

ISSN: 1532-7337

**INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION**  
**COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

Stock Assessment Report 6

Informe de Evaluación de Stocks 6

**STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2004**  
**CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2004**

La Jolla, California

2006



## INTRODUCTION

This report consists of two Background Papers on tunas prepared for the 73rd meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in Lanzarote, Spain, on June 20-24, 2005. These include data through 2004. 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.

## CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005 <i>by</i> Simon D. Hoyle and Mark N. Maunder.....	3
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004 <i>by</i> Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle.....	103

## INTRODUCCIÓN

Este informe consiste de dos documentos de información sobre atunes preparados para la 73ª reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en Lanzarote (España) del 20 al 24 de junio de 2005. Estos incluyen datos hasta 2004. 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.

## ÍNDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2004 y perspectivas para 2005 <i>por</i> Simon D. Hoyle y Mark N. Maunder .....	77
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2004 y perspectivas para 2005 <i>por</i> Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle .....	179

# STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2004 AND OUTLOOK FOR 2005

by

Simon D. Hoyle and Mark N. Maunder

## CONTENTS

1. Executive summary.....	3
2. Data.....	5
3. Assumptions and parameters .....	8
4. Stock assessment.....	11
5. Status of the stock.....	18
6. Simulated effects of future fishing operations .....	22
7. Future directions .....	24
Figures .....	25
Tables.....	62
Appendices.....	67
References.....	100

### 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 assess yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). The methods of analysis are described in IATTC Bulletin, Vol. 22, No. 5, and readers are referred to that report for technical details.

The assessment reported here is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin tuna in the EPO. Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the east and west. The purse-seine catches of yellowfin tuna are less in the vicinity of the western boundary of the EPO. The movements of tagged yellowfin tuna are generally over hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas. It is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although there is some genetic evidence for local isolation. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently available tagging data.

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure. The assessment for 2005 differs from that of 2004 in the following ways. The catch and length-frequency data for the purse-seine and pole-and-line fisheries have been updated to include new data for 2004 and revised data for 2000-2003. The effort data for these fisheries have been updated to include new data for 2004 and revised data for 1975-2003. The catch data for the Japanese longline fisheries have been updated for 1999-2002, and new data for 2003 have been added. The catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated to include new data for 2002. The catch data for the longline fisheries of the People's Republic of China have been updated to include new data for 2003 and revised data for 2001 and 2002. The longline catch-at-length data for 2001-2002 have been updated, and new data for 2003 have been added. The longline effort data have been standardized by means of a generalized linear model standardization of the CPUE, using data for 1975-2003, rather than the neural network that was used previously. The growth model likelihood has been adjusted to account for sampling at length, rather than assuming random sampling.

Significant levels of fishing mortality have been observed in the yellowfin tuna fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. Both recruitment and exploitation have had substantial impacts on the yellowfin biomass trajectory. Most of the yellowfin catch is taken in schools associated with dolphins, and, accordingly, this method has the greatest impact on the yellowfin tuna population, although it has almost the least impact per unit of weight captured of all fishing methods. It appears that the yellowfin population has experienced two different productivity regimes (1975-1983 and 1984-2004), 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 current 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 close to that level during the high-recruitment regime. The two different productivity regimes may support two different levels of AMSY and associated SBRs, and the AMSY reported here is an average for the 1975-2004 period. The current SBR is below the SBR level corresponding to the AMSY. However, there is substantial uncertainty in the most recent estimate of SBR, and there is a moderate probability that the current SBR is above the level corresponding to the AMSY. The effort levels are estimated to be greater than those corresponding to the AMSY (based on the recent (2002-2003) distribution of effort among the different fisheries). Because of the flat yield curve, however, the recent effort levels are estimated to be capable of producing, under average conditions, catch that is only slightly less than the AMSY. Future projections under the current effort levels and average recruitment indicate that the population is likely to remain at approximately the same level over the next 5 years. These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2004 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2004 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Both the purse-seine and longline catches are expected to remain close to 2004 levels.

The AMSY has been stable during the assessment period, which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the AMSY multiplier.

The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery during 1998-2000, and that these cohorts increased the biomass during 1999-2000. However, these cohorts have now moved through the population, so the biomass decreased during 2002-2004.

The overall average weights of yellowfin tuna that are caught have consistently been much less than those that would maximize the AMSY, 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, unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller fish than do the dolphin-associated and longline fisheries. The longline fisheries and the purse-seine sets in the southern area on yellowfin associated with dolphins capture older, larger yellowfin than do the coastal and northern dolphin-associated fisheries. The AMSY calculations indicate that the yield levels could be increased if the fishing effort were diverted to the fisheries that catch larger yellowfin, and would be diminished if the fishing effort were diverted to catching smaller fish. Any such changes would also affect the SBR levels in a similar way.

The conservation measures imposed in 2004 under IATTC Resolution C-04-09 are predicted to result in slightly greater biomasses and SBRs than would otherwise have been the case. However, it is likely that the stock is below the AMSY level.

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, but this result could also be explained by the regime shift, since the spawning biomass is relatively low during the period of low recruitment and relatively high during that of high recruitment. The results from the analysis with a stock-recruitment relationship, suggesting that the effort level is

greater than that corresponding to the AMSY; however, the yield at this effort level is still only 6% less than the AMSY. The biomass is estimated to have been less than the biomass that would produce the AMSY for most of the modeling period, except for most of the 2000-2002 period.

The assessment results are similar to those from the previous assessments. The major differences occur, as expected, in the most recent years. The current assessment, and those for 2002, 2003, and 2004, indicate that the biomass increased in 2000, whereas the earlier assessments indicated a decline. In addition, SBR and the SBR corresponding to the AMSY have increased compared to the 2004 assessment because of changes in estimates of growth and recent age-specific fishing mortality.

### **Summary**

1. The results are similar to those of the previous five assessments, except that the SBR corresponding to AMSY is greater than in those assessments.
2. The biomass is estimated to have declined very slightly in 2004.
3. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.
4. The estimate of the current SBR is less than that corresponding to the AMSY, but its confidence intervals encompass the AMSY.
5. The recent fishing mortality rates are 20% above those corresponding to the AMSY.
6. Increasing the average weight of the yellowfin caught could substantially increase the AMSY.
7. There have been two different productivity regimes, and the levels of AMSY and the biomasses corresponding to the AMSY may differ between the regimes.
8. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed.

## **2. DATA**

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2004 were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2004, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases before or on April 1, 2005. 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 schools associated with 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 their spatial extents are shown 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 mixtures 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 shown in Table 2.1. The three definitions relating to catch data (landings, discards, and catch) used by Maunder (2002a) and Maunder and Watters (2001 and 2002) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology for this report, and those of Maunder and Harley (2004, 2005), has been changed to be consistent with the terminology used in other IATTC reports. "Landings" is catch landed in a given year even if the fish were

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 1975-2003 have been updated, and catch and effort data for 2004 are new.

The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. Comparisons of catch estimates from different sources show consistent differences between cannery and unloading data and the results of species composition sampling. Comparing the two sets of results 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 proportions of small tunas in the catch, 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 average quarterly and fishery-specific scaling factors for 2000-2004 and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. Harley and Maunder (2005) compared estimates of the catches of bigeye obtained by sampling catches with estimates of the catches obtained from cannery data. Maunder and Watters (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate fishing effort by surface gears (purse seines and pole-and-line vessels).

Updates and new catch and effort data for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) have also been incorporated into the current assessment. New catch data are available for Japan (2003), Chinese Taipei (2002), the Peoples Republic of China (2003), and updated data for Japan (1999-2002) and the Peoples Republic of China (2001-2002). Monthly reporting of catch data for the longline fishery provided, at the time of the assessment, full 2004 catch for Japan and the Republic of Korea and partial year catch for the other nations. As in the previous assessments of yellowfin in the EPO (Maunder and Watters 2001, 2002; Maunder 2002a; Maunder and Harley 2004, 2005), 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 estimates of standardized CPUE were obtained with regression trees (Watters and Deriso 2000, Maunder and Watters 2001, 2002, Maunder 2002a), or neural networks (Maunder and Harley 2004, 2005). In this assessment CPUE was standardized using a delta gamma generalized linear model (Stefansson 1996) that took into account latitude, longitude, and numbers of hooks between floats.

### **2.2.1. Catch**

No longline catch data for 2004 were available, so effort data was assumed (see section 2.2.2) and the catch was estimated by the stock assessment model. Therefore, the total 2004 longline catch is a function of the assumed 2004 longline effort, the estimated number of yellowfin of catchable size in the EPO in 2004, 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 for which data were available for that fishery.

Trends in the catch of yellowfin tuna in the EPO during each quarter from January 1975 to December 2004 are shown in Figure 2.2. It should be noted that there were substantial surface and longline fisheries for yellowfin prior to 1975 (Shimada and Schaefer 1956; Schaefer 1957; Okamoto and Bayliff 2003). 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 in Figure 2.2 are presented as 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, 2002a), Maunder (2002a), and Maunder and Harley (2004, 2005) discuss the historic fishing effort. For the surface fisheries, this assessment includes updated effort data for 1975-2003 and new effort data for 2004.

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 estimated from standardized CPUE data, as follows. Detailed data on catch, effort, and hooks between floats from the Japanese longline fleet, provided by Mr. Adam Langley of the Secretariat of the Pacific Community, were used in a generalized linear model with a delta gamma link function to produce an index of standardized CPUE (E.J. Dick, NOAA Santa Cruz, personal communication; see Stefansson (1996) 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 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 2004. To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the amount of longlining effort exerted during each quarter of 2004 was assumed to be equal to the estimated effort exerted during the corresponding quarter of 2003.

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 (2003a). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish die. Maunder and Watters (2001) describe how discards are implemented in 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. Discard data for 2004 were not available for the analysis, so it was assumed that the discard rate by quarter was the same as for 2003.

### **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 shown 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 smaller yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch larger ones. New purse-seine length-frequency data were included for 2004. New longline length-frequency data were available for the Japanese fleet for 2003, and data for 2001 to 2002 were updated. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The length frequencies of the catches during 2004 from the four floating-object fisheries were similar to those observed over the whole modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8a). However, in the dolphin-associated fishery additional large modes may be observed at about 140-160 cm during quarters 1 and 2. This may be related to the strong cohort that was observed 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, and the limitations in the length-frequency sampling. Groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared (Bayliff 1971), suggesting, among other things, that vulnerability to capture fluctuates.

The length frequencies of the catch during 2002 and 2003 for the longline fisheries (Figure 4.8e) were available in adequate sample sizes only for the southern fishery. These data showed a mode moving through the longline fishery, starting at about 110 cm in the first quarter of 2002 and reaching 130-140 cm in the second quarter of 2003. This cohort was not predicted by the model; this may be related to the strong cohort observed in the dolphin-associated fishery.

## **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. The model has been altered to take this sampling scheme into account (see Section 3.1.1).

## **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 ( $L_{\infty} = 188.2$  cm, 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) (Figure 3.1).

An important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length at age. Age-length information contains information about variation of length at age, in addition to information about mean length at age. Unfortunately, as in the case of the data collected Wild (1986), sampling is usually aimed at getting fish of a range of lengths. Therefore, variation in length at a

particular age from this sample is not a good representation of the variation of length at age. However, by applying conditional probability the appropriate likelihood can be developed.

The model used in this assessment was changed so that variation in length at age could be estimated from the data. Both the sampling scheme and the fisheries and time periods in which data were collected were taken into account. The mean lengths of older yellowfin were 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 2002a, 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 the 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**

Recruitment of yellowfin in the EPO has tended to be greater after El Niño events (Joseph and Miller 1989). Previous stock assessments have included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin tuna in the EPO (Maunder and Watters 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 (2002a) 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 2003a) 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 the 2004 assessment (Maunder and Harley 2005) was the removal of the seasonal effect in recruitment to allow for the new method used for future projections. The main change in this assessment was revision of the growth model to take into account the sampling strategy used to obtain the length-at-age data.

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 2004;
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 following parameters 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).

Yield and catchability estimates for estimations of the average maximum sustainable yield (AMSY) or future projections were based on estimates of quarterly fishing mortality or catchability (mean catchability plus effort deviates) for 2002 and 2003, so the most recent estimates were not included in these calculations. It was determined by retrospective analysis (Maunder and Harley 2004) 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 yellowfin tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the yellowfin population nor of the fisheries that operate in the EPO. As in previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002; Maunder 2002a; Maunder and Harley 2004, 2005), 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 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 a fishery became more or less efficient at catching yellowfin tuna while the biomass was not changing, due to changes in technology or targeting, the CPUEs would increase or decrease despite the lack of trend in biomass. Fisheries may also show hyper- or hypo-stability, in which the relationship between CPUE and abundance is non-linear (Hilborn and Walters 1992; Maunder and Punt 2004). The CPUEs of the 16 fisheries defined for the current assessment of yellowfin in the EPO are shown 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 general linear modeling. Discussions of historical catch rates can be found in Maunder and Watters (2001, 2002), Maunder (2002a), and Maunder and Harley (2004, 2005), 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 reliable estimates of the total amount of fish removed from the stock are not available.

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 mortalities for younger and older yellowfin are low (except for the few oldest fish). 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 in spite of 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 greater proportions 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 8 quarters old (Figure 4.4, Fishery 10). The southern dolphin-associated fishery is 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 three quarters or less (age 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 increases 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. In the 2004 assessment (Maunder and Harley 2005) a strong recruitment, similar in size to the large 1998 cohort, was estimated for the second quarter of 2003. However, there was substantial uncertainty associated with this estimate, and the current assessment estimates it to be close to the average recruitment level. A moderately large cohort has been estimated for the first quarter of 2004, but this estimate is similarly uncertain.

Another characteristic of the recruitment, which was also apparent in previous assessments, is the regime change in the recruitment levels, starting during the second quarter of 1983. The recruitment was, on average, consistently greater during 1983 and in subsequent years than it was 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 0.53, 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 350,000-500,000 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 that of 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 trajectories with and without fishing are shown in Figure 4.10a. The large difference in the two trajectories indicates that fishing has a major impact on the biomass of yellowfin in the EPO. The large increase in biomass during 1983-1984 was caused initially by an increase in average size (Anonymous 1999), followed by an increase in average recruitment (Figure 4.7), 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 Figures 4.10b and 4.10c. The estimates of biomass in the absence of fishing were computed as above, and 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 by this method are summed, they are greater than 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. These impacts are plotted as a proportion of unfished biomass (Figure 4.10b) and in absolute biomass (Figure 4.10c).

### **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 2001-2003. 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

We present diagnostic 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 4.5a. 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 longline fisheries (Fisheries 11 and 12) provide 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 pole-and-line 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 longline fisheries (Fisheries 11 and 12) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure 4.5a 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 80% 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 2003a). 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 the previous assessment and the current assessment are shown in Figure 4.12. However, the model assumptions and data differ between 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) suggested that the peak in biomass in 2001 had been consistently underestimated, but this assessment estimates a slightly lower peak in 2001.

#### **4.5. Sensitivity to assumptions**

A sensitivity analyses was carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (Appendix B). The base case analysis assumed 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. As in a previous assessment, (Maunder and Watters 2002) the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship. However, the regime shift in recruitment could also explain the result, since the period of high recruitment is associated with high spawning biomass, and vice versa. 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 cannery and landings 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), Maunder (2002a), and Maunder and Harley (2004, 2005) (Figure 4.12). These results are also similar to those obtained using cohort analysis (Maunder 2002b). 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 increases and decreases in biomass are similar to 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 of the apparent regime shift. Biomass increased during 1999 and 2000, but is estimated to have decreased during 2001-2004.

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. STATUS OF THE STOCK

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 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, in October 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 spawning biomass ratio, SBR, defined in Section 3.1.2, is useful for assessing the status of a stock. 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 2005). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest ( $S_t$ ) are discussed in Section 4.2.3 and presented in Figure 4.9b. 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 2005 the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO had increased from early 2004, which was its lowest point since at least 1999. The estimate of SBR at this time was about 0.38, with lower and upper 95% confidence limits of 0.29 and 0.47, respectively (Figure 5.1). It is important to note that the estimate of the upper confidence limit is greater than the estimate of  $SBR_{AMSY}$  (0.44), indicating that, although the spawning biomass of yellowfin in the EPO at the beginning of 2005 was estimated to be below the level corresponding to the AMSY level, it may have been 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 (2002a), and Maunder and Harley (2004, 2005; Figure 4.12b). However, the SBR and  $SBR_{AMSY}$  have increased compared to the estimates of Maunder and Harley (2004, 2005). The estimates of SBR have increased because of differences in the estimates of growth and changes in fishing mortality, and those of  $SBR_{AMSY}$  have increased because of changes in 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 close to or slightly below the level currently corresponding to the AMSY (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.44 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 35.2 kg (Figure 5.2). This value is greater than the value of 32 kg reported by Anonymous (2000). 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 2002a) 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 9 kg at the end of 2004 (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 2004, 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 very close to 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 (average of 2002-2003) level of fishing effort is greater than that estimated to produce the AMSY. The effort at AMSY is 83% 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 would increase CPUE and thus might also reduce the cost of fishing. Reduction below AMSY 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  $S_{\text{AMSY}}$ , 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 increased by only 50%.

AMSY and  $S_{\text{AMSY}}$  have been very stable during the modeled period (Figure 4.12c). This suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. The overall level of fishing effort, however, has varied with respect to the AMSY multiplier ( $F_{\text{scale}}$ ).

#### **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 a 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 2002 and 2003. 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 12 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, the costs of forgoing catch are better compared in terms of weight rather than numbers, and an individual of age 11 quarters is much heavier than a recent recruit aged 3 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 aged 3 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 2.6 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  $AMSY$  that is at or above  $\frac{2}{3}MSY_{ref}$ ). The two-thirds suggestion was based on analyses in the literature indicating 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.  $SBR_{ref}$  does not depend on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore,  $SBR_{ref}$  may be more appropriate than  $SBR_{AMSY}$  for stocks with multiple fisheries, and should be more precautionary because  $SBR_{ref}$  is usually greater than  $SBR_{AMSY}$ . 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 470,541 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 almost identical to  $AMSY$  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,  $AMSY$  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 the period 2000-2002. The current effort level is estimated to be above the AMSY level (Figure A.4, Table 5.1), and current catch slightly below AMSY (Table 5.1). In contrast to the analysis without a stock-recruitment relationship, the addition of this relationship implies that catch may 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 94% of 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 greater 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 that entered the fishery during 1998-2000, the catch levels are close to 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 outlook is more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level corresponding to the AMSY for most of the model period, except for a period from the start of 2000 to the end of 2002.

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 2004, by quarter, scaled by the average catchability for 2002 and 2003. 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.

## **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. The quarterly catchability was assumed to be equal to the average catchability in 2002 and 2003. 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 2004;
2. Quarterly effort for each year in the future and for 2004 was set equal to the effort in 2004 adjusted for the effect of the conservation measures. The effort for the purse-seine fishery in the fourth quarter was increased by 86%, and the southern longline fishery effort was increased by 39%.

## **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 1-10), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than suggested by the results presented in Figures 6.1-6.5. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describe the dynamics of the system, and because no account is taken for variation in catchability.

### **6.2.1. Current effort levels**

Under 2004 levels of effort the biomass is predicted to not decline significantly over the next five years (Figure 6.1). SBR is predicted to remain below the level corresponding to the AMSY in the future (Figure 6.2). Due to the wide 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 be similar to 2004 levels for the projected period (Figure 6.3).

### **6.2.2. No management restrictions**

The 2004 Resolution on a Multi-Annual Program on the Conservation of Tuna in the Eastern Pacific Ocean for 2004, 2005, and 2006 (Resolution C-04-09) called for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004: a 6-week closure during the third or fourth quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches not to exceed 2001 levels. To assess the utility of these management actions, we projected the population forward five years, assuming that these conservation measures had not been implemented.

Comparison of the SBR predicted with and without the restrictions from the resolution show some difference (Figure 6.5). Without the restrictions, SBR would decline to slightly lower levels (0.32).



## **7. FUTURE DIRECTIONS**

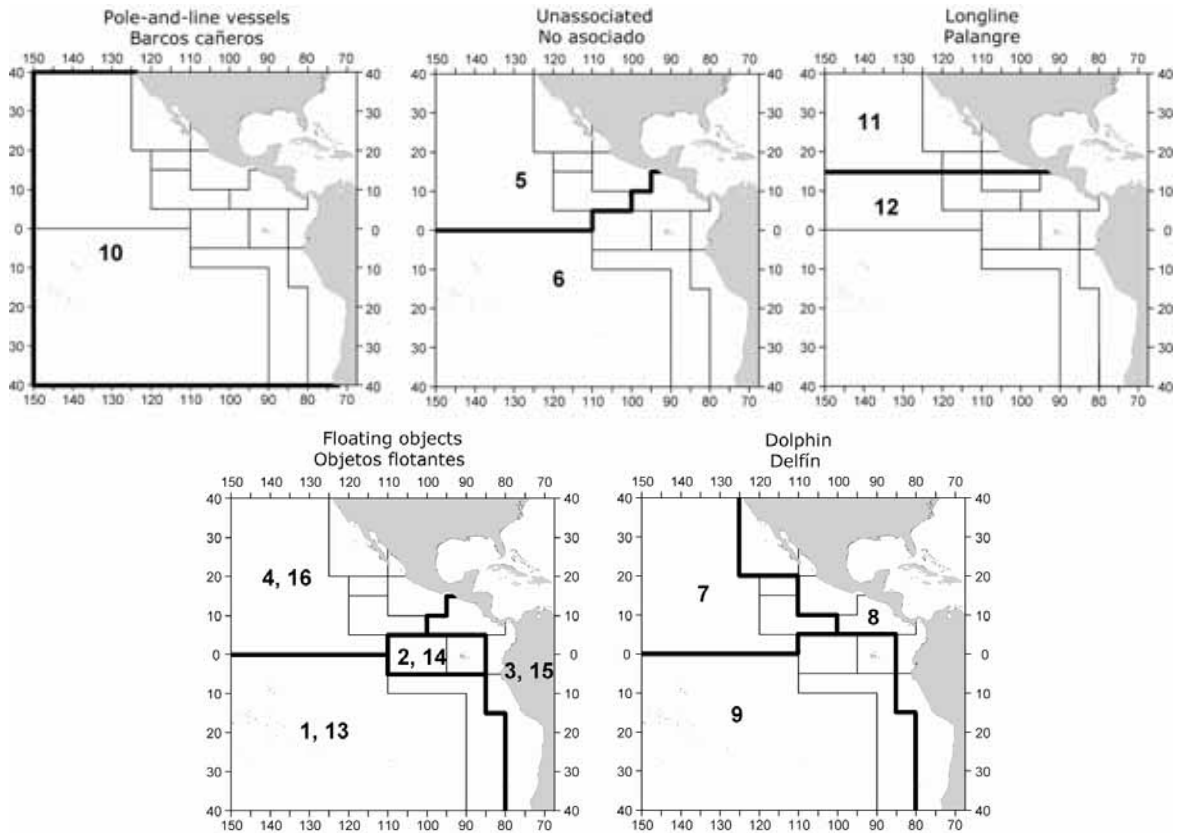
### **7.1. Collection of new and updated information**

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 2005 and updated data for previous years will be incorporated into the next stock assessment.

### **7.2. Refinements to the assessment model and methods**

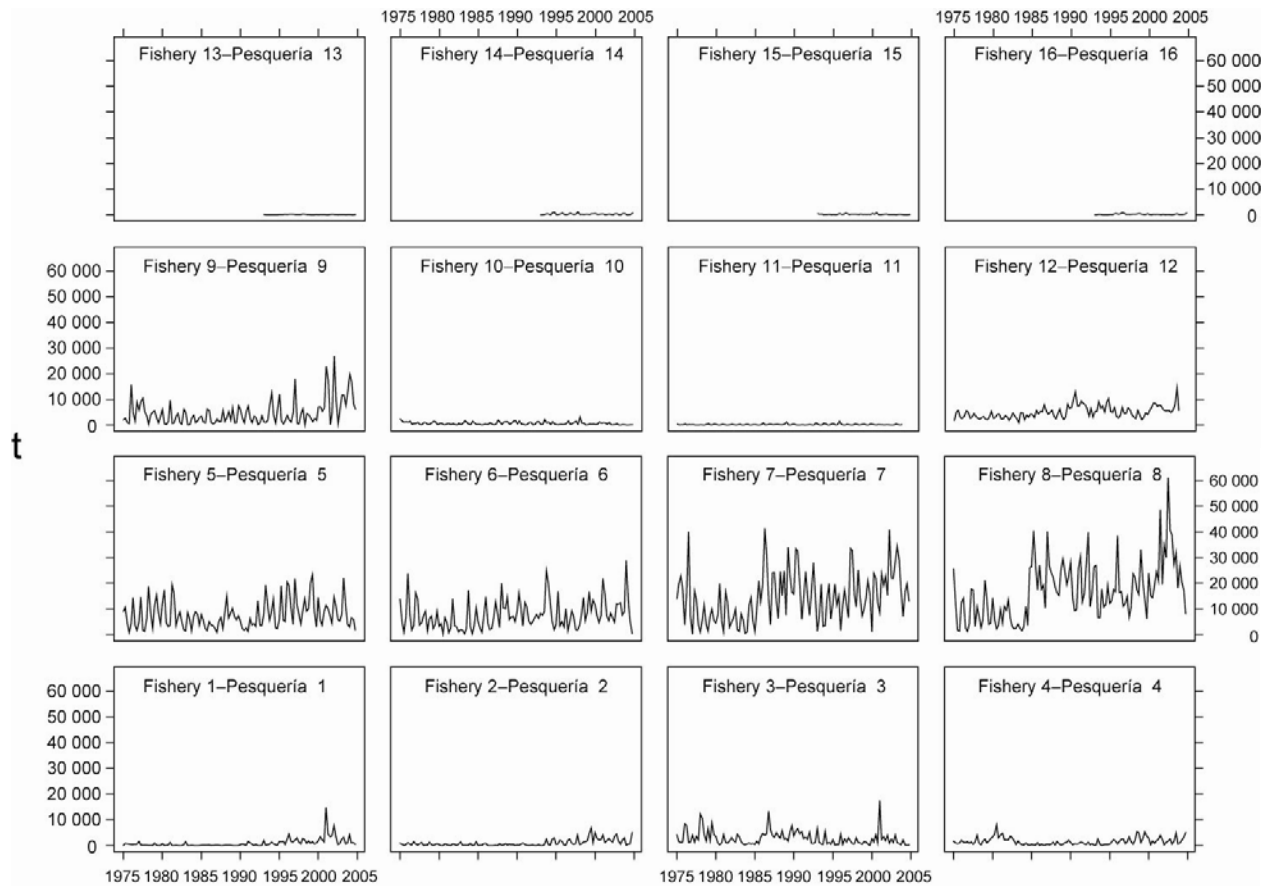
The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained from the tagging studies can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also 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.



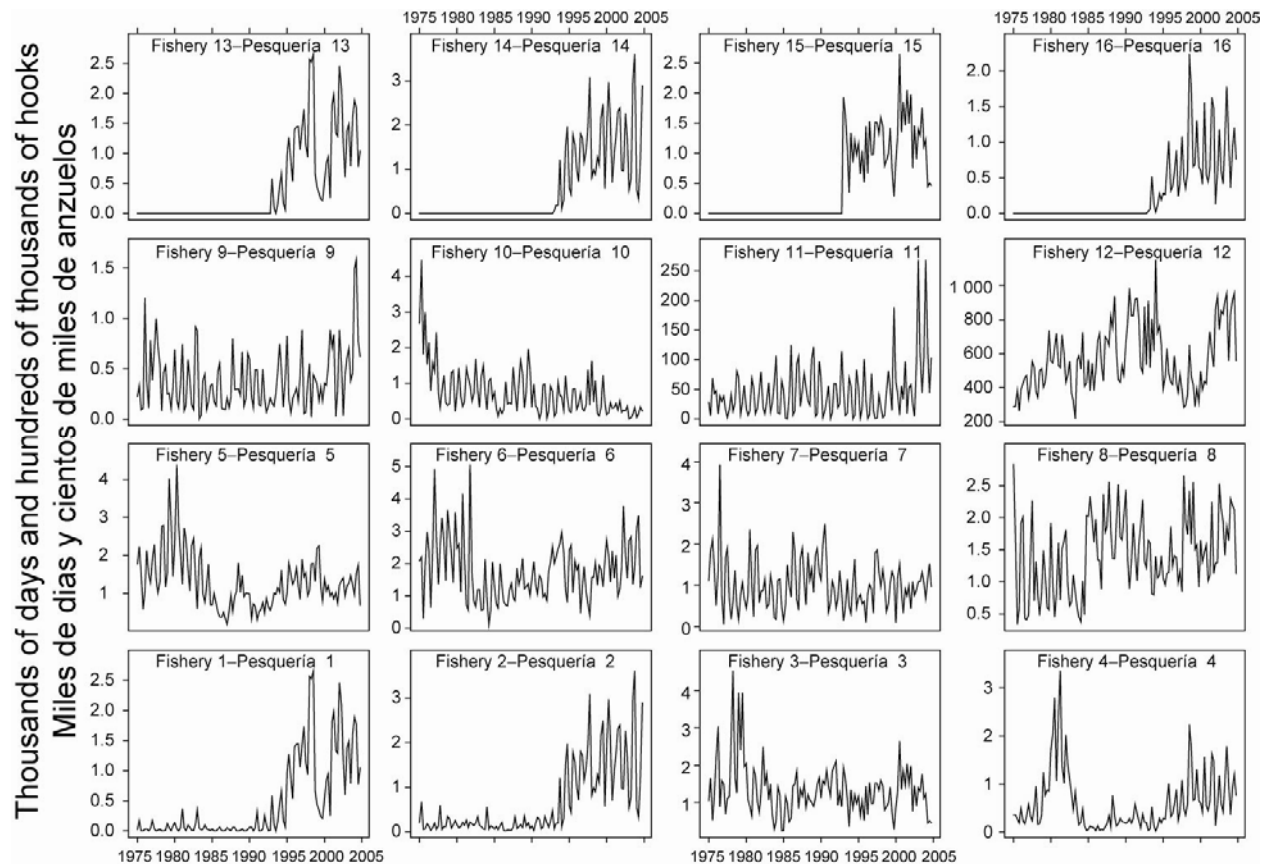
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold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



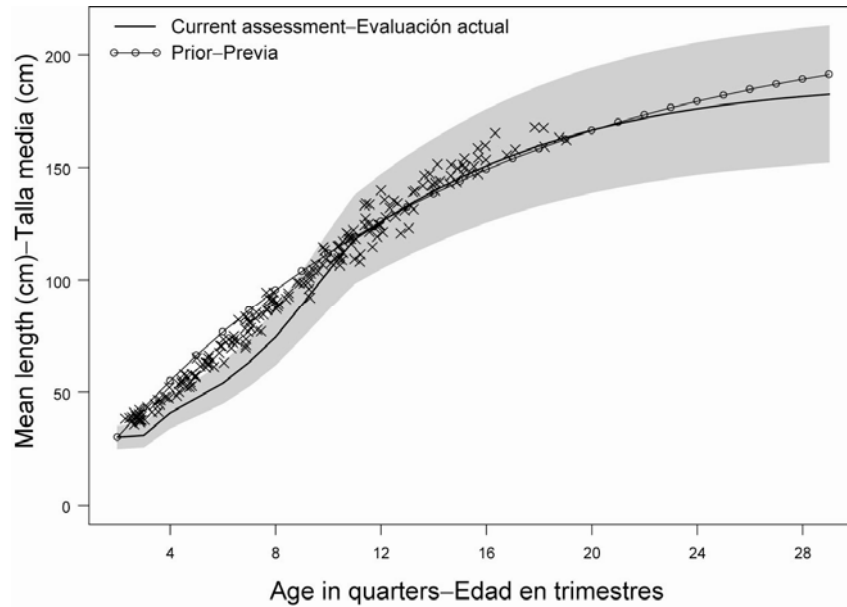
**FIGURE 2.2.** Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses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



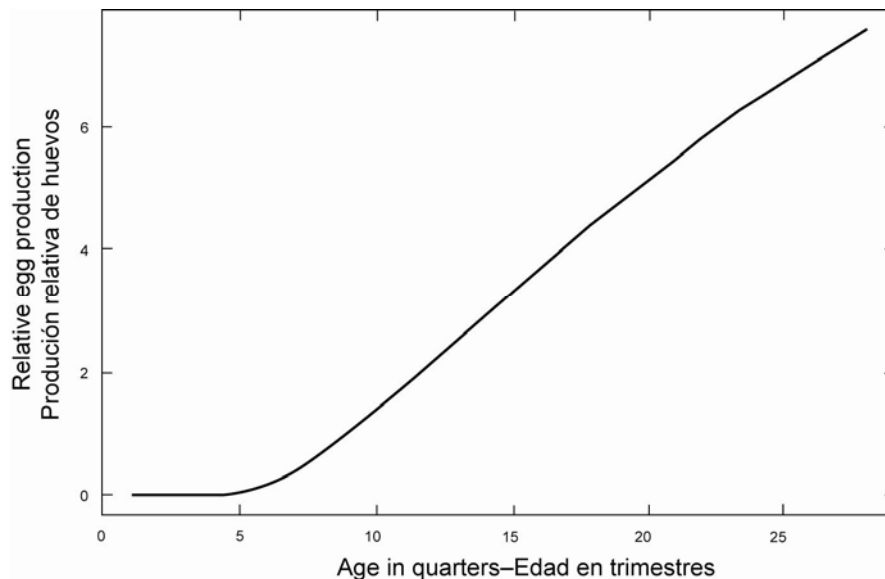
**FIGURE 2.3.** Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that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



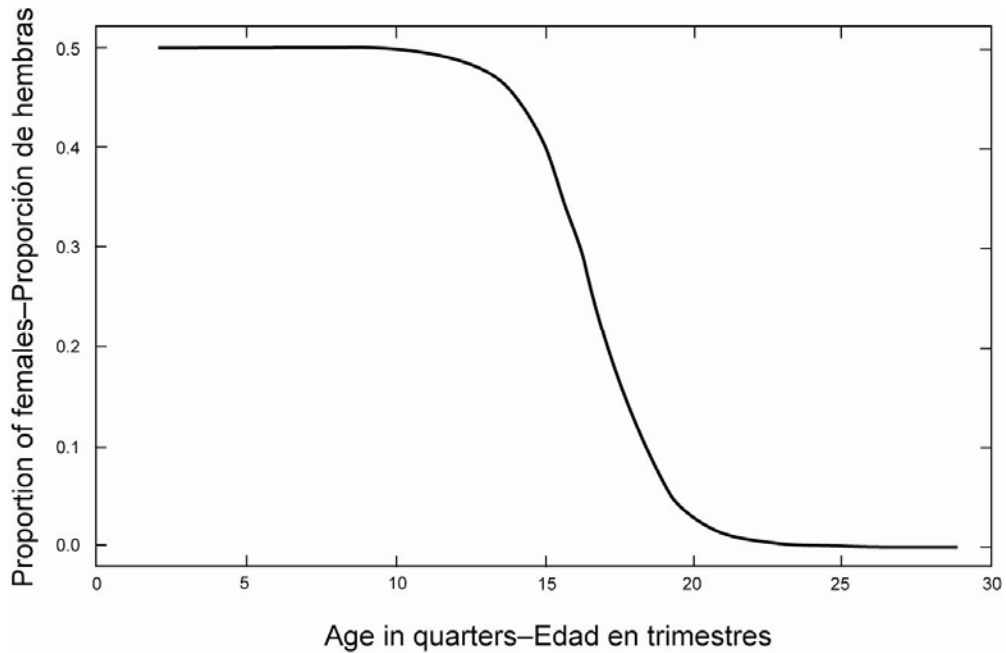
**FIGURE 3.1.** Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length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



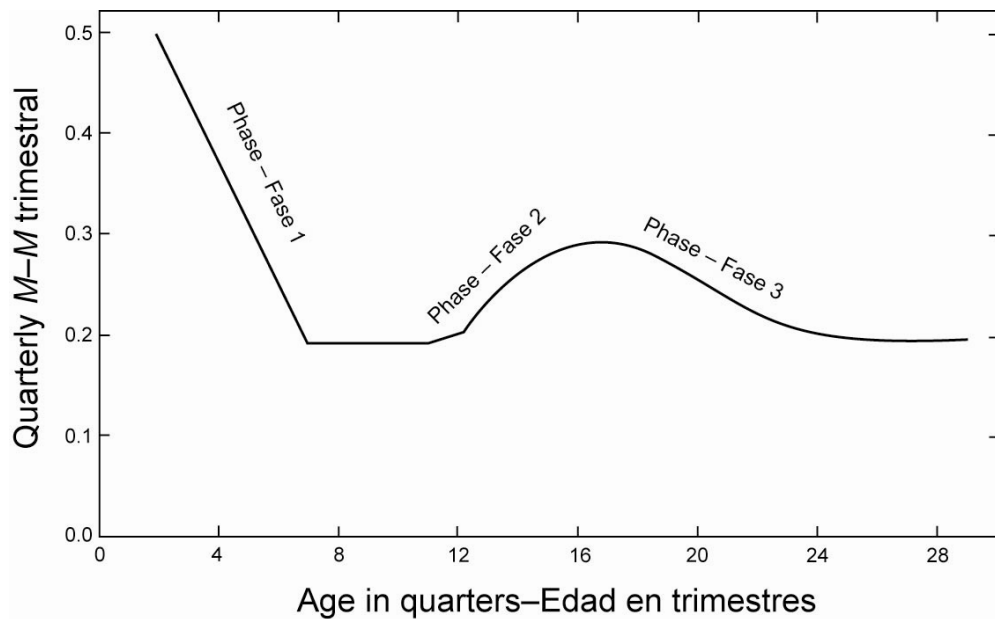
**FIGURE 3.2.** Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

**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.



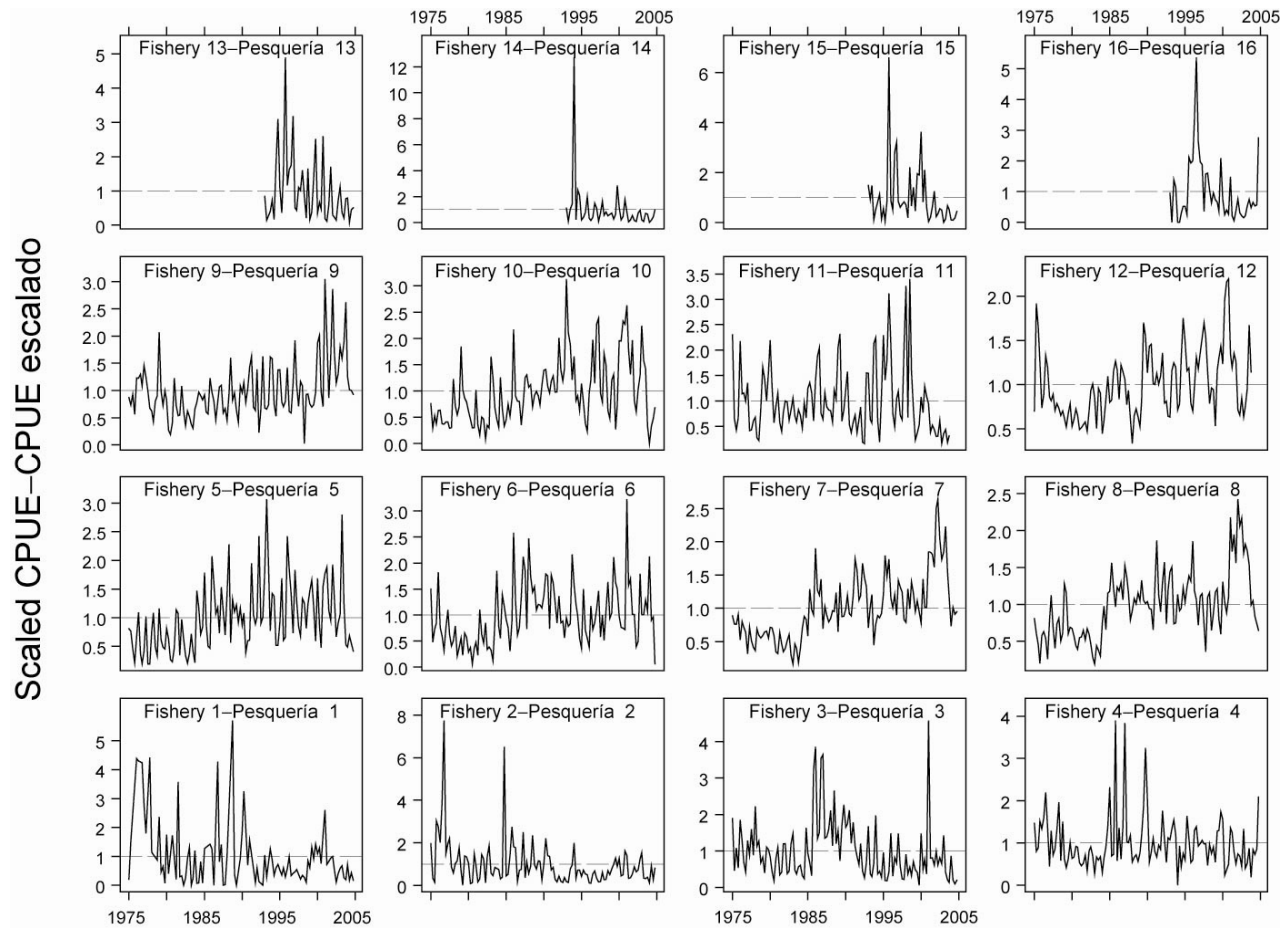
**FIGURE 3.3.** Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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



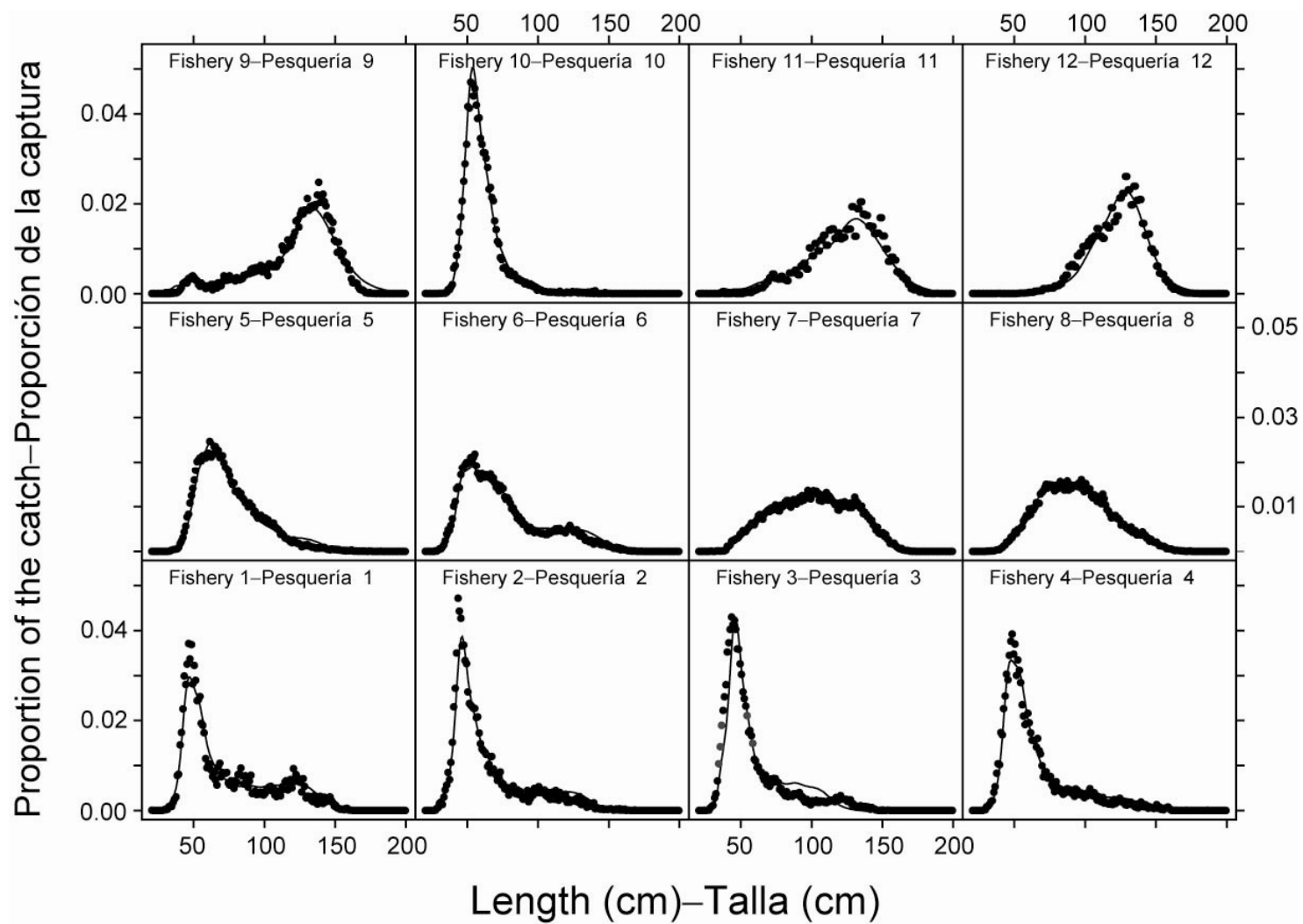
**FIGURE 3.4.** Natural mortality ( $M$ ) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

**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.

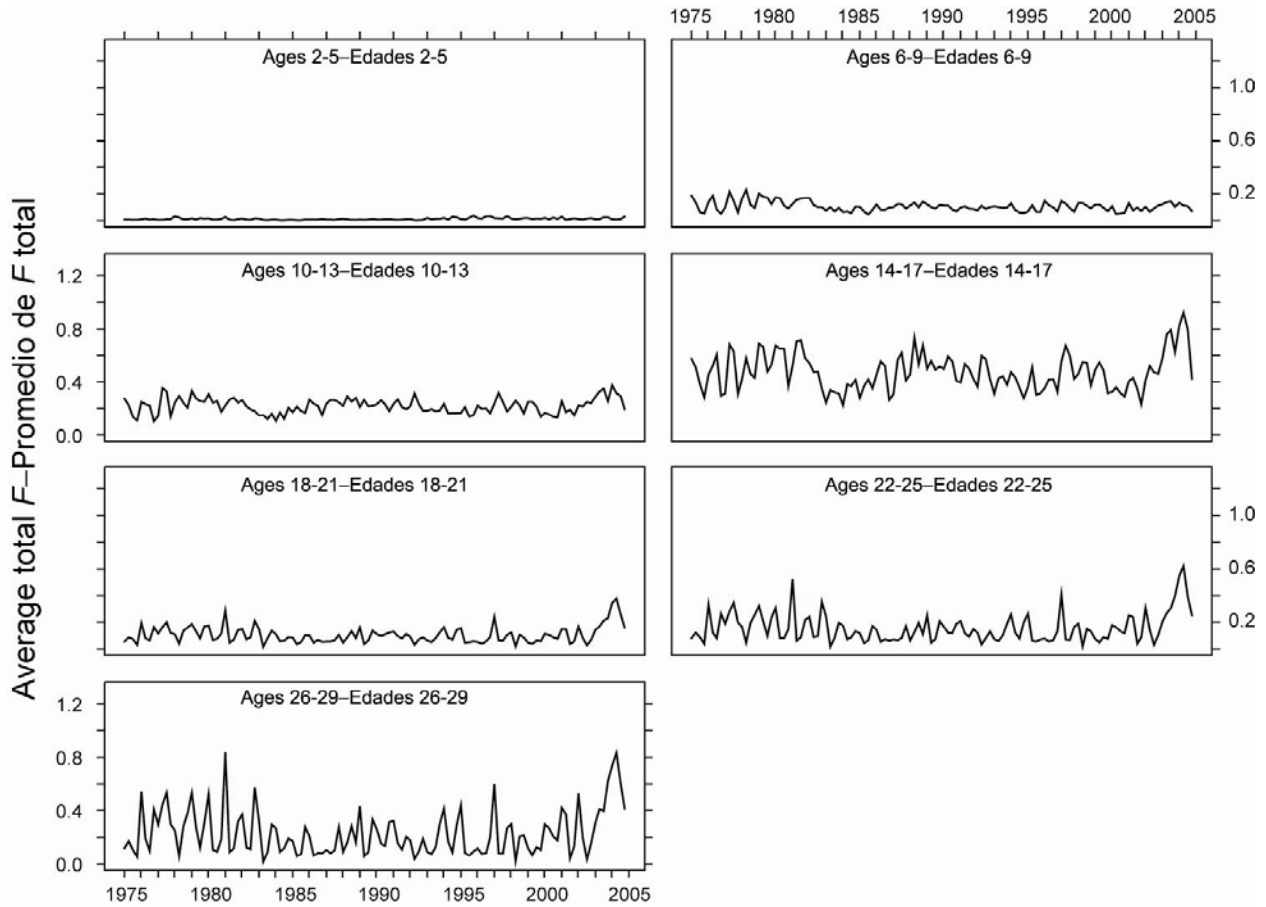
**FIGURA 4.1.** CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en kilogramos por día de pesca, 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.

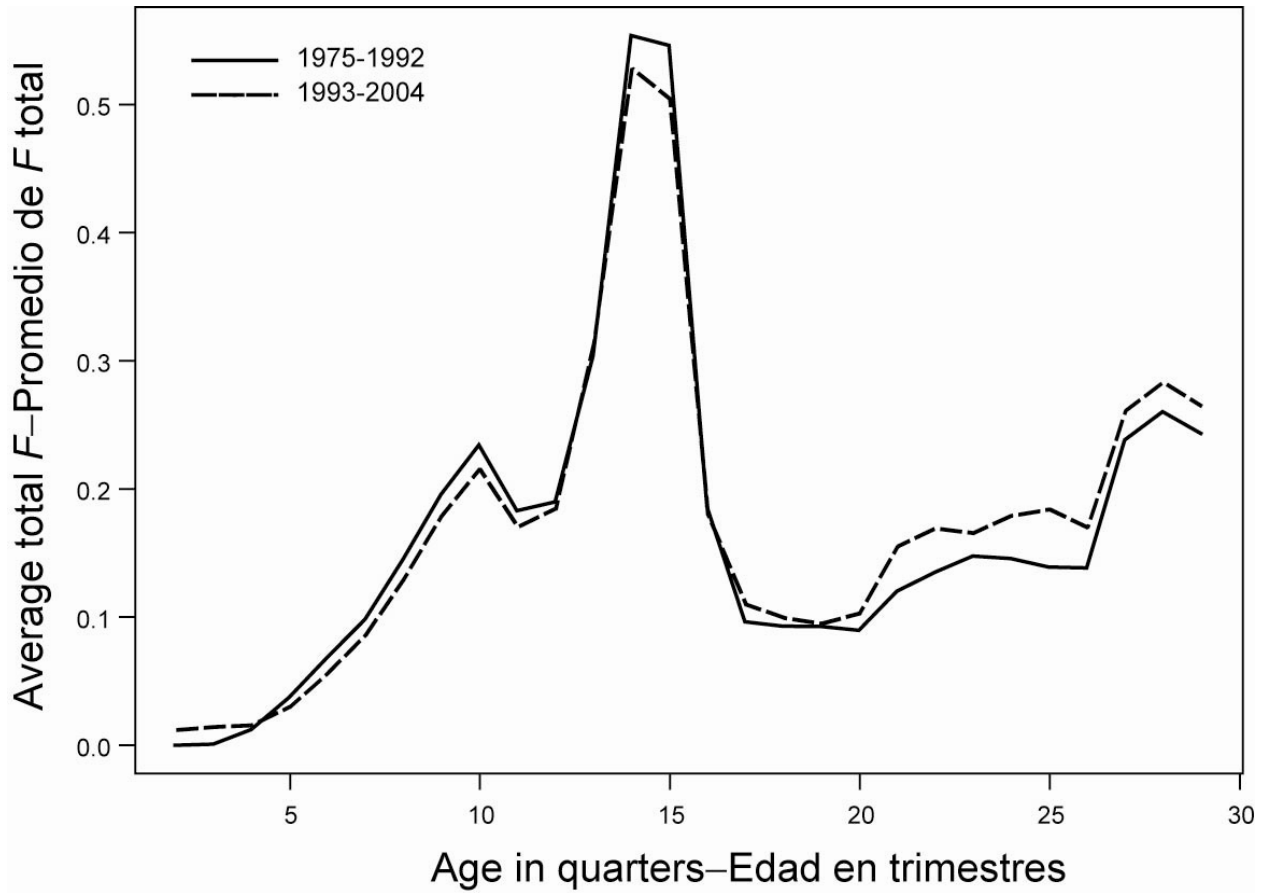
**FIGURA 4.2.** Composición media por tamaño observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO.





