arpón de Japón y Taipei Chino 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 mayoría 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-c se presentan datos sobre las capturas comerciales de pez espada en el Océano Pacífico oriental.

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 Taipei Chino. Ito y Coan (2004), 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. Hinton y Bayliff (2002, Figuras 2.2.1a-f) presentan la variación en la distribución histórica del esfuerzo de pesca de las pesquerías palangreras por subarea del OPO. En la Figura 2.1.1b-c se ilustra el esfuerzo de pesca nominal total de las pesquerías palangreras en las regiones norte y sur del OPO (Figura 2.1.1a).

2.2.2. Pesquerías deportivas

No se dispone de datos completos sobre el esfuerzo de la pesca deportiva ni sobre las capturas deportivas de pez espada.

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), Uosaki y Bayliff (1999: Figuras 68-70), Hinton y Bayliff (2002, Figuras 2.3.1a-e), y Okamoto y Bayliff (2003: Figuras 80-82) 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-b se presentan histogramas de la frecuencia de tallas de peces espada capturados con palangre en las zonas al norte y al sur de 5°S en el 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 la Figura 2.3.1c se presentan histogramas de la frecuencia de tallas de peces espada capturados con red de cerco en el 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 de Hinton y Bayliff (2002) se resumen los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para el pez espada en el Océano Pacífico estimados por varios investigadores, así como las tallas estimadas del pez espada a la edad de 1 a 10 años, calculadas a partir de esos datos. En la Tabla 3.1.1c de Hinton y Bayliff (2002) se resumen 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 Océano Atlántico.

Nishikawa *et al.* (1985), Miyabe y Bayliff (1987), Nakano y Bayliff (1992), Uosaki y Bayliff (1999), Okamoto y Bayliff (2003), y Young *et al.* (2003) 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 de Hinton y Bayliff (2002) 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 cientos 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 aquella 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. Young *et al.* (2003) descubrieron que el tamaño del pez y la temporada eran los factores principales que afectan la proporción de sexos de los peces espada encontrados frente a Australia oriental, y que siempre había más hembras que machos.

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" (Deweese, 1992). 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. Postularon que existe una "mezcla de poblaciones de pez espada en el OPO," y manifestaron que "individuos de mayor tamaño podrían migrar a la región norte y oeste del OPO" del norte, el oeste, Baja California, o "la zona ecuatorial de abundancia alta." 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 pez espada juvenil pequeño, 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.

Carey y Robison (1981) reportaron sobre los patrones de actividad diaria de peces espada rastreados con 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 3.1.1). En su evaluación de la población 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 Taipei Chino 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 zona (hasta 60 millas de la costa) de condiciones reportadas de agua roja poco favorables al pez espada."

3.3. Estructura de la población

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 sudeste, y posiblemente otra con su centro de distribución en el Pacífico noreste. Estudios de la genética del pez espada en el Océano Atlántico y el Mar 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). Alvarado Bremer *et al.* (2004) analizaron los estudios publicados sobre la genética de las poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico. Notaron que, en general, los niveles de estructuración de las poblaciones en el Pacífico son extremadamente bajos, en comparación con otras cuencas oceánicas, y que dos estudios encontraron una heterogeneidad significativa en el Pacífico, pero otras cuatro no descubrieron ninguna diferencia significativa. Se presentan las distintas opiniones e hipótesis sobre la estructura de las poblaciones derivadas de distintos tipos de datos, y se concluye que son necesarios análisis adicionales, con muestras de mayor tamaño y marcadores genéticos adicionales, para resolver la estructura de las poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico. Hinton (2003) 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 DE LA POBLACIÓN

4.1. Índices 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 Okamoto y Bayliff 2003), y usando modelos lineales generales (MLG) (por ejemplo Nakano 1998; Hinton y Bayliff 2002) 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 de estandarizar el esfuerzo de pesca de la pesquería palangrera en el OPO, dirigida principalmente a los atunes, usando MLG. El modelo de estandarización usado fue de la forma:

$$F(\text{CPUE}) = \text{Año} + \text{Mes} + \text{Latitud} + \text{Longitud} + \text{Índice Ambiental} + \text{Arte} + \text{interacciones}$$

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 1961-2002. El Arte incluyó factores de estado de pabellón (Flag), uso de luces (Light), y anzuelos por canasta (HPB) o categorías de APC (Hcode). Si fue categorizado, el esfuerzo de pesca fue agrupado en cuatro niveles, con base en APC: Nivel 1: $\text{APC} < 8$; Nivel 2: $8 \leq \text{APC} < 12$; Nivel 3: $12 \leq \text{APC} < 16$; y Nivel 4: $\text{APC} \geq 16$. 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.