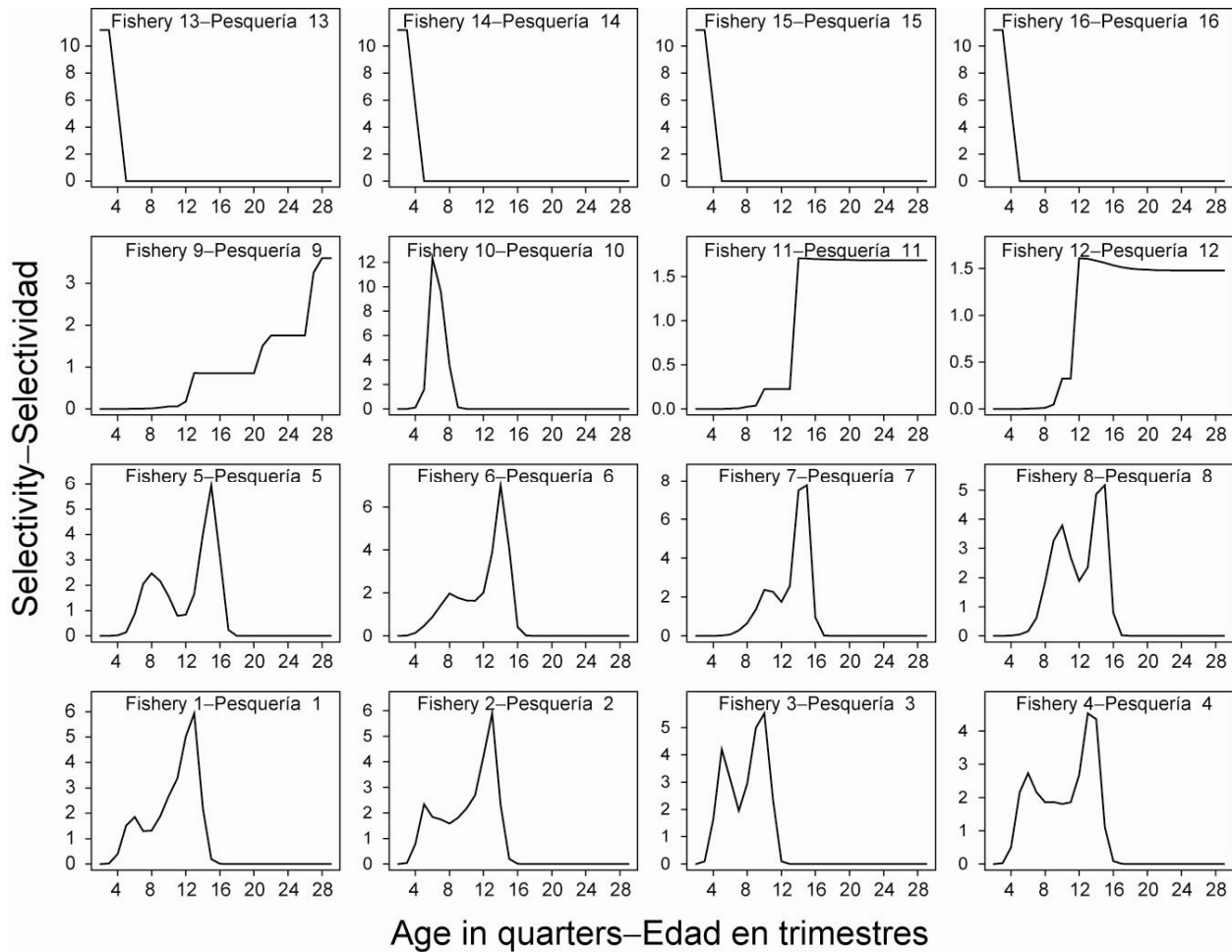
**FIGURE 4.3a.** Average quarterly fishing mortality at age, by all gears, on yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, 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.



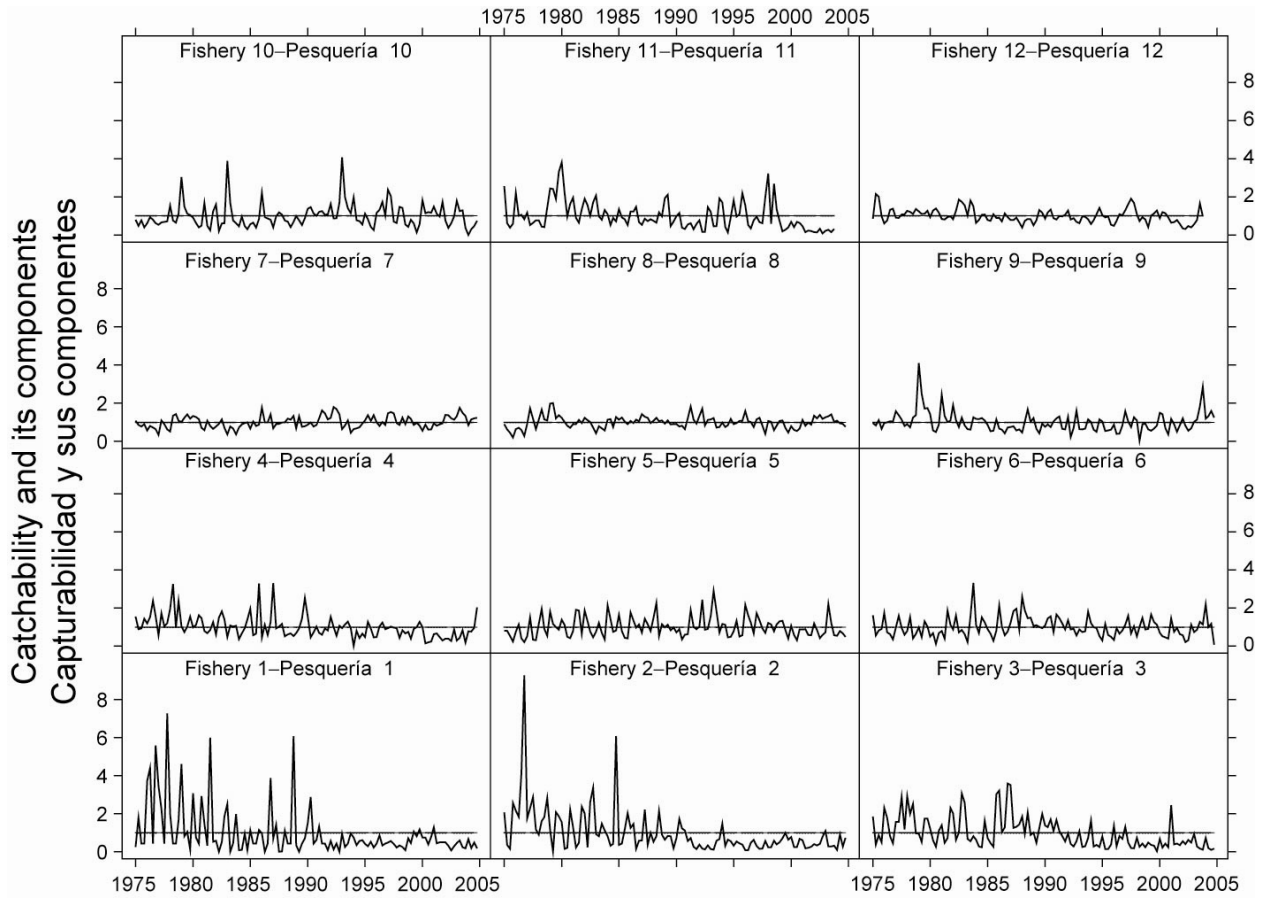
**FIGURE 4.3b.** Average quarterly fishing mortality by age of yellowfin tuna, by all gears, in the EPO. The estimates are presented for two periods, the latter period relating to the increase in effort associated with floating objects.

**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.



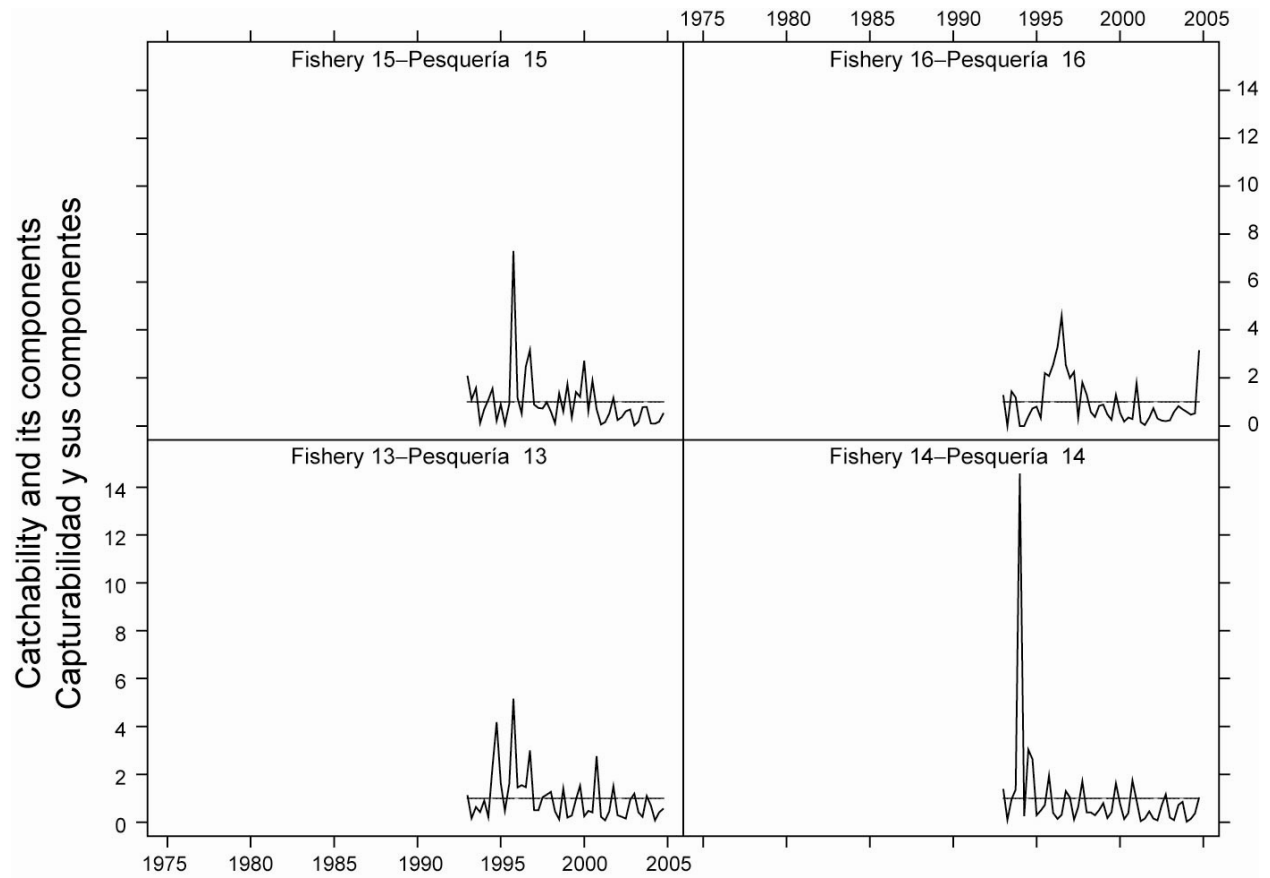
**FIGURE 4.4.** Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

**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.



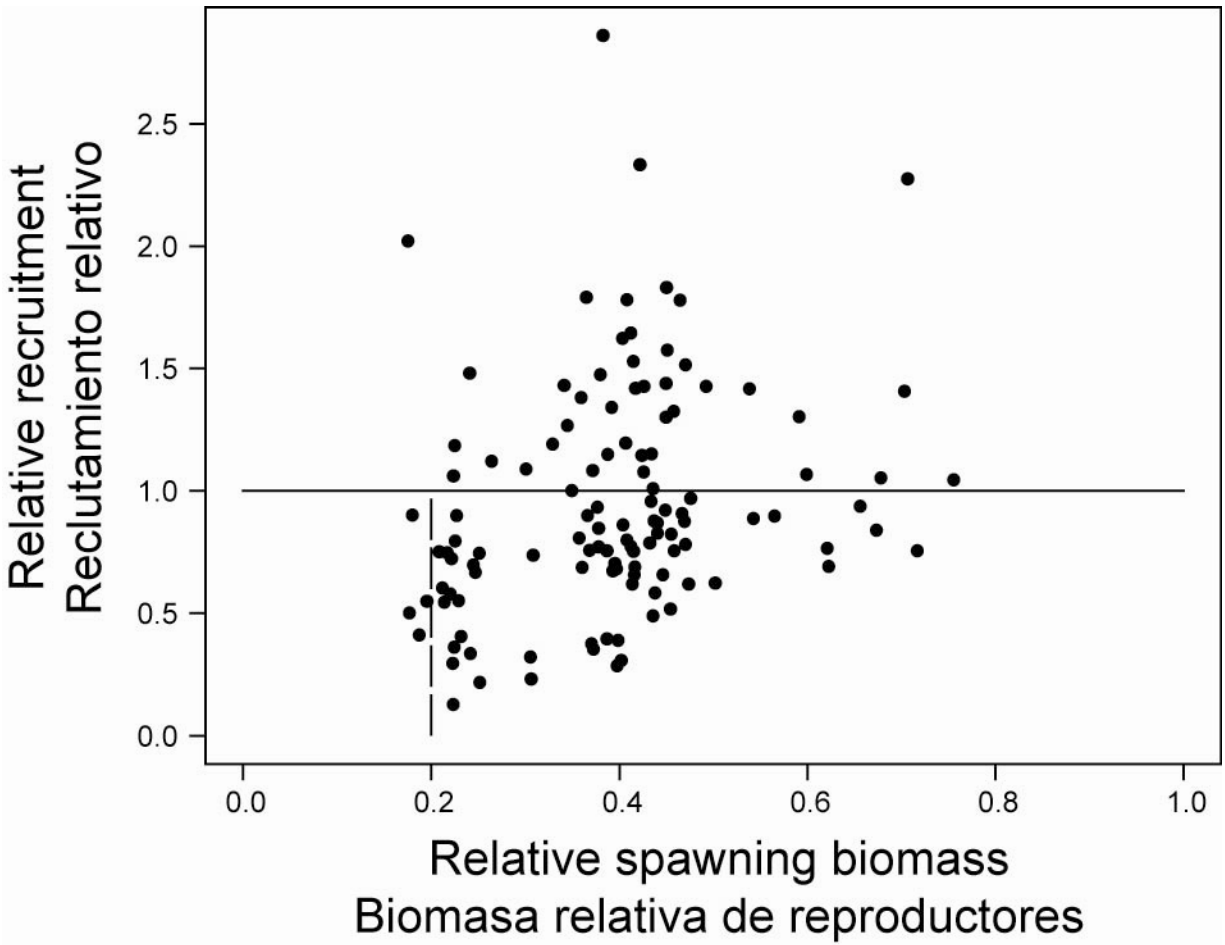
**FIGURE 4.5a.** Trends in catchability ( $q$ ) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

**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.



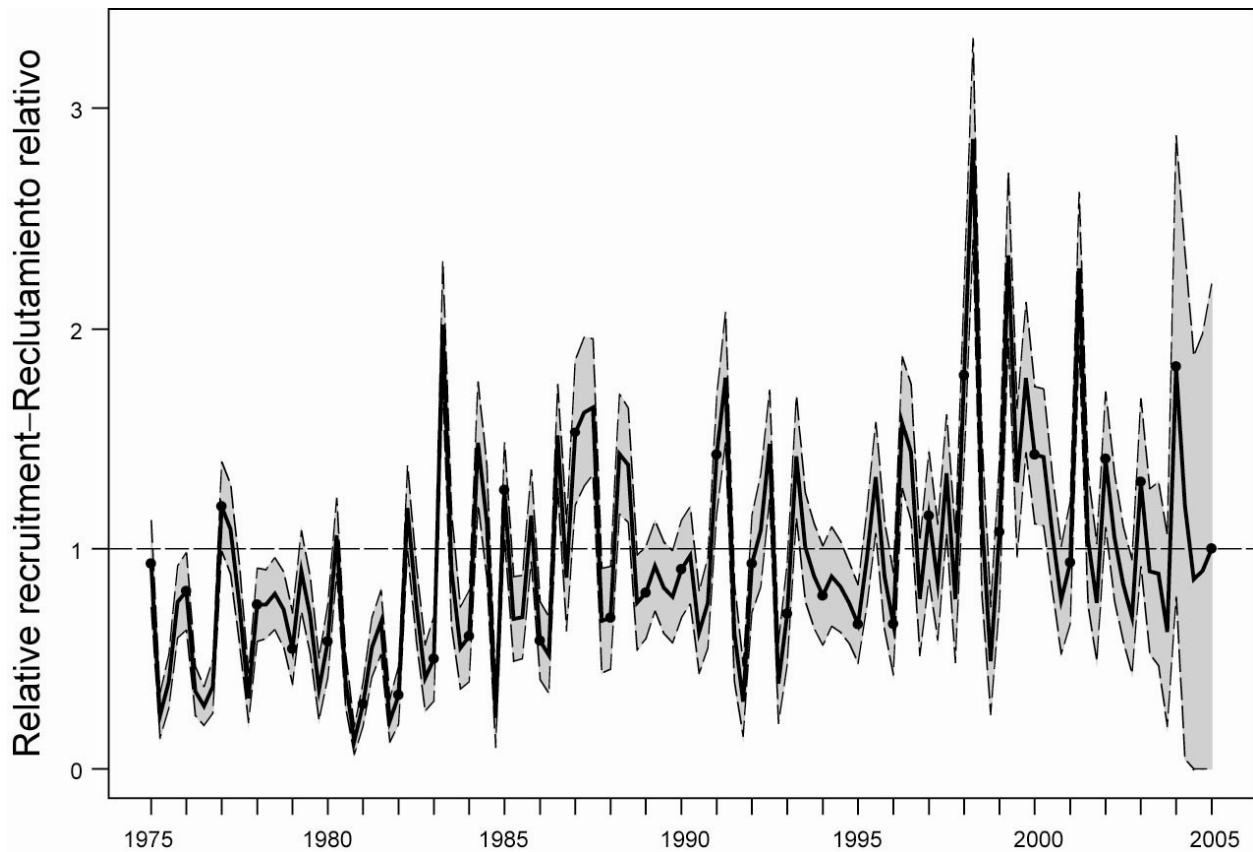
**FIGURE 4.5b.** Trends in catchability ( $q$ ) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

**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.



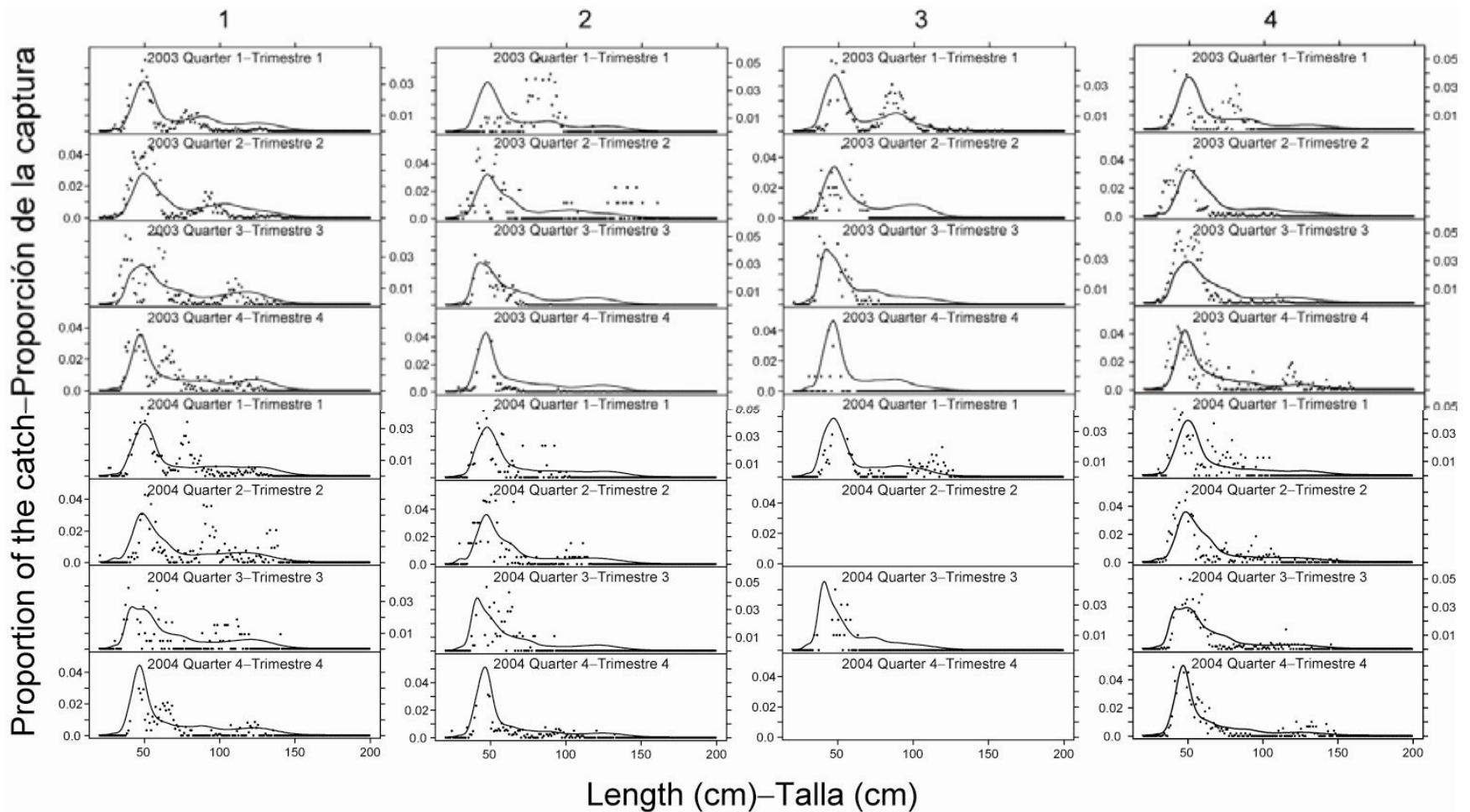
**FIGURE 4.6.** Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

**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.

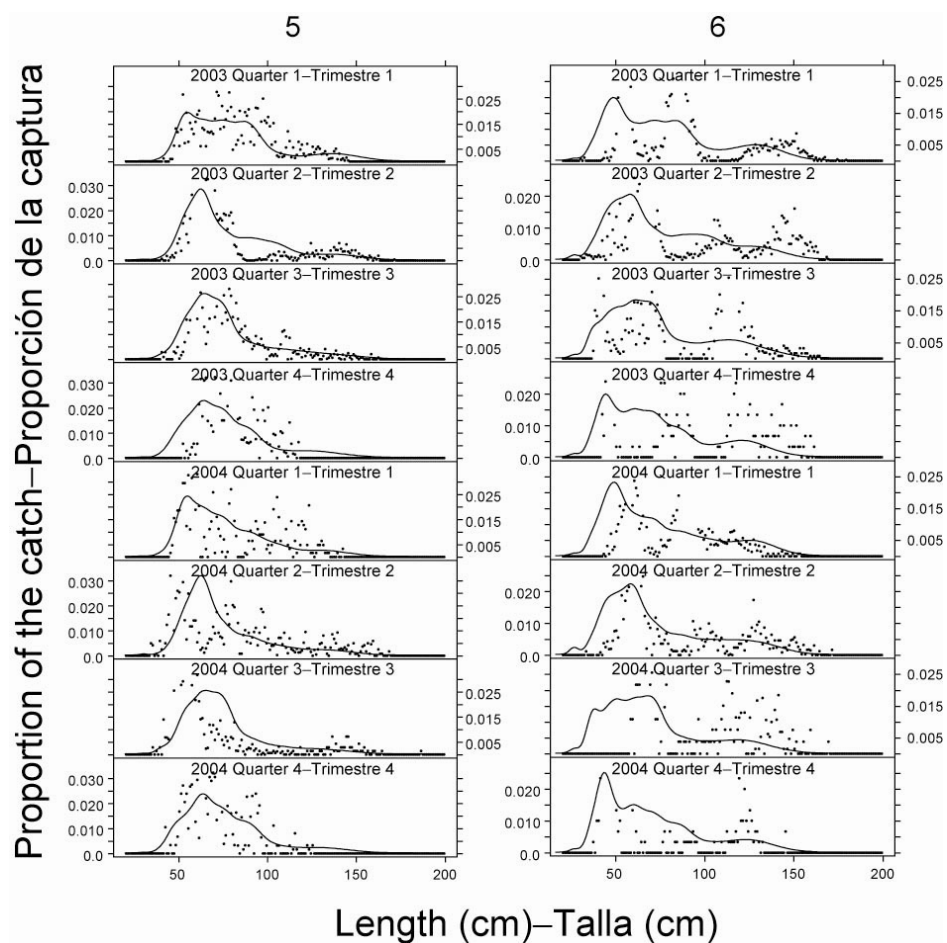
**FIGURA 4.7.** Reclutamiento estimado de atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y el área sombreada los intervalos de confianza de 95% 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).

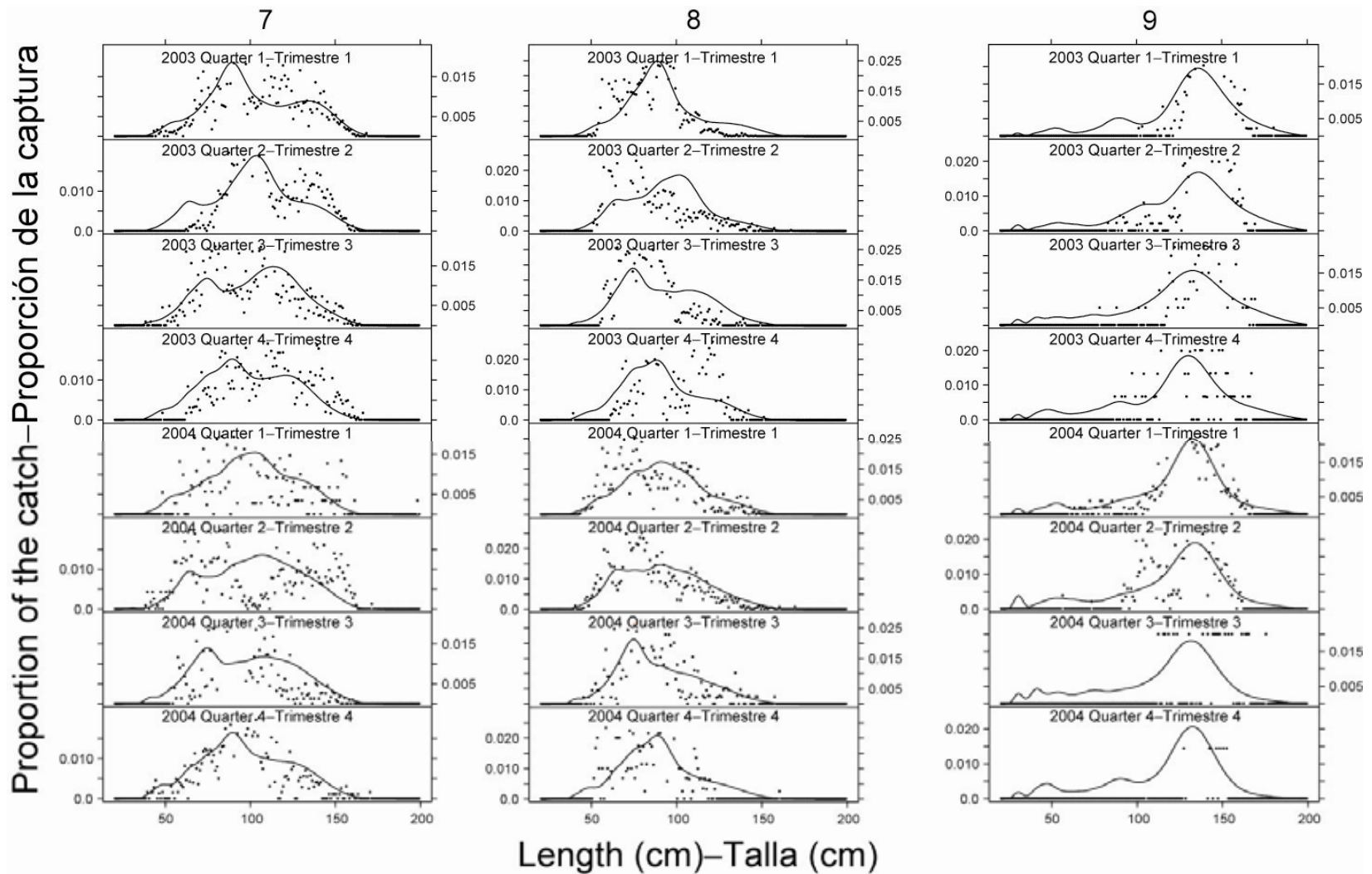
**FIGURA 4.8a.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4).





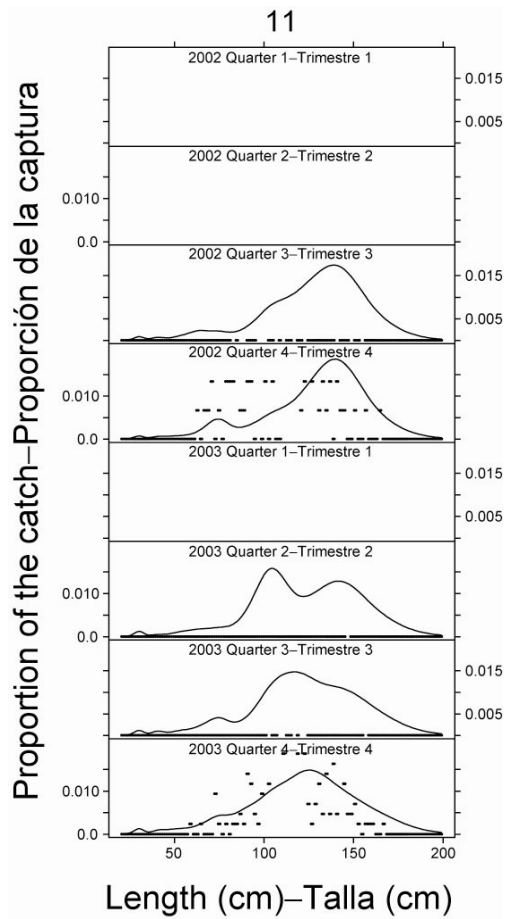
**FIGURE 4.8b.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

**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).



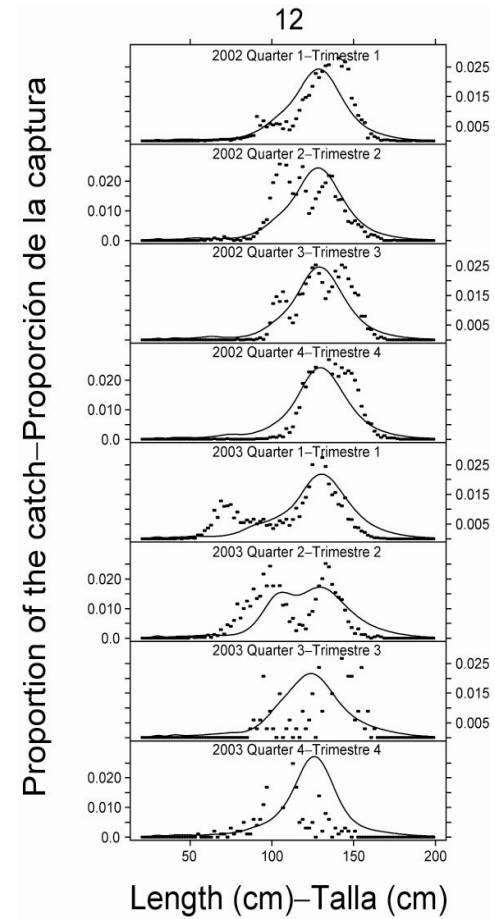
**FIGURE 4.8c.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

**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).



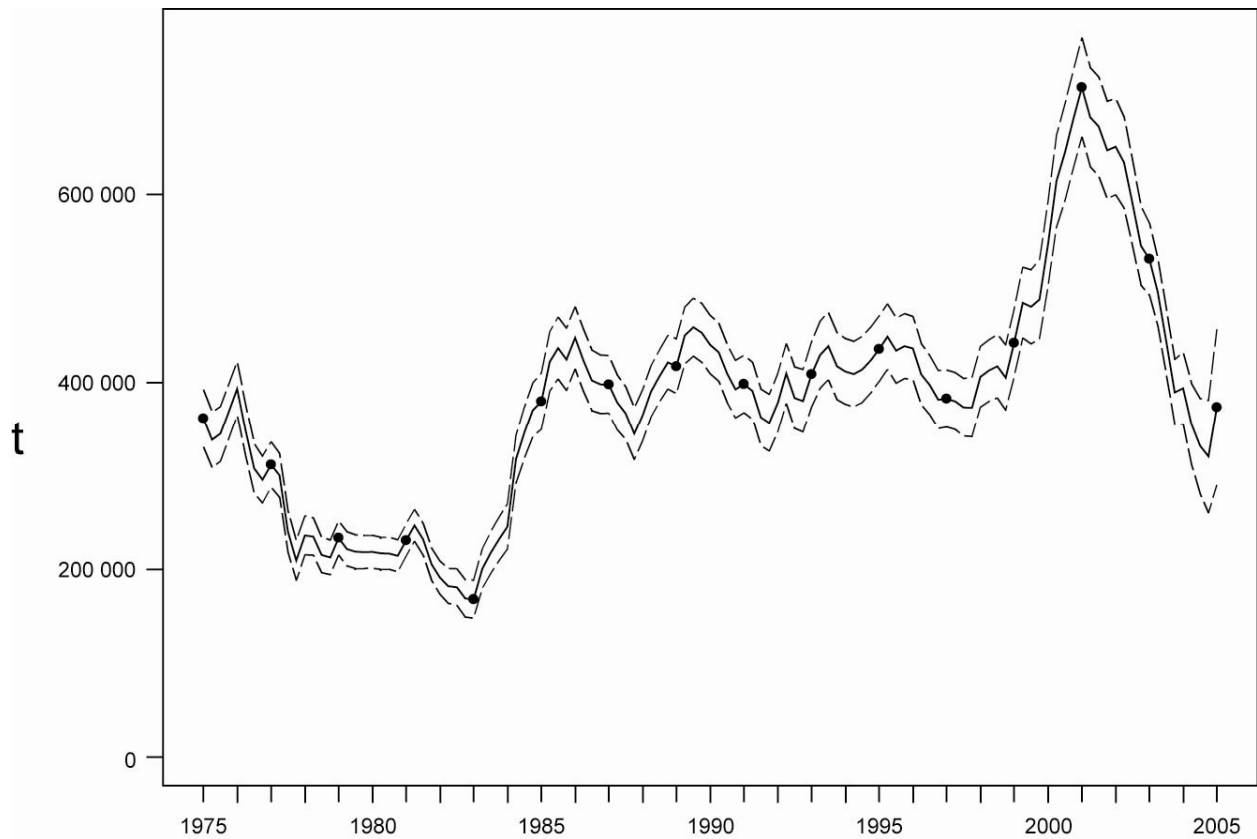
**FIGURE 4.8d.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the pole-and-line fishery (Fishery 11).

**FIGURA 4.8d.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquería cañera (Pesquería 11).



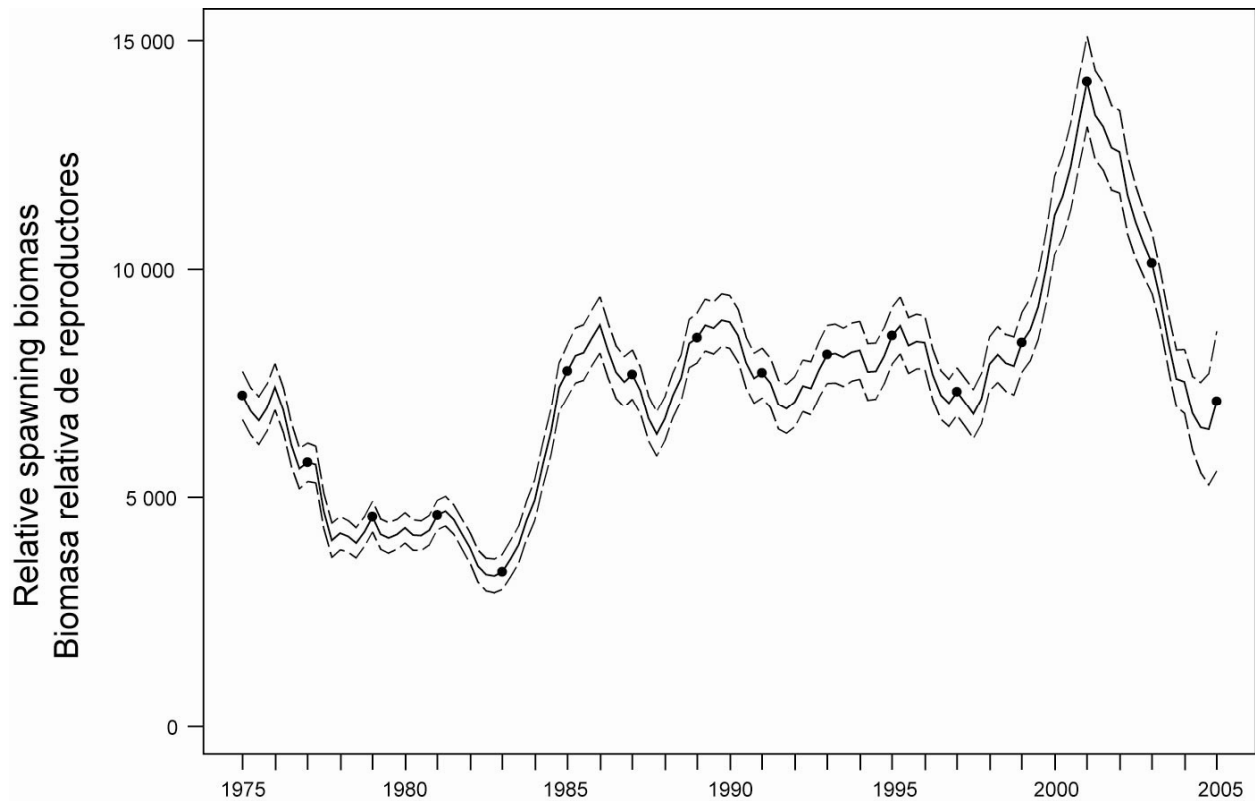
**FIGURE 4.8e.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fishery (Fishery 12).

**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).



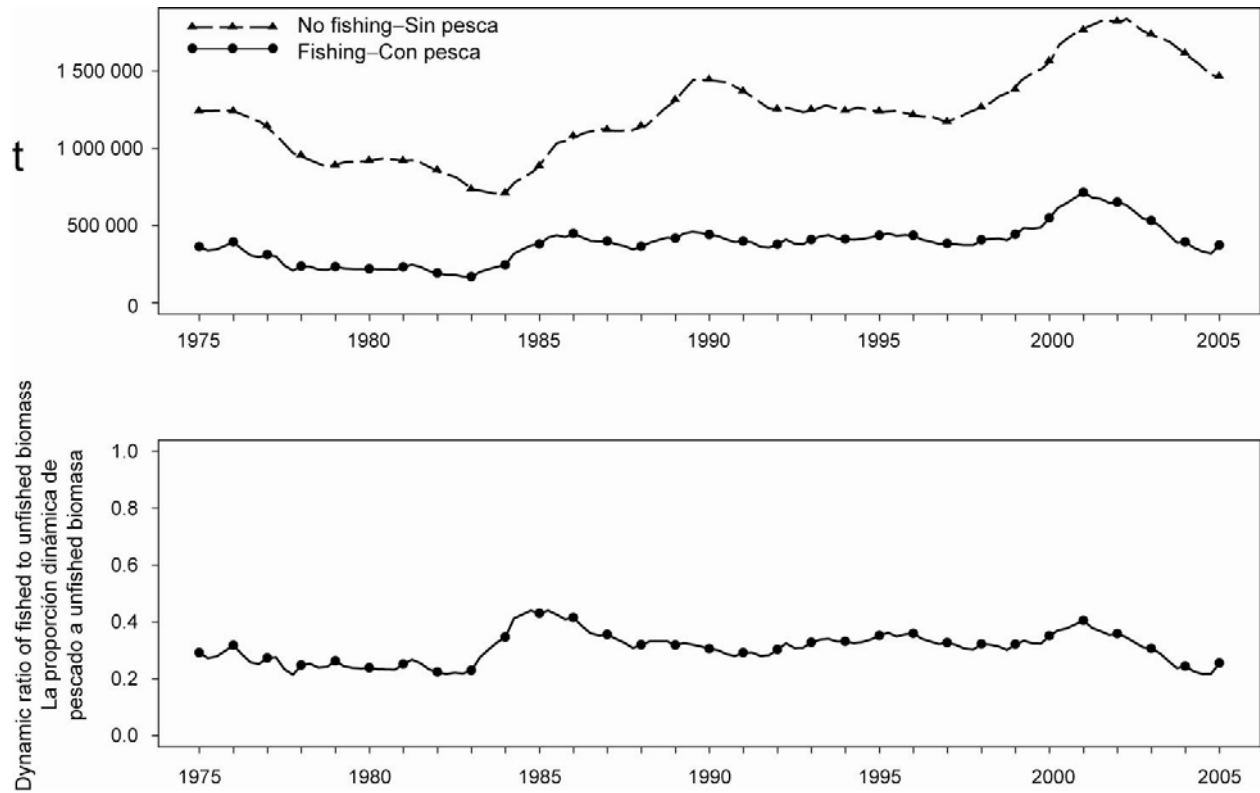
**FIGURE 4.9a.** Estimated biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there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



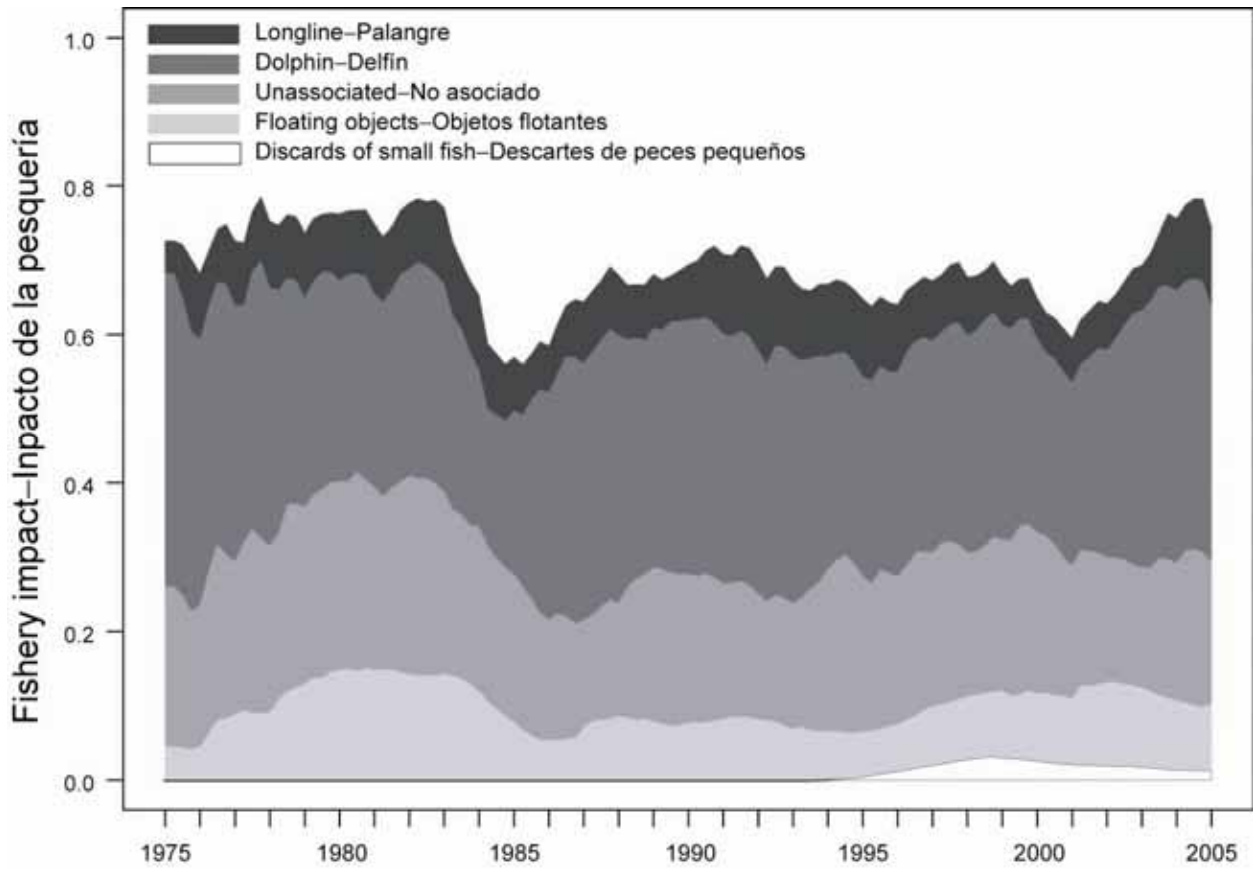
**FIGURE 4.9b.** Estimated relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly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



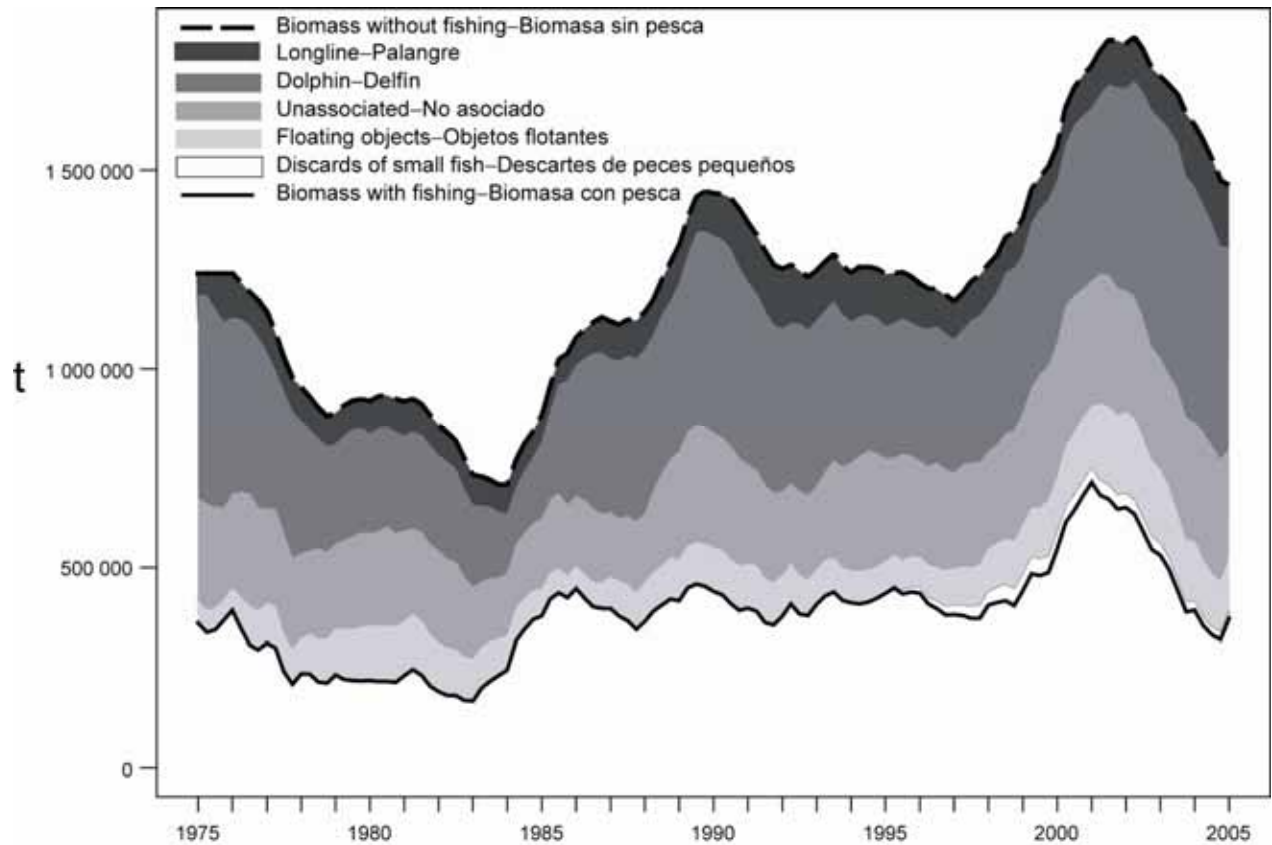
**FIGURE 4.10a.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2004 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).  $t$  = metric tons.