Los índices ambientales considerados fueron la temperatura superficial del mar (TSM), la diferencia de temperatura entre la superficie del mar y las profundidades de 200 y 400 metros (D200 y D400) (ver justificación en Hinton 2003 y Takahashi *et al.* 2003), y las observaciones mensuales del Índice de Oscilación del Sur (IOS), y el Índice de Oscilación Extratropical Norte (ION, Schwing *et al.* 2002).

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 ajustaron los modelos en S-PLUS 6.1 Release 1 (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. En la selección final del modelo se consideró tanto el Criterio de Información de Akaike como las pruebas de cociente de verosimilitud. Se presentan las variables en el orden en que fueron añadidas al modelo durante el procedimiento de ajuste. El modelo seleccionado para la región norte fue:

$$\ln(\text{CPUE}) \sim \text{Light} + \text{Flag} + \text{Lon5} + \text{D400} + \text{Año} + \text{D200} + \text{Lat5} + \text{Mes} + \text{Hcode} + \text{IOS} + \text{Lat5:Lon5}.$$

El modelo seleccionado para la región sur fue:

$$\ln(\text{CPUE}) \sim \text{Flag} + \text{Lon5} + \text{Mes} + \text{Lat5} + \text{Año} + \text{IOS} + \text{Hcode} + \text{D200} + \text{TSM} + \text{Lat5:Lon5}.$$

En la Figura 4.1.1 se ilustran las tendencias en la abundancia anual de las poblaciones del norte y del sur. En la Figura 4.1.2 se presentan comparaciones de las tendencias de la CPUE estandarizada y nominal.

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 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 las poblaciones 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 al desplazamiento 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 (RMSP), por lo que se consideró que la explotación del pez espada en el OPO no es excesiva.

Hinton (2003) concluyó que el fracaso de los intentos de ajustar el modelo con retardos temporales de Deriso y Schnute a las estimaciones estandarizadas de captura y esfuerzo en el OPO obtenidas de modelos de MLG ajustados resultó 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 ningún indicio de una reducción en la abundancia del pez espada en el OPO, y que el esfuerzo de pesca palangrero nominal en la región ha sido constante o ha disminuido en la última década. Se notó también que las capturas en la región han sido bastante estables desde 1989, con un promedio de unas 13.000 toneladas anuales.

Los resultados esenciales relacionados con la condición de la población obtenidos en la presente evaluación son similares a aquéllos de Hinton (2003), tal como se comentó antes. Ambos indican que, tanto en la zona sur como en la zona norte, las poblaciones no han reaccionado, en términos de una disminución de la CPUE estandarizada, a los niveles observados de esfuerzo de pesca y captura de pez espada. La captura media anual durante el quinquenio de 1998-2002 fue de unas 4.800 toneladas en la región norte, y de unas 9.100 en la región sur. Cabe destacar, sin embargo, que las capturas en la región sur se han duplicado durante este período, alcanzando 13.300 toneladas en 2002, superando el récord anterior de 12.400 toneladas en 1991. En algún momento sería la expectativa normal que niveles elevados de captura mantenidos durante un período de tiempo resultaran en reducciones de la CPUE.

5. CONDICION DE LA POBLACION

Tal como se indica en la Sección 4.2, las CPUE obtenidas previamente eran mayores que las que corresponden al RMSP, y las tendencias en la abundancia relativa obtenidas en las estandarizaciones de la CPUE de las pesquerías palangreras en la región no indican una disminución en la abundancia. La falta de contraste en la serie de captura y esfuerzo estandarizados en las regiones norte y sur del OPO sugiere que las pesquerías que capturan pez espada en dichas regiones 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 3.700 toneladas en la región norte y 8.400 toneladas en la región sur. A partir de estas consideraciones, parece que la explotación del pez espada en las regiones norte y sur del OPO no es excesiva. No obstante, dados los cambios constantes que suelen ocurrir en las pesquerías de pez espada en dichas regiones, 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

Los dos temas indicados en la Sección 6 de la evaluación de Hinton y Bayliff (2002) fueron:

1. La investigación de la distribución de las poblaciones de pez espada, usando los resultados de secuencias de ADN mitocondrial y nuclear, la cual se proyectaba terminar en agosto de 2001. Situación actual: borrador del informe sobre los resultados terminado en mayo de 2004; el retraso se debió a falta de fondos.
2. La elaboración de un modelo integrado de estandarización y dinámica, que se ajuste con *AD-Model Builder*, y que incorpore información sobre la biología, el medio ambiente, y las múltiples pesquerías que capturan pez espada en el OPO. Situación actual: operacional, con elaboración continua de mayor capacidad.