**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.

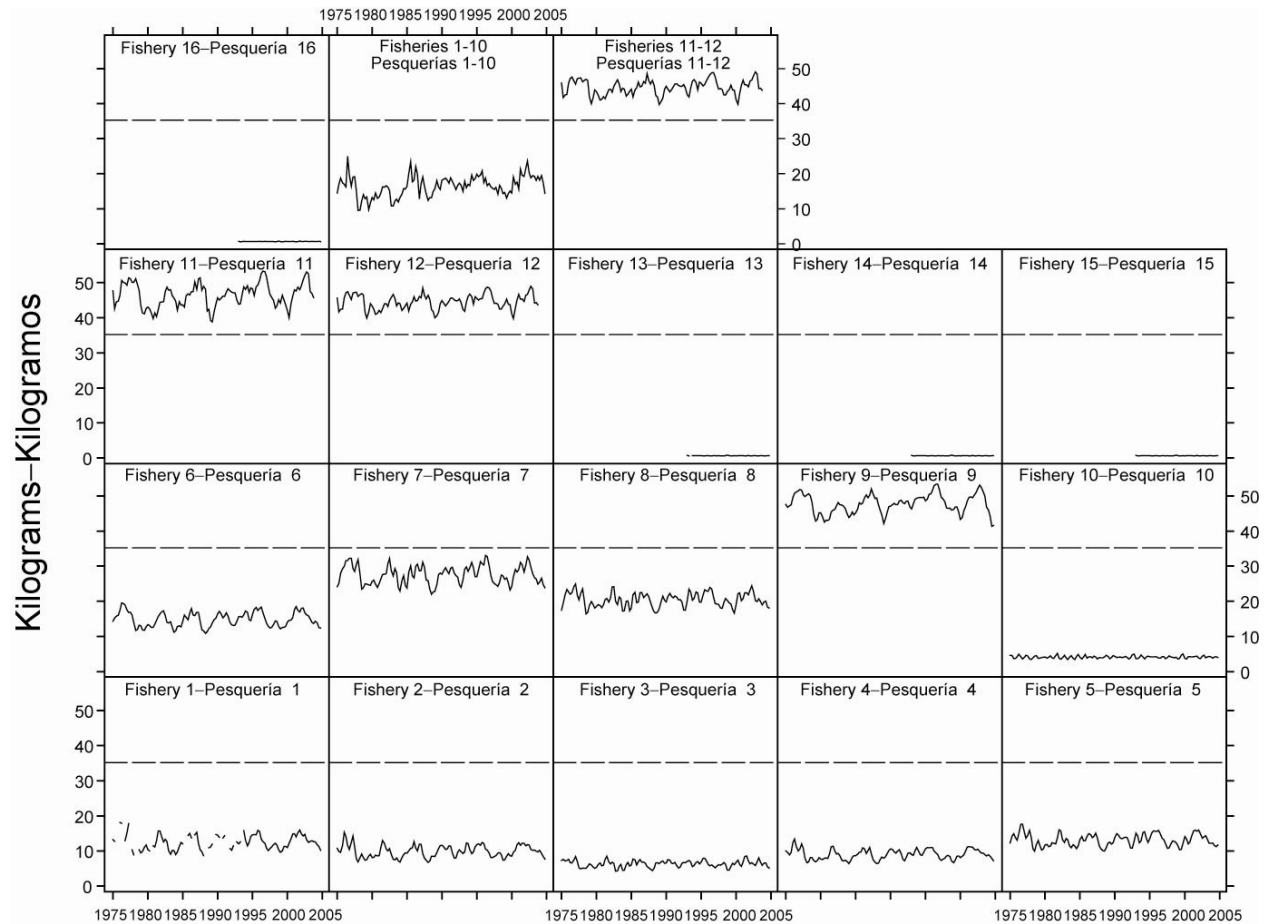
**FIGURA 4.10b.** Comparación de los impactos relativos de las pesquerías mayores sobre la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO.



**FIGURE 4.10c.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2005 (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.

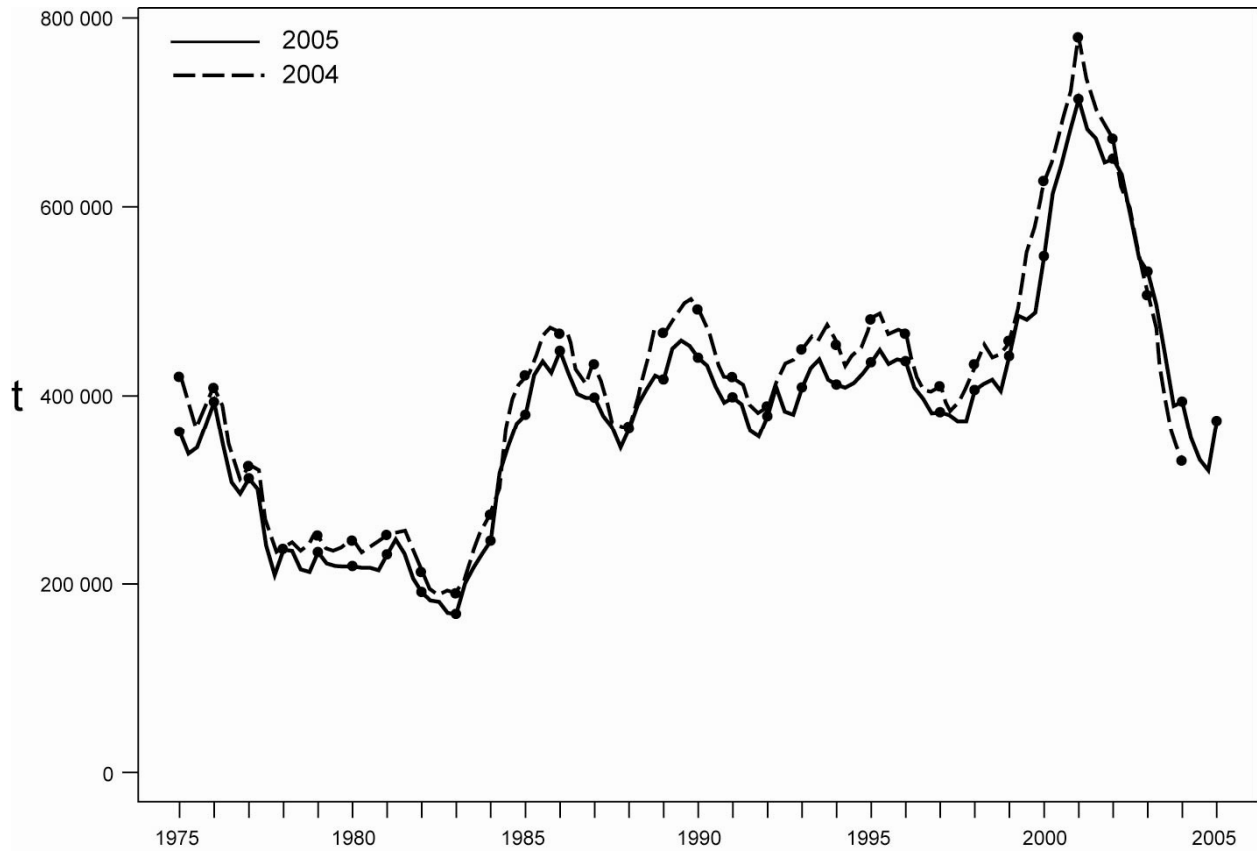
**FIGURA 4.10c.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-2005 (línea de trazos) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.





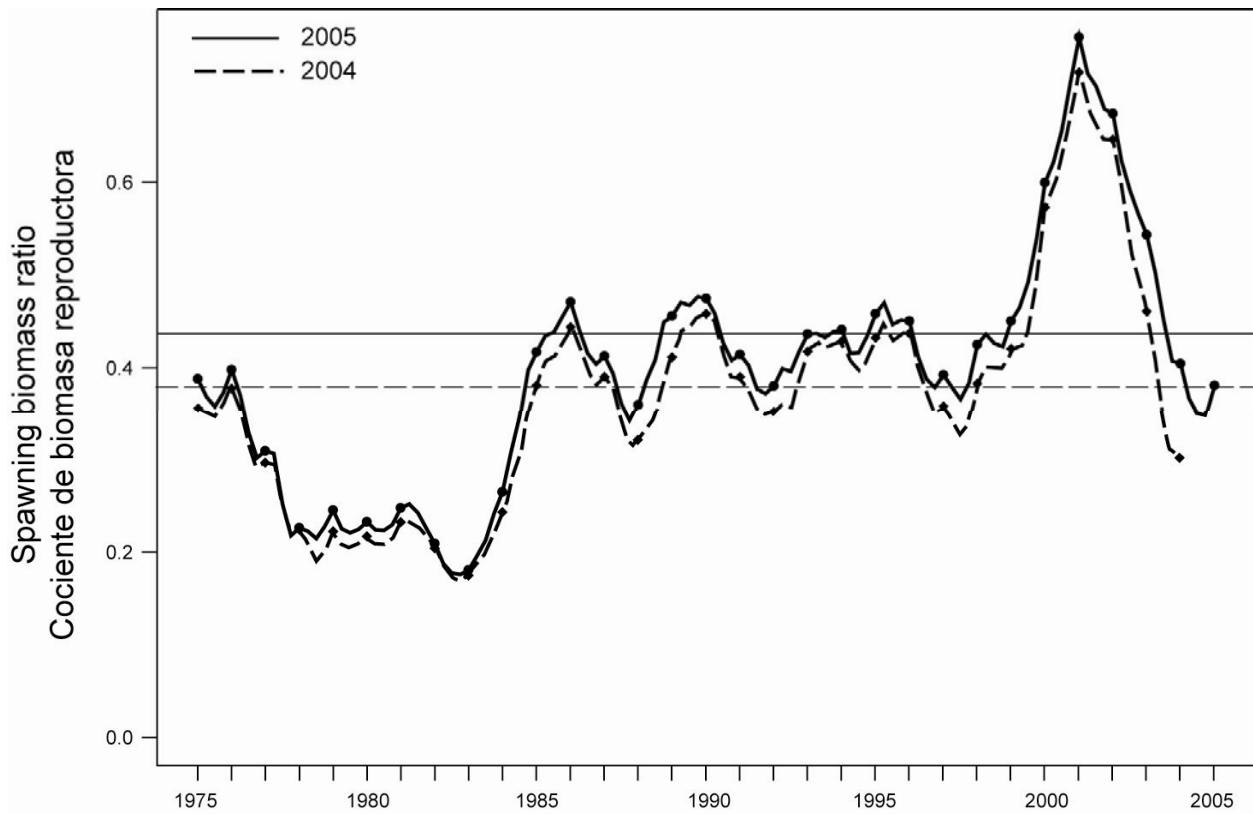
**FIGURE 4.11.** Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and that for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight (35.2 kg).

**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 (35,2 kg).



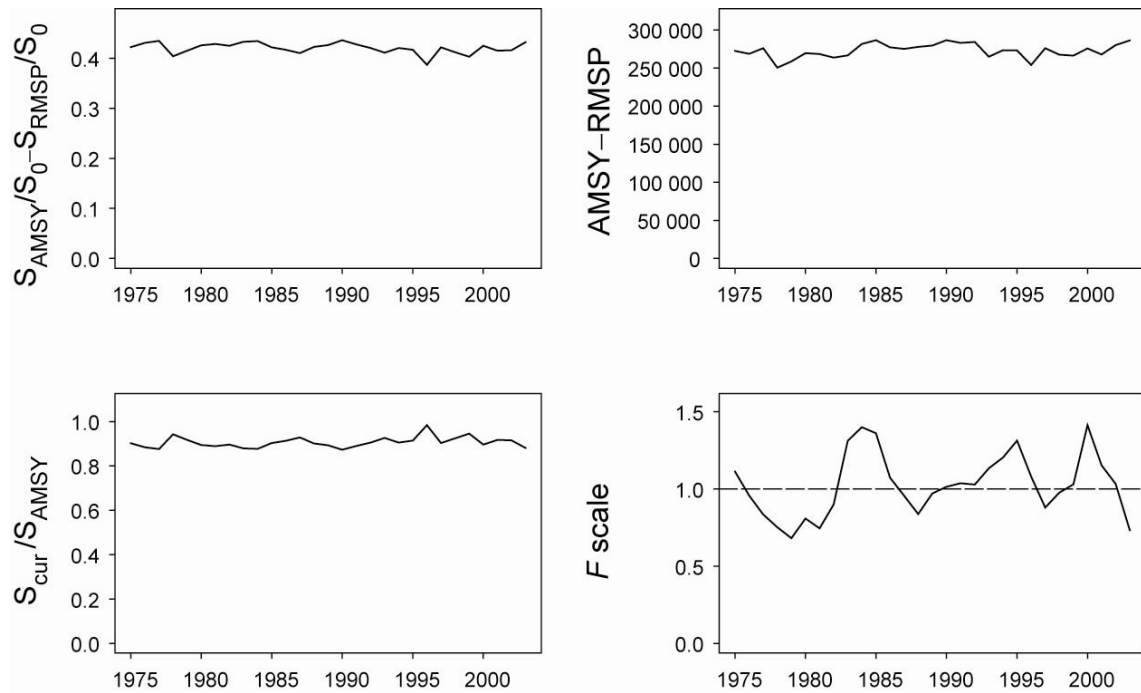
**FIGURE 4.12a.** Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment and the current assessment. t = metric tons.

**FIGURA 4.12a.** Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente y de la evaluación actual. t = toneladas métricas.



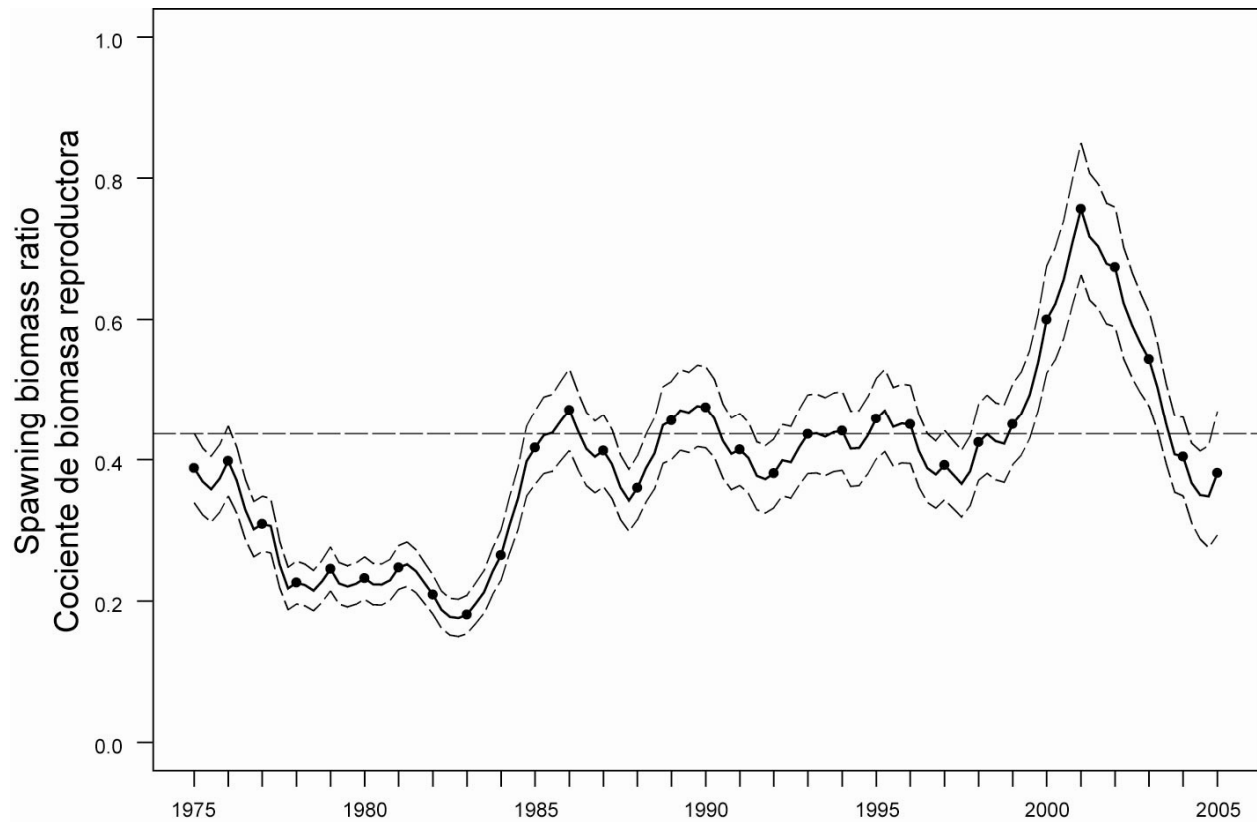
**FIGURE 4.12b.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the most recent previous assessment and the current assessment. The horizontal lines identify the SBRs at AMSY.

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



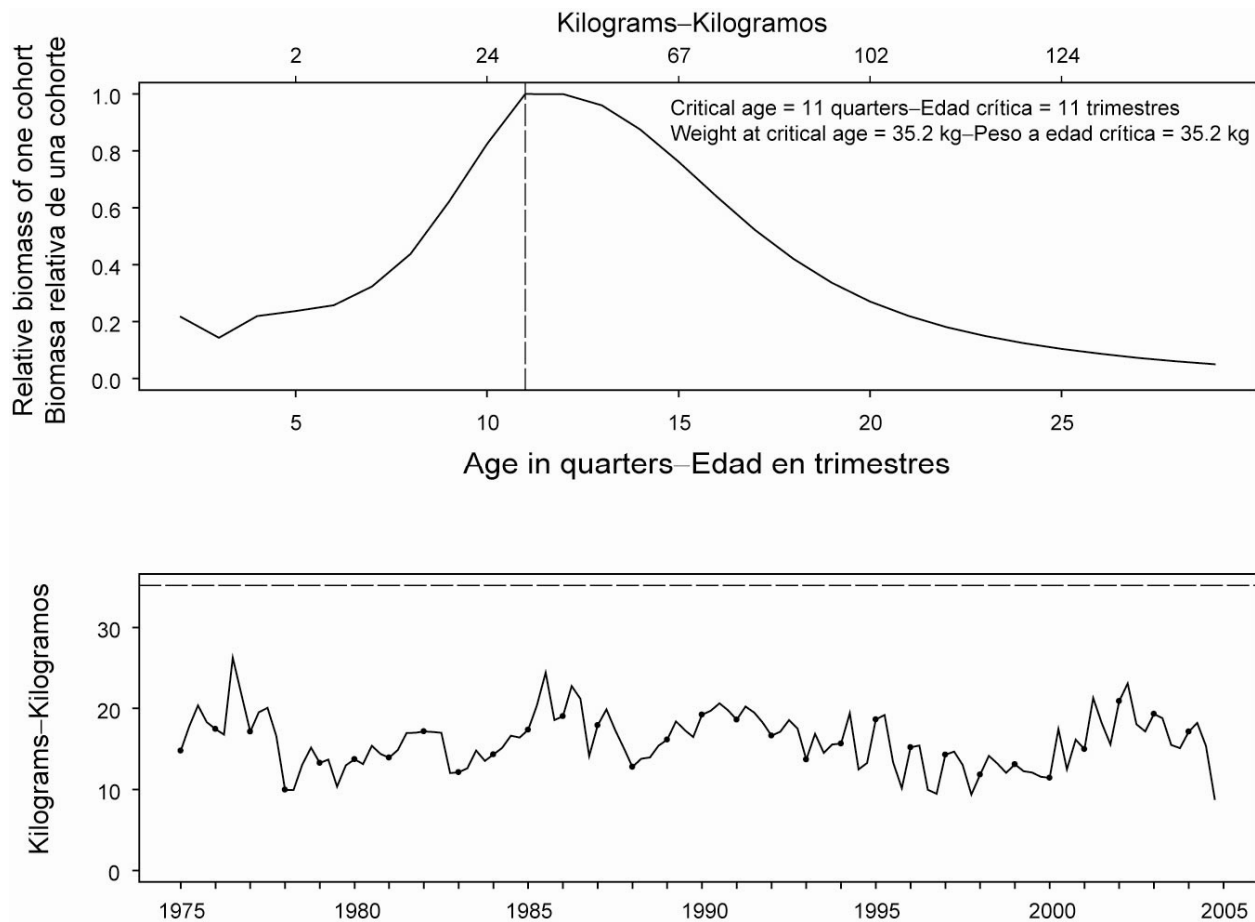
**FIGURE 4.12c.** Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. ( $S_{cur}$  is the spawning biomass at the start of 2005). See the text for definitions.

**FIGURA 4.12c.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas a partir de la mortalidad media por pesca por edad para cada año. ( $S_{cur}$  es la biomasa reproductora al principio de 2005). Ver definiciones en el texto.



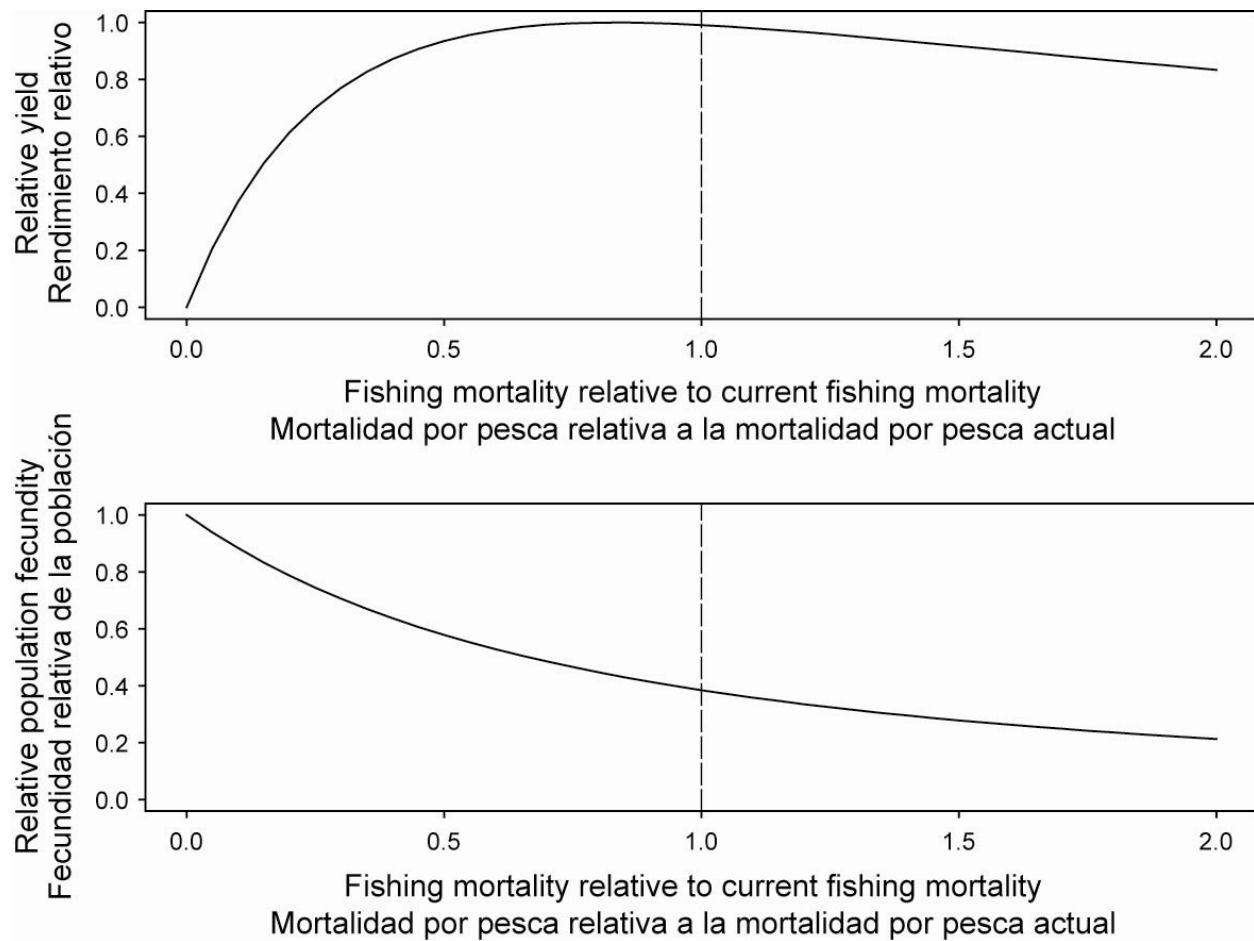
**FIGURE 5.1.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.44) identifies the SBR at AMSY.

**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.



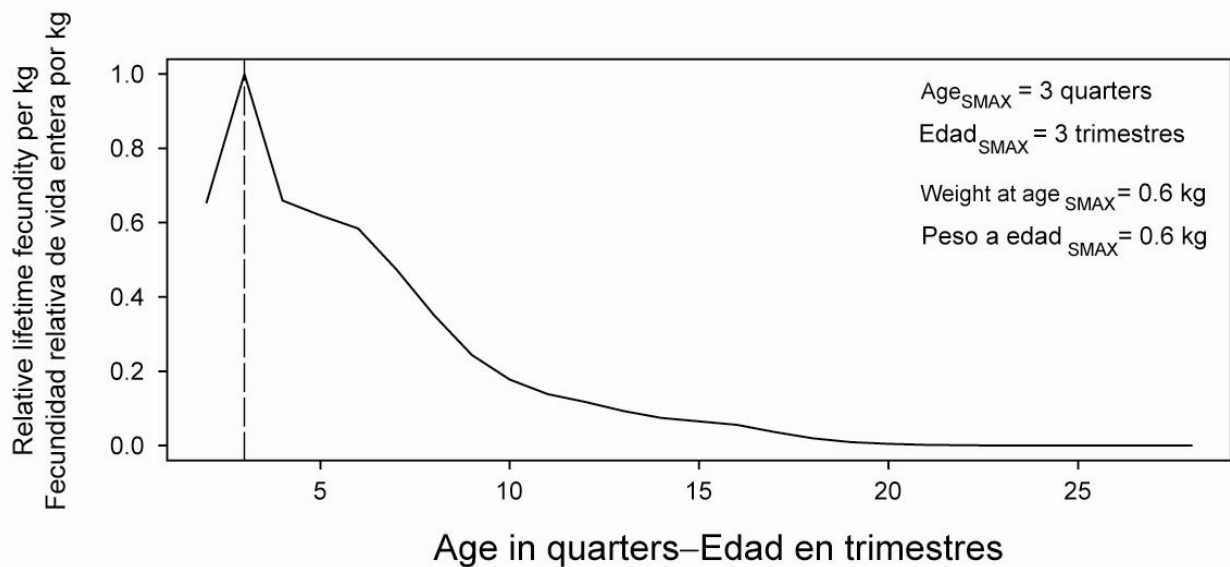
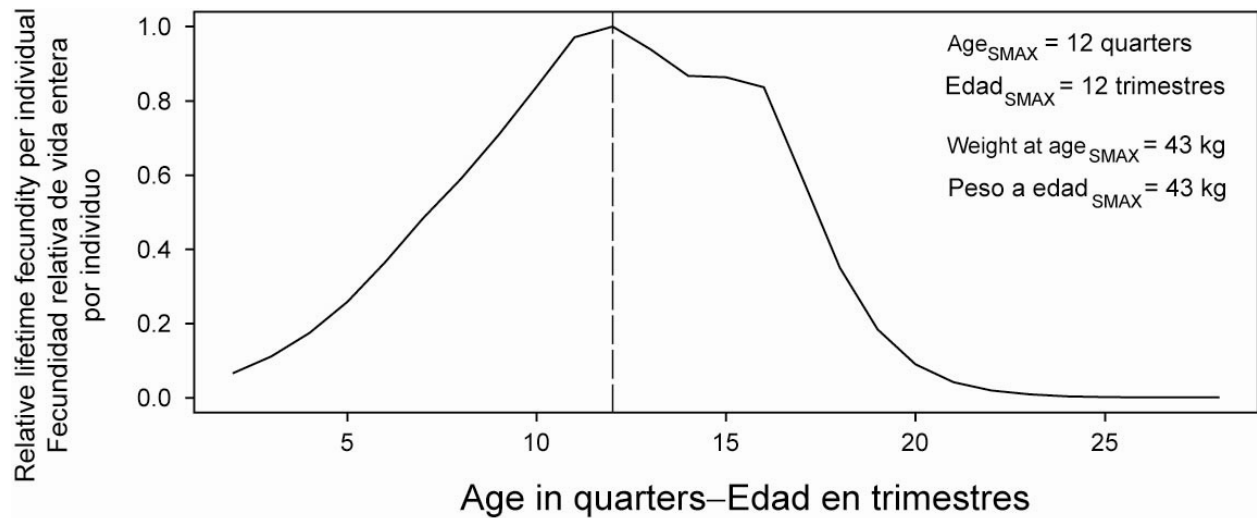
**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The lower panel illustrates 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.



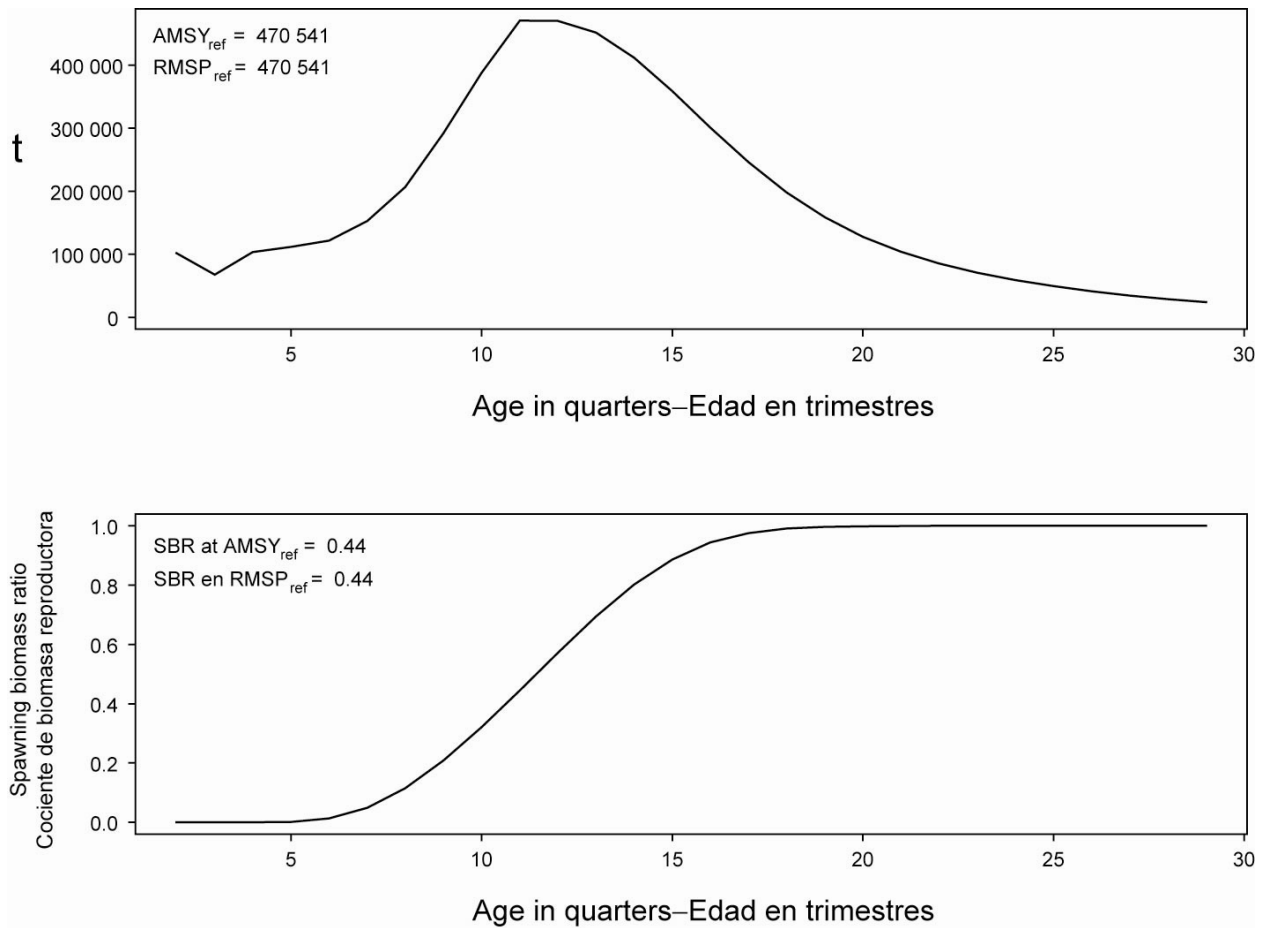
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield 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.



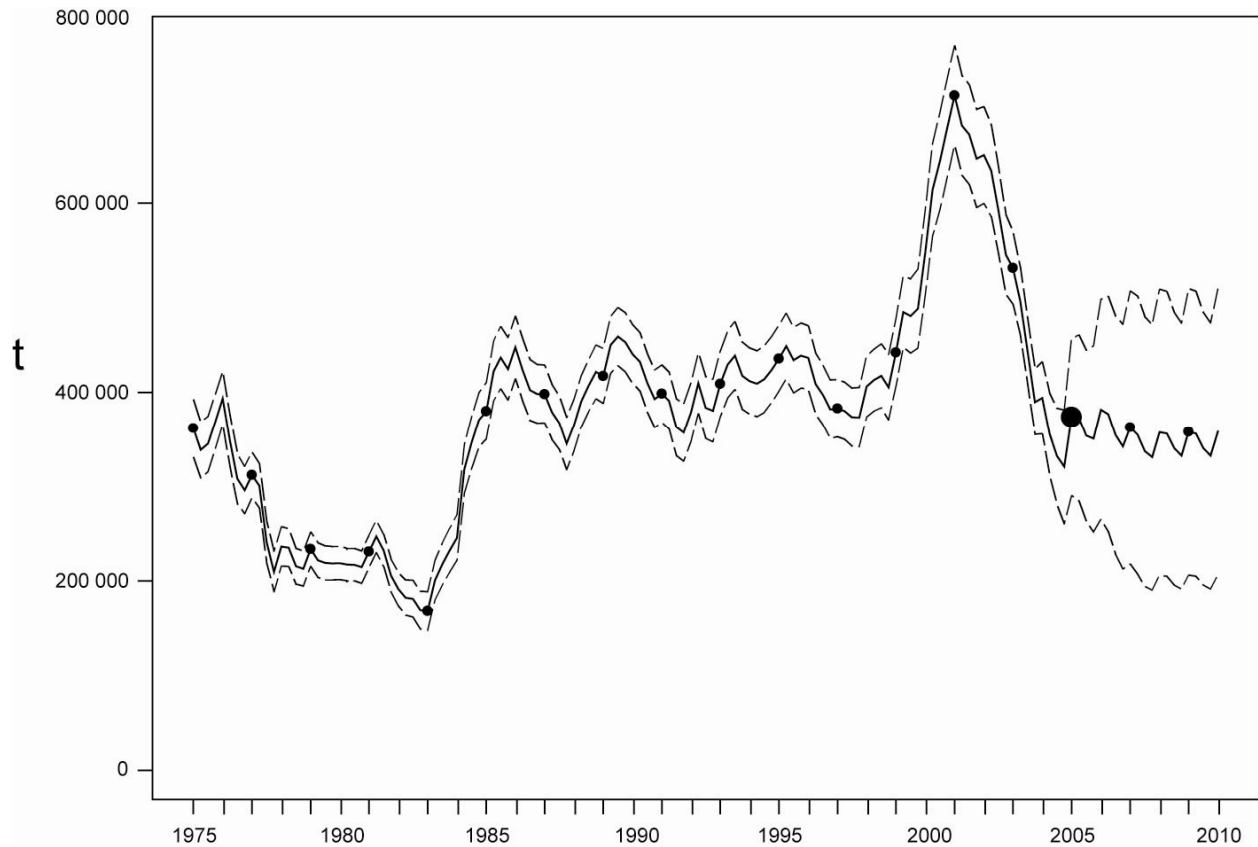
**FIGURE 5.4.** Marginal relative lifetime reproductive potential of yellowfin tuna at age based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). Age<sub>S<sub>MAX</sub></sub> is the age at which the maximum marginal relative lifetime reproductive potential is realized. The vertical lines indicate the locations of Age<sub>S<sub>MAX</sub></sub>.  
**FIGURA 5.4.** Potencial de reproducción relativo marginal de atún aleta amarilla a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Edad<sub>S<sub>MAX</sub></sub> es la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo. Las líneas verticales señalan la posición de Edad<sub>S<sub>MAX</sub></sub>.





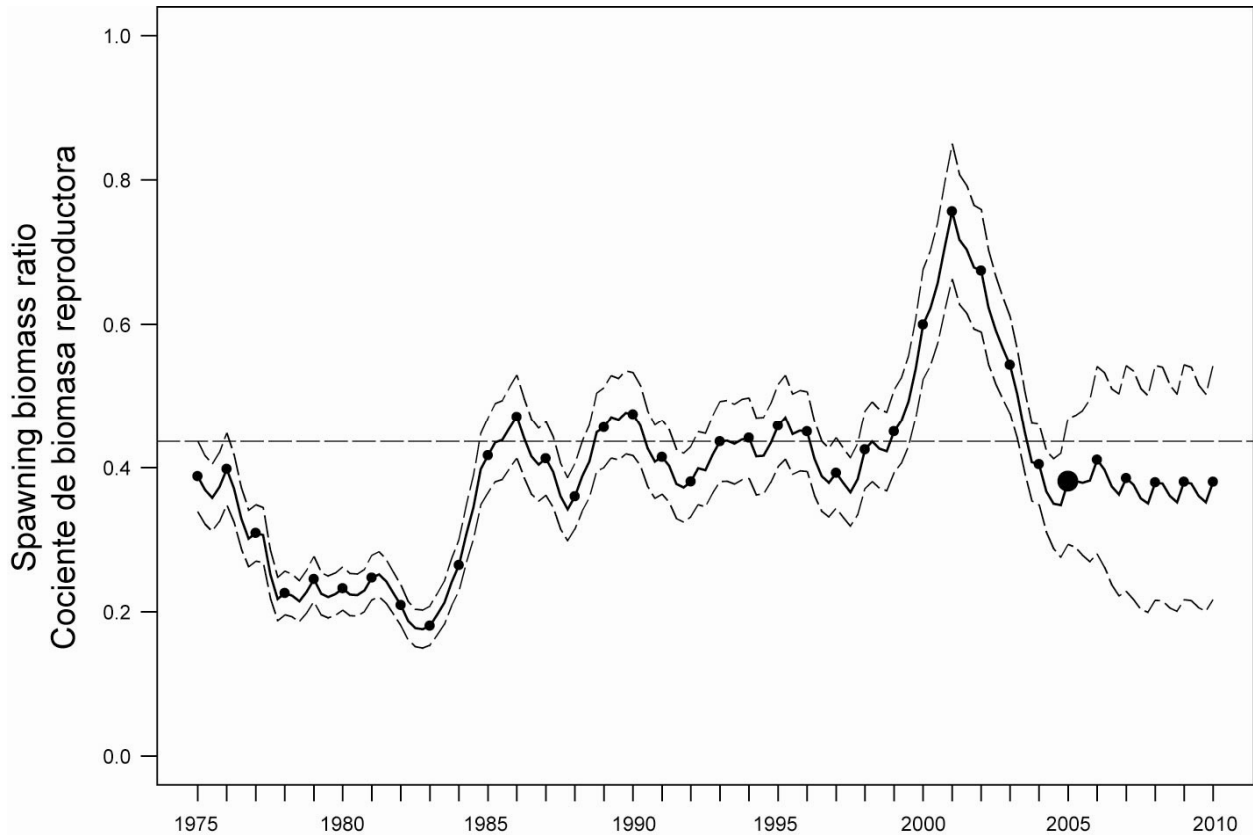
**FIGURE 5.5.** Yield calculated when catching only individual yellowfin tuna at a single age (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel).  $t$  = metric tons.

**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.



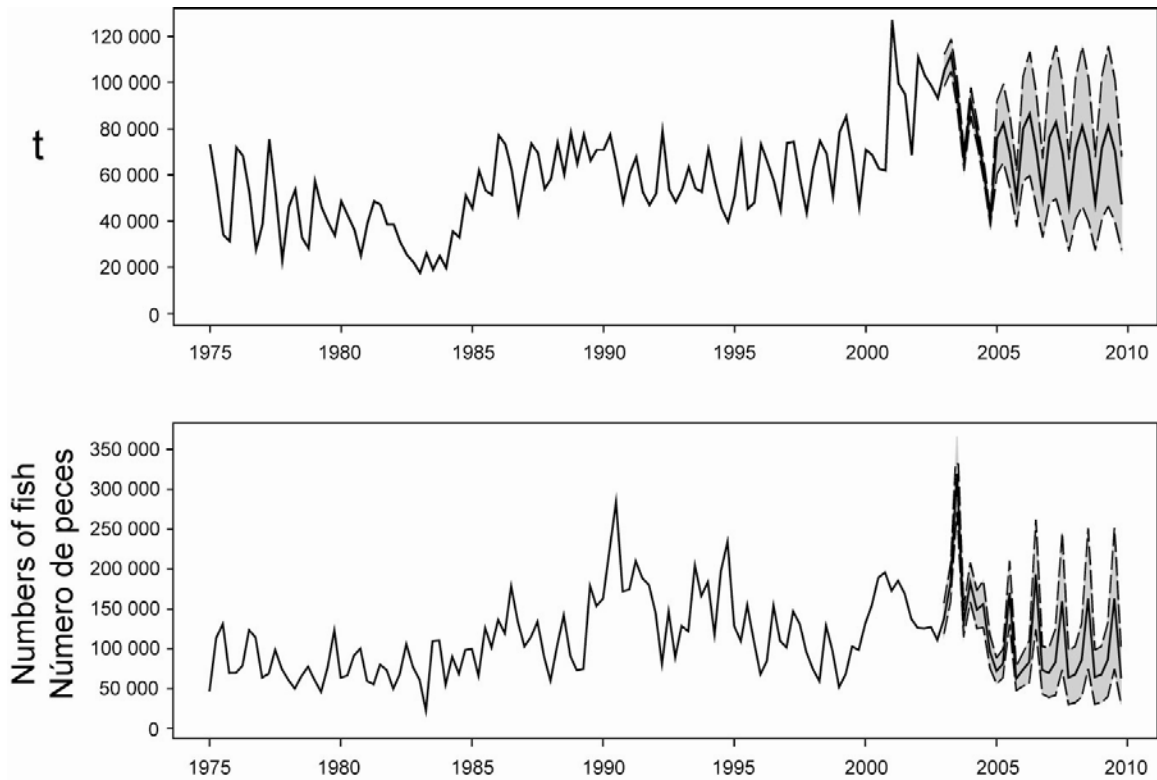
**FIGURE 6.1.** Biomasses projected during 2005-2009 for yellowfin tuna in the EPO under current effort. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals. The estimates after 2005 (the large dot) indicate the biomasses predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2004, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2002 and 2003, and average environmental conditions occur during the next 5 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.



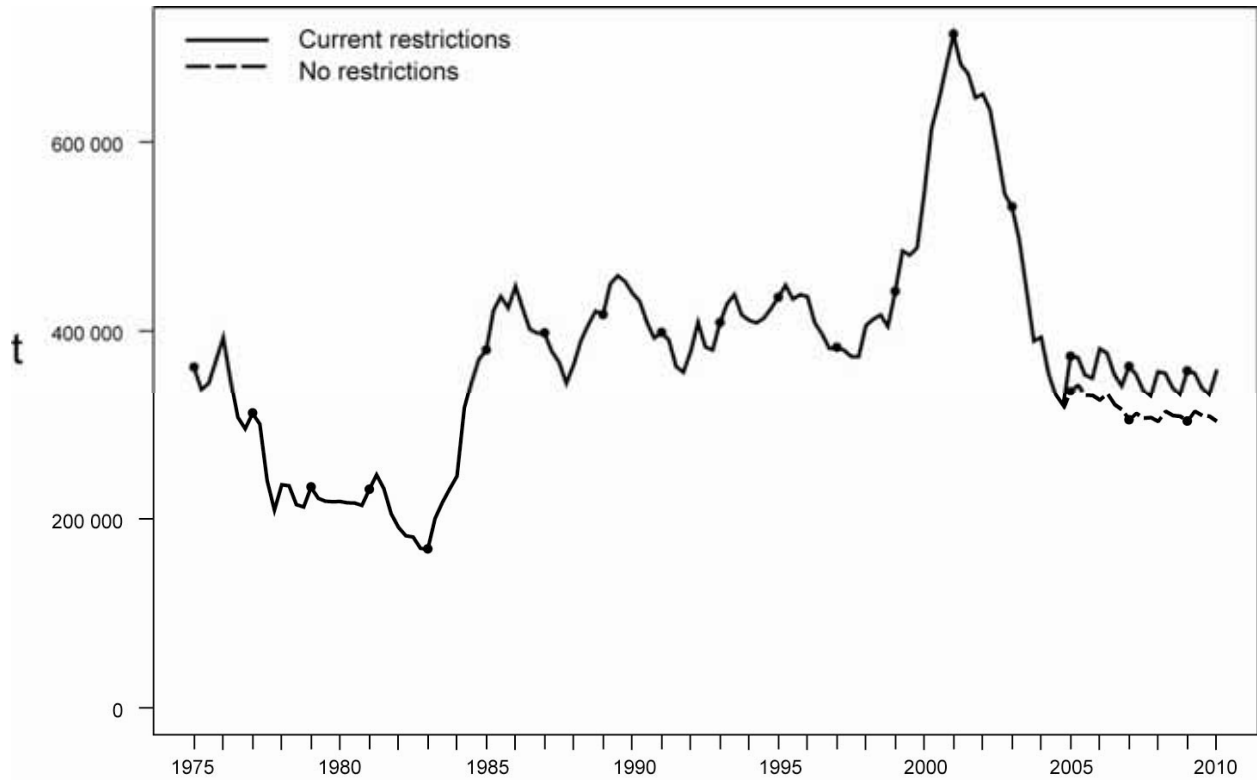
**FIGURE 6.2.** Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2004 and SBRs projected during 2005-2009 for yellowfin tuna in the EPO by the likelihood profile approximation method. The dashed horizontal line (at 0.44) identifies  $SBR_{AMSY}$  (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2005 (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 2002 and 2003, and average environmental conditions occur during the next 5 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.



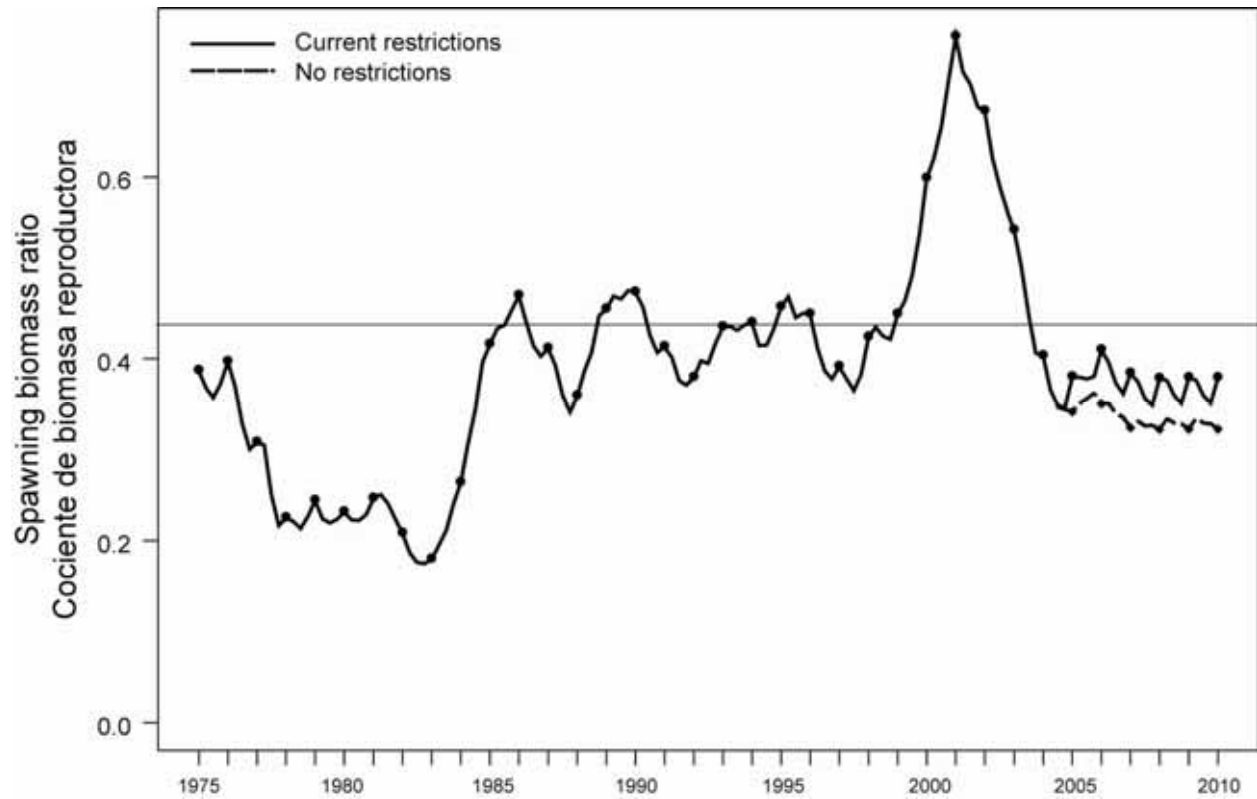
**FIGURE 6.3.** Catches of yellowfin tuna during 1975-2004 and simulated catches of yellowfin tuna during 2005-2009 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the the longline fleet (lower panel), using the likelihood profile method. The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates. The estimates after 2005 indicate the catches predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2004, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2002 and 2003, and average environmental conditions occur during the next 5 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 2004-2010 for yellowfin tuna in the EPO under the current resolution and under effort projected without the current resolution. 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 2004-2010 for yellowfin tuna in the EPO under the current resolution and under effort projected without the current resolution. 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).

**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; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = 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; OBJ = lances sobre objeto flotante; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = 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.

<b>Fishery</b>	<b>Gear type</b>	<b>Set type</b>	<b>Years</b>	<b>Sampling areas</b>	<b>Catch data</b>
<b>Pesquería</b>	<b>Tipo de arte</b>	<b>Tipo de lance</b>	<b>Año</b>	<b>Zonas de muestreo</b>	<b>Datos de captura</b>
1	PS	OBJ	1975-2004	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2004	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2004	5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-2004	1-4, 8, 10	
5	PS	NOA	1975-2004	1-4, 8, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
6	PS	NOA	1975-2004	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2004	2-3, 10	
8	PS	DEL	1975-2004	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2004	7, 9, 11-12	
10	LP		1975-2004	1-13	retained catch only— captura retenida solamente
11	LL		1975-2004	N of-de 15°N	
12	LL		1975-2004	S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2004	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	OBJ	1993-2004	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	OBJ	1993-2004	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	OBJ	1993-2004	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 spawning biomass (relative to maximum 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.

<b>Year</b>	<b>Total recruitment</b>	<b>Biomass of age-1.5+ fish</b>	<b>Relative spawning biomass</b>
<b>Año</b>	<b>Reclutamiento total</b>	<b>Biomasa de peces de edad 1.5+</b>	<b>Biomasa reproductora relativa</b>
1975	115,589	361,562	0.51
1976	90,494	393,454	0.53
1977	165,954	311,763	0.41
1978	149,665	236,243	0.30
1979	124,309	233,452	0.32
1980	107,929	218,601	0.31
1981	86,037	230,970	0.33
1982	133,313	191,249	0.28
1983	197,404	168,026	0.24
1984	170,785	245,485	0.35
1985	188,284	379,797	0.55
1986	173,106	447,594	0.62
1987	271,933	397,949	0.55
1988	211,366	364,913	0.48
1989	165,330	417,240	0.60
1990	161,520	440,361	0.63
1991	205,429	398,445	0.55
1992	192,850	378,480	0.50
1993	199,256	408,890	0.58
1994	161,156	411,785	0.58
1995	189,557	435,620	0.61
1996	220,907	436,551	0.60
1997	204,236	382,579	0.52
1998	312,539	406,164	0.56
1999	322,583	441,992	0.60
2000	232,415	547,965	0.79
2001	249,089	714,010	1.00
2002	198,357	650,888	0.89
2003	184,396	531,481	0.72
2004	237,874	393,843	0.53
2005		373,357	0.50



**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.

<b>Age (quarters)</b>	<b>Average length (cm)</b>	<b>Average weight (kg)</b>	<b>Age (quarters)</b>	<b>Average length (cm)</b>	<b>Average weight (kg)</b>
<b>Edad (trimestres)</b>	<b>Talla media (cm)</b>	<b>Peso medio (kg)</b>	<b>Edad (trimestres)</b>	<b>Talla media (cm)</b>	<b>Peso medio (kg)</b>
2	30.00	0.51	16	150.74	74.74
3	30.87	0.56	17	155.44	82.17
4	40.89	1.33	18	159.62	89.19
5	47.41	2.1	19	163.32	95.71
6	54.04	3.15	20	166.58	101.73
7	63.27	5.13	21	169.44	107.23
8	74.47	8.48	22	171.96	112.22
9	88.89	14.65	23	174.16	116.72
10	103.97	23.76	24	176.08	120.74
11	118.11	35.2	25	177.76	124.33
12	125.98	42.96	26	179.22	127.51
13	133.12	50.93	27	180.50	130.33
14	139.6	58.98	28	181.60	132.81
15	145.47	66.97	29	182.56	134.99

**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.

	<b>Base case</b>	<b>h = 0.75</b>
	<b>Caso base</b>	<b>h = 0.75</b>
AMSY–RMSP	284,707	306,775
$B_{\text{AMSY}} - B_{\text{rm2}}$	419,598	531,276
$S_{\text{AMSY}} - S_{\text{rm2}}$	8,144	10,141
$C_{\text{RECENT}}/\text{AMSY} - C_{2002}/\text{RMSP}$	1.04	0.97
$B_{\text{RECENT}}/B_{\text{AMSY}} - B_{2003}/B_{\text{RMSP}}$	0.89	0.72
$S_{\text{RECENT}}/S_{\text{AMSY}} - S_{2003}/S_{\text{RMSP}}$	0.87	0.71
$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	0.44	0.45
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.83	0.67

**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  $B_{\text{AMSY}}$  are expressed in metric tons. OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = 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  $B_{\text{RMSP}}$  en toneladas métricas. OBJ = lance sobre objeto flotante; NOA = lance sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines; LL = palangre.

<b>Fishery</b>	<b>AMSY</b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}</math></b>	<b><math>F</math> multiplier</b>
<b>Pesquería</b>	<b>RMSP</b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}</math></b>	<b>Multiplicad or de <math>F</math></b>
All—Todos	284,707	419,598	8,144	0.34	0.44	0.83
OBJ	167,534	321,446	5,513	0.26	0.30	8.35
NOA	241,677	386,264	7,203	0.31	0.39	4.08
DEL	312,582	420,757	8,299	0.34	0.45	1.47
LL	397,336	467,831	9,495	0.38	0.51	25.37

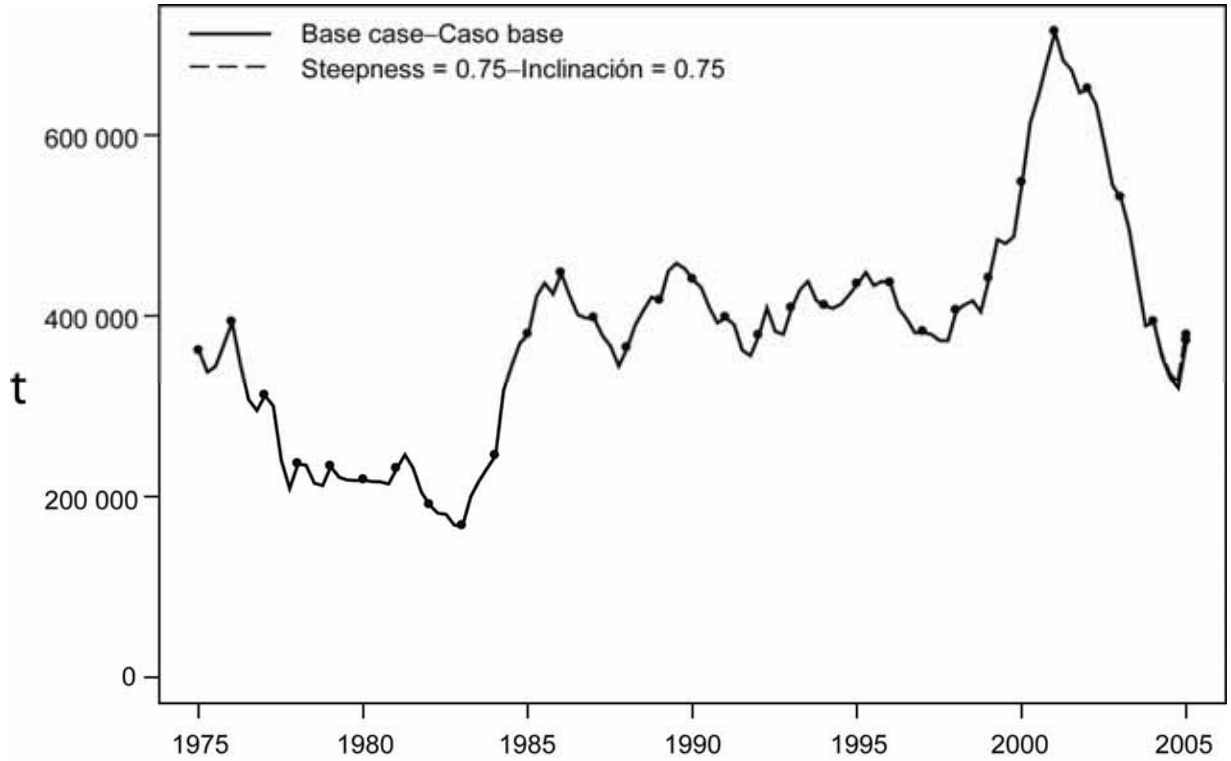
**TABLE 5.2b.** Estimates of the AMSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4) and that one fishery is not operating in the EPO. The estimates of the AMSY and  $B_{\text{AMSY}}$  are expressed in metric 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  $B_{\text{RMSP}}$  en toneladas métricas. FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines; LL = palangre.

<b>Fishery</b>	<b>AMSY</b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}</math></b>	<b><math>F</math> multiplier</b>
<b>Pesquería</b>	<b>RMSP</b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}</math></b>	<b>Multiplicad or de <math>F</math></b>
All—Todos	284,707	419,598	8,144	0.34	0.44	0.83
No FLT	294,097	420,315	8,195	0.34	0.44	1.32
No UNA	281,202	412,575	7,993	0.33	0.43	1.32
No DOL	229,561	385,841	7,171	0.31	0.38	2.43
No LL	268,528	403,271	7,730	0.33	0.41	1.12

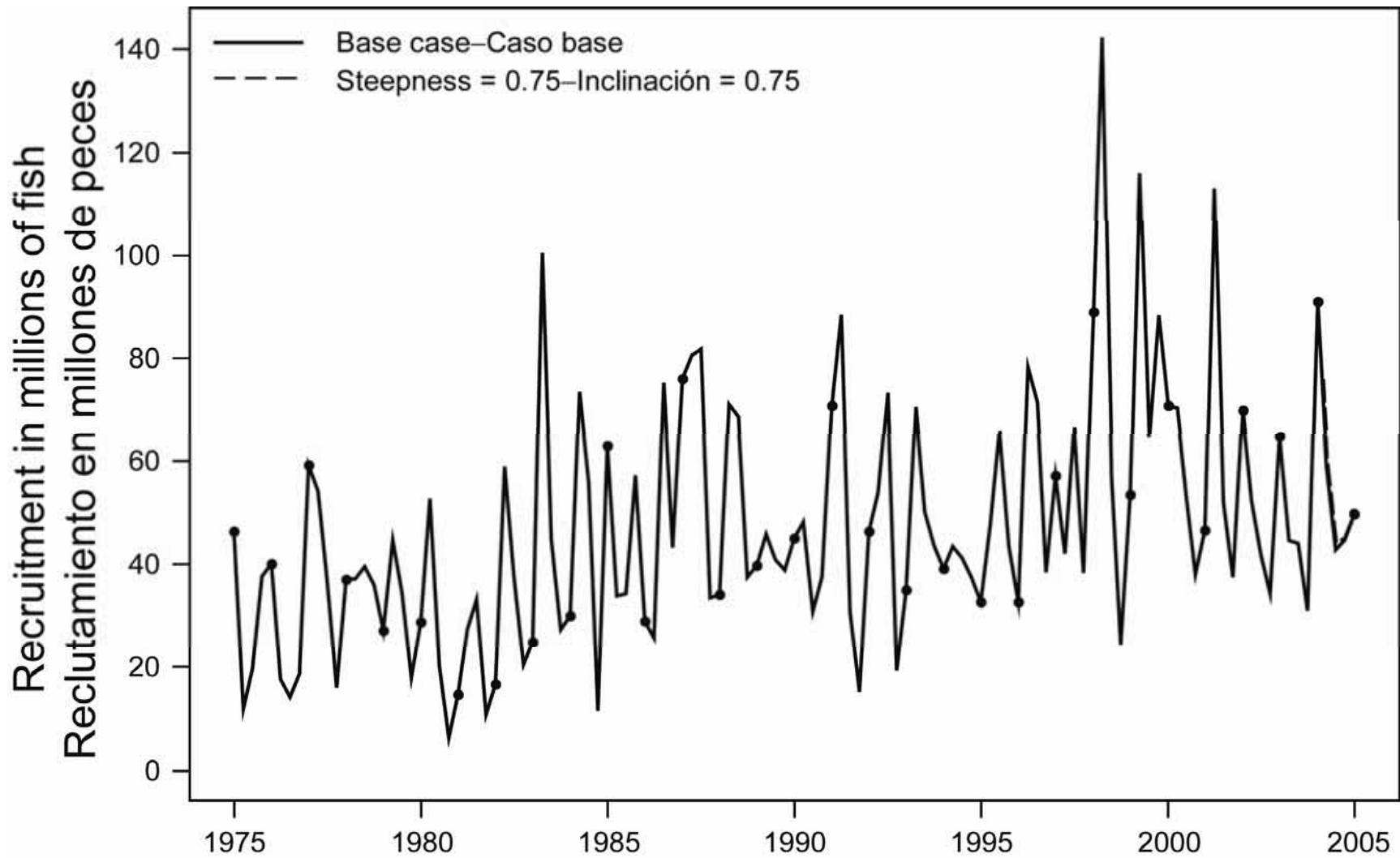
**APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT  
RELATIONSHIP**

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



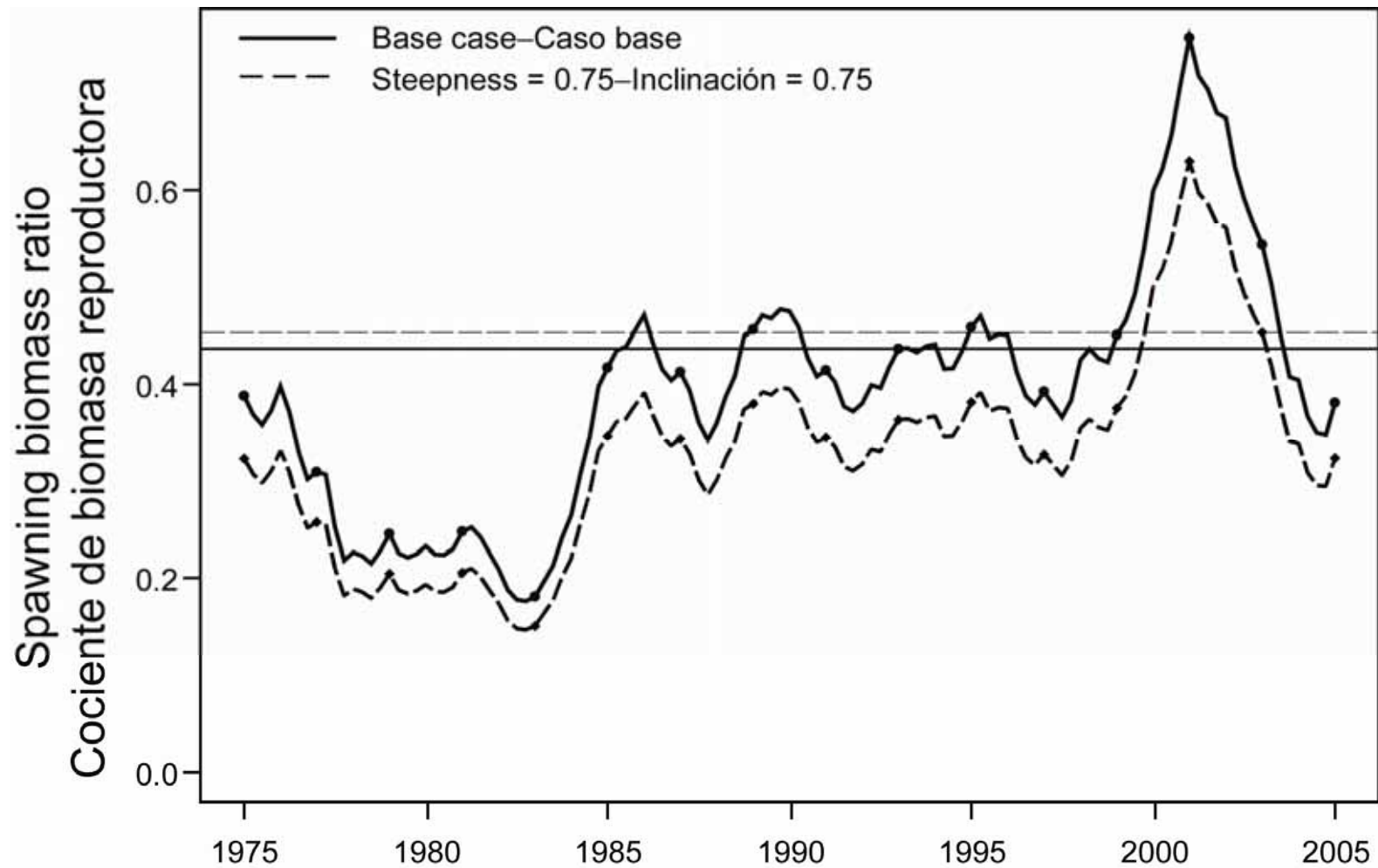
**FIGURE A.1.** Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**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).



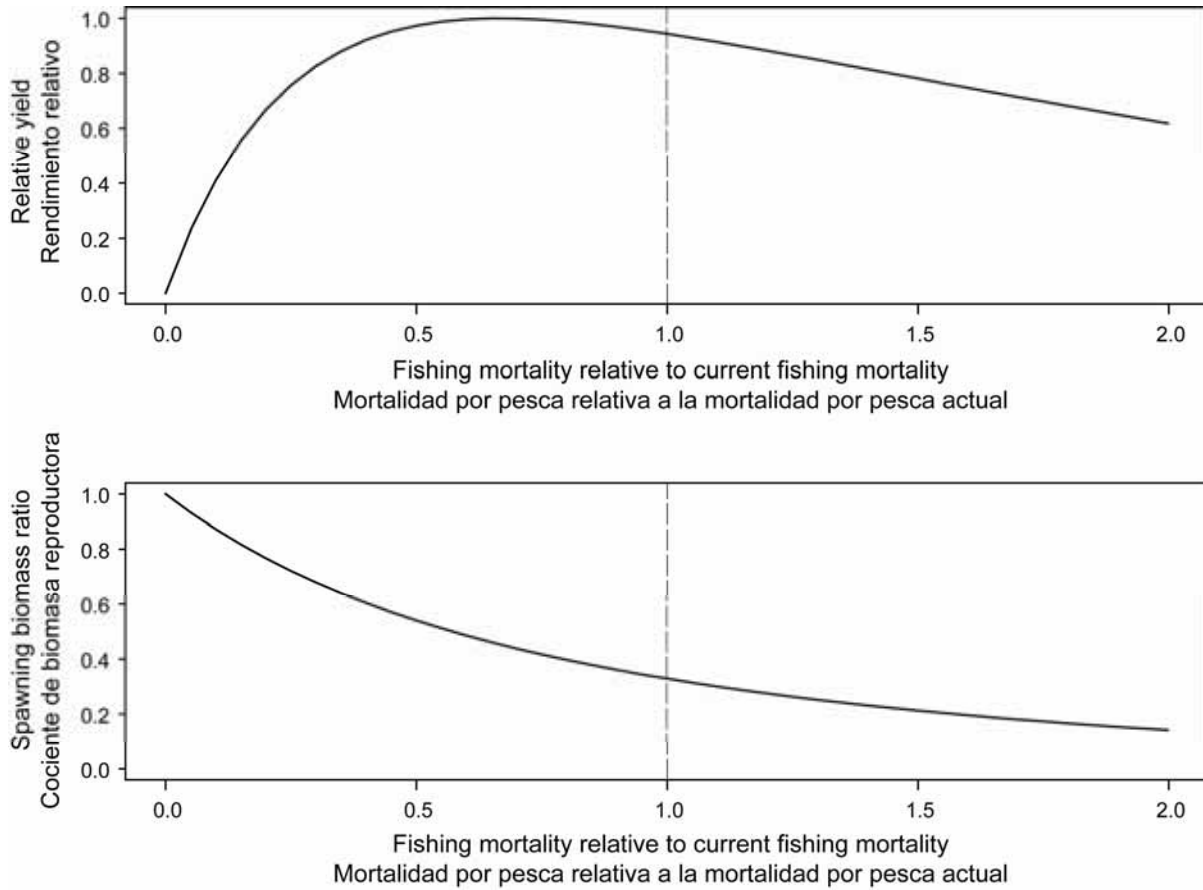
**FIGURE A.2.** Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

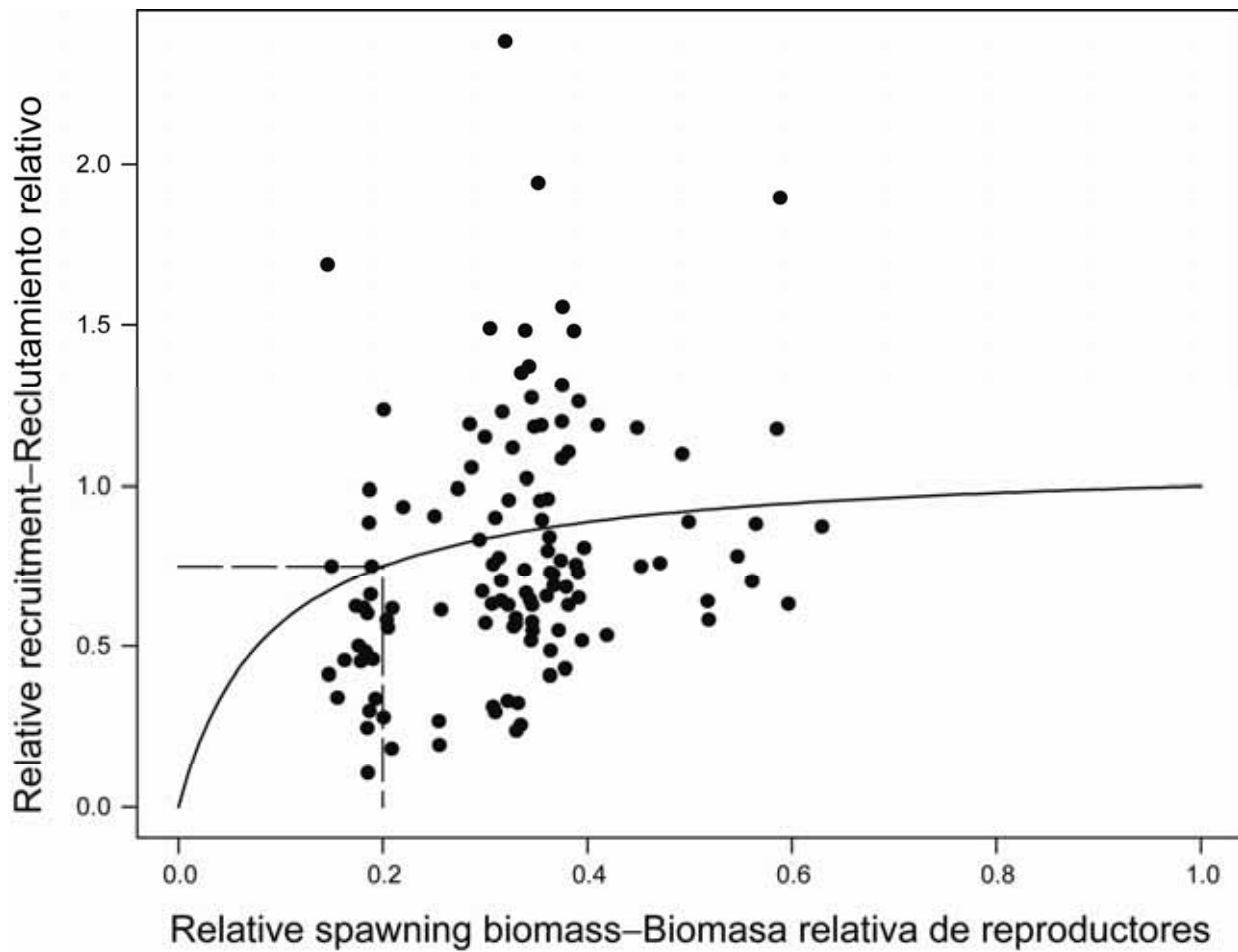


**FIGURE A.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

**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).

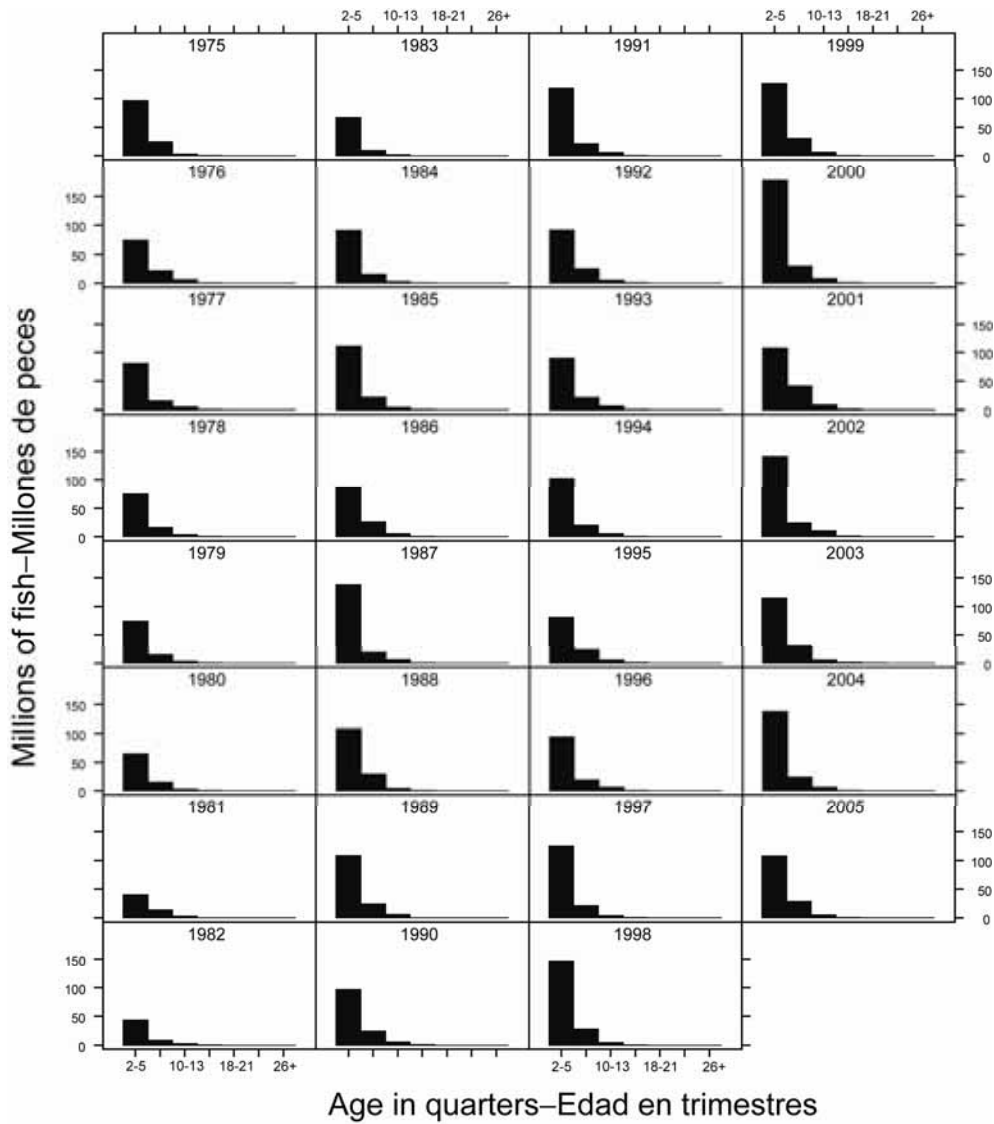


**APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT**

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.

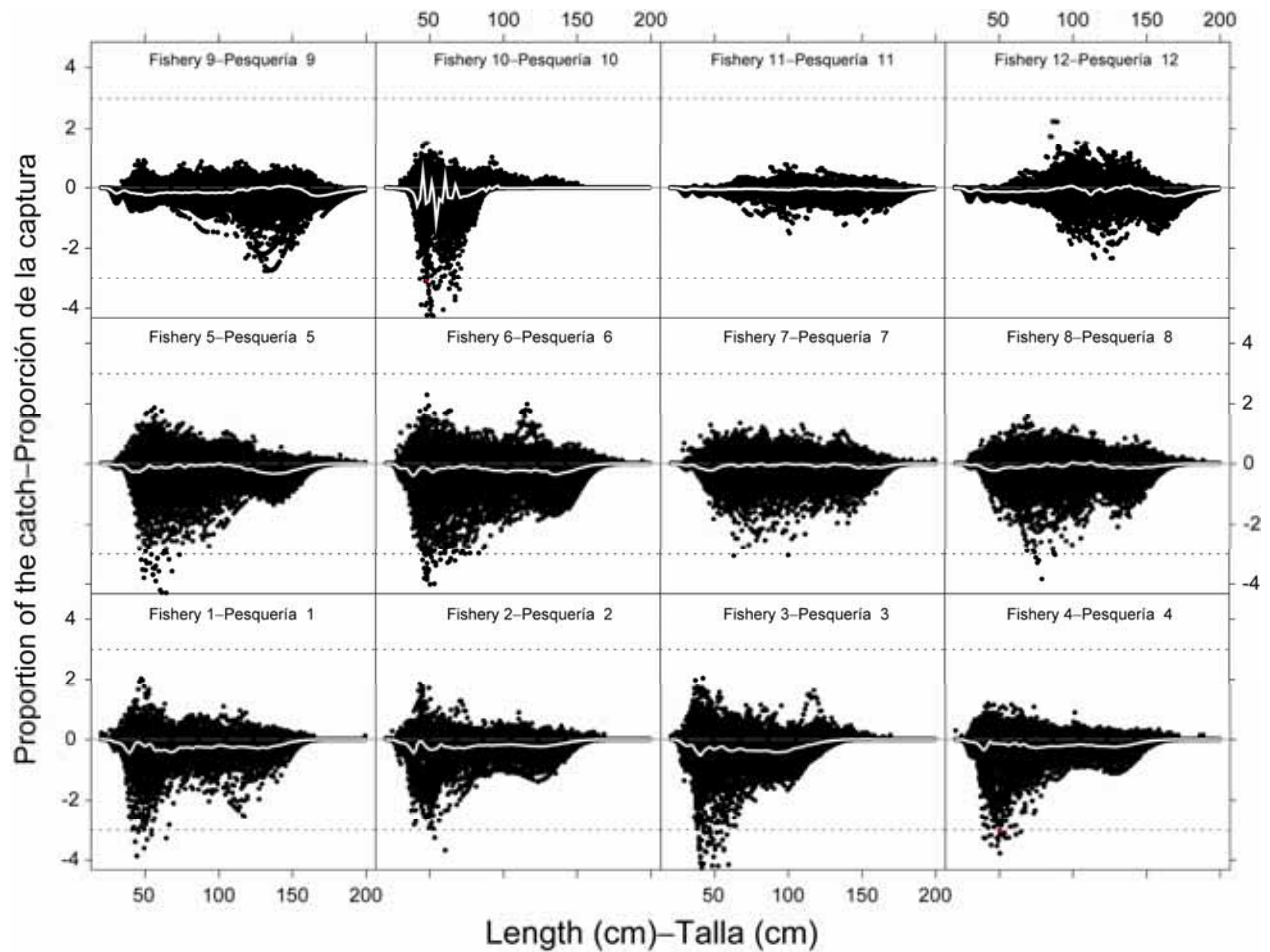


**FIGURE B.1.** Estimated numbers of yellowfin tuna present in the EPO on January 1 of each year.  
**FIGURA B.1.** Número estimado de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

**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.

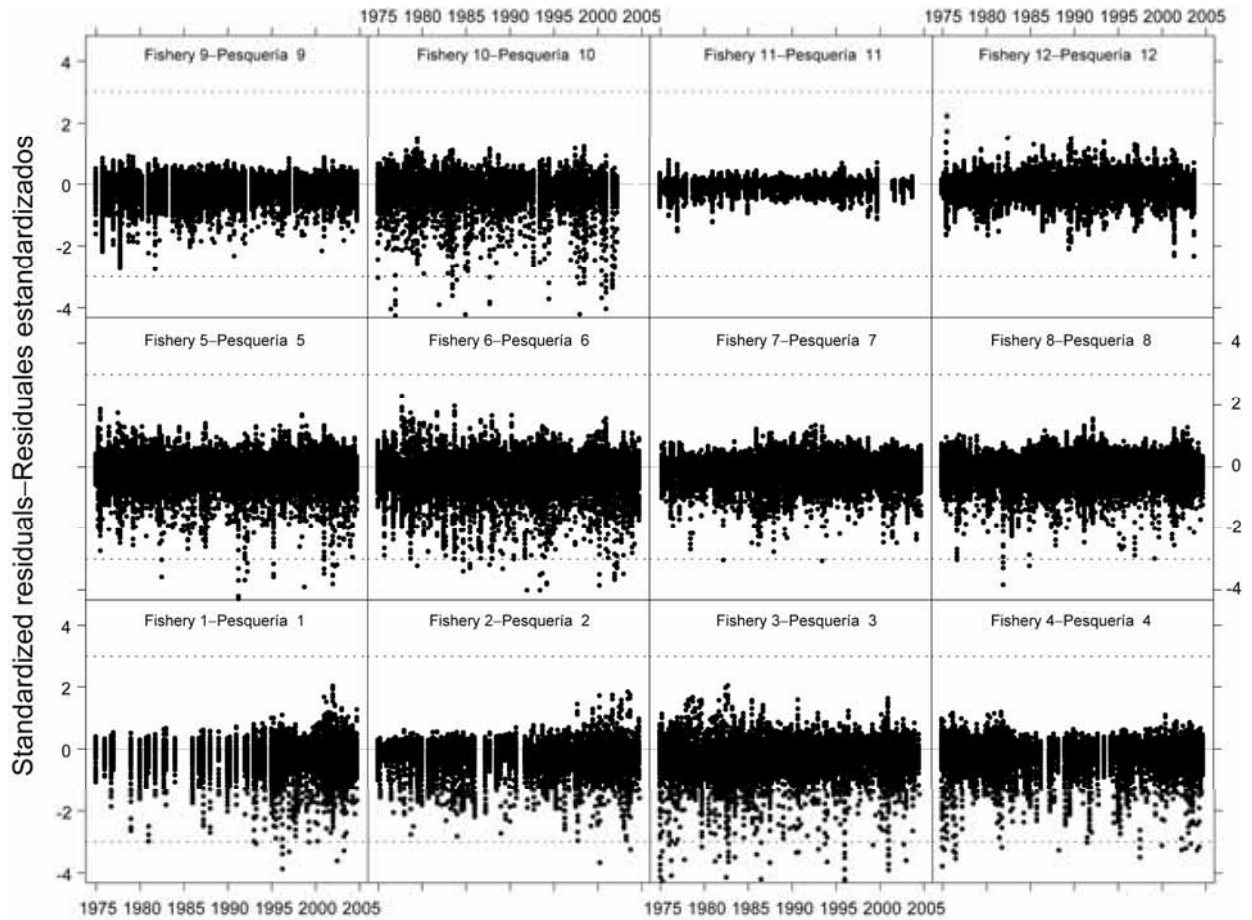
<b>Year</b>	<b>Age in quarters—Edad en trimestres</b>						
<b>Año</b>	<b>2-5</b>	<b>6-9</b>	<b>10-13</b>	<b>14-17</b>	<b>18-21</b>	<b>22-25</b>	<b>26+</b>
1975	0.0537	0.6136	1.1050	1.6660	0.2719	0.3536	0.5231
1976	0.0684	0.5879	1.1348	1.3179	0.6077	0.9451	1.5771
1977	0.0624	0.6679	1.0846	1.3398	0.7305	1.0263	1.6900
1978	0.1950	0.7952	1.1041	1.5989	0.4898	0.6702	0.9857
1979	0.1756	0.8907	1.2469	2.3370	0.6370	1.0077	1.7134
1980	0.1346	0.7534	1.3010	2.2882	0.4998	0.7515	1.2675
1981	0.2231	0.7658	1.2120	1.8981	0.7127	1.2420	2.1453
1982	0.1477	0.6834	1.1296	1.6538	0.5774	0.7854	1.2186
1983	0.1203	0.4271	0.8201	0.8484	0.4275	0.6176	0.8097
1984	0.0943	0.4388	0.7814	0.7735	0.3703	0.5164	0.7840
1985	0.0509	0.5408	0.9088	0.8342	0.3218	0.4206	0.6005
1986	0.0849	0.5521	1.1790	1.2534	0.2991	0.3798	0.5102
1987	0.0785	0.6481	1.1948	1.0207	0.3091	0.3966	0.5337
1988	0.1389	0.6653	1.2448	1.6935	0.3846	0.5069	0.7321
1989	0.1065	0.6458	1.0365	1.5412	0.4696	0.6910	1.1149
1990	0.0819	0.5782	1.2255	1.6433	0.4742	0.6348	0.8969
1991	0.0653	0.5485	1.1470	1.2327	0.4585	0.6286	0.9289
1992	0.0897	0.5416	1.1324	1.2384	0.3116	0.3818	0.5306
1993	0.1273	0.5413	0.8775	1.1083	0.3346	0.4218	0.5445
1994	0.0923	0.5189	0.9802	1.4580	0.5214	0.7562	1.1870
1995	0.0773	0.4555	0.8817	1.1689	0.3846	0.5845	0.9749
1996	0.1228	0.6130	1.0062	1.0459	0.2551	0.3251	0.4768
1997	0.1134	0.6921	1.2503	1.6889	0.6119	0.9656	1.4433
1998	0.0931	0.6324	1.1016	1.4582	0.3968	0.5603	0.8490
1999	0.1310	0.5683	1.1229	1.4075	0.2207	0.3072	0.4506
2000	0.0913	0.4312	0.7321	1.0154	0.4611	0.6496	1.1011
2001	0.1150	0.5267	1.0421	1.2529	0.5024	0.7743	1.3767
2002	0.0949	0.6014	1.0757	1.2234	0.4488	0.7654	1.3882
2003	0.0926	0.7456	1.5647	2.0204	0.8411	1.0856	1.6799
2004	0.0679	0.6192	1.5780	2.8401	1.4532	2.1868	3.3235

APPENDIX C: DIAGNOSTICS  
ANEXO C: DIAGNÓSTICOS



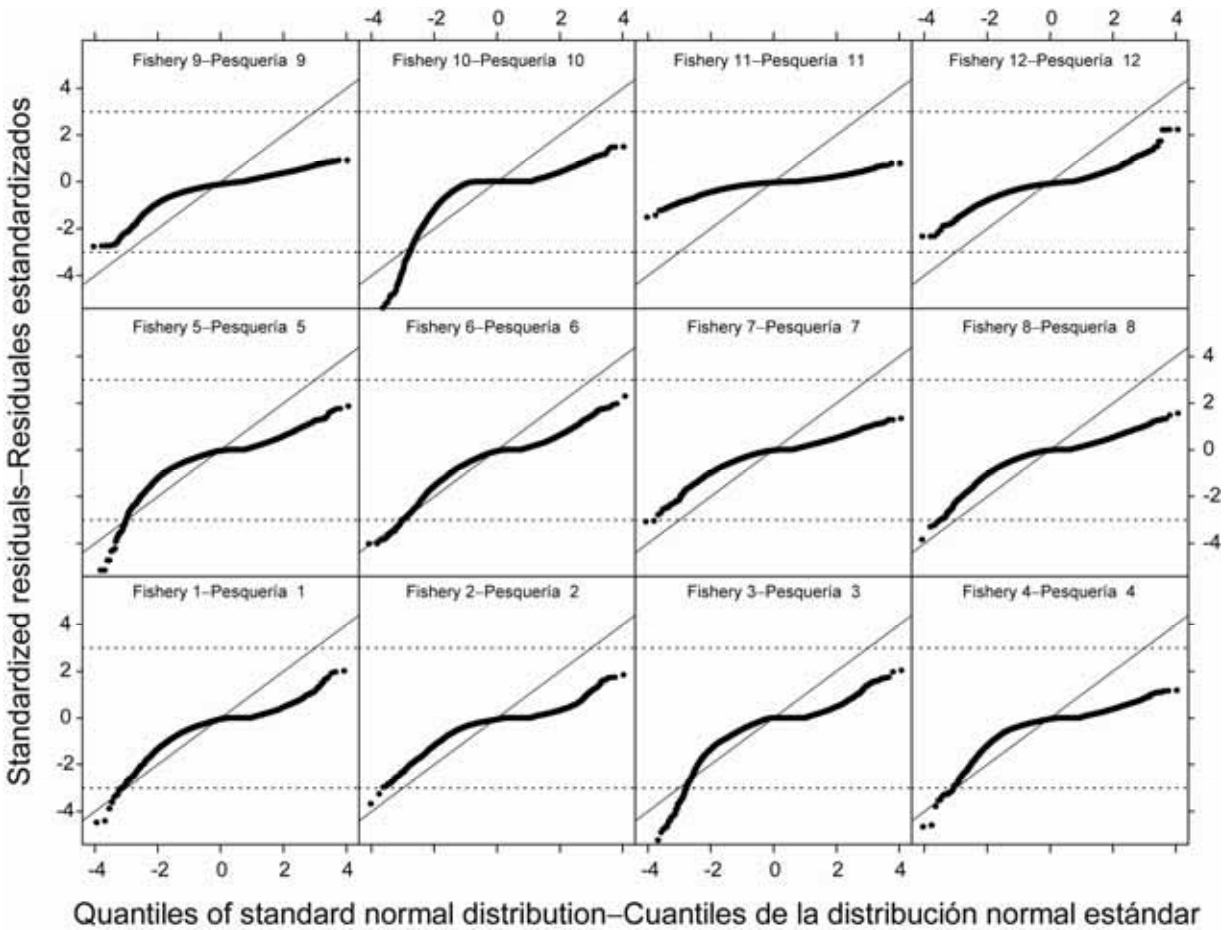
**FIGURE C.1.** Standardized residuals for the length-frequency data of yellowfin tuna by length. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

**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 quarter. 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 trimestre. 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 2004 Y PERSPECTIVAS PARA 2005

por

Simon D. Hoyle y Mark N. Maunder

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	77
2. Datos .....	79
3. Supuestos y parámetros.....	83
4. Evaluación de la población .....	85
5. Condición de la población.....	93
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	98
7. Direcciones futuras.....	99
Referencias.....	100
Figuras.....	25
Tablas .....	62
Anexos .....	67

### 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 modelo estadístico que incluye la estructura por edad y se ajusta a la captura por talla, A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*) para evaluar el atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO). 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.

La evaluación presentada en este informe se basa en el supuesto que existe una sola población de atún aleta amarilla en el OPO. El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son menores cerca del límite occidental del OPO. Los desplazamientos de aletas amarillas marcados suelen ser de centenas, no miles, de kilómetros, y el intercambio entre el OPO y el Pacífico occidental parece ser limitado. Esto es consistente con las tendencias de la CPUE palangrera, que varían entre áreas. Es probable que exista una población continua en el Océano Pacífico entero, con intercambio de individuos a nivel local, aunque existe cierta evidencia genética de aislamiento local. No es posible estimar las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental con los datos de mercado actualmente disponibles.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de poblaciones. La evaluación para 2005 es diferente de la de 2004 en los aspectos siguientes. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de talla de las pesquerías de cerco y de caña para incluir datos nuevos de 2004 y datos revisados de 2000-2003. Se actualizaron los datos de esfuerzo de estas pesquerías para incluir datos nuevos de 2004 y datos revisados de 1975-2003. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas de 1999-2002, y se añadieron datos nuevos de 2003. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de Taipei Chino para incluir datos nuevos de 2002. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de la República Popular China para incluir datos nuevos de 2003 y datos revisados de 2001 y 2002. Se actualizaron los datos de captura palangrera por talla de 2001-2002, y se añadieron datos nuevos de 2003. Se estandarizaron los datos de esfuerzo palangrero con un modelo lineal generalizado de la CPUE, usando datos de 1975-2003, en vez de la red neuronal usada previamente. Se

ajustó la verosimilitud del modelo de crecimiento para tomar en cuenta el muestreo a talla en lugar de suponer un muestreo aleatorio.

Se han observado niveles significativos de mortalidad por pesca en la pesquería de aleta amarilla en el OPO. Fueron máximos para peces de edad mediana. Tanto el reclutamiento como la explotación han ejercido impactos sustanciales sobre la trayectoria de la biomasa de la especie. La mayoría de la captura de aleta amarilla proviene de lances sobre cardúmenes asociados con delfines, y por lo tanto este método ha ejercido el mayor impacto sobre la población de aleta amarilla, aunque su impacto por unidad de peso capturado es casi el más bajo de todos los métodos de pesca. Parece que la población de aleta amarilla ha experimentado dos regímenes de productividad distintos (1975-1983 y 1984-2004) con reclutamiento mayor en el segundo. Estos dos regímenes corresponden a dos regímenes en biomasa, el régimen con reclutamiento mayor corresponde a biomazas mayores. El cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora actual a la 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 cerca 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, y el RMSP aquí reportado es el promedio del período de 1975-2004. El SBR actual es inferior al nivel de SBR correspondiente al RMSP. Sin embargo, hay una incertidumbre sustancial en la estimación más reciente de SBR, y existe una probabilidad moderada de que el SBR actual esté por encima del nivel correspondiente al RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo están por encima de aquéllos correspondientes al RMSP (a partir de la distribución reciente (2002-2003) del esfuerzo entre las varias pesquerías). No obstante, debido a la curva de rendimiento plana, se estima que los niveles recientes de esfuerzo son capaces de producir, bajo condiciones medias, una captura sólo ligeramente inferior al RMSP. Proyecciones a futuro con los niveles actuales de esfuerzo y reclutamiento medio señalan que la población permanecerá probablemente en aproximadamente el mismo nivel durante los próximos cinco años. Se realizaron estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-2004. Si se usara el reclutamiento medio del período de 1984-2004, la tendencia proyectada del SBR y las capturas serían más positivas. Se espera que las capturas, tanto cerqueras como palangreras, continúen cerca de los niveles de 2004.

El RMSP ha sido estable durante el período de la evaluación, lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al multiplicador de RMSP.

El análisis indica que cohortes fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000 y que incrementaron la biomasa durante 1991-2000, pero ya pasaron por la población, y la biomasa disminuyó durante 2002-2004.

El peso medio de los aletas amarillas en la captura ha sido siempre muy inferior a aquél que incrementaría el RMSP al máximo, lo cual indica que, desde el punto de vista de rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO no es pescado al tamaño óptimo. Hay una variabilidad sustancial en el peso promedio del aleta amarilla capturado por las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociadas, y cañera capturan peces más jóvenes y pequeños que las pesquerías asociadas con delfines y palangreras. En las pesquerías palangreras y en los lances asociados con delfines en la zona Sur se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías asociadas con delfines Costera y Norte. Los cálculos de RMSP indican que se podrían incrementar los niveles de rendimiento si se desviara el esfuerzo de pesca hacia las pesquerías que capturan aleta amarilla de mayor tamaño, y que disminuirían si el esfuerzo de pesca fuera dirigido hacia la captura de peces pequeños. Cualquier cambio de este tipo afectaría también los niveles de SBR de forma similar.

Se predice que las medidas de conservación impuestas en 2004 de conformidad con la Resolución C-04-09 de la CIAT resultarán en una biomasa y un SBR ligeramente mayores de lo que hubiesen sido sin las medidas. No obstante, es probable que la población esté por debajo del nivel de RMSP.

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 caso base, pero este resultado podría también ser explicado por el cambio de régimen, ya que la biomasa reproductora es baja durante el período de reclutamiento bajo y alto durante el reclutamiento alto. Los resultados del análisis con una relación población-reclutamiento sugieren que el nivel de esfuerzo está por encima del nivel correspondiente al RMSP; sin embargo, el rendimiento en este nivel de esfuerzo es todavía tan sólo 6% inferior al RMSP. Se estima que la biomasa fue inferior a la biomasa que produciría el RMSP durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de la mayor parte del período de 2000-2002.

Los resultados de la evaluación son similares a aquéllos de las evaluaciones previas. Las diferencias más grandes ocurren, tal como se esperaría, en los años más recientes. La evaluación actual, al igual que las de 2002, 2003 y 2004, indica que la biomasa aumentó en 2000, mientras que las previas indicaron una disminución. Además, el SBR y el SBR correspondiente al RMSP han aumentado con respecto a la evaluación de 2004 debido a cambios en las estimaciones de crecimiento y la reciente mortalidad por pesca por edad.

### **Resumen**

1. Los resultados son similares a los de las cinco evaluaciones previas, excepto que el SBR en RMSP es mayor que en dichas evaluaciones.
2. Se estima que la biomasa disminuyó muy ligeramente en 2004.
3. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa.
4. La estimación del SBR actual es inferior a aquél correspondiente al RMSP, pero sus intervalos de confianza abarcan el RMSP.
5. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son 20% mayores que aquéllas correspondientes al RMSP.
6. Un aumento del peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMSP sustancialmente.
7. Hubo dos regímenes distintos de productividad, y los niveles de RMSP y la biomasa correspondiente al RMSP podrían ser diferentes para los dos regímenes.
8. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento.

## **2. DATOS**

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2004 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2004, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al 1 de abril de 2005. 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 atunes asociados con objetos flotantes, 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 su extensión espacial 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 mezclas 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 descritas en la Sección 2.1 y presentadas en la Tabla 2.1. Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura (descargas, descartes, y captura) usados por Maunder (2002a) y Maunder y Watters (2001 y 2002) son descritas por Maunder y Watters (2001). Se ha cambiado la terminología del presente informe, y las de Maunder y Harley (2004, 2005), para que sea consistente con la terminología usada en otros informes de la CIAT. “Descargas” significa captura descargada en un año dado, aun si el pescado no fue capturado 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 1975-2003, y los datos de captura y esfuerzo de 2004 son nuevos.

Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Comparaciones de las estimaciones de captura de diferentes fuentes señalan diferencias consistentes entre los datos de las enlatadoras y las descargas y los resultados del muestreo de composición por especies. La comparación de los dos conjuntos de resultados es compleja, ya que los datos de enlatadoras y descargas 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 ser debidas a las proporciones de atunes pequeños en la captura, diferencias en el esfuerzo dedicado a distinguir las especies en las enlatadoras, 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, calculamos factores de escala medios trimestrales y por pesquería para 2000-2004 y los aplicamos a las estimaciones de enlatadoras y descargas de 1975-1999. Harley y Maunder (2005) compararon las estimaciones de captura de patudo obtenidas del muestreo de capturas con las estimaciones de captura obtenidas de datos de enlatadoras. Maunder y Watters (2001) presentan una breve explicación del método usado para estimar el esfuerzo de pesca por artes de superficie (red de cerco y caña).

Se incorporaron también en la evaluación actual actualizaciones y nuevos datos de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12). Se dispone de nuevos datos de captura de Japón (2003), Taipei Chino (2002), la República Popular China (2003), y datos actualizados de Japón (1999-2002) y la República Popular China (2001-2002). Los informes mensuales de datos de captura de la pesquería palangrera brindaron, en el momento de la evaluación, capturas completas de 2004 en el caso de Japón y Corea y capturas parciales de 2004 en el caso de las demás naciones. Al igual que en las evaluaciones previas de aleta amarilla en el OPO (Maunder y Watters 2001, 2002; Maunder 2002a; Maunder y Harley 2004, 2005), 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 las estimaciones previas, se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada con árboles de regresión (Watters y Deriso 2000, Maunder y Watters 2001, 2002, Maunder 2002a) o redes neuronales (Maunder y Harley 2004, 2005). En la presente evaluación se estandarizó la CPUE, usando un modelo lineal generalizado delta gamma (Stefansson 1996) que tomó en cuenta latitud, longitud, y número de anzuelos entre flotadores.

### **2.2.1. Captura**

No se dispuso de datos de capturas palangreras en 2004, 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 2004 es una función del esfuerzo supuesto de 2004, los números estimados de aleta amarilla de talla capturable en el OPO en 2004, 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 2004. Cabe destacar que existían pesquerías sustanciales de superficie y palangreras de aleta amarilla antes de 1975 (Shimada y Schaefer 1956; Schaefer 1957; Okamoto y Bayliff 2003). 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 peso, 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, 2002a), Maunder (2002a), y Maunder y Harley (2004, 2005) discuten el esfuerzo de pesca histórico. Para las pesquerías de superficie, esta evaluación incluye datos de esfuerzo actualizados de 1975-2003 y nuevos de 2004.

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 estimados a partir de datos de CPUE estandarizada, de la forma siguiente. Los datos detallados sobre la captura, esfuerzo, y anzuelos entre flotadores de la flota palangrera japonesa, provistos por el Sr. Adam Langley, de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico, fueron usados en un modelo lineal generalizado con una función de enlace delta gamma para producir un índice de CPUE estandarizada (E.J. Dick, NOAA Santa Cruz, comunicación personal; ver Stefansson (1996) para una descripción del método). Se escalaron 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 2004. Para la evaluación del aleta amarilla, se supuso que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2004 fue igual al esfuerzo estimado ejercido en el trimestre correspondiente en 2003.