En la reunión sobre la evaluación de la población del pez espada en mayo de 2001 se recomendó realizar una evaluación de la población del Pacífico entero, pero no ha sido posible hasta la fecha (diciembre de 2004) establecer una colaboración.

Temas de trabajo futuro:

1. Terminar la compilación de datos y realizar una evaluación con modelos de hábitat estadísticos integrados.
2. Formular modelos de evaluación, usando los resultados de estudios genéticos, y comparación de los resultados.
3. Desarrollar colaboraciones para investigar y modelar los desplazamientos de poblaciones a través del límite de 150°O.
4. Elaborar un modelo perfeccionado de la utilización de hábitat por el pez espada, usando datos de mercado provistos por el National Research Institute of Far Seas Fisheries en Shimizu (Japón) [Miyo Takahashi] y el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU. en La Jolla, California [David Holts].

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 indicios de que ha deteriorado la condición de las poblaciones del pez espada, se pueda considerar y tomar acción de forma oportuna.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Alvarado Bremer, Jaime R., Michael G. Hinton, and Thomas W. Greig. 2004. Population structure of swordfish in the Pacific Ocean: a review of genetic studies based on the analyses of nuclear and mitochondrial data. Interim Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 26 January-4 February, 2004, Honolulu, Hawaii, USA, Working Paper ISC/04/SWO-WG/03: 8 p.
- Anonymous. 1999. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1997: 310 p.
- 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.
- Barría, Patricio M. 2003. Investigación captura total permisible pez espada, 2003. Informe Avance Corregido, Instituto de Fomento Pesqero, Subsecretaria de Pesca, Chile: 26 p.
- 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, *Xiphias 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 p.
- Hinton, Michael G. 2003. Status of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean estimated using data from Japanese tuna longline fisheries. Mar. Freshwat. Res. 54 (4): 393-399.
- Hinton, Michael G., and William H. Bayliff. 2002. Assessment of swordfish in the eastern Pacific Ocean. Inter. Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assessment Report 2: 297-338.

- 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. 2002. Swordfish. In Leet, William S., Christopher M Dewees, Richard Klingbeil, and Eric J. Larson (editors). California's Living Marine Resources: a Status Report. California Department of Fish and Game: 322-324.
- 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 p.
- 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.
- Ito, Russell Y., and Al Coan. 2004. U.S. swordfish fisheries in the north Pacific Ocean. Interim Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 26 January-4 February, 2004, Honolulu, Hawaii, USA, Working Paper ISC/04/SWO-WG/01: 23 p.
- 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 información 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.
- Mejuto, J., and B. García-Cortes. 2001. Actualización de la información científico-técnica disponible sobre la flota comunitaria (española) de palangre de superficie dirigida al pez espada (*Xiphias gladius*) en el Pacífico s.e., con especial referencia a los años 1998, 1999 y 2000. Instituto Español de Oceanografía, Coruña, Spain, manuscript: 14 p.
- 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 p.
- 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 p.
- Okamoto, Hiroaki, and William H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 22 (4): 219-431.
- 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 p.
- 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.M. Green. 2002. The Northern Oscillation Index (NOI): a new climate index for the northeast Pacific. *Progr. Oceanog.*, 53: 115-139.
- 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.
- Takahashi, Mio, Hiroshi Okamura, Kotaro Yokawa, and Makoto Okazaki. 2003. Swimming behaviour and migration of a swordfish recorded by an archival tag. *Marine and Freshwater Research*, 54 (4): 527-534.
- 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 the 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.
- Young, Jock, Anita Drake, Michael Brickhill, Jessica Farley, and Thor Carter. 2003. Reproductive dynamics of broadbill swordfish, *Xiphias gladius*, in the domestic longline fishery off eastern Australia. Mar. Freshwat. Res., 54 (4): 315-332.