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 (2003a). 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. No se dispuso de datos de descartes de 2004 para el análisis, y se supuso que la tasa de descarte por trimestre era igual que en 2003.

### **2.3. Datos de composición por tamaño**

Las pesquerías del OPO capturan aún 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, los aletas amarillos capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras son de tamaño menor, mientras que aquéllos capturados por las pesquerías asociadas con delfines y palangreras son más grandes. Se incluyeron nuevos datos de frecuencia de talla de la captura cerquera de 2004. Se dispuso de nuevos datos de frecuencia de talla de la captura de la flota palangrera japonesa para 2003, y se actualizaron los datos de 2001-2002. No se usaron en la evaluación datos de composición por talla de las otras flotas palangreras.

Las frecuencias de talla de las capturas durante 2004 de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes fueron similares a aquéllas observadas durante el período entero del modelo (compárense las Figuras 4.2 y 4.8a). Sin embargo, en las pesquerías asociada con delfines se pueden observar modas grandes adicionales en aproximadamente 140-160 cm durante los trimestres 1 y 2. 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, y las limitaciones en el muestreo de frecuencias de talla. Grupos de peces marcados también han desaparecido y luego vuelto a aparecer (Bayliff 1971), lo cual sugiere, entre otros, que fluctúa la vulnerabilidad a la captura.

Se dispuso de las frecuencias de talla de la captura de las pesquerías palangreras durante 2002 y 2003 (Figura 4.8e) en tamaños de muestra adecuados para la pesquería del sur solamente. Estos datos señalaron una moda que pasó por la pesquería palangrera, comenzando alrededor de los 110 cm, en el primer trimestre de 2002 y alcanzando los 130-140 cm en el segundo trimestre de 2003. Esta cohorte no fue predicha por el modelo; esto podría estar relacionado con la cohorte fuerte observada en la pesquería asociada con delfines.

### **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. Se modificó el modelo para tomar en cuenta este esquema de muestreo (ver Sección 3.1.1).

### 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 ( $L_{\infty} = 188,2$  cm,  $k$  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) (Figura 3.1).

Un componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos de captura por talla y edad es la variación en la talla a edad. La información de edad y talla contiene información sobre la variación de la talla a edad además de información sobre la talla a edad promedio. Desgraciadamente, como en el caso de los datos obtenidos por Wild (1986), el objetivo del muestreo normalmente es obtener pescados de un rango de tallas. Por lo tanto, la variación en la talla a una edad particular de esta muestra no es una buena representación de la variación de la talla a edad. No obstante, se puede elaborar la verosimilitud apropiada mediante la aplicación de probabilidad condicional.

El modelo usado en la presente evaluación fue cambiado para permitir estimar la variación en la talla a edad a partir de los datos. Tanto el esquema de muestreo como las pesquerías y períodos de los que se obtuvieron los datos fueron tomados en cuenta. 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 modelo 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 2002a, 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**

El reclutamiento del aleta amarilla en el OPO suele ser mayor después de eventos de El Niño (Joseph y Miller 1989). Evaluaciones previas de la población incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder y Watters 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 (2002a) 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 delineado 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 estadístico que incluye la estructura por edad y se ajusta a la captura por talla, (Maunder y Watters 2003a), 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 modelo 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 evaluación de 2004 (Maunder y Harley 2005) fue la eliminación del efecto estacional en el reclutamiento, para acomodar el nuevo método usado para las proyecciones a futuro. El cambio principal en la presente evaluación fue la revisión del modelo de crecimiento para tomar en cuenta la estrategia de muestreo usada para obtener los datos de talla a edad.

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 2004, inclusive;
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).

Las estimaciones de rendimiento y capturabilidad para las estimaciones del rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) o las proyecciones a futuro se basaron en estimaciones de la mortalidad por pesca o capturabilidad trimestral (capturabilidad media más desviaciones del esfuerzo) de 2002 y 2003, por lo que no se incluyeron en dichos cálculos las estimaciones más recientes. Se determinó mediante un análisis retrospectivo (Maunder y Harley 2004) 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 evaluación actual de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de aleta amarilla en el OPO. Además, el modelo de evaluación de la población podría no representar perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla ni de las pesquerías que operan en el OPO. Al igual que en las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002; Maunder 2002a; Maunder y Harley 2004, 2005), se expresa la incertidumbre como (1) intervalos de confianza aproximados alrededor de las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y el cociente de biomasa reproductora (Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza y CV fueron estimados 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, estos valores podrían subestimar el nivel de

incertidumbre en los resultados de la evaluación actual.

#### **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 aleta amarilla de una pesquería aumentara o disminuyera, sin que la biomasa cambiara, debido a cambios en la tecnología o en las especies objetivo, las CPUE aumentarían o disminuirían a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. Las pesquerías pueden también mostrar hiperestabilidad o hipoestabilidad, donde la relación entre CPUE y abundancia no es lineal (Hilborn y Walters 1992; Maunder y Punt 2004). 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 un modelo lineal general. En Maunder y Watters (2001, 2002), Maunder (2002a), y Maunder y Harley (2004, 2005), 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 modelo 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 dispone de estimaciones fidedignas de 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 los pocos peces más viejos). 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 a pesar 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 proporciones mayores 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 8 trimestres (Figura 4.4, Pesquería 10). La pesquería asociada con delfines del sur es altamente selectiva 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 tres trimestres o menos (edad 2-4 trimestres, 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 en 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 incluida 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 biomazas 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 descarte 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. En la evaluación de 2004 (Maunder y Harley 2005) se estimó un reclutamiento fuerte, de tamaño similar a la cohorte grande de 1998, para el segundo trimestre de 2003, pero hubo una incertidumbre sustancial asociada con esta estimación, y la evaluación actual estima que es cercano al nivel promedio de reclutamiento. Se estimó una cohorte moderadamente grande para el primer trimestre de 2004, pero esta estimación es similarmente incierta.

Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas, es el cambio de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del segundo trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en promedio, consistentemente mayor en 1983 y años posteriores que antes de 1983. 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 0,53, 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 350.000 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 aquél de Maunder y Watters (2001) en el sentido 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 4.10a se ilustran las trayectorias de biomasa simulada con y sin pesca. La gran diferencia entre las dos trayectorias indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO. El gran aumento en biomasa durante 1983-1984 fue causado inicialmente por un aumento en el tamaño medio (Anónimo 1999), seguido por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.7), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa aumentar más durante 1986-1990.

En las Figuras 4.10b y 4.10c 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, y 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. Se grafican estos impactos como una proporción de la biomasa no explotada (Figura 4.10b) y en biomasa absoluta (Figura 4.10c).

#### **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 2001-2003. 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**

Presentamos los diagnósticos 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 4.5a 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 las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) proveen 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 cañera 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 las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 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 4.5a 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, un 80% mayor que 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 2003a). 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 las evaluaciones previas y la evaluación actual. Sin embargo, los supuestos del modelo y los datos 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) sugirieron que el pico en la biomasa en 2001 fue consistentemente subestimado, pero esta evaluación estima un pico ligeramente menor en 2001.

#### **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) (Anexo B). El análisis del caso base supuso 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. Al igual que en una evaluación previa (Maunder y Watters 2002), el análisis con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación. No obstante, el cambio de régimen de reclutamiento podría también explicar el resultado, ya que el período de reclutamiento alto está asociado con una biomasa reproductora alta, y viceversa. 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 enlatadoras y descargas 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), Maunder (2002a), y Maunder y Harley (2004, 2005) (Figura 4.12). Estos resultados son asimismo similares a aquéllos obtenidos con análisis de cohortes (Maunder 2002b). Esto indica que las estimaciones de biomasa absoluta son robustas a los supuestos que fueron cambiados al actualizar el procedimiento de evaluación. Los incrementos y reducciones recientes en la biomasa son similares 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 del cambio de régimen aparente. La biomasa aumentó durante 1999 y 2000, pero se estima que disminuyó durante 2001-2004.

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). En 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 (SBR, definido en la Sección 3.1.2) es útil para evaluar la condición de una población. La ecuación que define el SBR es

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

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 está severamente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, es probable que la pesca no haya 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  $\text{SBR}_t$  a una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMSP ( $\text{SBR}_{\text{RMSP}} = S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$ ).

Se computaron estimaciones de  $\text{SBR}_t$  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 2005). En la Sección 4.2.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca ( $S_t$ ), ilustradas en la Figura 4.9b. 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  $\text{SBR}_{\text{RMSP}}$  en aproximadamente 0,38.

Al principio de 2005, la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO había aumentado con respecto a principios de 2004, su punto más bajo desde al menos 1999. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0,38, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,29 y 0,47, respectivamente (Figura 5.1). Es importante notar que la estimación del límite de confianza superior es mayor que la estimación de  $\text{SBR}_{\text{RMSP}}$  (0,44), señalando, aunque se estima que la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO al principio de 2005 estaba por debajo del nivel correspondiente al RMSP, es posible 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 aquellas descritas por Maunder y Watters (2001), Maunder (2002a), y Maunder y Harley (2004, 2005; Figura 4.12b), pero el SBR y el  $\text{SBR}_{\text{RMSP}}$  han aumentado con respecto a las estimaciones de Maunder y Harley (2004, 2005). Las estimaciones de SBR han aumentado debido a diferencias en las estimaciones de crecimiento y cambios en la mortalidad por pesca, y las estimaciones de  $\text{SBR}_{\text{RMSP}}$  debido a cambios en la mortalidad por pesca.

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 cercana o ligeramente inferior al actual nivel correspondiente al RMSP (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,44 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 35.2 kg (Figura 5.2). Este valor es mayor que los 32 kg reportados por Anónimo (2000). 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 2002a) 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 9 kg al fin de 2004 (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 amarillas 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 2004, 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 sido muy cercanas al 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 (promedio de 2002-2003) es mayor que aquél que se estima produciría el RMSP. El esfuerzo en RMSP es 83% 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 reproductora cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.3, recuadro inferior). Reducir el esfuerzo incrementaría la CPUE y por lo tanto posiblemente reduciría también el costo de la pesca. Reducirlo a un nivel inferior al RMSP 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 incrementar el esfuerzo de las pesquerías asociadas con delfines solamente un 50%.

El RMSP y  $S_{RMSP}$  han sido muy estables durante el período abarcado por el modelo (Figura 4.12c). Esto sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al multiplicador de RMSP (escala F).

#### **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 2002 y 2003. 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 12 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, es mejor comparar los costos de evitar captura en términos de peso que número, y un individuo de 11 trimestres de edad pesa mucho más que un recluta reciente de 3 trimestres de edad. 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 capturar peces de 3 trimestres de edad (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 2,6 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 RMSP y el SBR en RMSP dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo entre estas pesquerías. El RMSP 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 del  $RMS_{ref}$  podría ser un punto de referencia límite apropiado (o sea, un reparto del esfuerzo y patrones de selectividad debería producir un RMSP igual a o mayor que  $2/3 RMS_{ref}$ ). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis en la literatura que indican que los mejores patrones de selectividad prácticos producirían el 70-80% del  $RMS_{ref}$ , 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 del reparto del esfuerzo entre artes. Por lo tanto,  $SBR_{ref}$  podría ser más apropiado que  $SBR_{RMSP}$  para poblaciones con múltiples pesquerías y debería ser más precautorio porque  $SBR_{ref}$  es normalmente mayor que  $SBR_{RMSP}$ . 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. El  $SBR_{ref}$  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 el  $RMS_{ref}$  en 470.541 toneladas (Figura 5.5, recuadro superior), y el  $SBR_{ref}$  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 al  $SBR_{ref}$ , se estima que el rendimiento de equilibrio es casi idéntico al RMSP 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 RMSP con el reparto actual del esfuerzo es solamente el 63% del  $RMS_{ref}$ . 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 del período de 2000-2002. Se estima que el nivel actual de esfuerzo está por encima del nivel de RMSP (Figura A.4, Tabla 5.1), y la captura actual es ligeramente inferior al RMSP (Tabla 5.1). Por contraste con el análisis sin una relación población-reclutamiento, añadir esta relación implica una posible 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 por 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 el 94% del 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 superiores 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 cercanos a 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, el pronóstico es más pesimista, 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 un período del principio de 2000 al fin de 2002.

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 2004, por trimestre, escalados por la capturabilidad media de 2002 y 2003. 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.

### **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. Se supuso que la capturabilidad trimestral fue igual a la capturabilidad media en 2002 y 2003. 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 2004;
2. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro y de 2004 fue fijado igual al esfuerzo en 2004 ajustado por el efecto de las medidas de conservación. El esfuerzo de la pesquería cerquera en el cuarto trimestre fue incrementado un 86%, y el esfuerzo de la pesquería palangrera del sur un 39%.

## **6.2. Resultados de la simulación**

Se usaron las simulaciones para predecir los niveles futuros del SBR, la biomasa total, la captura total tomada por las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían faenando en el OPO (Pesquerías 1-10), y la captura total tomada por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.5. El nivel de incertidumbre es probablemente subestimado porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema, y porque no se toma en cuenta la variación en la capturabilidad.

### **6.2.1. Niveles actuales de esfuerzo**

Con los niveles de esfuerzo de 2004, se predice que la biomasa no disminuirá de forma significativa en los cinco años próximos (Figura 6.1). Se predice que el SBR seguirá por debajo del nivel correspondiente al RMSP en el futuro (Figura 6.2). Debido a los anchos 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, serán similares a los niveles de durante el período proyectado (Figura 6.3).

### **6.2.2. Pesca sin restricciones**

La Resolución C-04-09 de 2004 sobre la conservación del atún en el OPO durante 2004-2006 establece restricciones del esfuerzo cerquero y las capturas palangreras en 2004: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre para las pesquerías de cerco, y que las capturas palangreras no rebasen aquéllas de 2001. A fin de evaluar la utilidad de estas acciones de ordenación, proyectamos la población cinco años al futuro, suponiendo que estas medidas de conservación no fueron aplicadas.

Una comparación del SBR predicho con y sin las restricciones de la resolución indica cierta diferencia (Figura 6.5). Sin las restricciones, el SBR disminuiría a niveles ligeramente más bajos (0,32).

## **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 2005 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 modelo 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 marcado. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de aleta amarilla a partir de las CPUE de los buques cerqueros que pescan en el OPO. Si este proyecto tiene éxito, se incorporarán los resultados, al grado posible, en las 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. 2000. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 379-436.
- 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 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. Invest. Ser.*, 2, 19: 533 pp.
- 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.
- Hilborn, R., and C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York and London; xv, 570 pp.
- 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.
- 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.
- 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 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 Assessment Report*, 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 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 S.J. Harley 2005. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 5: - .
- Maunder, M.N., and A.D. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.*, 70: 141-159.
- 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. 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.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. *IATTC Bull.*, 22: 433-582.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 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 J.N. Ianelli. 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.
- 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) 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 M.B. Schaefer. 1956. A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for

# STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2004 AND OUTLOOK FOR 2005

by

Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle

## CONTENTS

1. Executive summary.....	103
2. Data .....	105
3. Assumptions and parameters .....	108
4. Stock assessment.....	111
5. Stock status .....	119
6. Simulated effects of future fishing operations .....	124
7. Future directions .....	126
Figures .....	127
Tables.....	161
Appendices.....	168
References.....	204

### 1. EXECUTIVE SUMMARY

This report presents the 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. The assessment reported here is based on a single stock in the eastern Pacific Ocean. Its results are consistent with results of other analyses of bigeye tuna on a Pacific-wide basis.

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 2004 and 2003 are as follows:

1. Revised inputs for the prior on length at age from counts of daily increments on otoliths were included in the analysis. The age-at-length data were used to convert maturity, fecundity, and proportions of females in the population from length to age. Length-specific proportions of females in the population were updated using data from the Japanese longline fishery. Changes in the age-specific proportions of females in the population and age-specific maturity were used to update the estimates of natural mortality. The changes in length at age required the model to start at the age of one quarter to cover the range of lengths observed in the fisheries.
2. Catch and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2004 and revised data for 2000-2003.
3. Effort data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2004 and revised data for 1975-2003.
4. Monthly reporting of catch data for the longline fishery provided, at the time of the assessment, complete 2004 catch data for Japan and the Republic of Korea and partial catch data for the other nations.
5. Catch data for the Japanese longline fisheries have been updated for 1999-2002 and new data for 2003 added.
6. Catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated to include new data for

2002.

7. Catch data for the longline fisheries of China have been updated to include new data for 2003 and revised data for 2001 and 2002.
8. Longline catch-at-length data for 2001-2002 have been updated and new data for 2003 added.
9. Longline effort data based on statistical habitat-based standardization of catch per unit of effort have been updated to include data for 2002, and a regression using raw catch and effort data was used to extend the standardized time series to the second quarter of 2004.

An analysis was carried out to assess the 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.

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 18 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 18 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.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries, which catch small bigeye, were not operating. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above-average in 2001 and 2002. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 531,000 metric tons (t) in 1986. After reaching this peak, it decreased to an historic low of about 212,000 t at the start of 2004. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1 to 2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners, but both are estimated to be currently near their lowest levels. It is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. 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 only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. The relationship between recruitment and the environmental index used in previous assessments was found to be not significant, and therefore was not used in the analysis.

At the beginning of January 2005, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was declining from a recent high level. At that time the spawning biomass ratio (ratio of current spawning biomass to biomass of spawners in the absence of fishing mortality; SBR) was about 0.13, about 41% less than the level corresponding to the average maximum sustainable yield ( $SBR_{AMS\ Y}$ ), with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.08 and 0.18. The estimate of the upper confidence bound is less than the estimate of  $SBR_{AMS\ Y}$  (0.21). Previous assessments had predicted that the spawning biomass would decline below the  $SBR_{AMS\ Y}$  level.

Estimates of the average SBR projected to occur during 2005-2010 indicate that the SBR is likely to 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.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined has been substantially below the critical



weight (about 63.3 kg) since 1993, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is not satisfactory from a yield-per-recruit standpoint.

Recent catches are estimated to have been about 5% 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 57% of the current level of effort. Decreasing the effort to 57% of its present level would increase the long-term average yield by 11% and would increase the spawning biomass of the stock by about 69%. 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. Before the expansion of the floating object fishery that started in 1993, AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than that corresponding to AMSY.

All analyses considered suggest that at the start of 2005 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.

The effects of the 2004 Resolution for a Multi-Annual Program on the Conservation of Tuna in the Eastern Pacific Ocean for 2004, 2005 and 2006 (Resolution C-04-09) are estimated to be insufficient to allow the stock to rebuild. If the effort is reduced to levels that support AMSY, the stock will rebuild to  $S_{\text{AMSY}}$  within the 5-year projection period.

## **2. DATA**

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2004 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2004, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of April 1, 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, 2005). 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 (2005), 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 average quarterly fishery-specific scaling factors for 2000-2004 and applied these to the cannery and unloading estimates for 1993-1999. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis which compares the results from the stock assessment using the species composition estimates of purse-seine fishery landings with the results from the stock assessment using cannery unloading estimates. 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 (2003), Chinese Taipei (2002), and China (2003), and updated data for Japan (1999-2002) and China (2001-2002). Monthly reporting of catch data for the longline fishery provided, at the time of the assessment, full 2004 catch for Japan and Korea and partial year catch for the other nations.

As in the previous assessments of bigeye of the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004, 2005), 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), by the habitat-based method (Hinton and Nakano 1996; Bigelow *et al.* 2003), or neural networks (Harley and Maunder 2004, 2005). In this assessment we used statistical habitat-based standardized (statHBS) CPUE for 1975–2002 supplied by Adam Langley of the Secretariat of the Pacific Community. For the southern longline fishery we extended the CPUE to the second quarter of 2004 by regressing raw quarterly CPUE, supplied by Naozumi Miyabe of NRIFSF, against the statHBS CPUE.

### **2.2.1. Catch**

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from January 1975 through December 2004 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.

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.

For the longline fisheries, standardized CPUE was available to estimate effective effort for each quarter from 1975 to 2002. For 2003 and the first two quarters of 2004, the standardized CPUE of the southern longline fishery for each quarter was predicted from nominal CPUE estimates, using a regression. Total fishing effort of all nations was estimated by dividing the observed catches combined for all nations by the CPUE. It was assumed that quarterly effort in 2003 and 2004 was the same as that estimated for the northern longline fishery in 2002. It was assumed that quarterly effort in the last two quarters of 2004 was the same as that estimated for the southern longline fishery in 2003.

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. Discard data for 2004 were not available for the analysis and it was assumed that the discard rate by quarter was the same as for 2003.

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 2004 and updated data for 2000-2003 are available for the surface fisheries. New longline length-frequency data for the Japanese fleet are available for 2003, and data for 2001-2002 have been updated. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

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.

## **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 28.8 cm and one quarter old. This differs from previous assessments that assumed a size of 30 cm and age of two quarters.

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. Previous assessments (*e.g.* Harley and Maunder 2005), the EPO yellowfin tuna assessments (*e.g.* 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. 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, in previous assessments the variation at age estimated from the otolith data collected in the western and central Pacific Ocean was used. 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).

Schaefer and Fuller (submitted) used both tag-recapture data and otolith daily increments to determine growth curves for bigeye tuna in the EPO. The two data sources provided similar estimates, with a bias in the tagging data, which is hypothesized to be due to shrinkage because the recaptured bigeye tuna were measured at unloading. The growth curve estimated by Schaefer and Fuller is substantially different from the growth curves used in previous assessments (Figure 4.14): it shows a much more linear growth, and produces larger bigeye for a given age. The asymptotic length of the von Bertalanffy growth curve estimated by Schaefer and Fuller is much greater than any recorded bigeye tuna. This is reasonable as long as no biological meaning is given to the asymptotic length parameter and that the model is only used as a representation of the ages of fish that they sampled. The maximum age of the bigeye tuna in their data set is around 4 years (16 quarters) and their von Bertalanffy growth curve is not considered appropriate for ages greater than this. We fit a Richards growth curve using a lognormal likelihood function with constant variance and the asymptotic length parameter set at about the largest-sized bigeye seen in the data (186.5 cm).

$$L_a = L_\infty \left(1 - \exp\left[-K(a - t_0)\right]\right)^b$$

The resulting growth curve was used as a prior for all ages in the stock assessment. This growth curve is also used to convert the other biological parameters to age from length and for the calculation of natural mortality.

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation of length-at-age. Age-length information contains information about variation of length-at-age in addition to information about mean length-at-age. Unfortunately, as in the case of the data collected by Schaefer and Fuller, the fish are sampled to provide the best information about mean length-at-age, and therefore sampling is aimed at getting fish of a range of lengths. Therefore, variation in length at a particular age from this sample is not a good representation of the variation of length-at-age. However, by applying conditional probability, the appropriate likelihood can be developed, and the data were included in the analysis to help provide information about variation of length-at-age.

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 assessments of Harley and Maunder (2004, 2005), based on results from biological studies undertaken by IATTC staff (Schaefer and Fuller submitted b) and samples provided by Dr. N. Miyabe. For this assessment new information on age-at-length (Schaefer and Fuller submitted a) was used to convert the maturity, fecundity, and proportion mature at length into ages (Figure 3.2). Due to the faster growth estimated by Schaefer and Fuller (submitted a) maturity and fecundity increased for the younger ages. In addition, new data from the Japanese longline fishery, provided by Dr. N. Miyabe, were used to determine proportion mature at length. The age-specific proportions of female bigeye and fecundity indices used in the current assessment are provided in Table 3.1.

### 3.1.3. Movement

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

### 3.1.4. Natural mortality

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, 2005) 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 (Figure 3.1). The natural mortality is estimated to increase at an earlier age than in the previous assessment. 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. Harley and Maunder (2005) assessed the sensitivity of increasing natural mortality for bigeye younger than 10 quarters.

### **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. 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 were 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 the current assessment hypothesis tests (not reported) indicated that the environmental index is no longer statistically significant and it is not used in the assessment.

In previous assessments (Watters and Maunder 2001 and 2002; Maunder and Harley 2002) 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 2005). 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) one quarter 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 2005 (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 (Maunder and Harley 2003).

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 2002 and 2003, 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 for the southern longline fishery (Figure 4.1, Fishery 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 the 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, statistical habitat-based standardized (statHBS) 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.

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. 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, 2005).

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 evidence of a moderate-strength cohort moving through the floating object length frequency in 2003 and 2004. 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). The following list indicates the major penalties (a large value indicates that the constraint was influential):

- Total negative log-likelihood = -378144
- Negative log-likelihood for catch data = 5.4
- Negative log-likelihood for size-composition data = -379142
- Constraints and priors on recruitment parameters = 25
- Constraints and priors on growth parameters = 87
- Constraints on fishing mortality rates = 0.0
- Constraints and priors on catchability parameters = 554
- Constraints on selectivity parameters = 62

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 18 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 18 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 about 16 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. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix E (Table C.1).

For one of the main surface fisheries (Fishery 5), there is a strong increasing trend in catchability in recent years (Figure 4.7), indicating that the effective effort (capacity) of the fleet is increasing. Also, catchability for the last two years for Fishery 8 and the last two quarters for Fishery 9 is estimated to be very high. However, these time periods were given very little weight in the analysis (high standard deviation for the effort deviate penalty) due to the lack of CPUE data. 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

Previous assessments found that abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appeared 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). 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, this 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. In the current assessment the environmental index was not statistically significant and therefore not included in the analysis.

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. 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 several important features in the

estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries, which catch small bigeye, were not operating. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average in 2001 and 2002. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

#### **4.2.3. Biomass**

Trends in the biomass of 3+-quarter-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 3+-quarter-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 531,000 t in 1986, after which it decreased to an historic low of about 212,000 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 3+-quarter-old bigeye, 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 C (Figure C.1).

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and of spawners. The average CV of the biomass estimates of 3+-quarter-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 3+-quarter-old bigeye (1986 and 2000; Figure 4.10) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1996-1998, 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 22% 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, moderately less than the critical

weight. The average weights of bigeye taken by Fishery 8 increased in 1999 and subsequently decreased (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 1996–1998 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

No comparisons to external data were made in this assessment.

### 4.4. Diagnostics

Diagnostics are discussed 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).

#### 4.4.2. Parameter correlations

Often quantities, such as recent estimates of recruitment deviates and fishing mortality, can be highly cor-

related. 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.

Previous analyses (Harley and Maunder 2004) have shown that 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**

Sensitivity to the stock–recruitment relationship was conducted for the current assessment (Appendix B). Watters and Maunder (2002) and Harley and Maunder (2004, 2005) 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.

The steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set equal to 0.75. The estimates of biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are higher than those for the base case assessment. In previous assessments (*e.g.* Harley and Maunder 2005), the estimates were much more similar. This may be due to the inclusion of the environmental relationship, which provided information on recruitment.

#### **4.6. Comparison to previous assessments**

Despite the changes to the mean length at age, the trend in abundance is similar to the base case assessment for 2004 (Figure 4.15).

#### **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 18 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 18 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.

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 several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of

recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries, which catch small bigeye, were not operating. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above-average in 2001 and 2002. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 531,000 t in 1986, after which it decreased to an historic low of about 212,000 t at the start of 2004. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-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 currently near their lowest levels. There has been an accelerated decline in biomass since the small peak in 2000.

The estimates of recruitment and biomass were only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. The relationship between recruitment and the environmental index used in previous assessments was found to be not significant and therefore was not used in the analysis.

## 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 ( $SBR_{AMSY} = S_{AMSY}/S_{F=0}$ ).

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 SBR corresponding to the AMSY ( $SBR_{AMSY}$ ) is estimated to be about 0.21.

At the beginning of January 2005, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was declining from a recent high level (Figure 5.1a). At that time the SBR was about 0.13, about 41% less than the level corresponding to the AMSY, with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.08 and 0.18. The estimate of the upper confidence bound is less than the estimate of  $SBR_{AMSY}$  (0.21). Previous assessments had predicted that the spawning biomass would decline below the  $SBR_{AMSY}$  level (Watters and Maunder 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004).

At the start of 1975, the SBR was about 0.30 (Figure 5.1a). 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, particularly during 1984-1987, and by the middle of 1986 was 0.47. 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 0.18 by mid-1998. 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 1985-1994 (Figure 2.2, Fishery 9). In 1999 the SBR began to increase and reached about 0.35 by the first quarter of 2001. This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1994-1998 (Figure 4.9). During the later part of 2001 and through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes since 1998 and the high catches from surface fisheries and increases in longline catches.

The SBR over time shows a similar trend to the previous assessment, but is lower for all years. The difference is greater before 2000 than for recent years (Figure 5.1b).

The SBR estimates are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.15. The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the SBR estimates suggest that, for most quarters during January 1975 to January 1993, the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than  $S_{AMSY}$  (Section 5.3). The  $S_{AMSY}$  level is shown as the dashed line at 0.21 in Figure 5.1a.

## 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 4.14 respectively), the critical weight for bigeye tuna in the EPO is estimated to be about 63.3 kg. The critical age of 15 quarters is just above the age at which 50% of females are assumed to be mature.

The fishery was catching, on average, bigeye slightly below the critical weight during 1975-1993 (Figure 5.2), but the expansion of the floating-object fishery, which catches bigeye below 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 2002 and 2003. 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 2005, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 41% less than the level corresponding to the AMSY (Table 5.1). However, the recent catches are estimated to have been about 5% 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 57% of the current level of effort. Decreasing effort by 43% of its present level would increase the long-term average yield by about 11%, and would increase the spawning biomass of the stock by about 69% (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 those catch 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 (61,394 t versus 95,572 t for the base case assessment). Interestingly, in this case, current levels of effort are only 13% less than the level required to produce the AMSY. This suggests that if there was no longline fishery, current levels of purse-seine effort would be close to optimal. If bigeye were caught only by the longline fishery the AMSY would be almost double that estimated for all gears combined (147,214 t versus 95,572 t for the base case assessment). To achieve this AMSY level longline effort would need to be increased by 106%.

The AMSY related quantities vary as the size composition of the catch varies. Figure 5.1c shows the evolution of four of these over the course of 1975-1995. Before the expansion of the floating object fishery that started in 1993, AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than that corresponding to AMSY (Figure 5.1c).

#### 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 2002 and 2003 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 39 quarters (Figure 5.4, upper panel). However, the benefit is similar for all individuals aged about 26 quarters and older. 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 39 quarters is considerably heavier than an individual recruited to the fishery at age 1 quarter. 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 1 quarter (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 three 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 183,863 t and  $SBR_{ref}$  is estimated to be 0.21 (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 (15 quarters) being just slightly greater than the age at which 50% of the females are assumed to be mature.  $MSY$  at the current effort allocation is only 52% of  $MSY_{ref}$ . If the fishery were exploited assuming the same selectivity patterns as the longline fisheries (Fisheries 8 and 9),  $MSY$  would be 80% of  $MSY_{ref}$ . More research is needed to determine if reference points based on  $MSY_{ref}$  and  $SBR_{ref}$  are appropriate.

## 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 2001 and 2002.

Including a stock-recruitment model with a steepness of 0.75, the SBR required if the population was capable of producing  $AMSY$  is estimated to be at 0.30, compared to 0.21 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 (0.41).

The management quantities are not sensitive to the recent periods for fishing mortality used in the calculations (Table 5.2).

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 27% to allow the stock to produce the  $AMSY$  (Table 5.3). If bigeye were caught only by the longline fishery, effort for this fishery could be increased by 19% 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 2005, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was declining from a recent high level (Figure 5.1a). At that time the SBR was about 0.13, about 41% less than the level corresponding to the  $AMSY$ , with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.08 and 0.18. The estimate of the upper confidence bound is less than the estimate of  $SBR_{AMSY}$  (0.21). Previous assessments had predicted that the spawning biomass would decline below the  $SBR_{AMSY}$  level.

The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the SBR estimates suggest that for most quarters during January 1975 to January 1993 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 0.21 in Figure 5.1a.

Recent catches are estimated to have been about 5% 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 57% of the current level of effort. Decreasing the effort to 43% of its present level would increase the long-term average yield by about 11% and would increase the spawning biomass of the stock by about 69%. 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. Before the expansion of the floating object fishery that started in 1993, AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than that corresponding to AMSY (Figure 5.1c).

All analyses considered suggest that at the start of 2005 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 2004 scaled by the average catchability for 2002 and 2003 (except for the northern longline fishery, which uses the years 2001-2002). No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the 5 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.

### **6.1. Assumptions about fishing operations**

#### **6.1.1. Fishing effort**

Future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort on the stock biomass and catch. The quarterly catchability is assumed equal to the average quarterly catchability for 2002 and 2003, except for the northern longline fishery, which uses the years 2001-2002.

The scenarios investigated were:

1. Quarterly effort for each year in the future was set equal to the effort in 2004, which reflects the reduced effort due to the conservation measures of Resolution C-04-09;
2. Quarterly effort for each year in the future and for 2004 was set equal to the effort in 2004 adjusted to remove the effect of the conservation measures. The purse-seine effort in the third quarter was increased by 86%. and the southern longline fishery effort was increased by 39%.

3. Effort in the future based on  $F_{\text{AMSY}}$ .

## 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 stock assessment model accurately describes the dynamics of the system and with no account taken of variation in catchability.

### 6.2.1. Current effort levels

Projections were undertaken, assuming that effort would remain at 2003 levels. This included the effort and catch restrictions from the Resolution C-04-09.

SBR is estimated to have been declining rapidly in recent years (Figure 5.1a). 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 slightly to a lower level (0.11) (Figure 6.1a). A similar trend is also estimated for total biomass (Figure 6.2).

Purse-seine catches are predicted to decline during the projection period (Figure 6.3, upper panel). Longline catches are also predicted to decline under current effort (Figure 6.3, lower 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.

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. No management restrictions

Resolution C-04-09 calls for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004: a 6-week closure during the third OR fourth 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 5 years, assuming that these conservation measures were not implemented.

Comparison of the SBR predicted with and without the restrictions from the resolution show some difference (Table 6.1). Without the restrictions, SBR would still decline to lower levels (0.07). However, even with the restrictions the stock shows no sign of recovering to AMSY levels (Figure 6.4).

Clearly the reductions in fishing mortality that could occur as result of Resolution C-04-09 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 43% (or larger if a stock-recruitment relationship exists) are necessary (Table 5.1).

### 6.2.3. Fishing at $F_{\text{AMSY}}$

If the future effort is reduced to levels that correspond to those that would support AMSY, the SBR quickly rebuilds to  $S_{\text{AMSY}}$  by the end of the 5-year projection period (Table 6.1).

### 6.2.4. Sensitivity analysis

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below  $S_{\text{AMSY}}$  and will remain there under current effort levels (Figure 6.1b).

### **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 slightly and remain at low levels. 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 effects of the Resolution C-04-09 are estimated to be insufficient to allow the stock to rebuild. If the effort is reduced to levels that support  $AMS_Y$ , the stock will rebuild to  $S_{AMS_Y}$  within the 5-year projection period.

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.

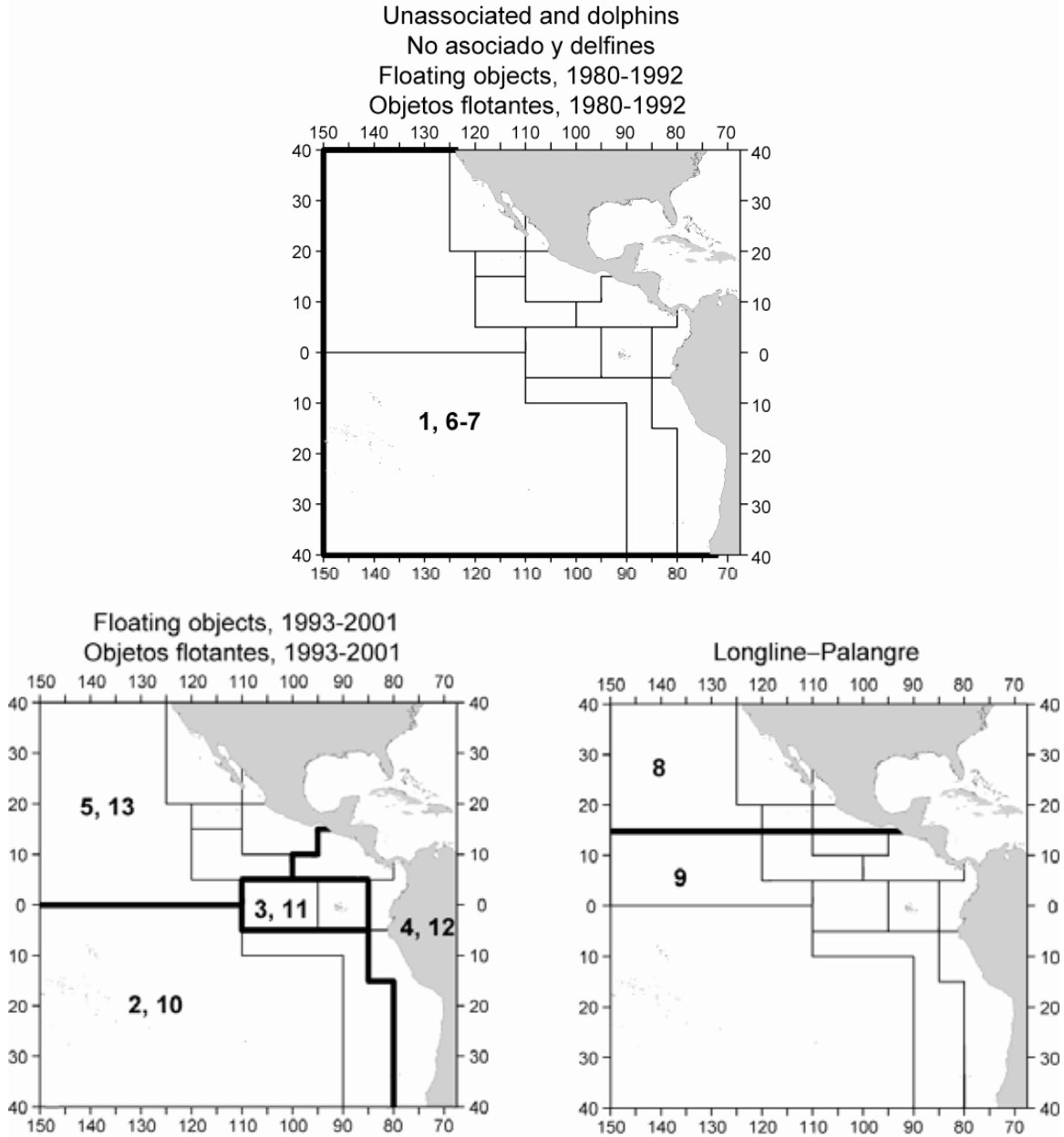
The IATTC staff will continue to compile longline catch and effort data for fisheries operating in the EPO. In particular, we will attempt to obtain data for recently-developed and growing fisheries.

### **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.

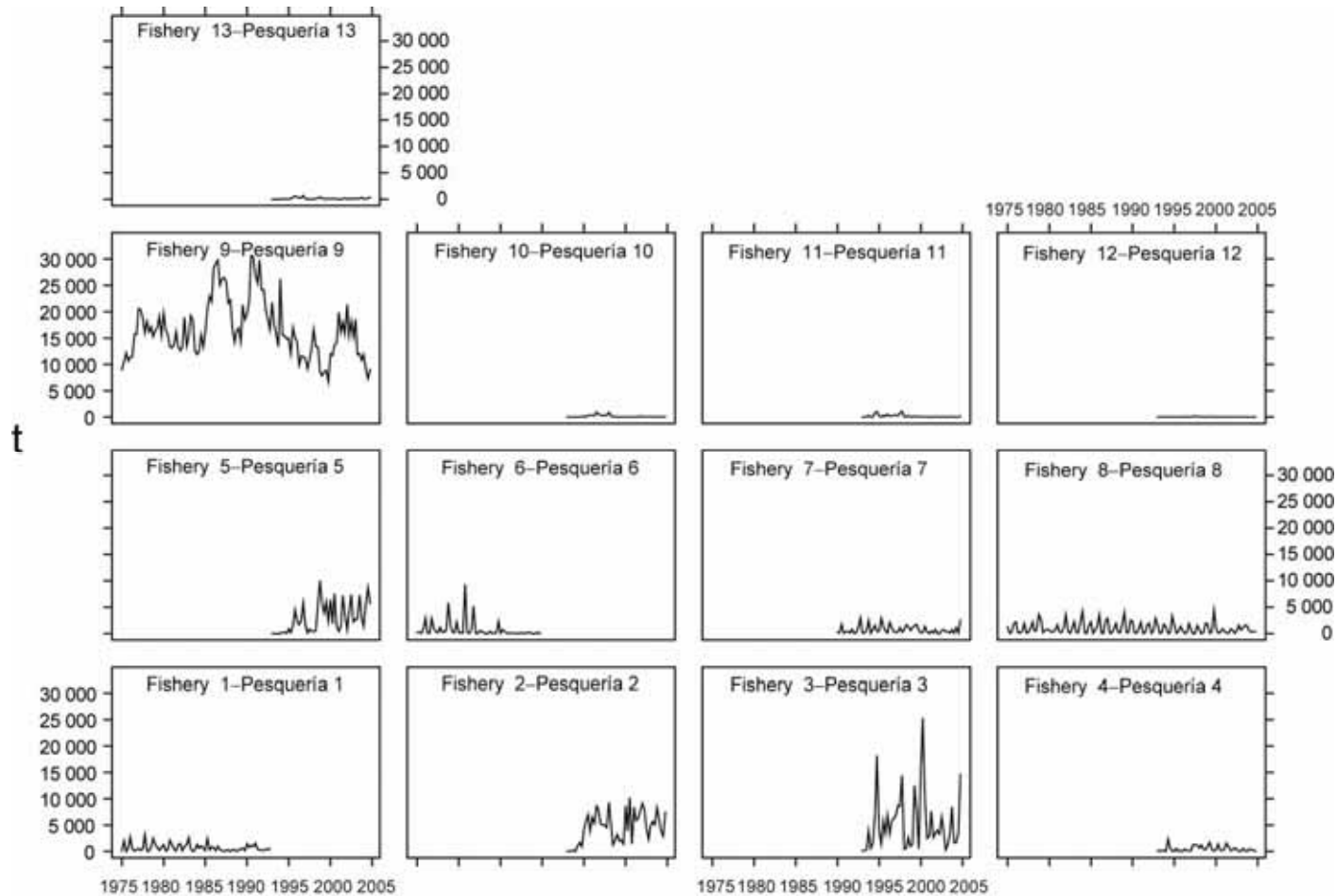
Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

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.

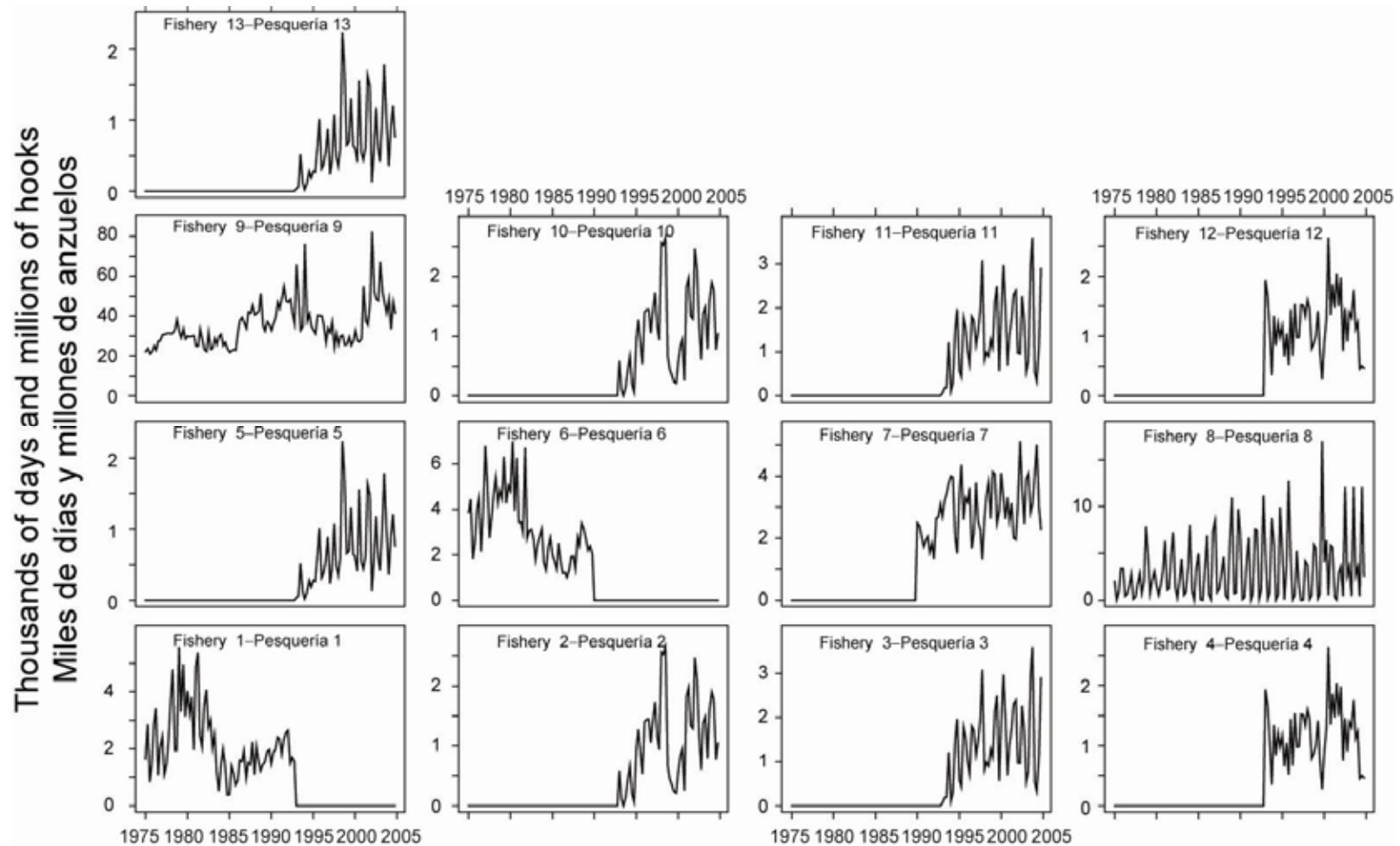
**FIGURA 2.1.** Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, 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.

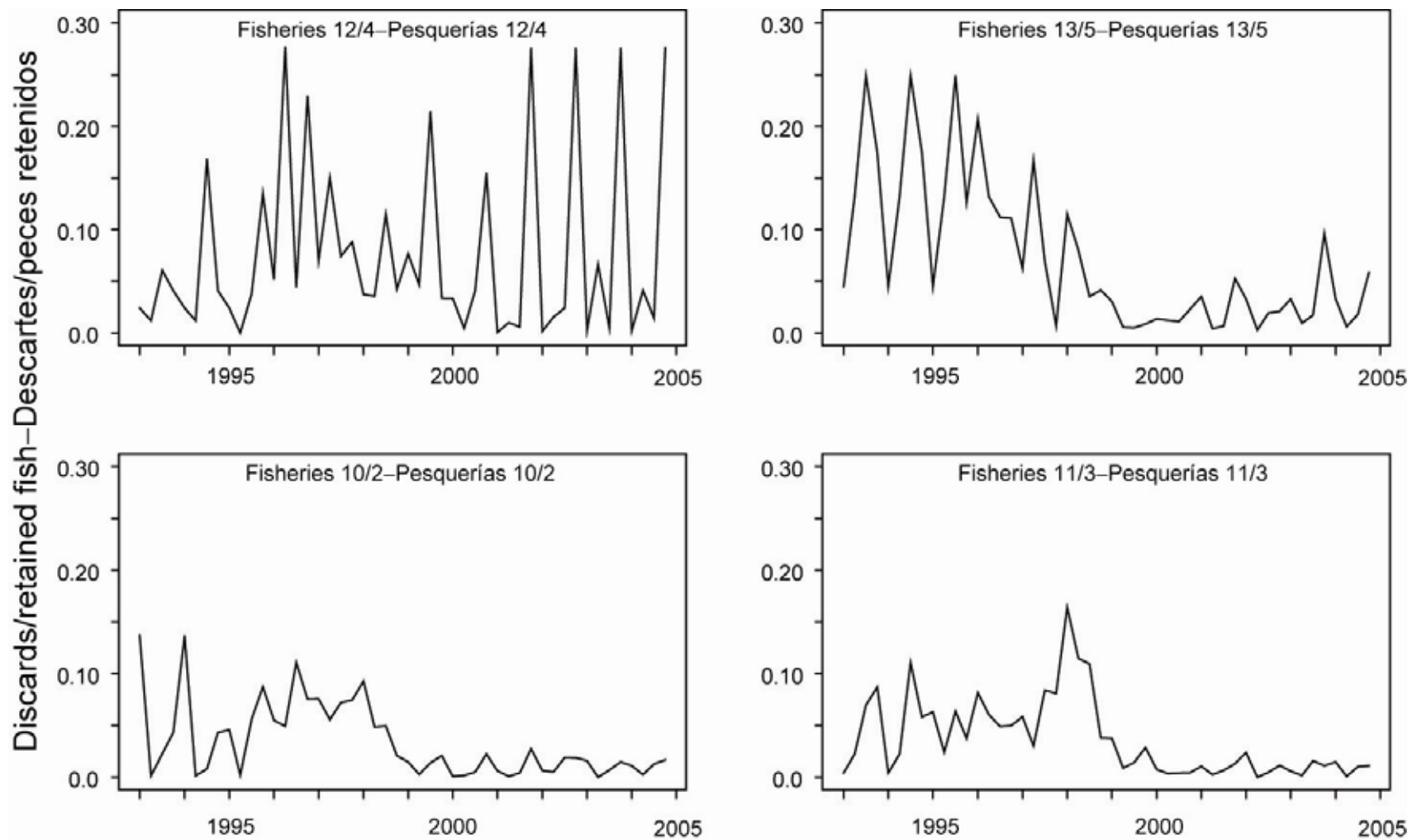
**FIGURA 2.2.** Capturas de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). Ya que los datos fueron analizados por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Aunque se presentan todas las capturas como pesos, 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.





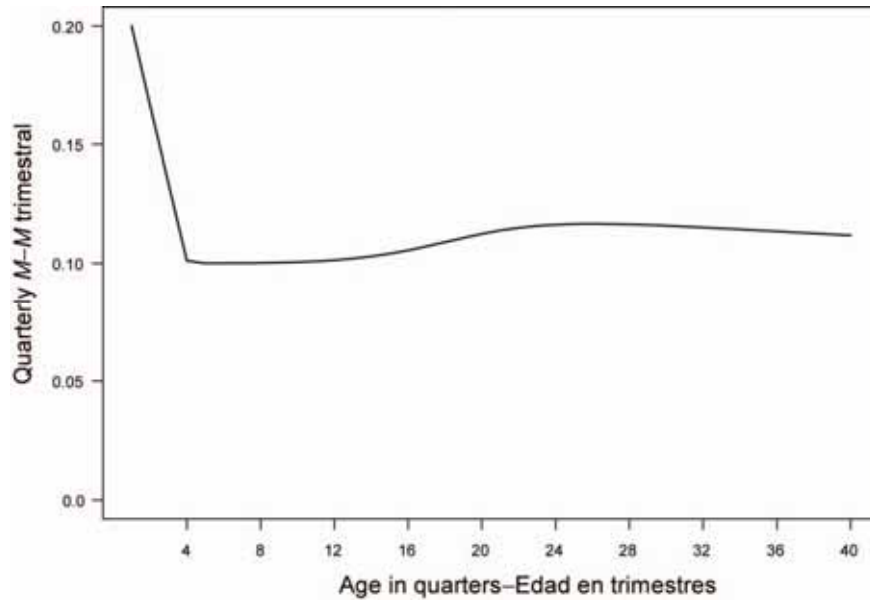
**FIGURE 2.3.** Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that 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.



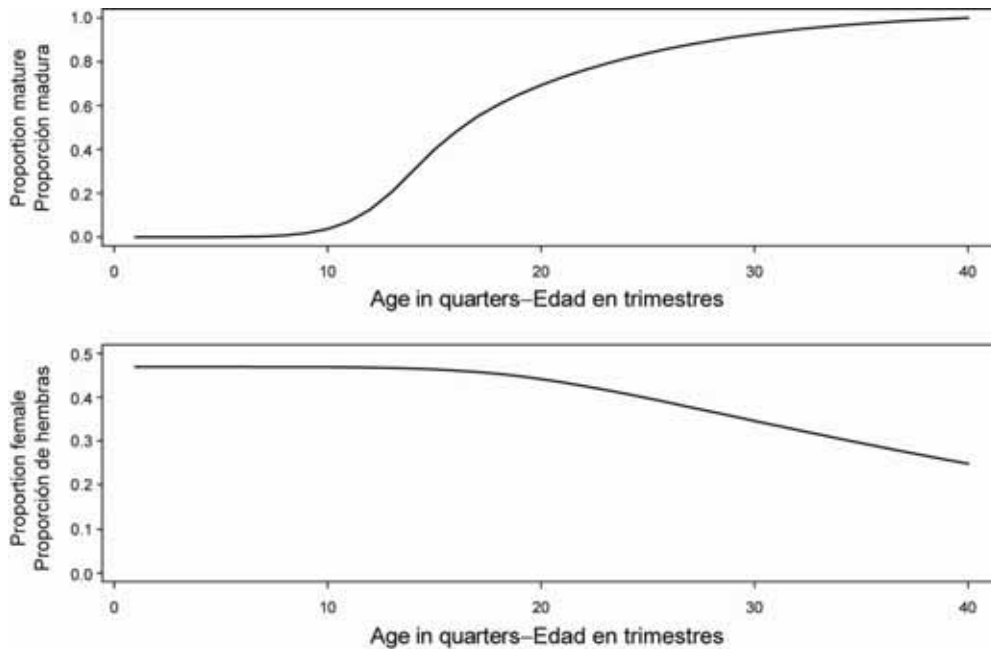
**FIGURE 2.4.** Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

**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.



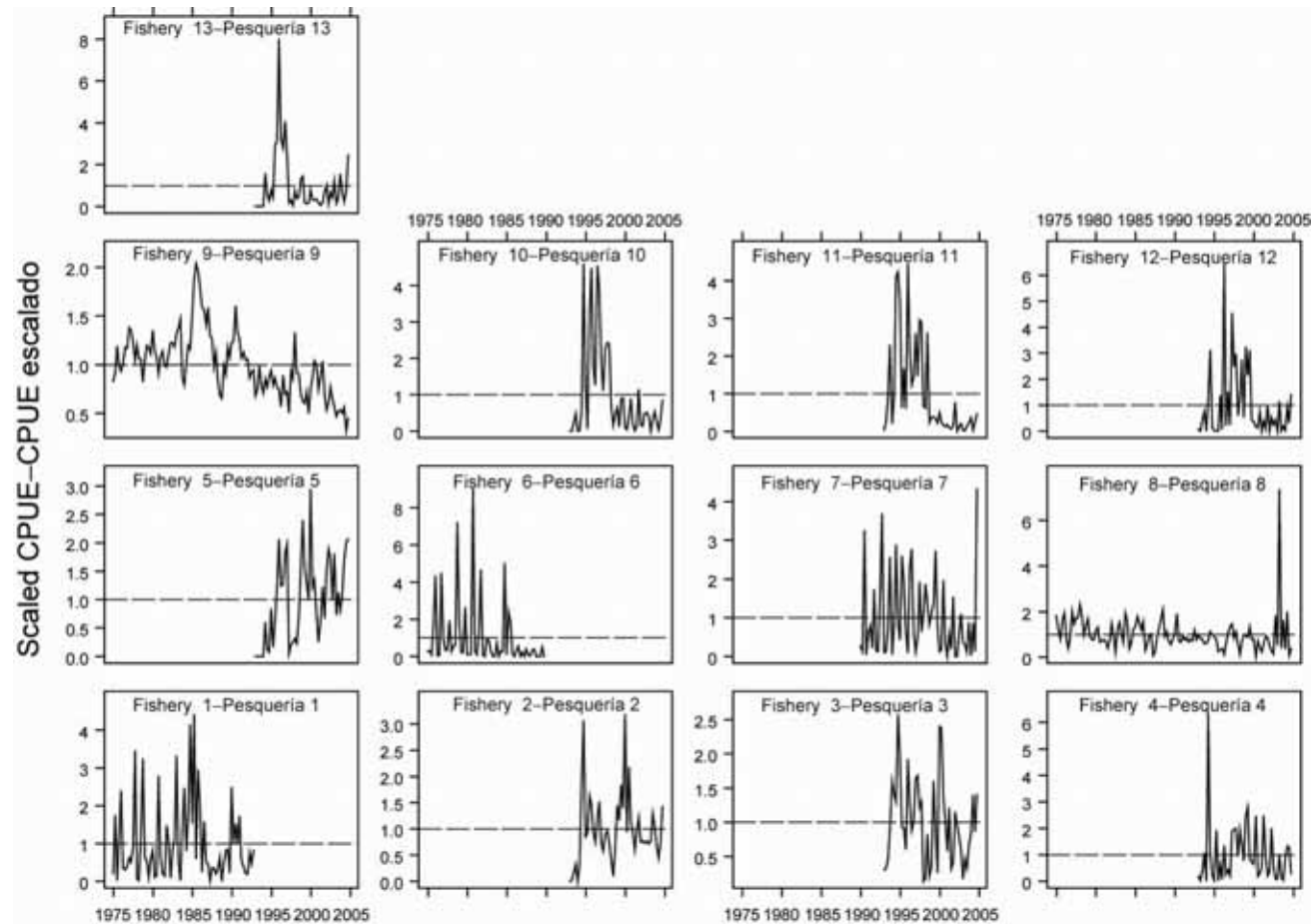
**FIGURE 3.1.** Quarterly natural mortality ( $M$ ) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

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



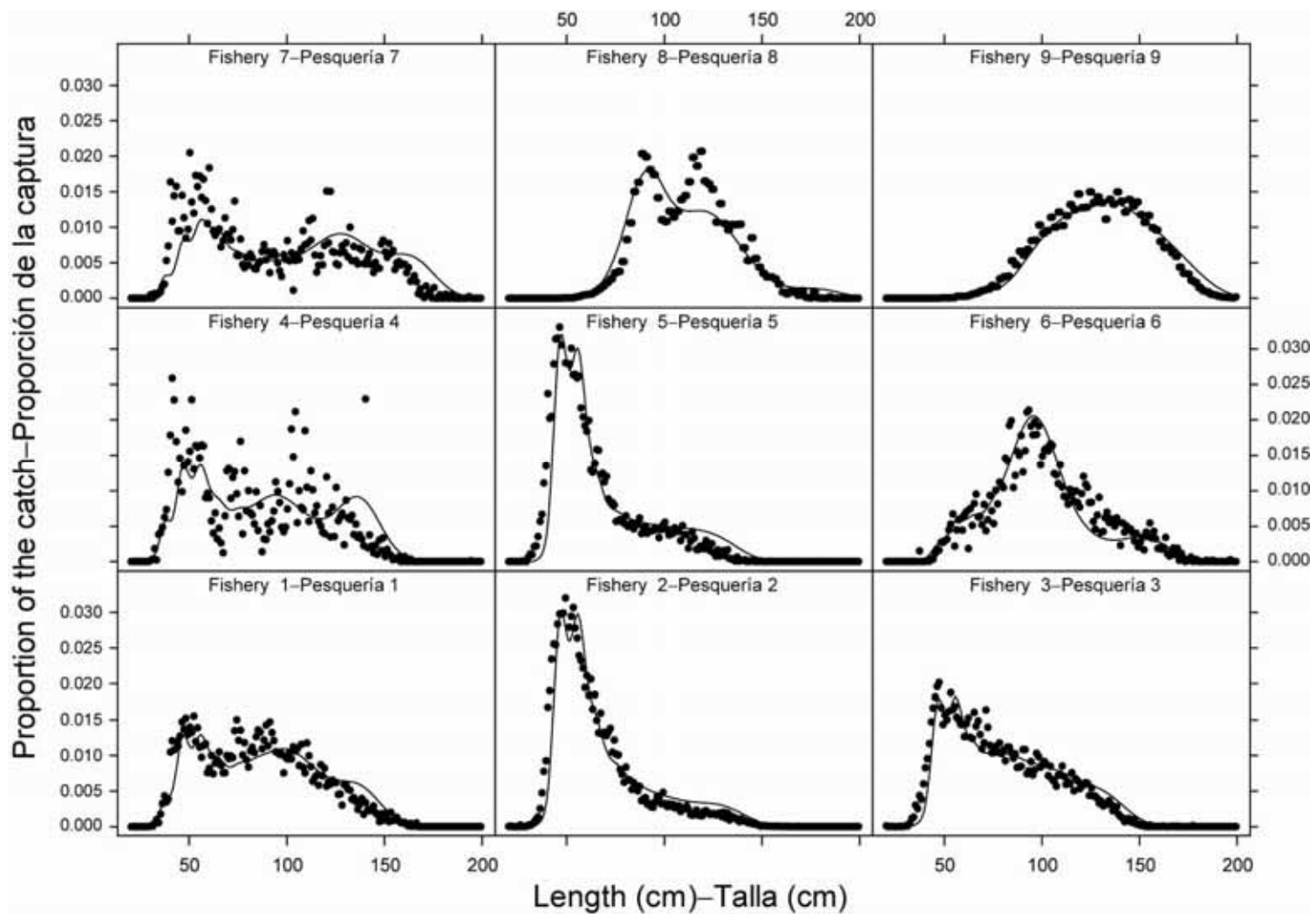
**FIGURE 3.2.** Age-specific index of fecundity of bigeye tuna (upper panel) and age-specific proportion of females in the population (lower panel), as assumed in the base case model and in the estimation of natural mortality.

**FIGURA 3.2.** Índice de fecundidad por edad del atún patudo (recuadro superior) y proporción de hembras en la población por edad (recuadro inferior), supuestos en el modelo de caso base y en la estimación de mortalidad natural.



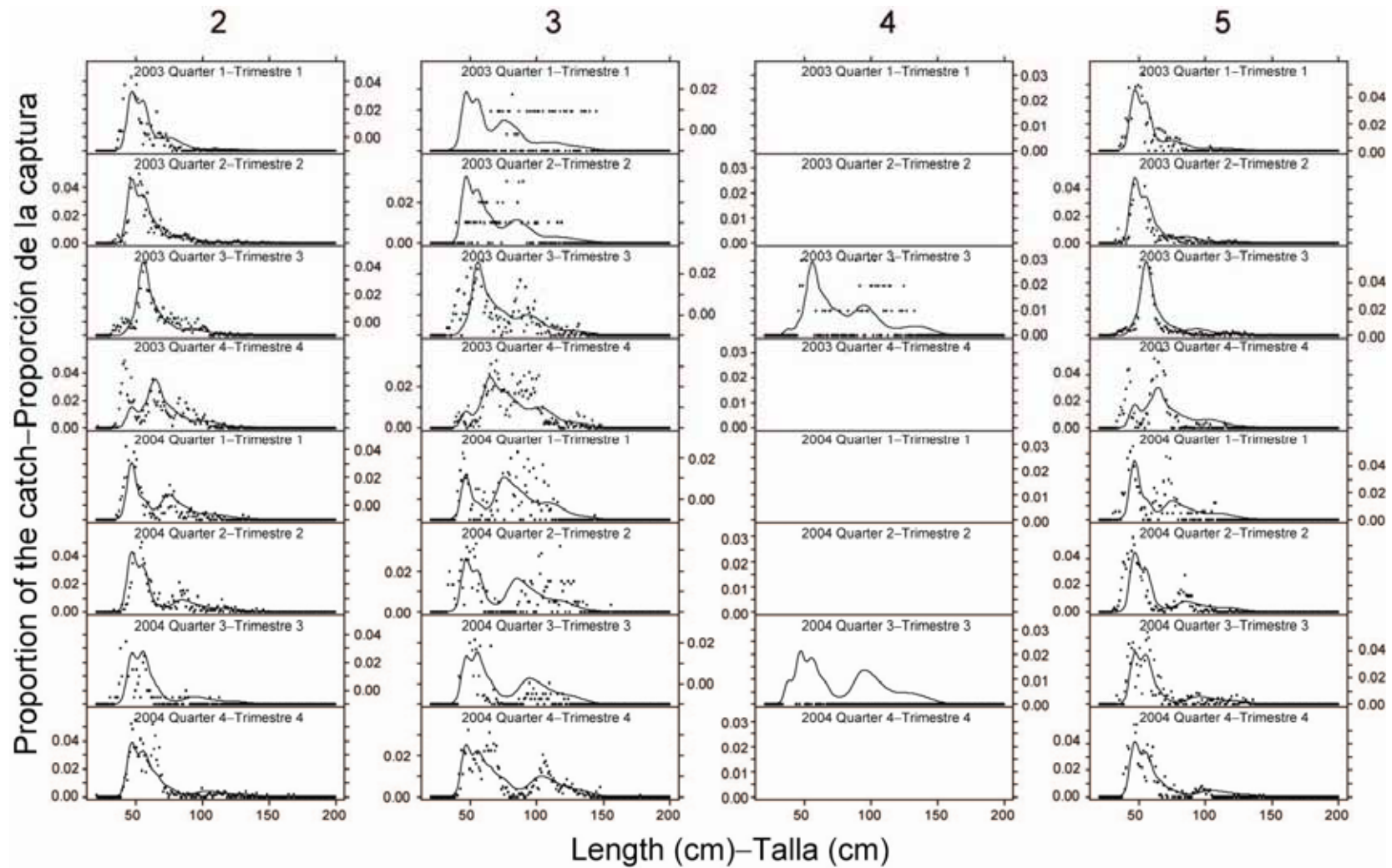
**FIGURE 4.1.** CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries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

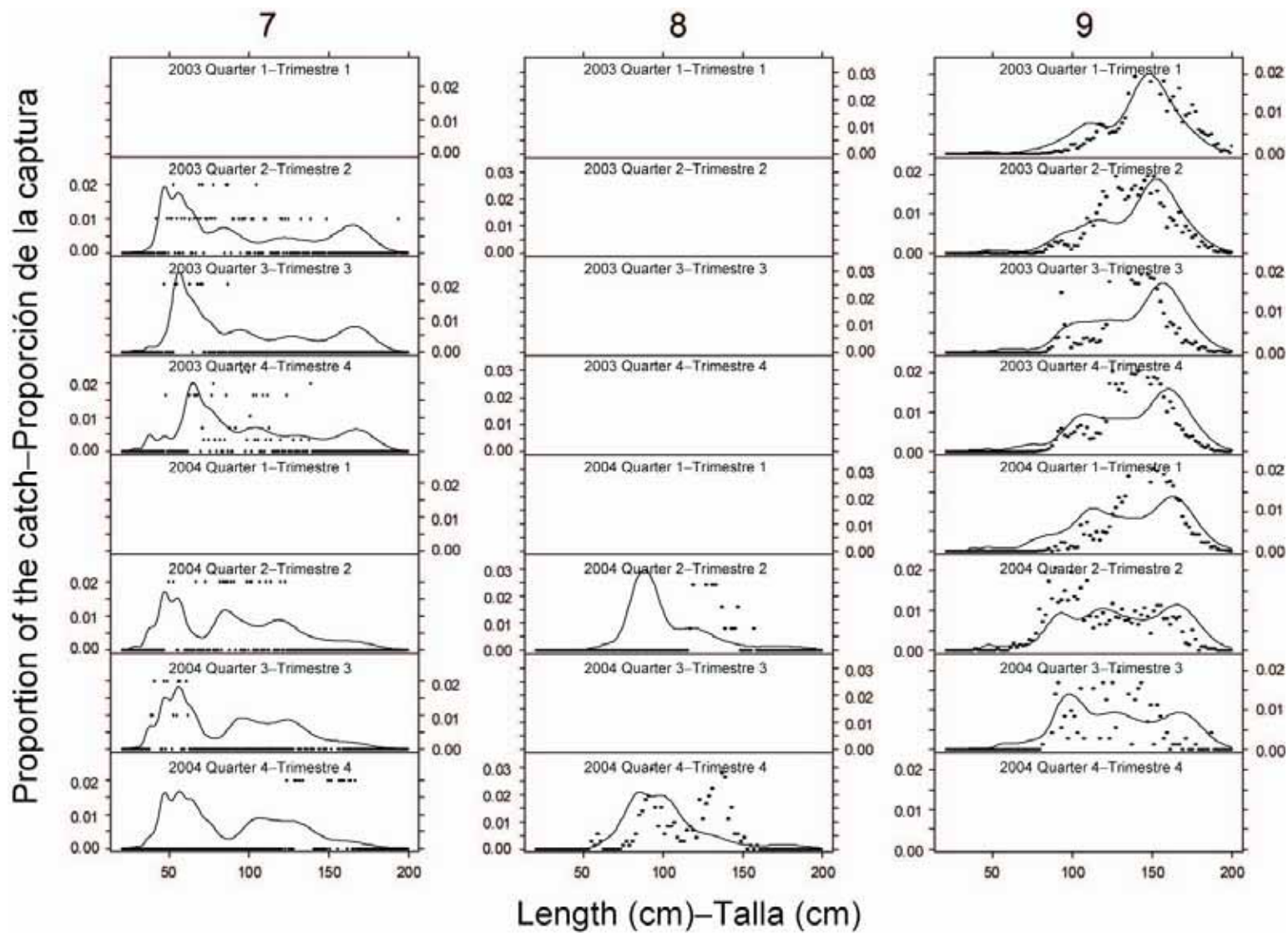
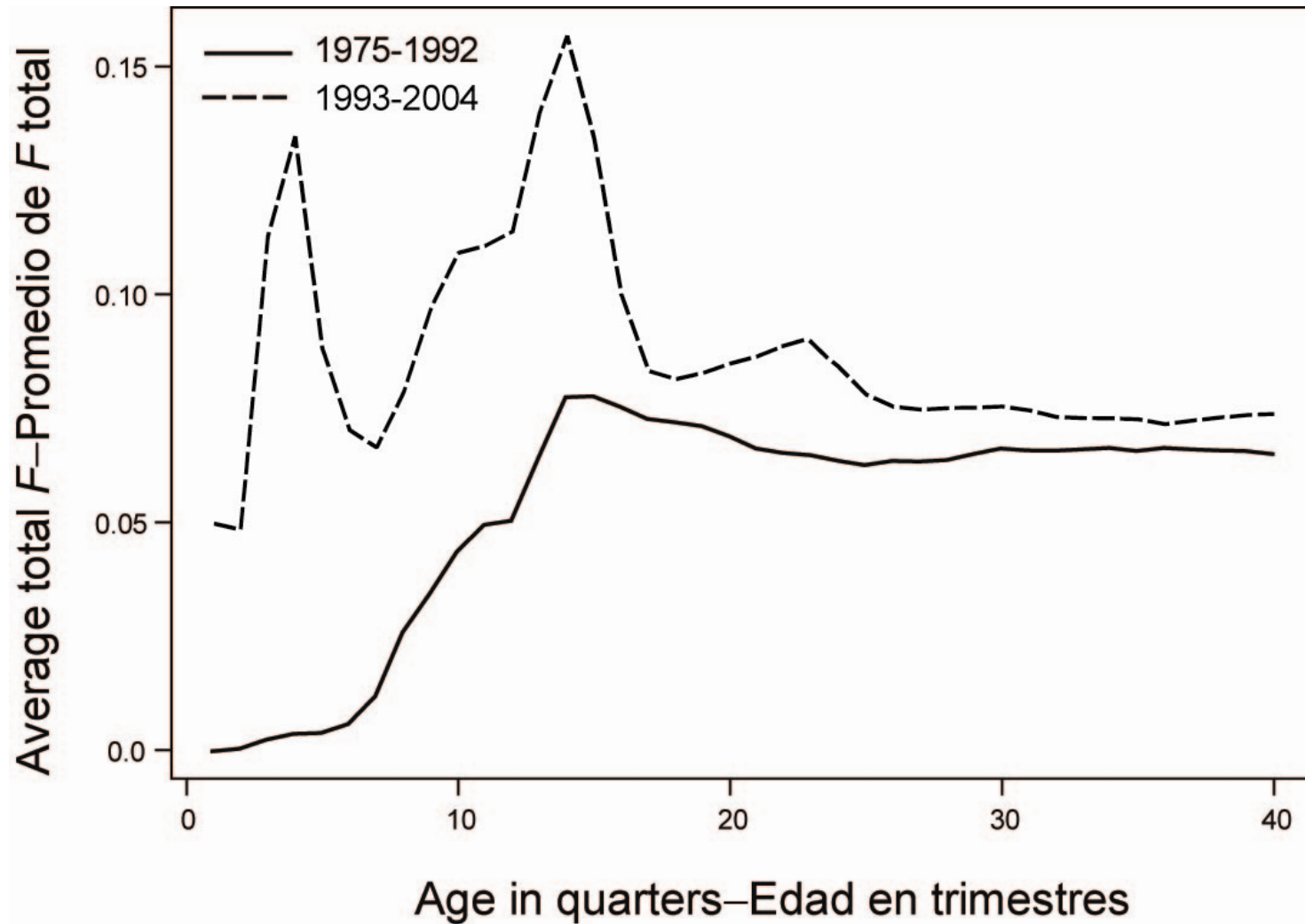


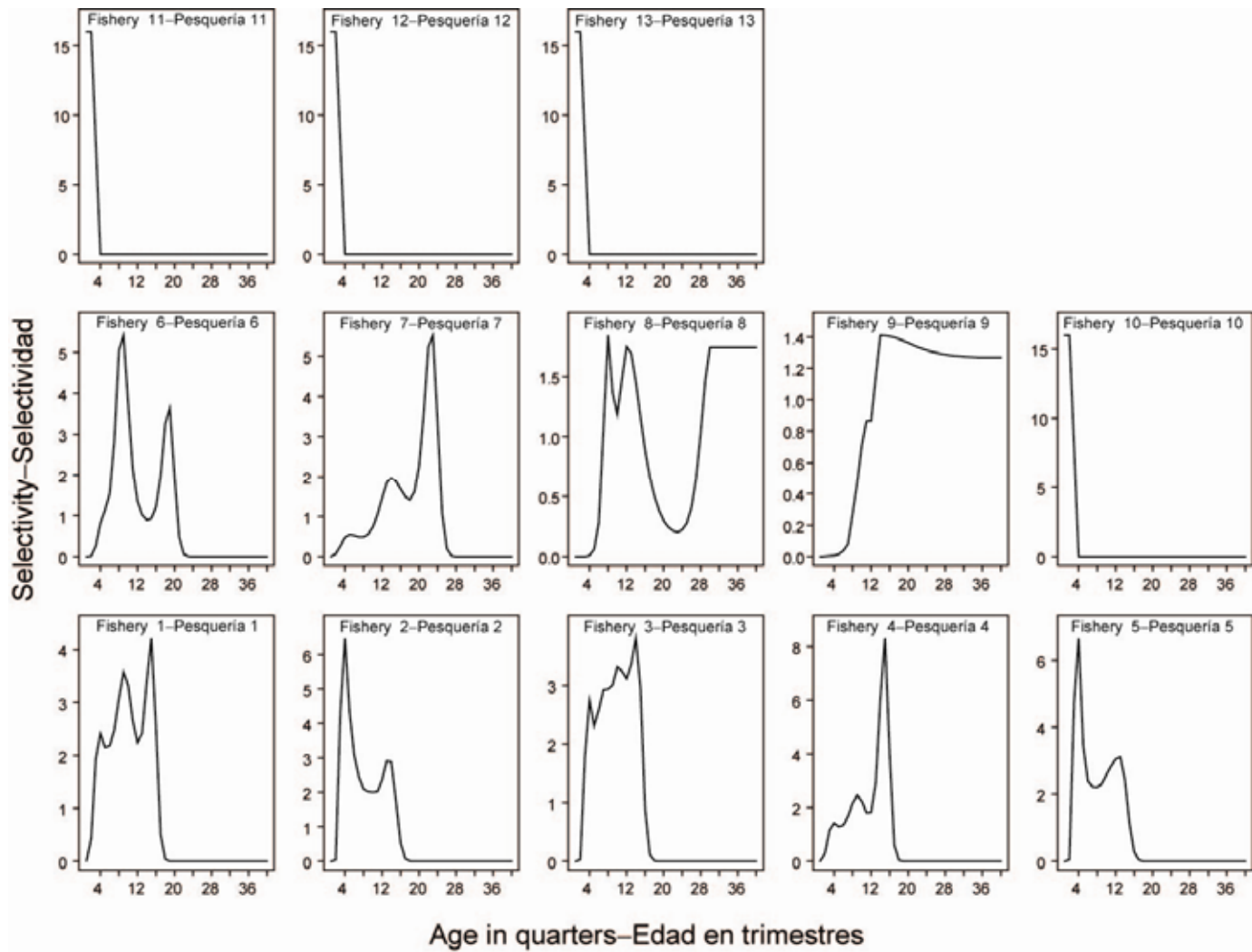
FIGURE 4.3. (continued)  
 FIGURA 4.3. (continuación)



**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 1993-2004 averages for the period since that expansion.

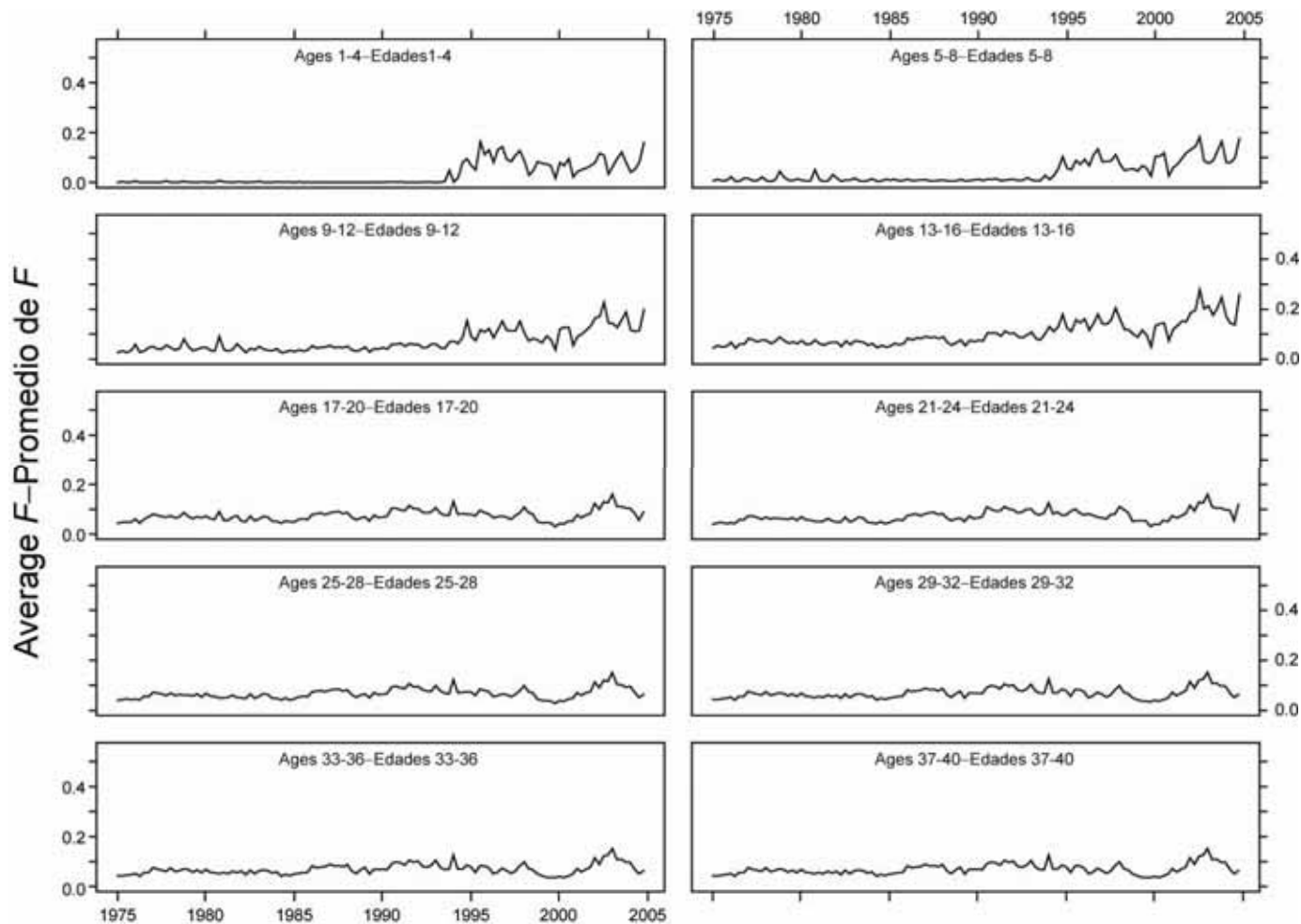
**FIGURA 4.4.** Mortalidad por pesca trimestral media a edad de atún patudo, por todos los artes, en el OPO. La curva de 1975-1992 indica los promedios del período previo a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, y la curva de 1993-2004 los promedios del período desde dicha expansión.





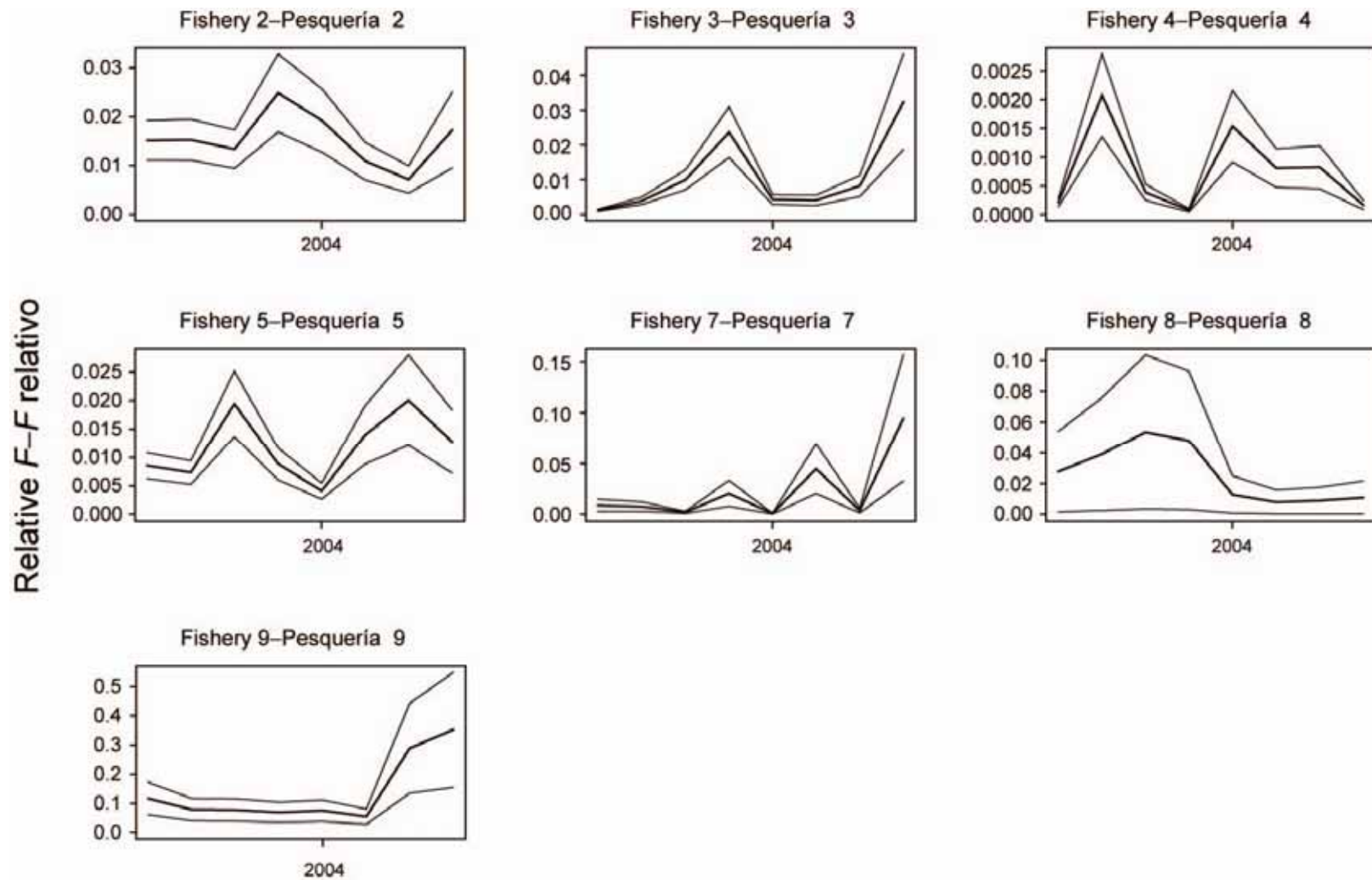
**FIGURE 4.5.** Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

**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.



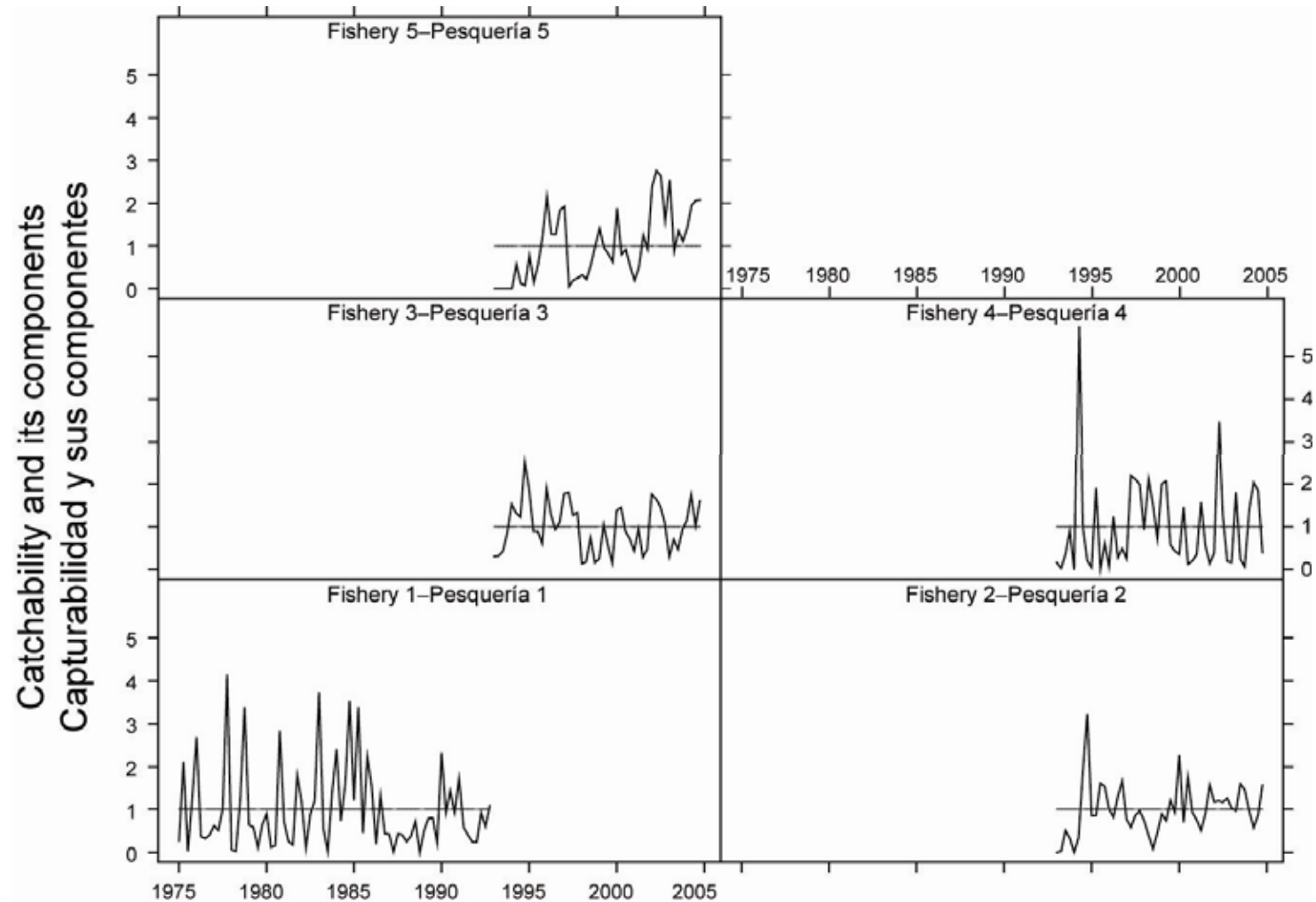
**FIGURE 4.6a.** Average quarterly fishing mortality, by all gears, on bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 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 1-4 trimestres de edad.



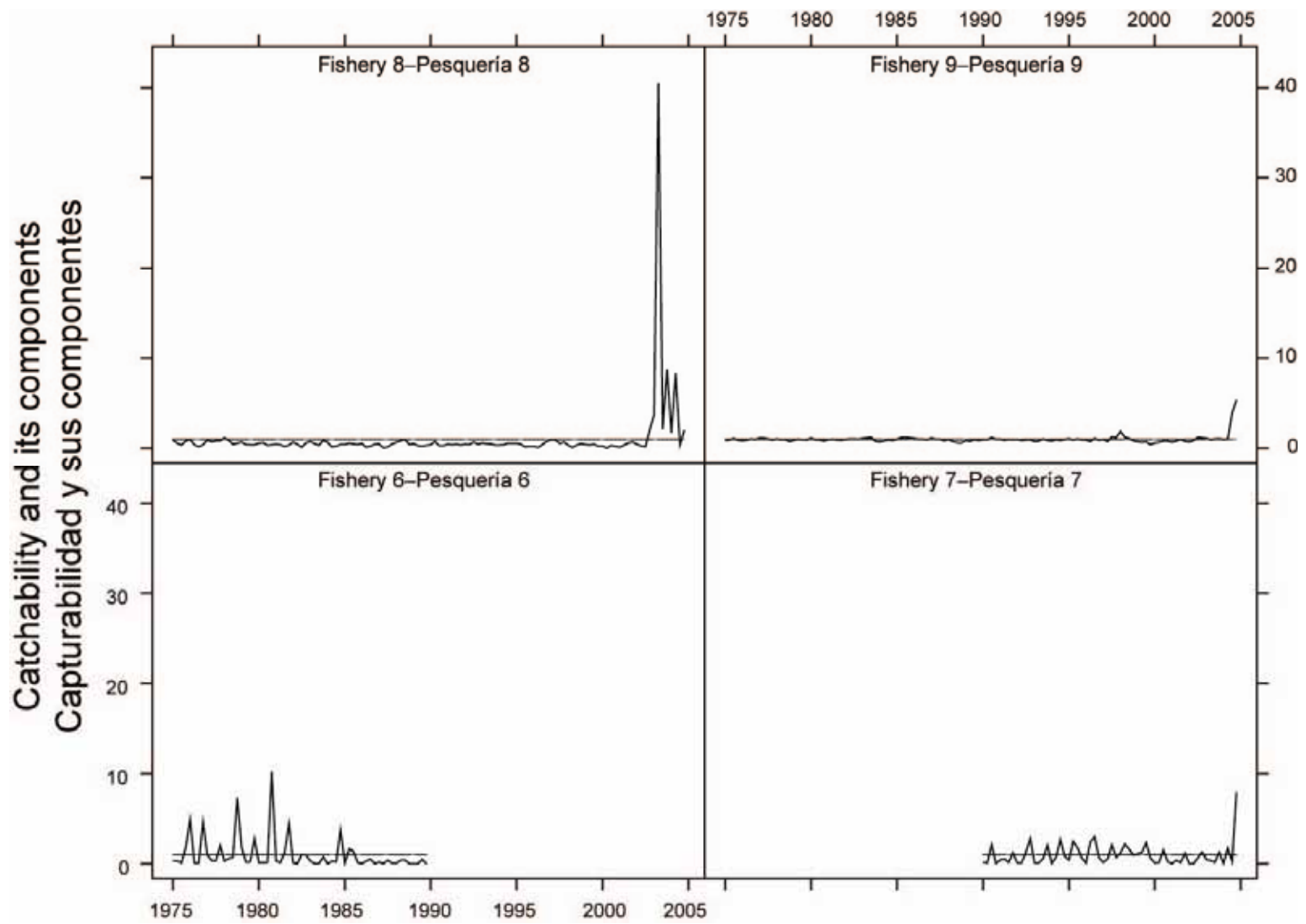
**FIGURE 4.6b.** Gear- and year-specific fishing mortality scalars (bold lines) for bigeye tuna for the most recent 16 quarters for fisheries currently operating in the EPO. The upper and lower 95% confidence intervals are indicated by thin lines.

**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.

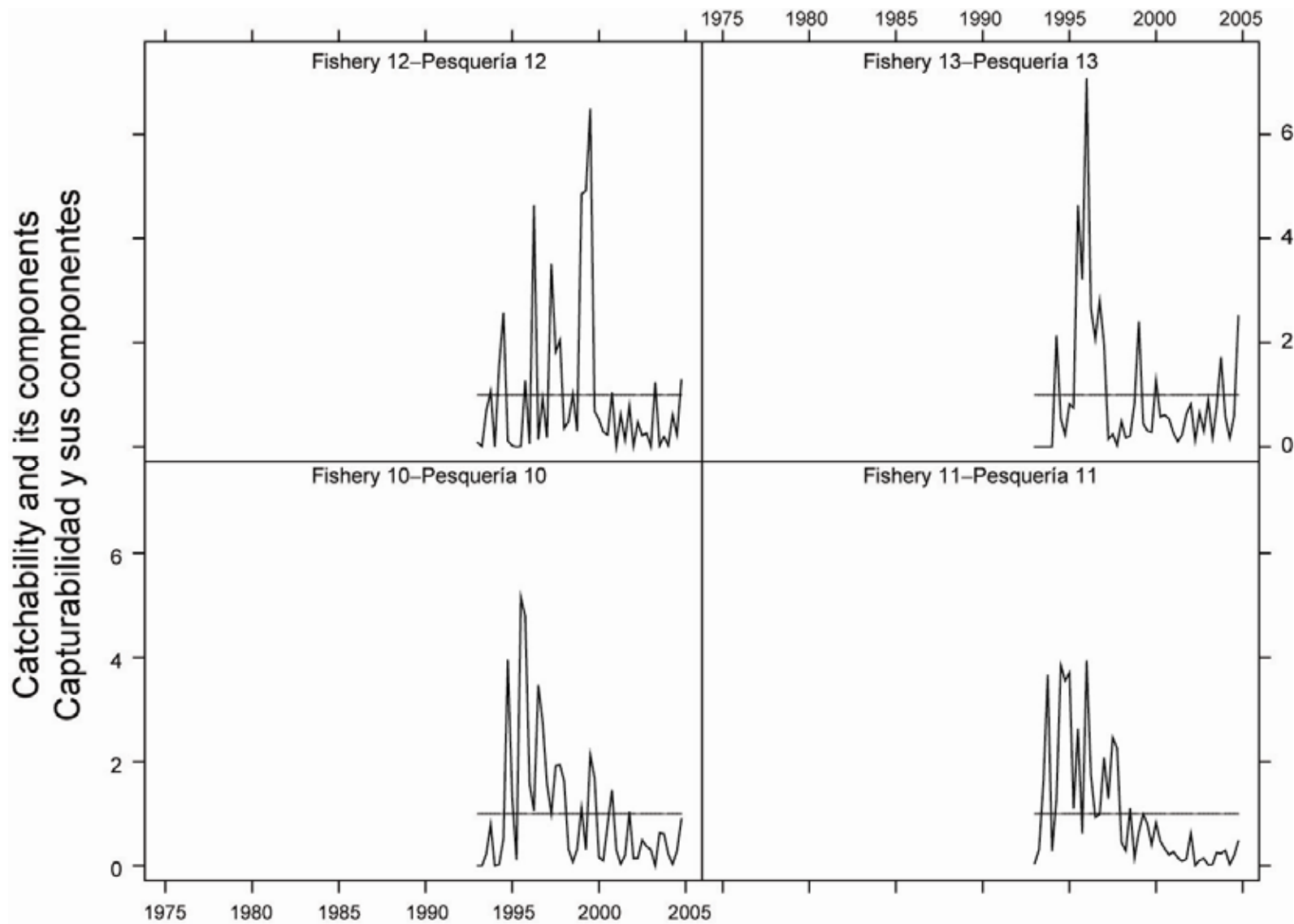


**FIGURE 4.7.** Trends in catchability for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the first estimate of the catchability for each fishery (thin horizontal line). The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability.

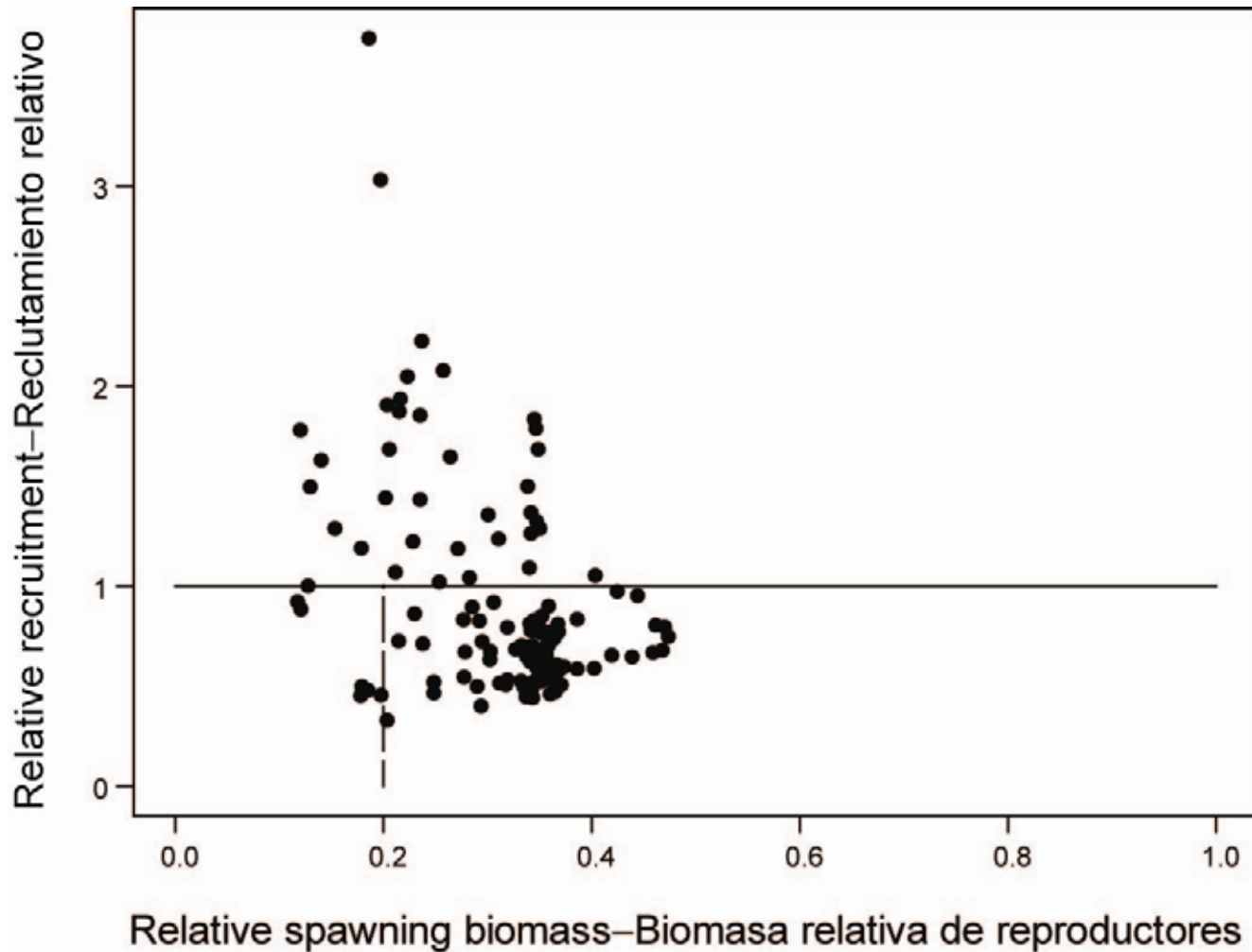
**FIGURA 4.7.** Tendencias en la capturabilidad ( $q$ ) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a la primera estimación de la capturabilidad para cada pesquería (línea horizontal delgada). Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios e ilustran las tendencias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



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

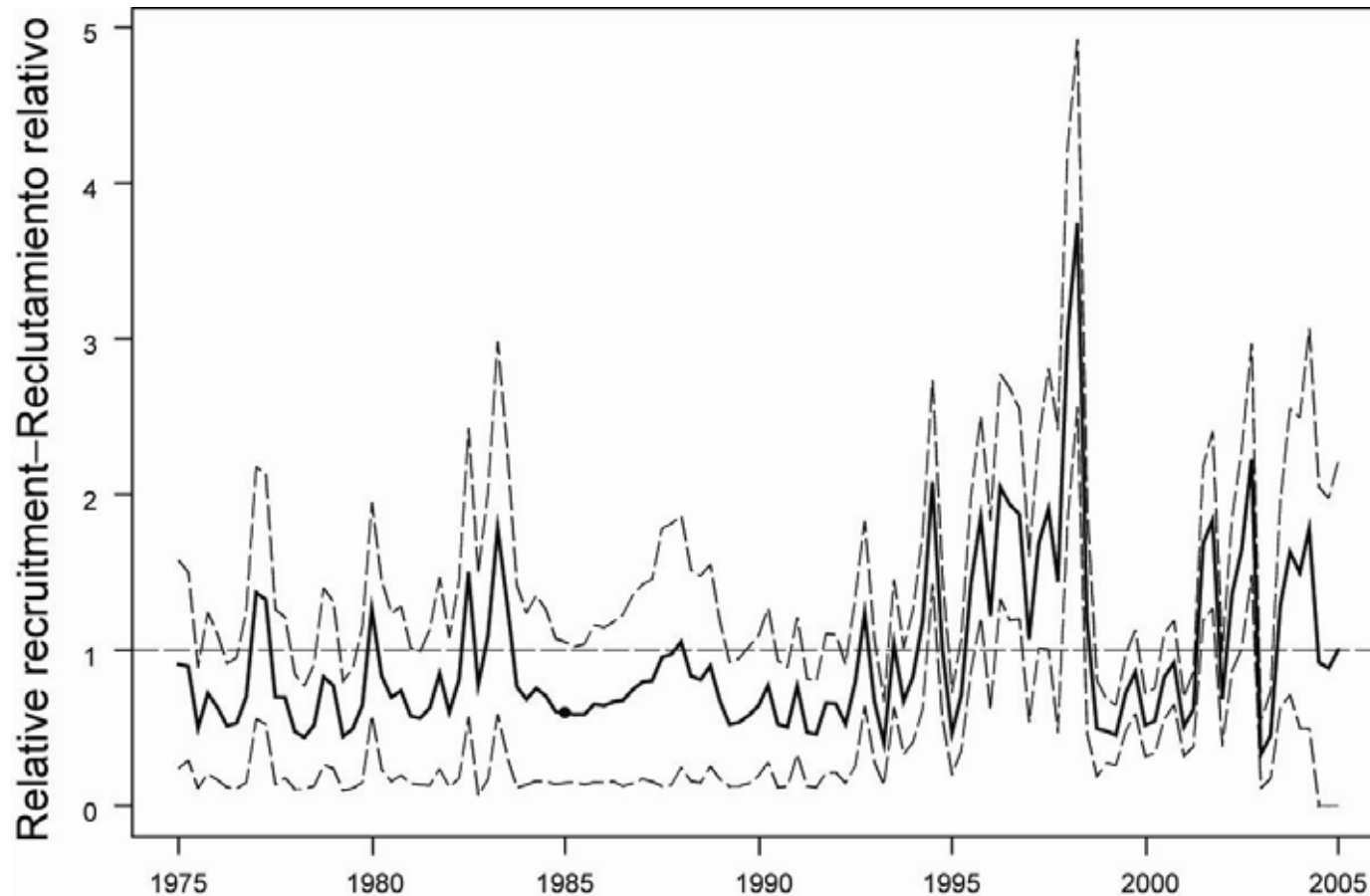


**FIGURE 4.7.** (continued)  
**FIGURA 4.7.** (continuación)



**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.

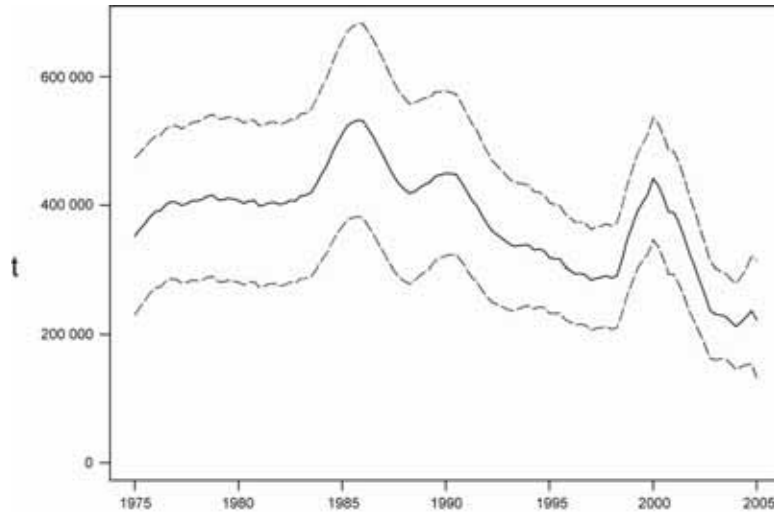
**FIGURA 4.8.** Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora de atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1.0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1.0. La línea horizontal 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 ( $\pm 2$  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 ( $\pm 2$  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.





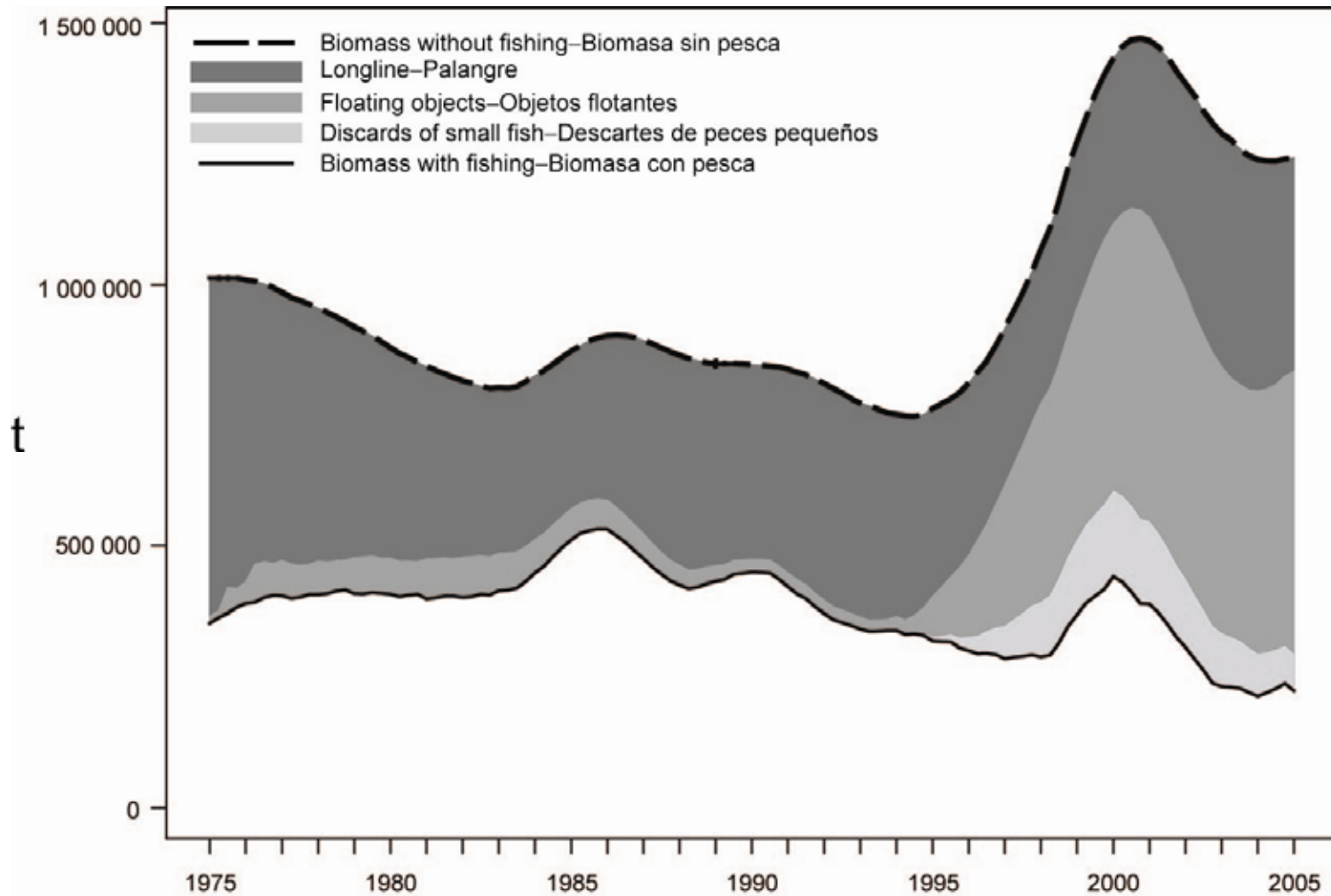
**FIGURE 4.10.** Estimated biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time 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 ( $\pm 2$  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.



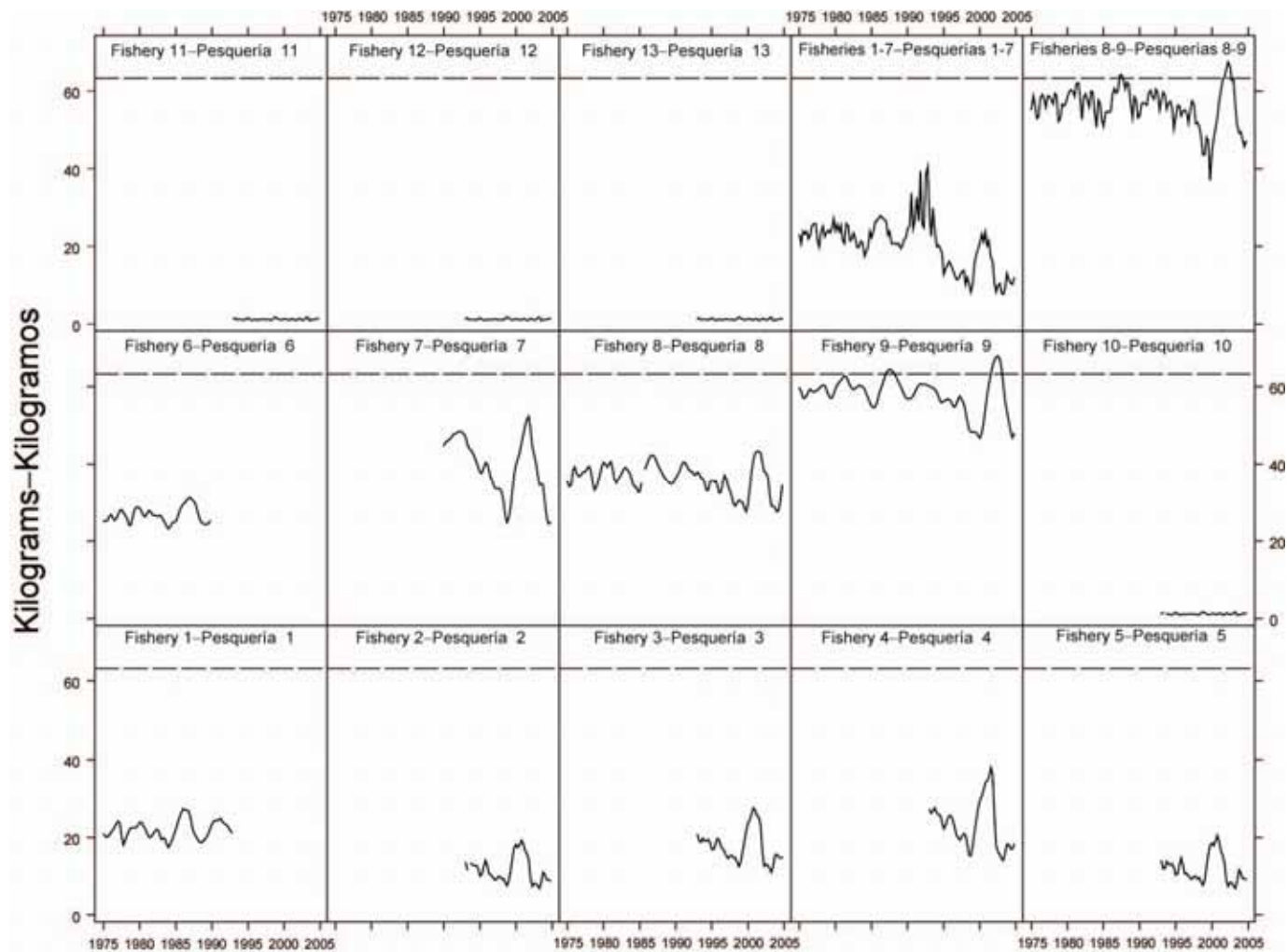
**FIGURE 4.11.** Estimated spawning biomass (see Section 3.1.2) of bigeye tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the assessment model 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 3.12) 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 ( $\pm 2$  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.



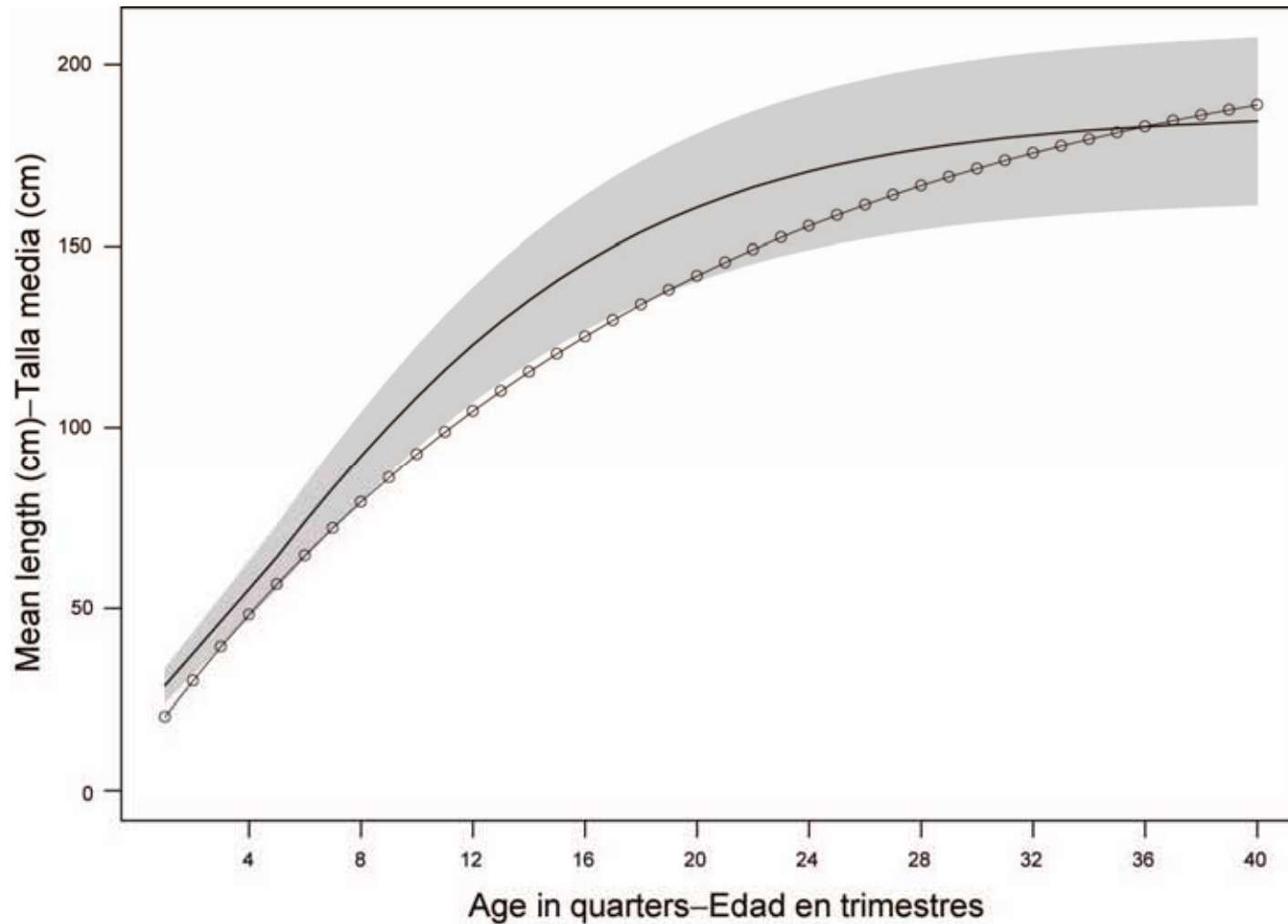
**FIGURE 4.12.** Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during 1975-2005 (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 4.12.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante 1975-2005 (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 63.3 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.



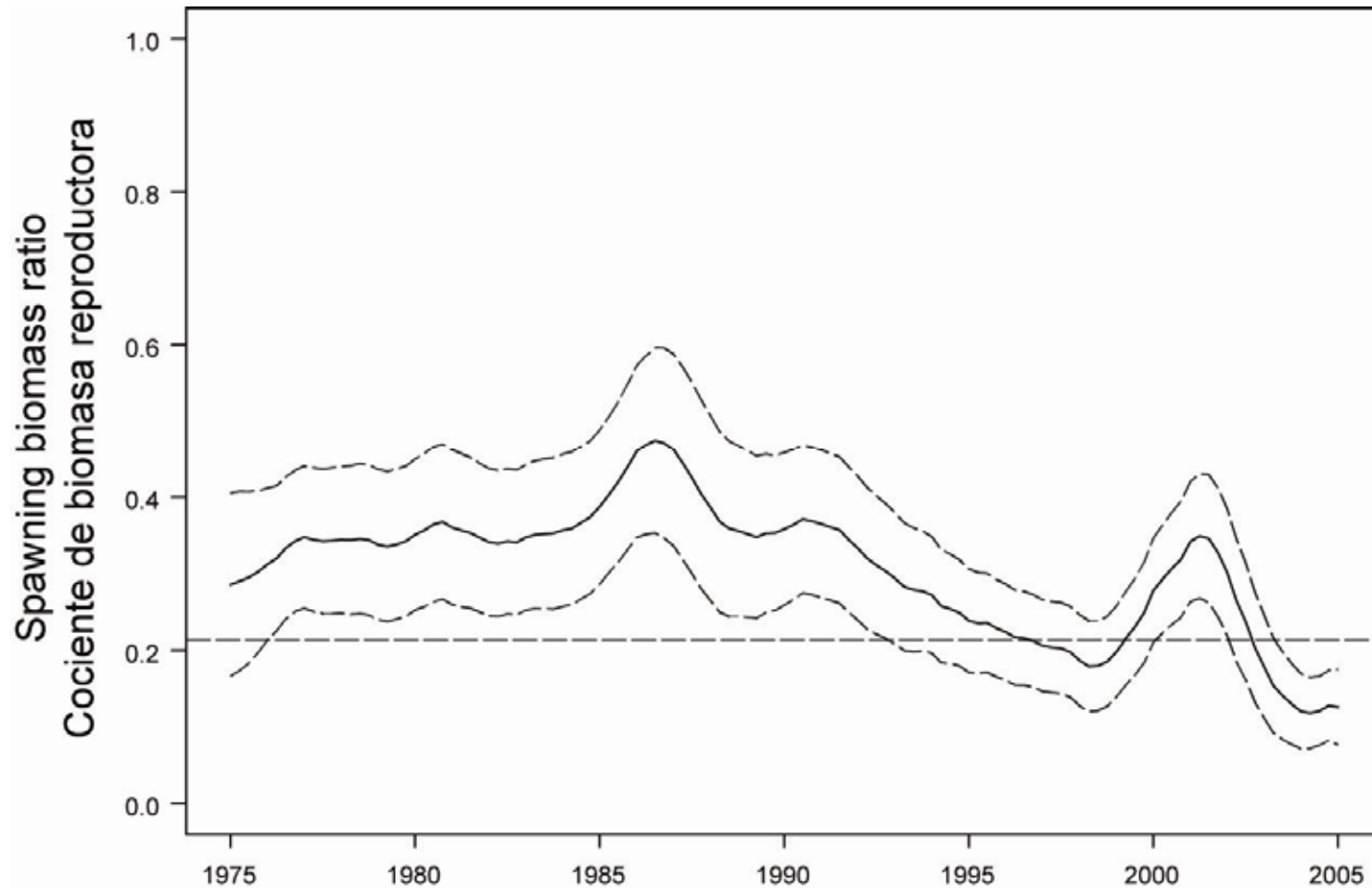
**FIGURE 4.14.** Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO (solid line without circles). The line with circles represents the growth curve of Suda and Kume (1967), which was used as a prior in previous years. The shaded area indicates the range of lengths estimated to be covered by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



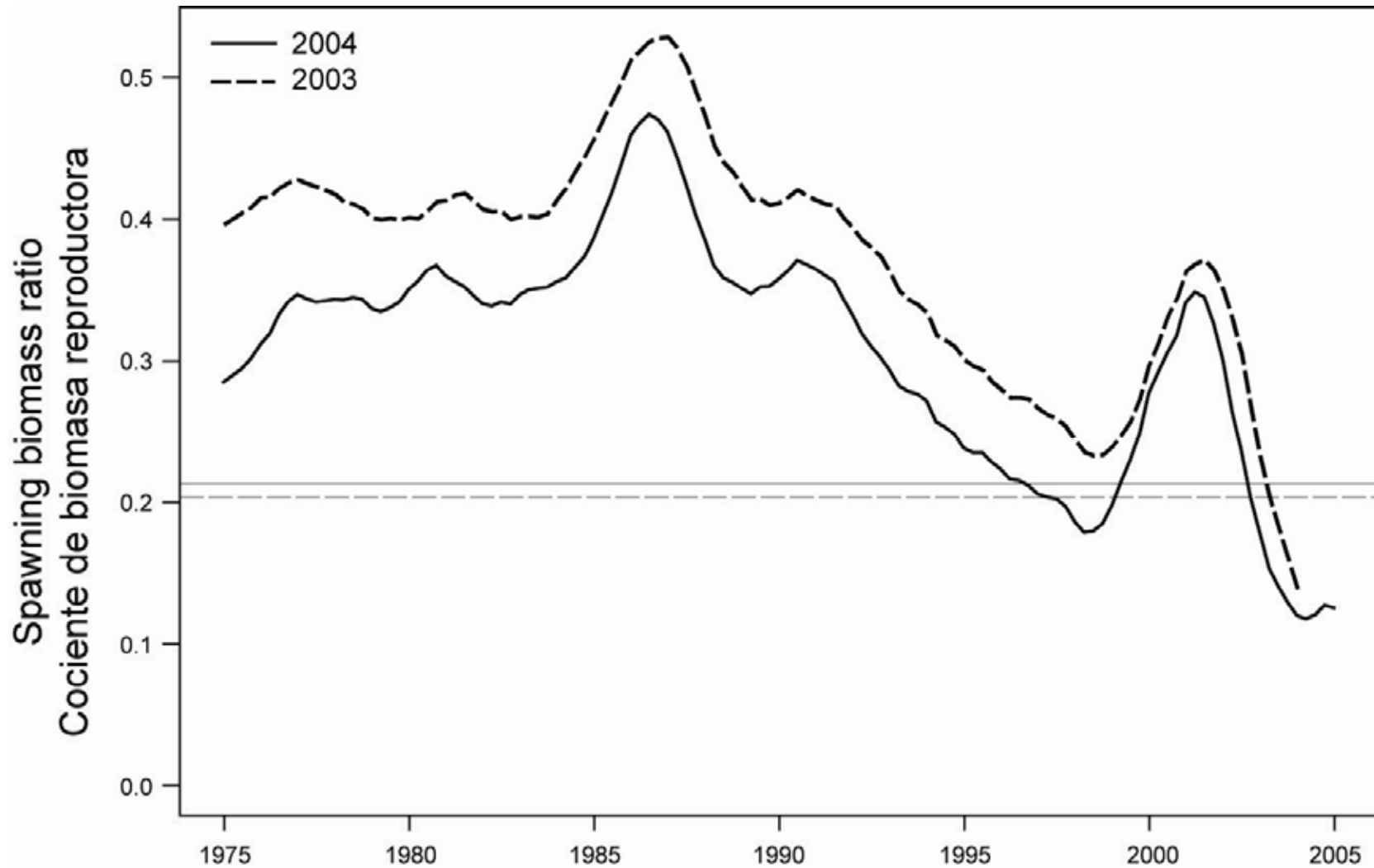
**FIGURE 4.15.** Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna from the most recent previous assessment (fish of age 4 quarters and older) and the current assessment (fish of age 3 quarters and older). t = metric tons.

**FIGURA 4.15.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de la evaluación previa más reciente (peces de 4 trimestres o más de edad) y la evaluación actual (peces de 3 trimestres o más de edad). t = toneladas métricas.



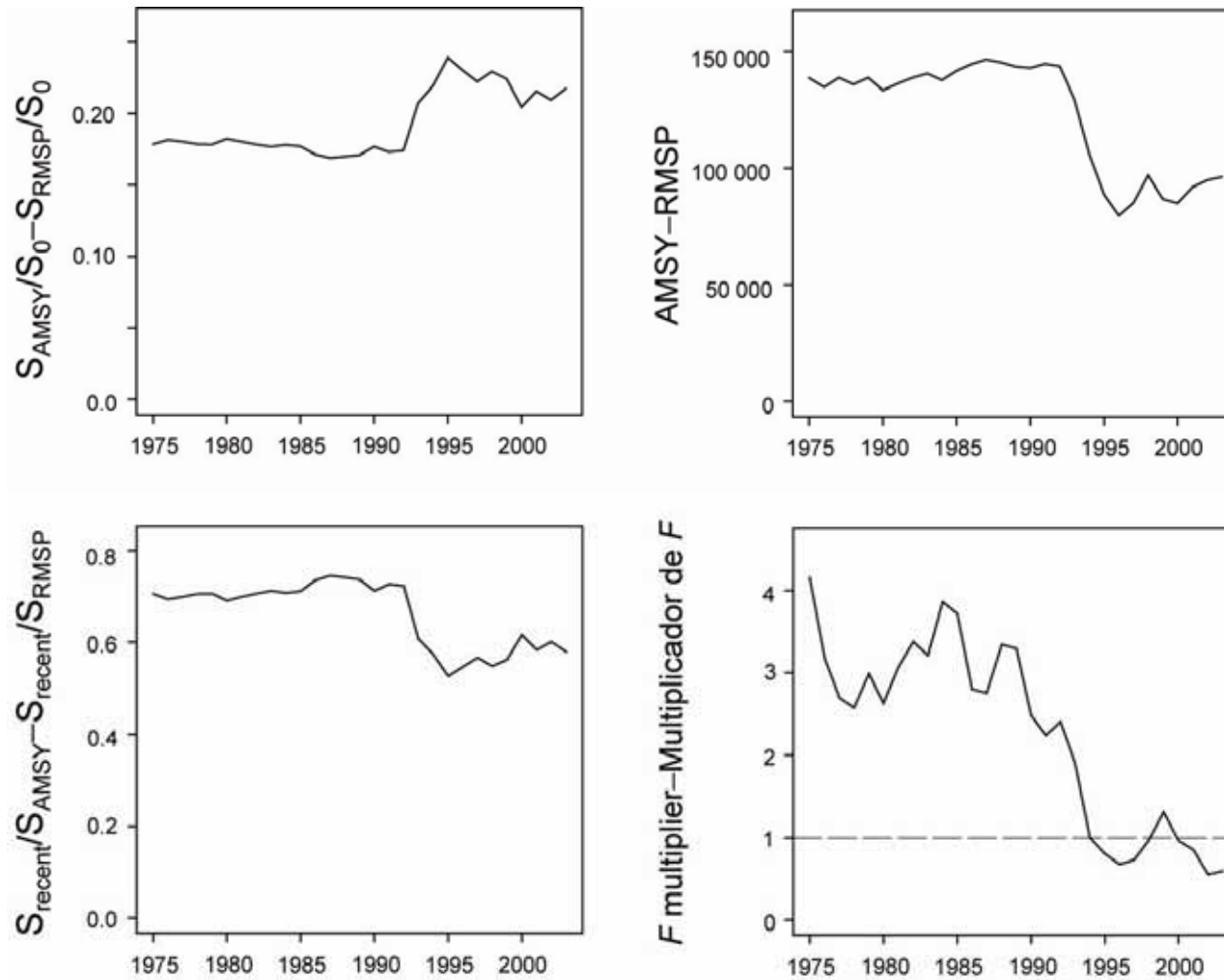
**FIGURE 5.1a.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.21) identifies the SBR at AMSY. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates.

**FIGURA 5.1a.** 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 ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.



**FIGURE 5.1b.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the current assessment and the most recent previous assessment. The horizontal lines (at about 0.20 and 0.21) indicate the SBRs at AMSY.

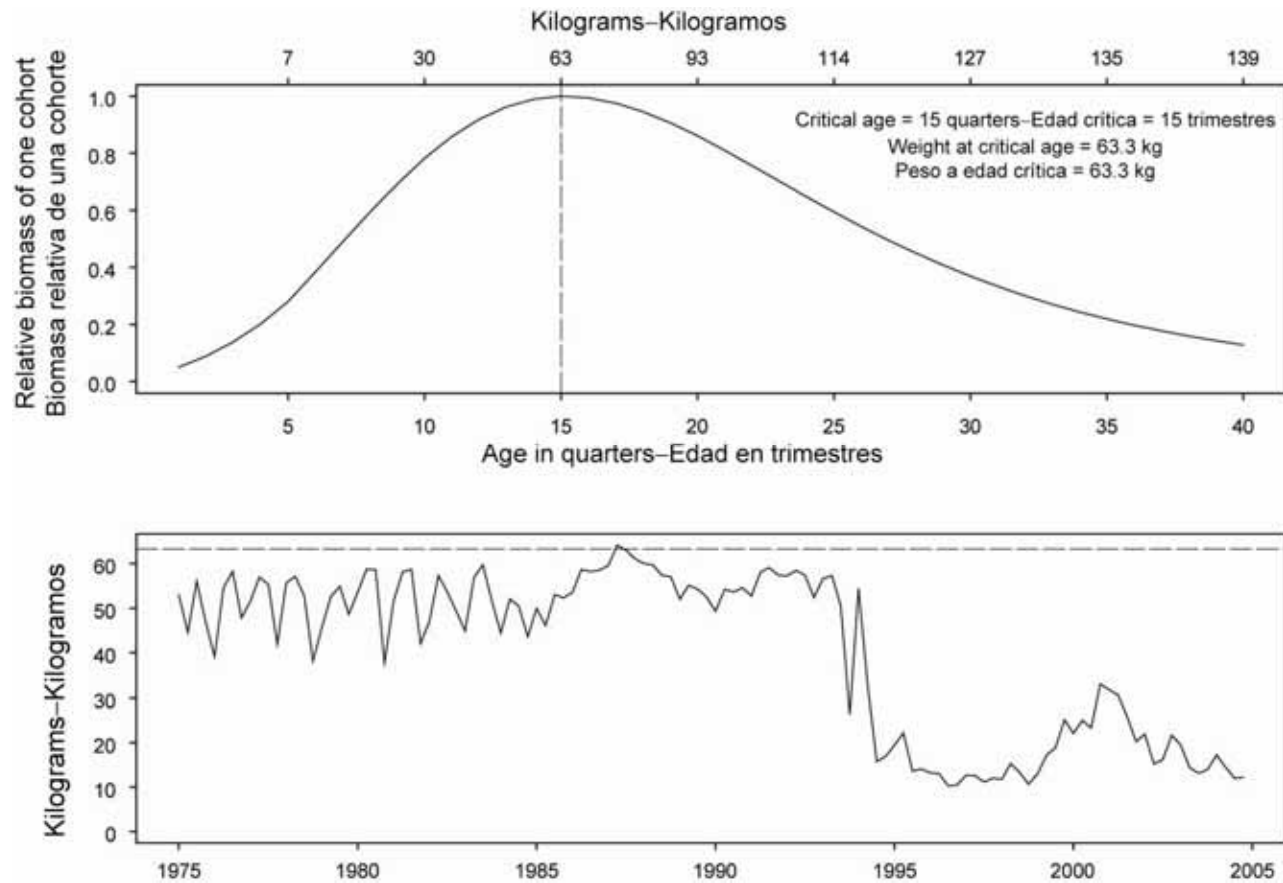
**FIGURA 5.1b.** Comparación de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO de la evaluación actual y la evaluación previa más reciente. Las líneas horizontales (en aproximadamente 0,20 y 0,21) identifican el SBR en RMSP.



**FIGURE 5.1c.** Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. ( $S_{recent}$  is the spawning biomass at the start of 2005.)

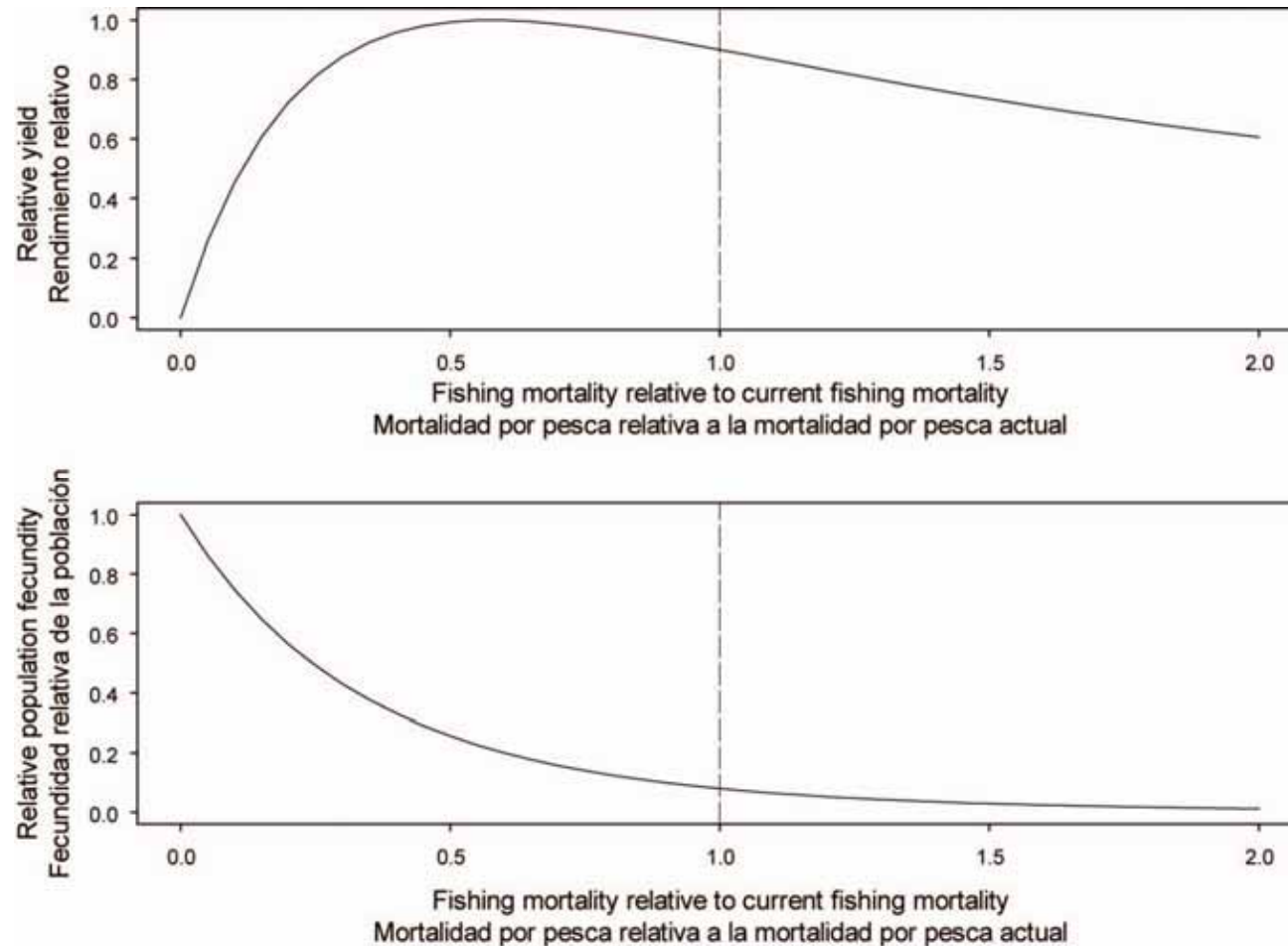
**FIGURA 5.1c.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ( $S_{recent}$  es la biomasa reproductora al principio de 2005.)





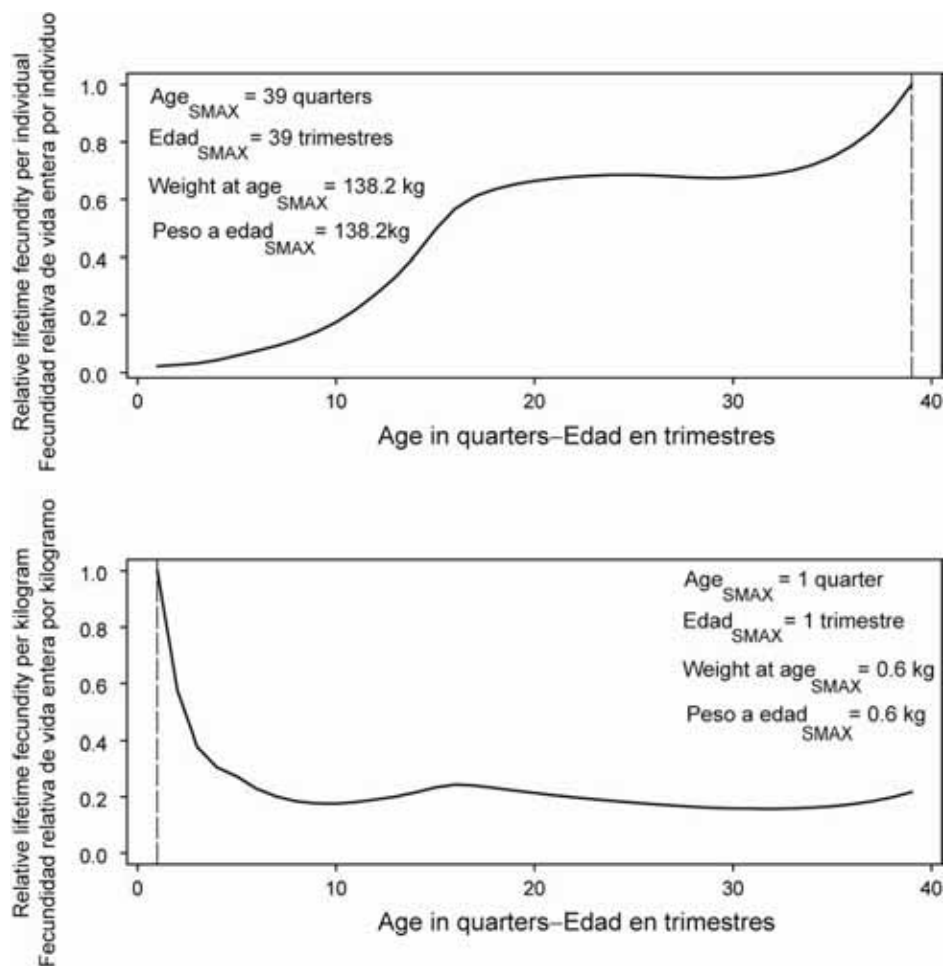
**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort, and identifies the critical age and critical weight (Section 5), and the lower panel shows the average 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 promedios 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.



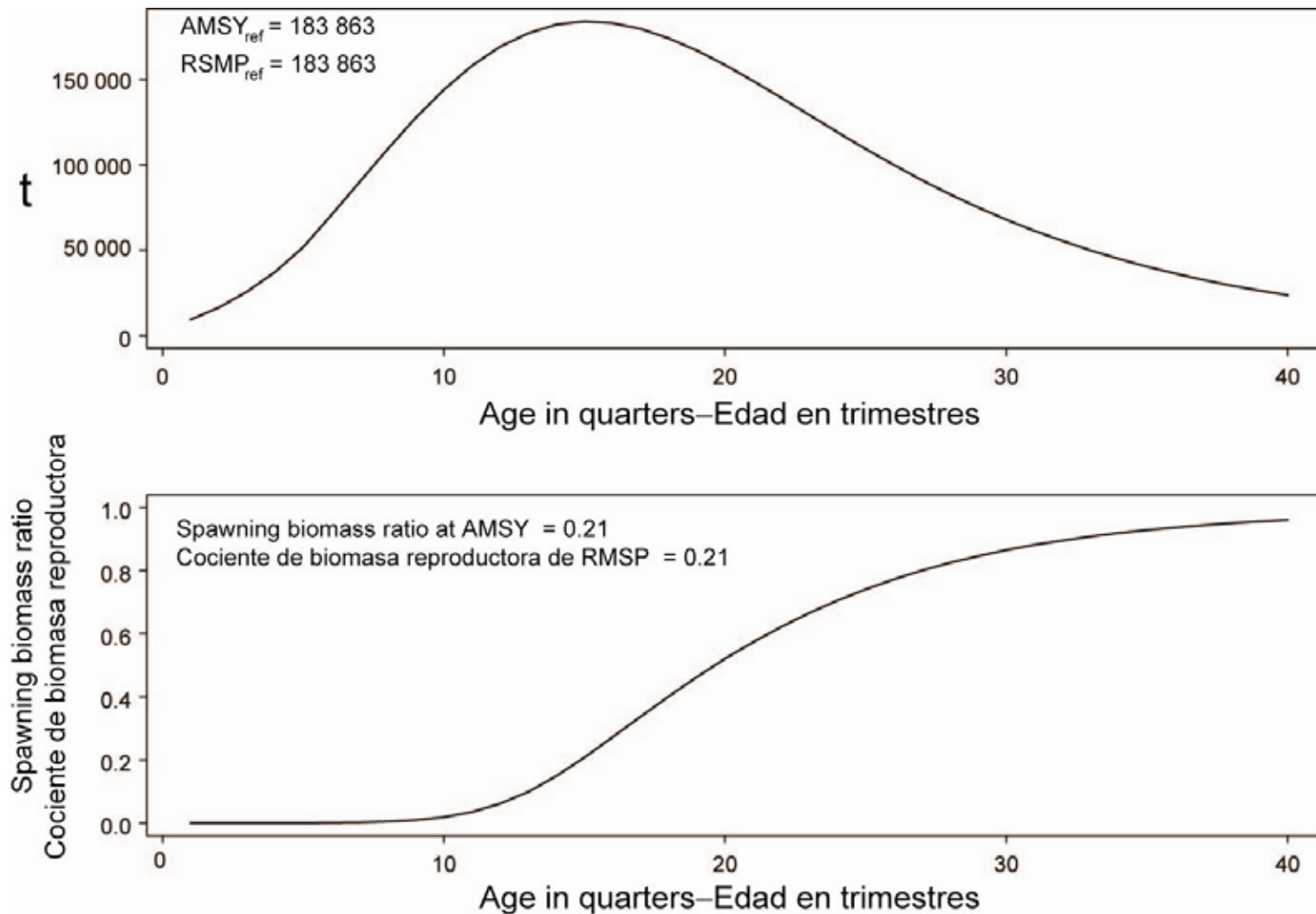
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2002 and 2003. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and 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 2002 y 2003. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



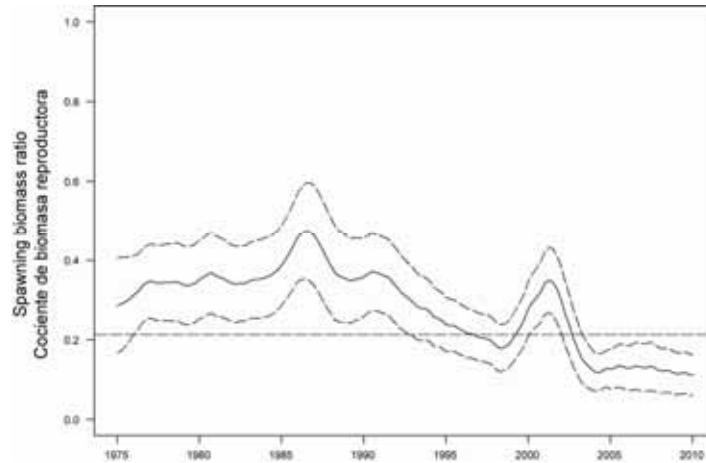
**FIGURE 5.4.** Marginal relative lifetime reproductive potential of bigeye tuna at age, based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). It was assumed, for these calculations, that the quarterly fishing mortalities equaled the average quarterly fishing mortalities for 2002-2003. The vertical 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 2002-2003. Las líneas verticales representan la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo máximo.



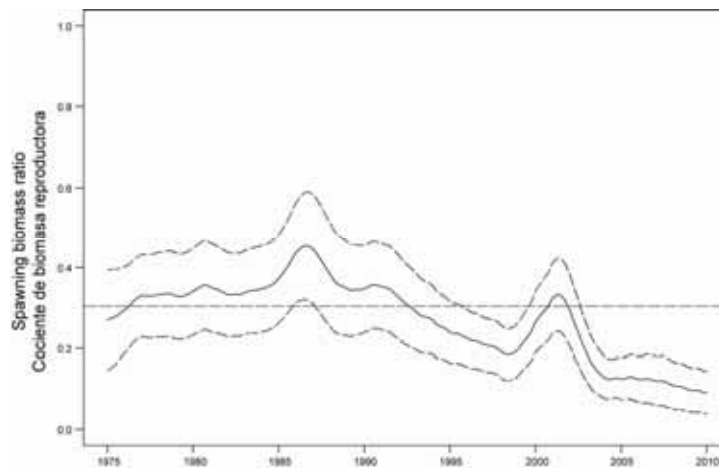
**FIGURE 5.5.** Yield of bigeye tuna calculated when catching only individuals at a single age (upper panel), and the associated spawning biomass ratio (lower panel).  $t$  = metric tons.

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



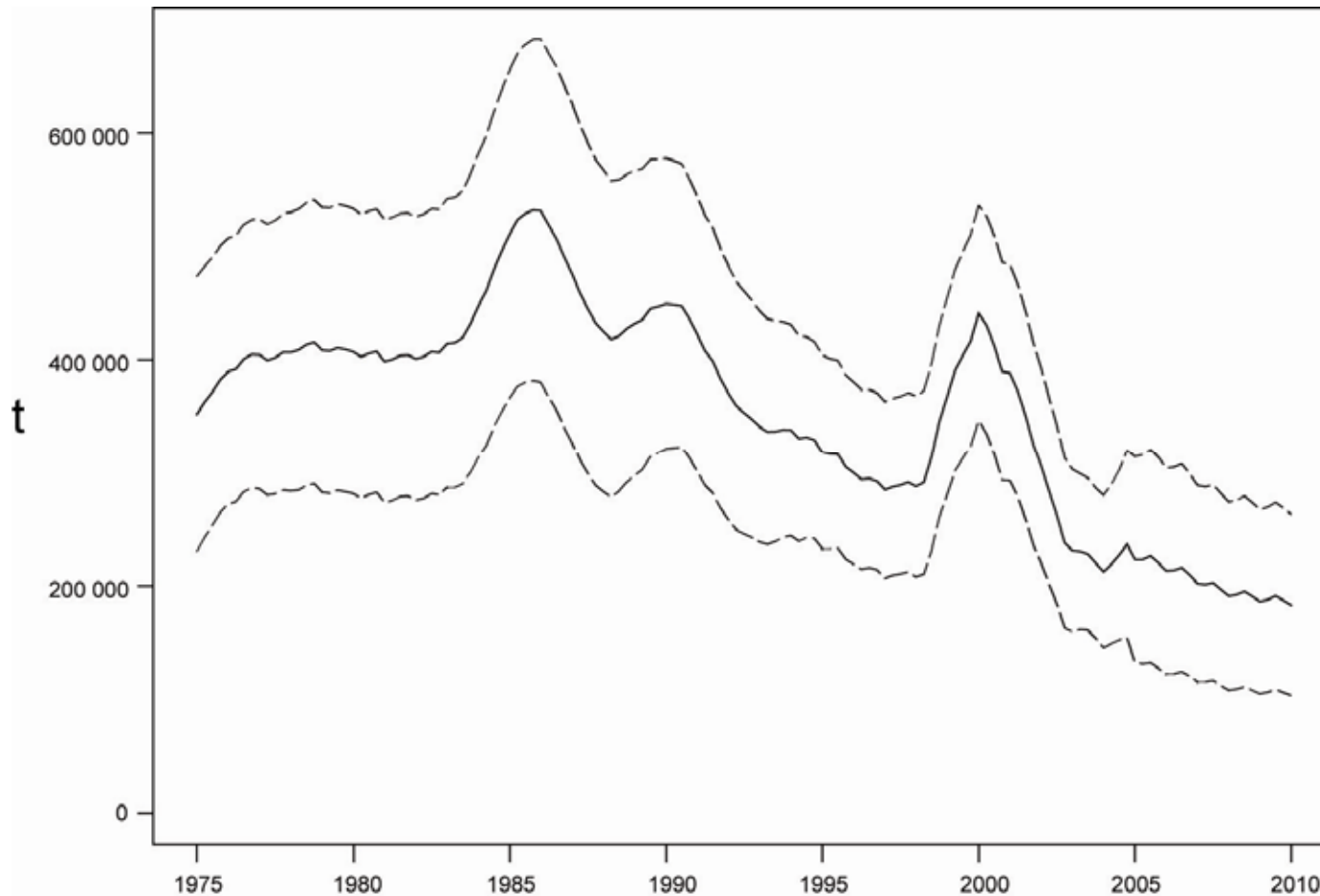
**FIGURE 6.1a.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.21) identifies the SBR at AMSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates and the thin dashed lines the 95% confidence intervals around these estimates. The estimates after 2005 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if effort continues at the average of that observed in 2004.

**FIGURA 6.1a.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.21) 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 2004.



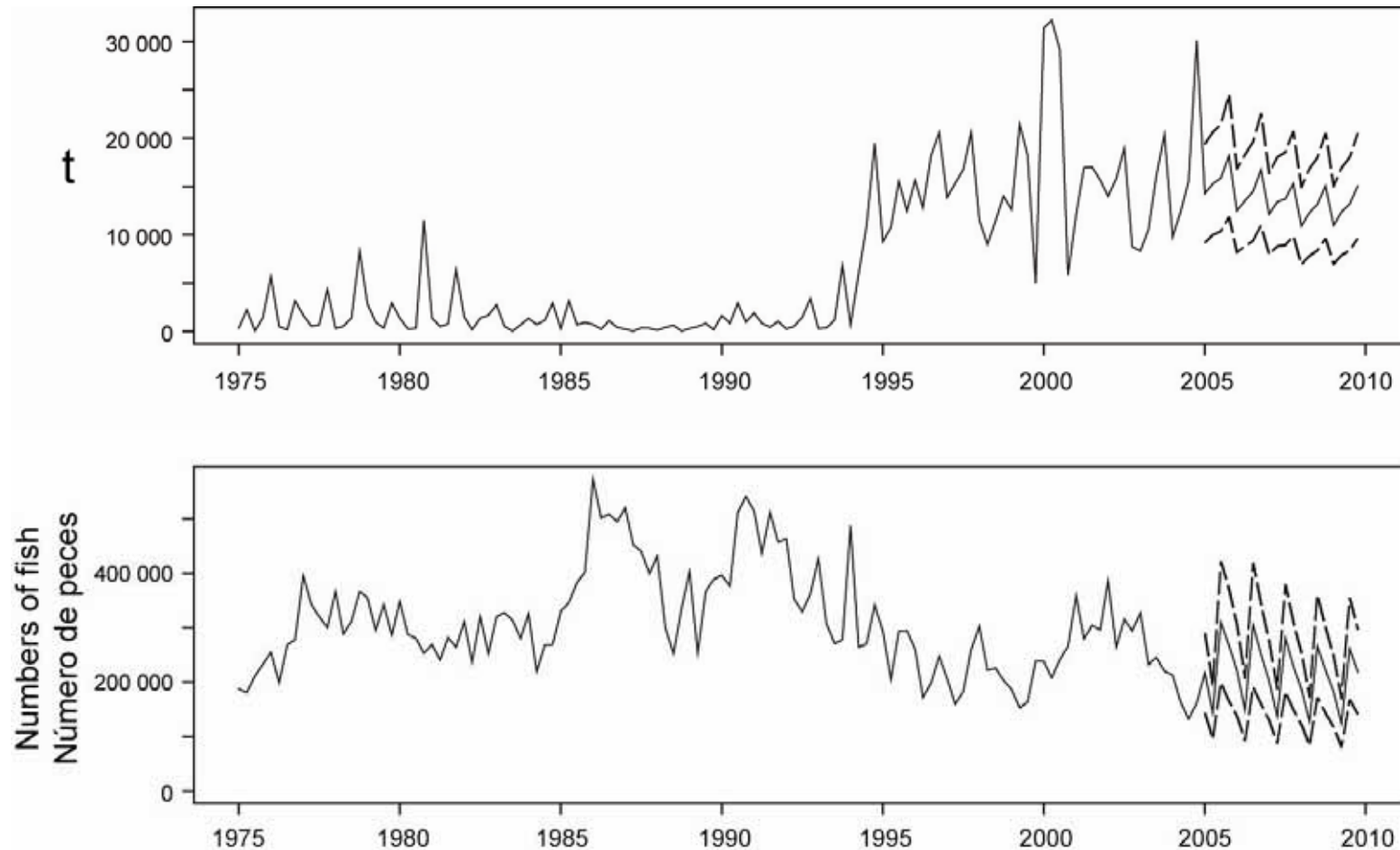
**FIGURE 6.1b.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.30) identifies the SBR at AMSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates and the thin dashed lines the 95% confidence intervals around these estimates. The estimates after 2005 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if effort continues at the average of that observed in 2004.

**FIGURA 6.1b.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO del análisis de sensibilidad de población-reclutamiento. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,30) 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 2005 (el punto grande) señalan el SBR predicho si el esfuerzo continúa en el nivel observado en 2004.



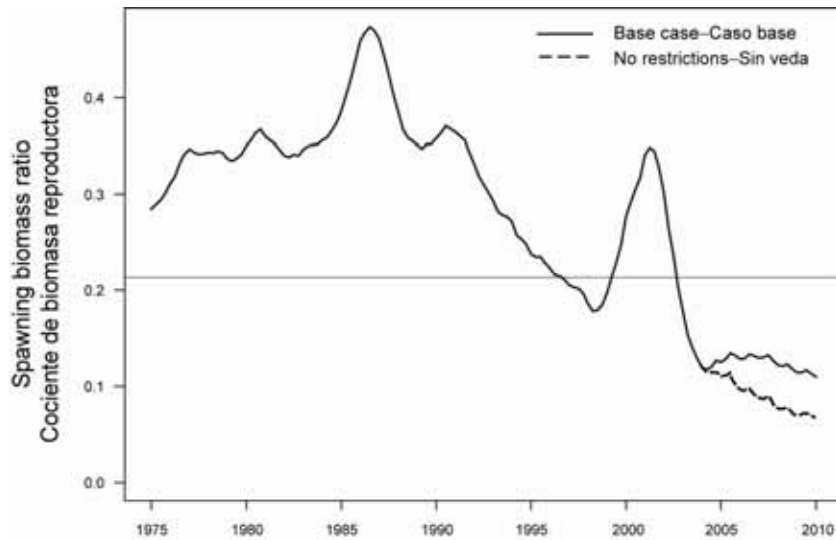
**FIGURE 6.2.** Estimated biomass of bigeye tuna of age three quarters and older, including projections for 2005-2009 with effort for 2004. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95% confidence intervals, and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2005.  $t$  = metric tons.

**FIGURE 6.2.** Biomasa estimada de atún patudo de tres trimestres o más de edad, incluyendo proyecciones para 2005-2009 con el esfuerzo de 2004. 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 2005.  $t$  = toneladas métricas.



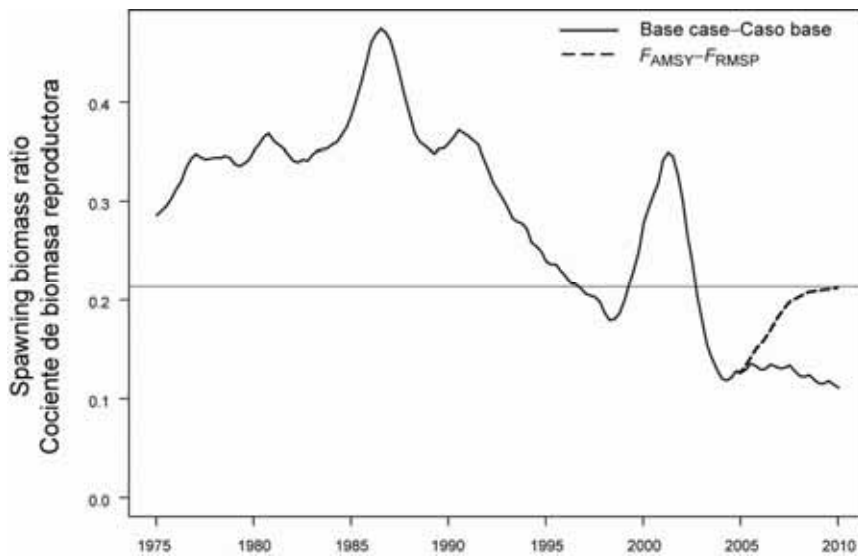
**FIGURE 6.3.** Predicted quarterly catches of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (upper panel) and longline fisheries (lower panel), based on effort for 2004. The predictions were undertaken using the maximum likelihood profile. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals 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 de 2004. 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 2004 and average catchability for 2002 and 2003 (“Base case”) and with purse-seine effort in the third quarter increased by 86% and effort increased in all quarters by 39% for the southern longline fishery to approximate the effect of no restrictions (“No restrictions”). The horizontal line indicates the  $SBR_{AMS\text{Y}}$  (0.21).

**FIGURA 6.4.** Estimaciones de verosimilitud máxima de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) proyectados de atún patudo, con el esfuerzo de 2004 y la capturabilidad media de 2002 y 2003 (“Caso base”) y con el esfuerzo cerquero en el tercer trimestre incrementado un 86% y esfuerzo incrementado un 39% para la pesquería palangrera sureña para aproximar el efecto de ninguna restricción (“Sin veda”). La línea horizontal indica el  $SBR_{RMSP}$  (0,21).



**FIGURE 6.5.** Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2005-2009 for bigeye tuna in the EPO when fishing at  $F_{AMS\text{Y}}$ , compared to the base case. The dashed horizontal line indicates the  $SBR_{AMS\text{Y}}$  (0.21).

**FIGURA 6.5.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2005-2009 para el atún patudo en el OPO con la pesca al nivel de  $F_{RMSP}$ , en comparación con el caso base. La línea de trazos horizontal señala el  $SBR_{RMSP}$  (0,21).



**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.

<b>Fishery</b>	<b>Gear</b>	<b>Set type</b>	<b>Years</b>	<b>Sampling areas</b>	<b>Catch data</b>
<b>Pesquería</b>	<b>Arte</b>	<b>Tipo de lance</b>	<b>Años</b>	<b>Zonas de muestreo</b>	<b>Datos de captura</b>
1	PS	FLT	1980-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
2	PS	FLT	1993-2004	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-2004	7, 9	
4	PS	FLT	1993-2004	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-2004	1-4, 8, 10	
6	PS LP	UNA DOL	1980-1989	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
7	PS LP	UNA DOL	1990-2004	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2004	N of 15°N–N de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
9	LL		1980-2004	S of 15°N–S de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
10	PS	FLT	1993-2004	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	1993-2004	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	1993-2004	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	1993-2004	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
1	0.47	0	21	0.43	0.73
2	0.47	0	22	0.43	0.76
3	0.47	0	23	0.42	0.79
4	0.47	0	24	0.41	0.82
5	0.47	0	25	0.40	0.84
6	0.47	0	26	0.39	0.86
7	0.47	0	27	0.38	0.88
8	0.47	0.01	28	0.37	0.90
9	0.47	0.02	29	0.36	0.91
10	0.47	0.04	30	0.35	0.93
11	0.47	0.07	31	0.34	0.94
12	0.47	0.13	32	0.33	0.95
13	0.47	0.21	33	0.31	0.96
14	0.47	0.30	34	0.30	0.97
15	0.46	0.40	35	0.29	0.97
16	0.46	0.48	36	0.29	0.98
17	0.46	0.55	37	0.28	0.99
18	0.45	0.61	38	0.27	0.99
19	0.45	0.65	39	0.26	1
20	0.44	0.69	40	0.25	1

**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 2003 to 2004.

**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	-5%	-85%	-75%	19%
2	-1%	-52%	-50%	-61%
3	78%	-59%	-77%	-35%
4	35%	11%	-54%	-19%

**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.

<b>Year</b>	<b>Total recruitment</b>	<b>Biomass of age-3 quarter+ fish</b>	<b>Spawning biomass</b>
<b>Año</b>	<b>Reclutamiento total</b>	<b>Biomasa de peces de edad 3+ trimestres</b>	<b>Biomasa de peces reproductores</b>
1975	10,974	351,802	646
1976	8,629	389,768	706
1977	14,824	404,560	786
1978	8,212	406,699	778
1979	8,572	408,369	764
1980	12,832	407,269	794
1981	9,502	398,435	816
1982	13,374	400,920	771
1983	17,887	414,413	786
1984	9,977	447,751	807
1985	8,797	510,836	875
1986	9,928	531,440	1,040
1987	12,798	475,954	1,045
1988	13,056	425,020	874
1989	8,403	432,080	796
1990	8,874	449,505	811
1991	8,564	422,295	826
1992	11,648	370,493	753
1993	10,114	340,888	665
1994	18,566	337,809	616
1995	16,196	318,146	540
1996	25,700	299,648	506
1997	22,139	284,572	466
1998	30,707	287,886	422
1999	9,136	367,845	448
2000	10,189	441,127	629
2001	16,859	388,453	773
2002	21,465	305,731	681
2003	13,420	231,363	404
2004	18,438	212,399	273
2005		223,330	285

**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)
1	28.8	0.64	21	163.59	98.22
2	37.63	1.39	22	166.17	102.79
3	46.47	2.56	23	168.48	106.99
4	55.3	4.23	24	170.53	110.82
5	64.13	6.5	25	172.36	114.3
6	73.93	9.82	26	173.99	117.46
7	83.15	13.8	27	175.43	120.31
8	92	18.5	28	176.72	122.87
9	100.45	23.88	29	177.85	125.18
10	108.46	29.82	30	178.86	127.24
11	115.95	36.2	31	179.75	129.09
12	122.88	42.83	32	180.54	130.74
13	129.31	49.66	33	181.23	132.21
14	135.22	56.53	34	181.85	133.52
15	140.59	63.3	35	182.39	134.68
16	145.47	69.88	36	182.87	135.71
17	149.88	76.21	37	183.3	136.63
18	153.87	82.25	38	183.67	137.44
19	157.47	87.94	39	184.01	138.18
20	160.7	93.27	40	184.36	138.93

**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 2002 and 2003.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the start of 2005 and at AMSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{AMSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2004.

**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  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de fish de edad 1+ años al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2002.

	Base case	Steepness = 0.75
	Caso base	Inclinación = 0.75
AMSY—RMSP	95,572	91,270
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	292,504	462,975
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	482	879
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.29	0.36
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.05	1.13
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.76	0.54
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.59	0.41
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.57	0.41

**TABLE 5.2.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna based on alternative assumptions about current fishing mortality.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the start of 2005 and at AMSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{AMSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2004.

**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  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de peces de edad 1+ años al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2002.

	$F$ 2002 and 2003 (Base case)	$F$ 2001 and 2002	$F$ 2003 and 2004
	$F$ 2002 y 2003 (Caso base)	$F$ 2001 y 2002	$F$ 2003 y 2004
AMSY (t)—RMSP (t)	95,572	93,697	93,461
$B_{\text{AMSY}}(\text{t})—B_{\text{RMSP}}(\text{t})$	292,504	289,606	292,145
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	482	480	486
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.29	0.29	0.29
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.21	0.21	0.21
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.05	1.08	1.08
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.76	0.77	0.76
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.59	0.59	0.59
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.57	0.67	0.64

**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  $B_{\text{AMSY}}$  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 2002 and 2003.

**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.

	<b>All gears</b>	<b>Purse-seine</b>	<b>Longline</b>
	<b>Todos los artes</b>	<b>Cerquero</b>	<b>Palangre</b>
AMSY—RMSP	95,572	61,394	147,214
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	292,504	230,123	307,548
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	482	397	377
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.29	0.23	0.30
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.21	0.18	0.17
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.57	1.13	2.06

**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  $B_{\text{AMSY}}$  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 2002 and 2003.

**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.

	<b>All gears</b>	<b>Purse-seine</b>	<b>Longline</b>
	<b>Todos los artes</b>	<b>Cerquero</b>	<b>Palangre</b>
AMSY—RMSP	91,270	57,879	141,237
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	462,975	421,950	490,544
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	879	828	844
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.36	0.33	0.38
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.30	0.29	0.29
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.41	0.73	1.19

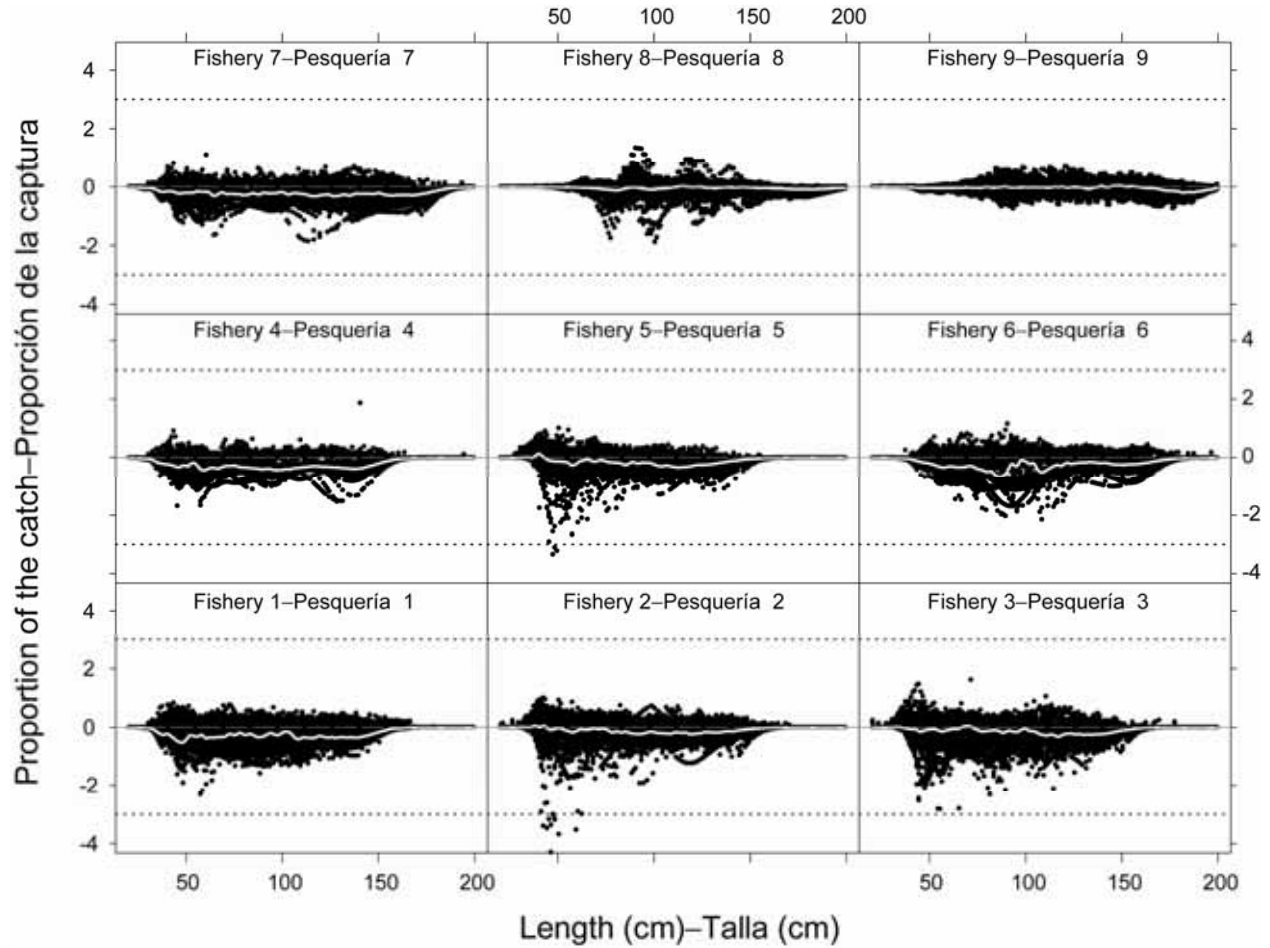
**TABLE 6.1.** SBR from the projections under three different scenarios for future effort.

**TABLA 6.1.** SBR de las proyecciones con tres escenarios diferentes de esfuerzo futuro.

<b>Year</b>	<b>Base case</b>	<b>h = 0.75</b>	<b>No restrictions</b>	<b><math>F_{AMSY}</math></b>
<b>Año</b>	<b>Caso base</b>	<b>h = 0.75</b>	<b>Sin restricción</b>	<b><math>F_{AMSY}</math></b>
2005	0.13	0.12	0.11	0.13
2006	0.13	0.12	0.10	0.15
2007	0.13	0.12	0.09	0.18
2008	0.12	0.11	0.08	0.20
2009	0.12	0.10	0.07	0.21
2010	0.11	0.09	0.07	0.21

**APPENDIX A: DIAGNOSTICS**

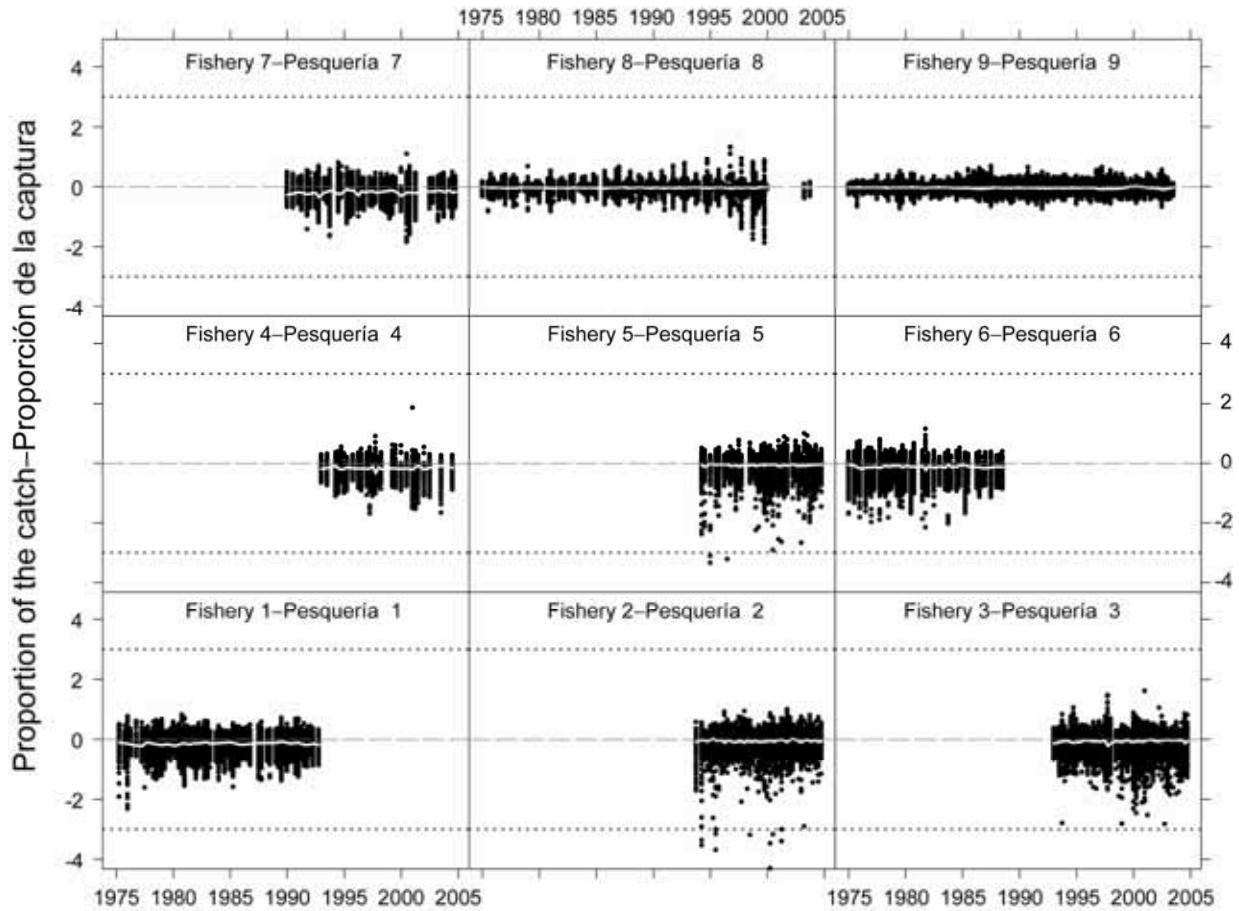
**ANEXO A: DIAGNOSTICOS**



**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.

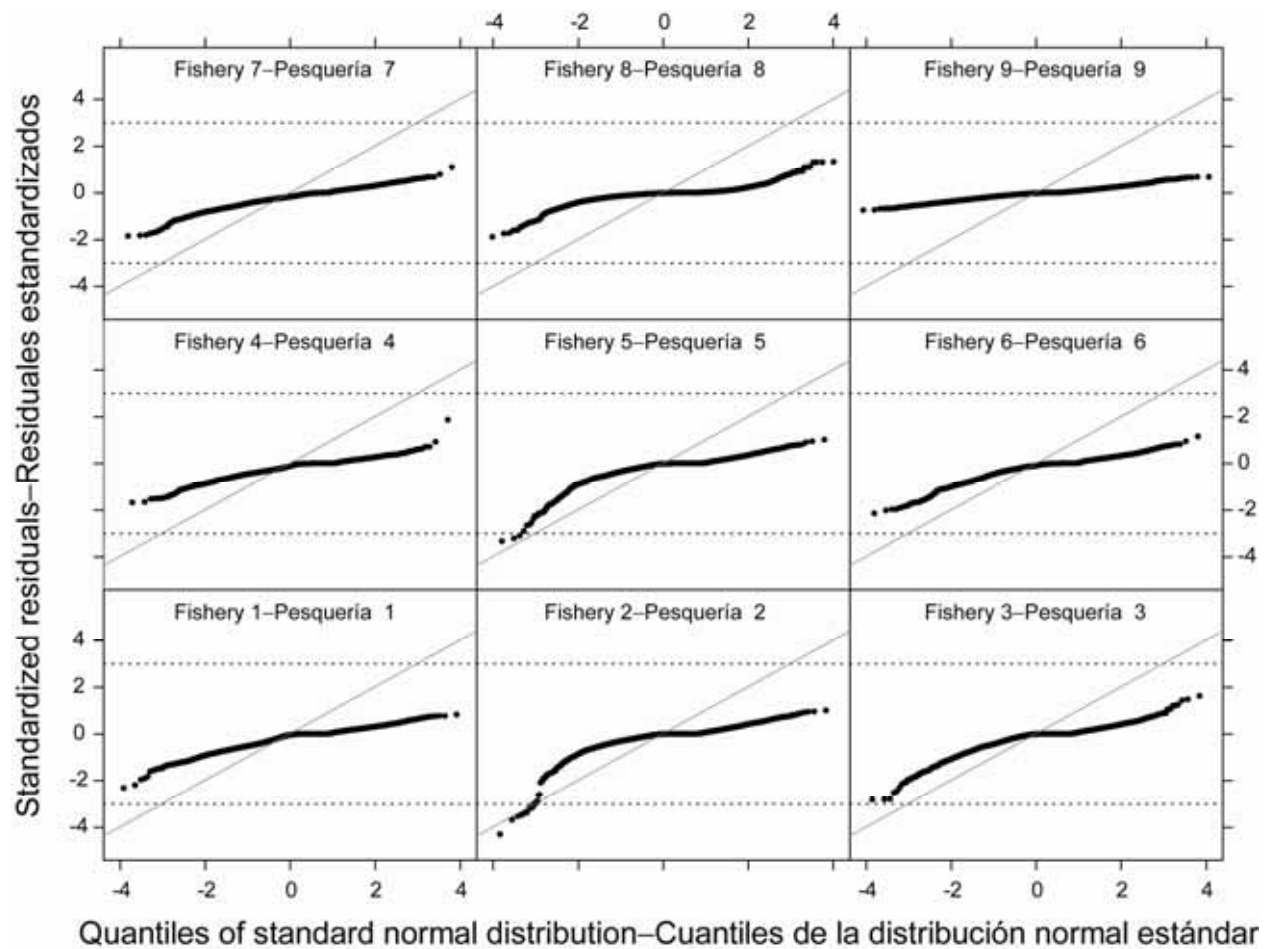
**FIGURA A.1.** Residuales estandarizados del ajuste a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería y clase de talla. La línea ajustada es un suavizador loess. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones en cualquier lado del medio.





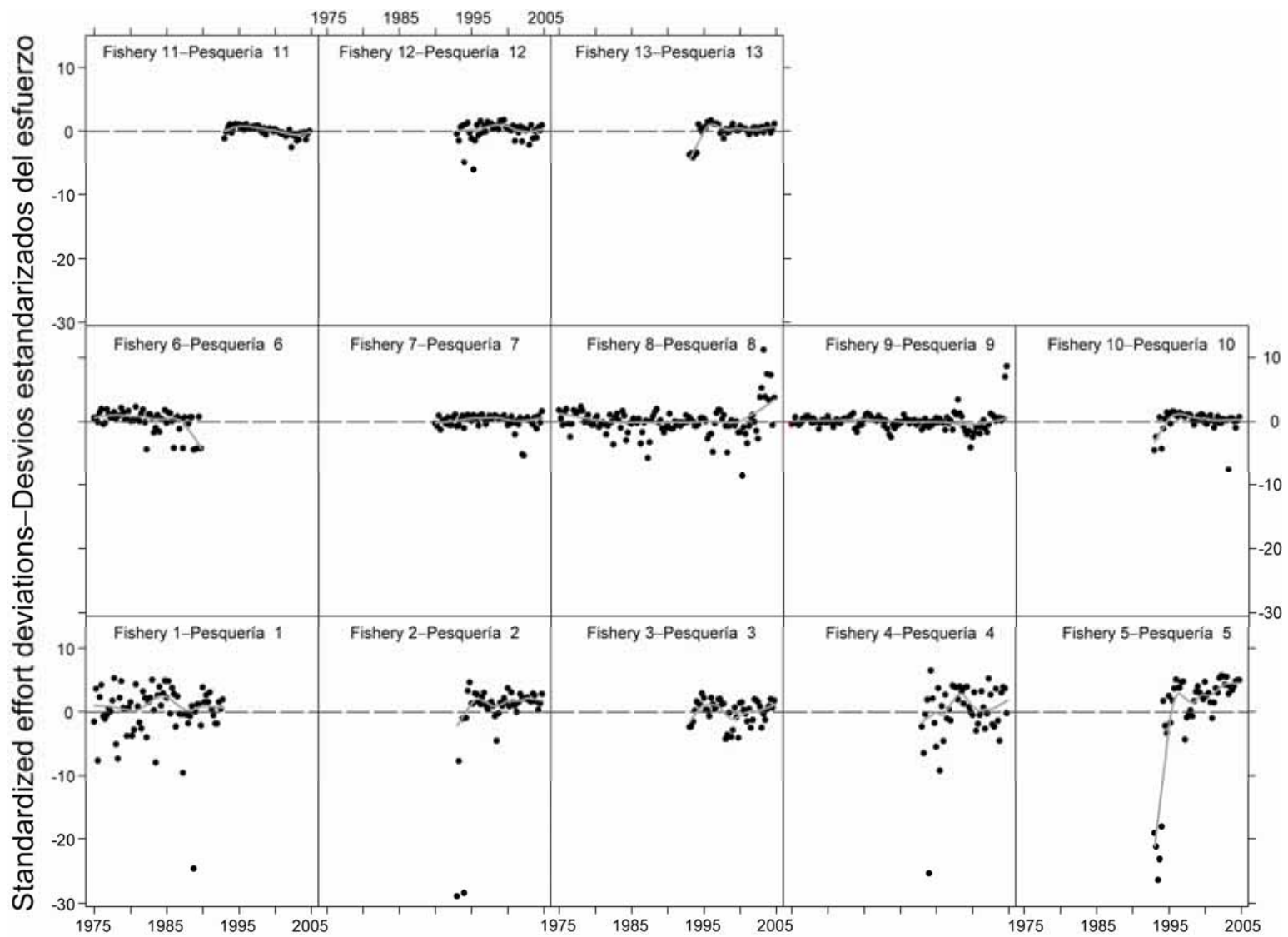
**FIGURE A.2.** Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and year. The fitted line is a loess smoother. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

**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.

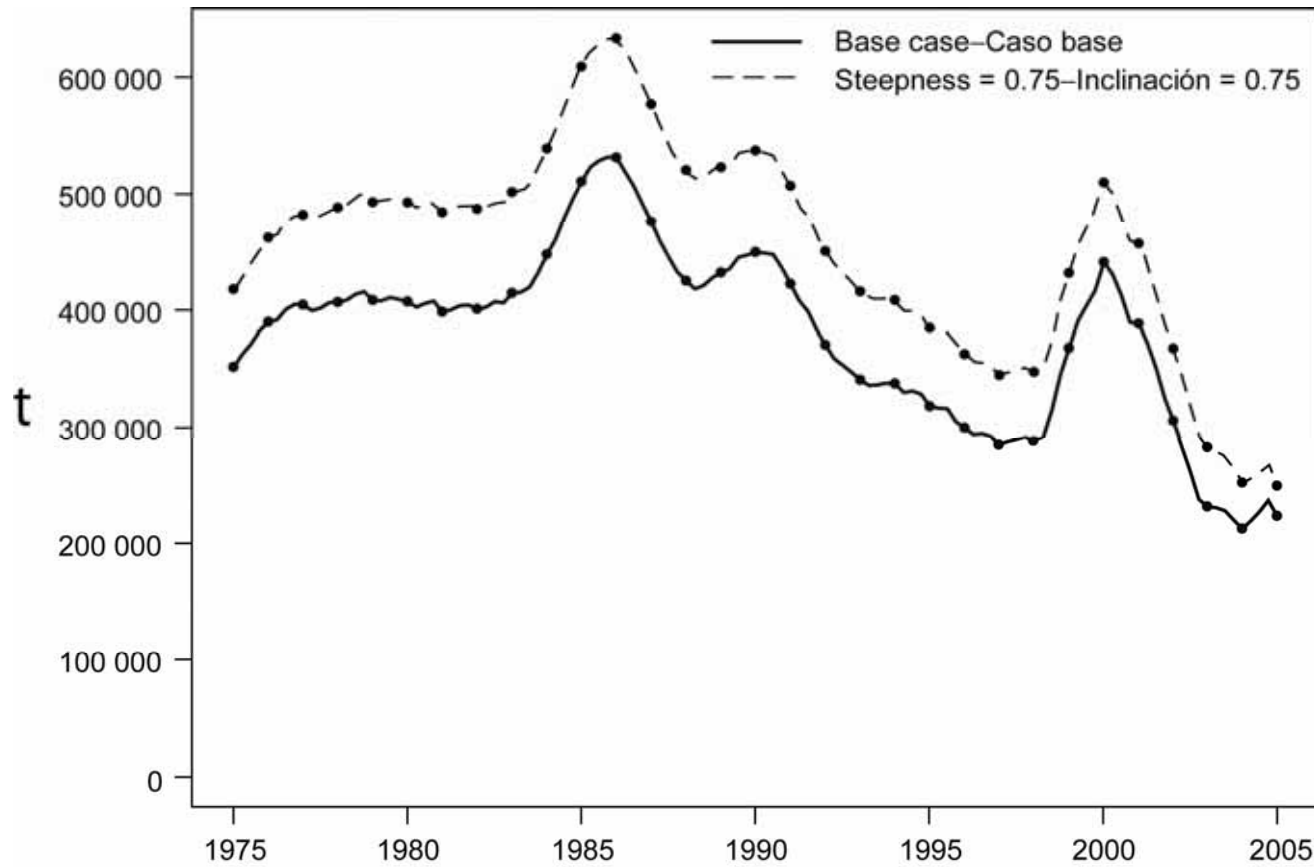
**FIGURA A.3.** Gráficos Q-Q de los residuos de los ajustes a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuos siguiendo distribuciones normales. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones estándar en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



**FIGURE A.4.** Standardized effort deviates for bigeye tuna, by fishery and quarter. The fitted line is a loess smoother.

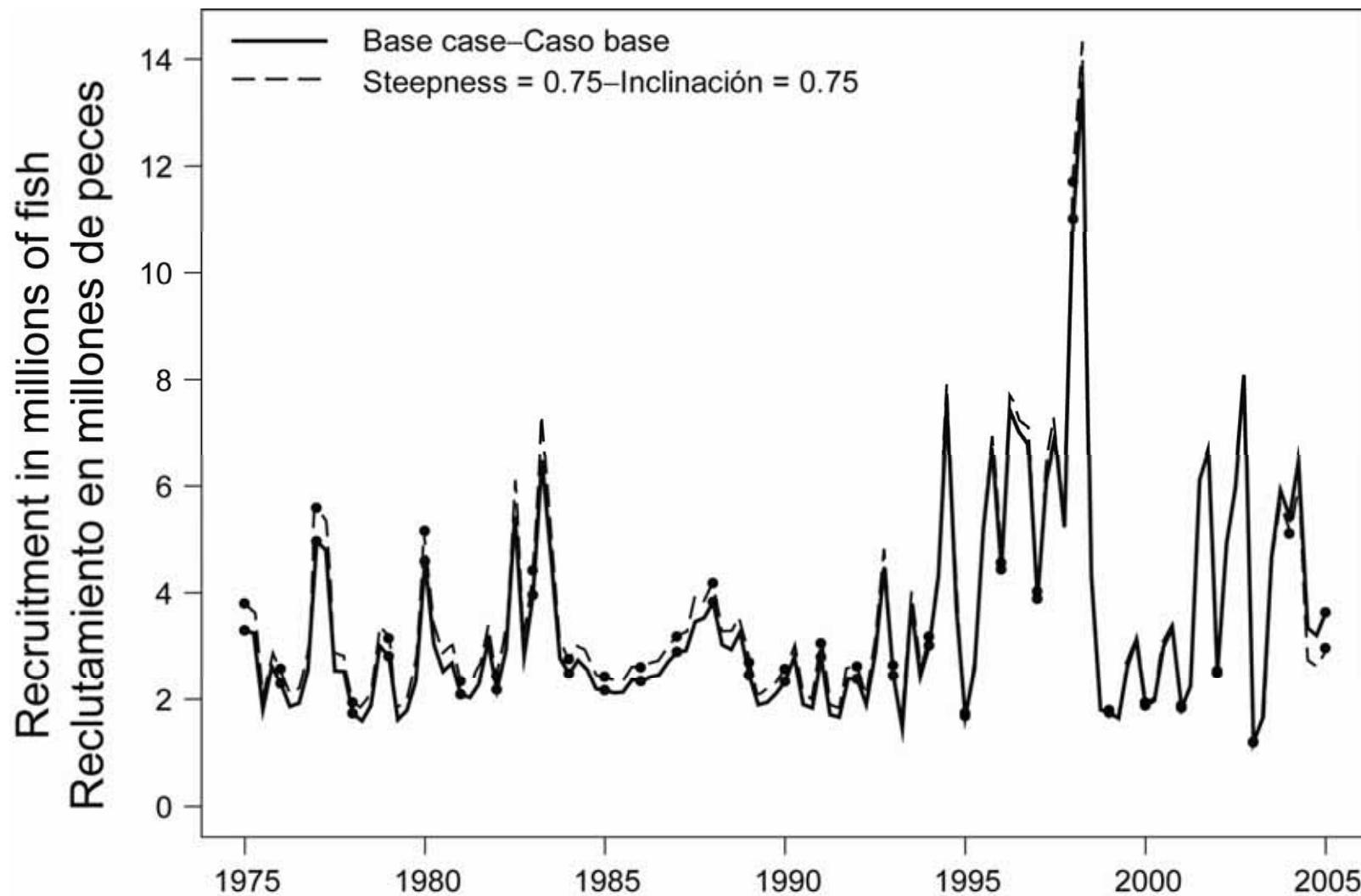
**FIGURA A.4.** Desvíos estandarizados del esfuerzo de atún patudo, por pesquería y trimestre. La línea ajustada es un suavizador loess.

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



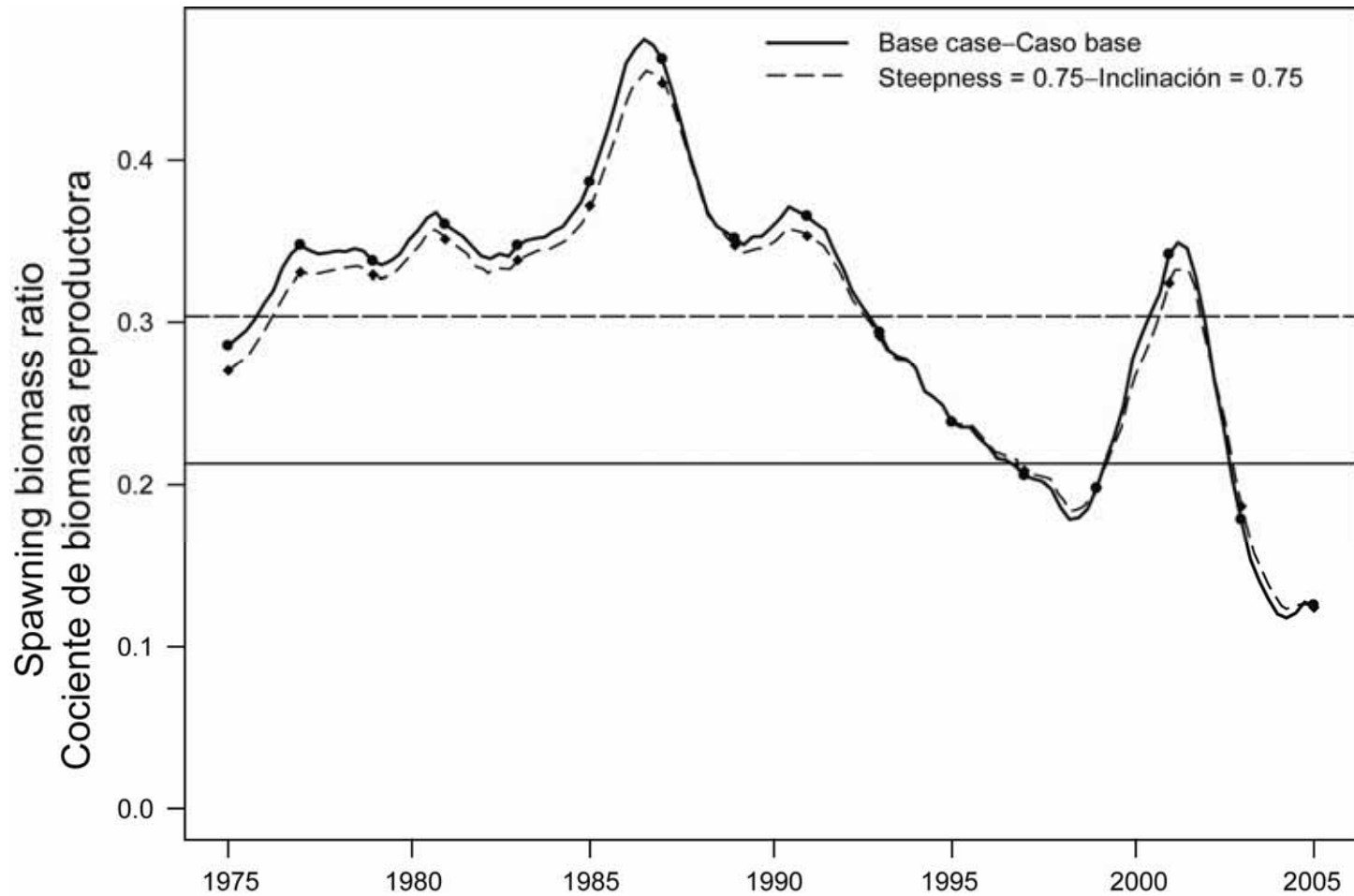
**FIGURE B.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**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).



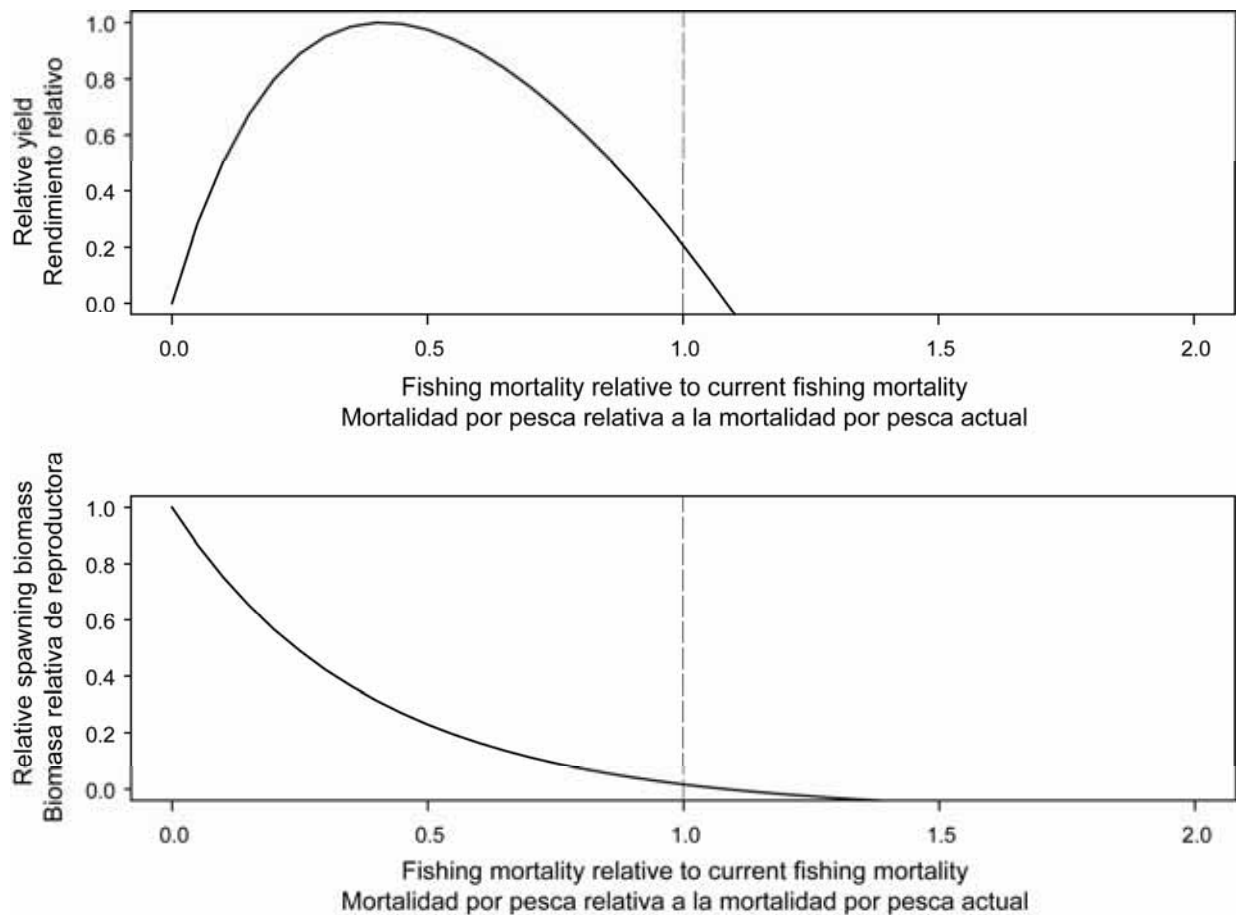
**FIGURE B.2.** Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**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).



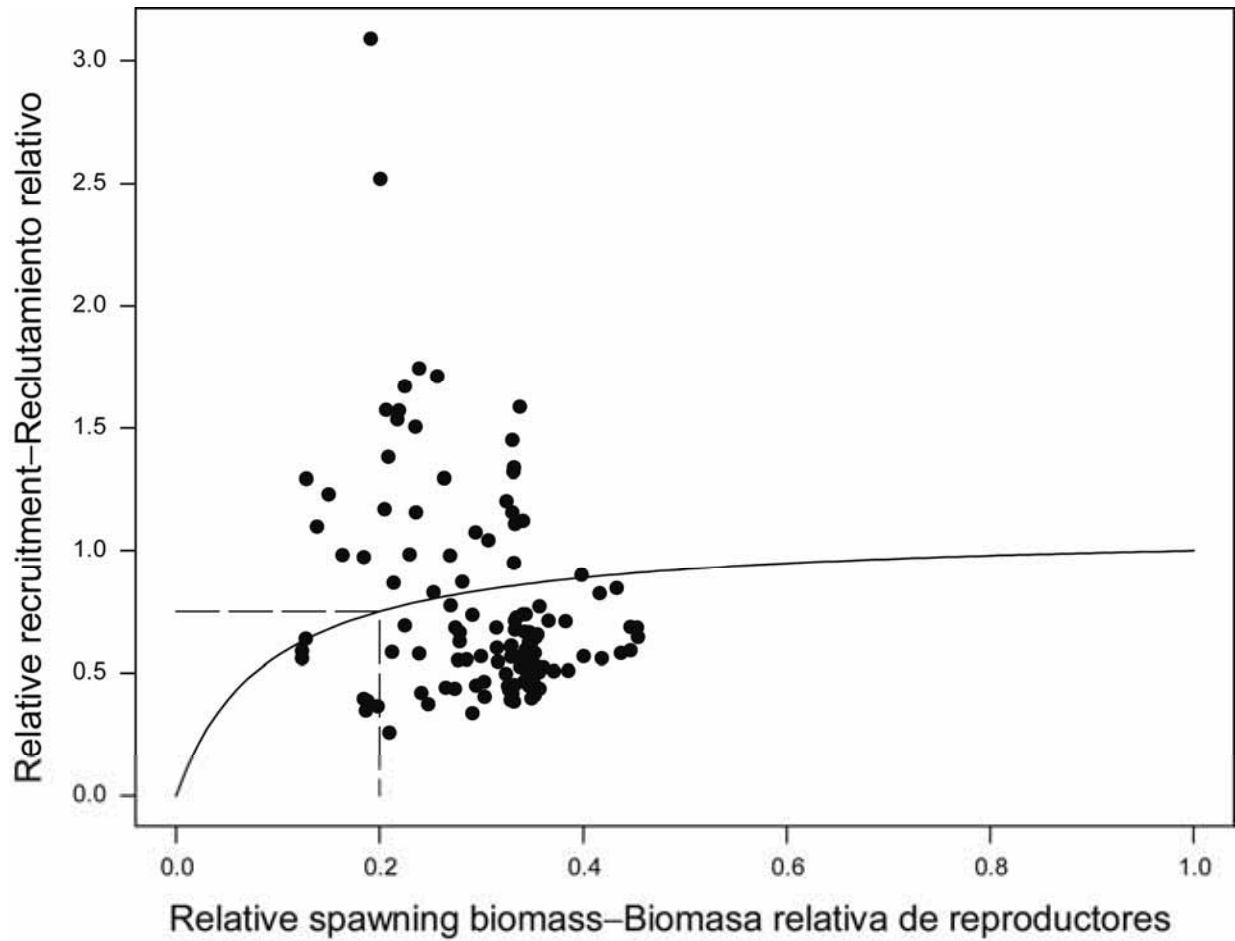
**FIGURE B.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

**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 RMSP 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 RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



**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).

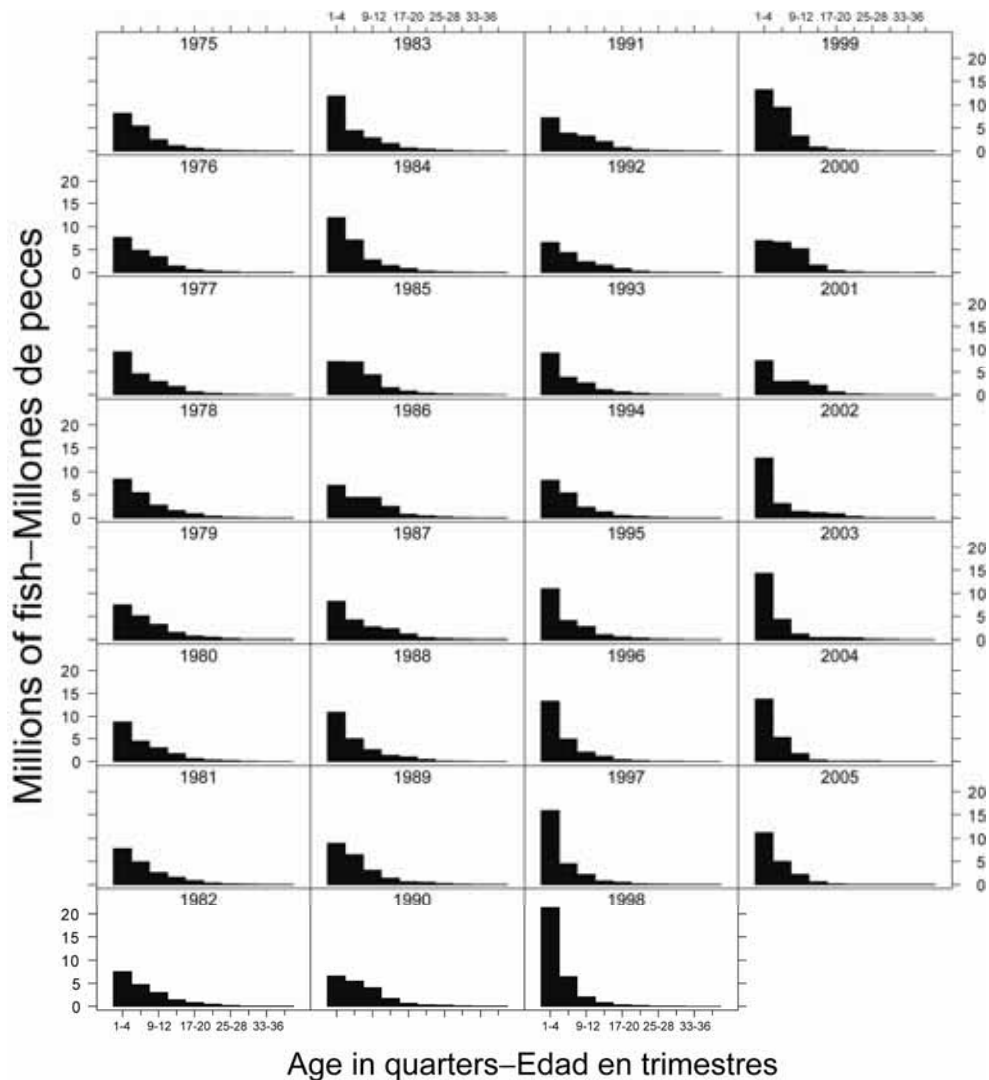


## APPENDIX C: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

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 C: 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 C.1.** Estimated numbers of bigeye tuna present in the EPO on 1 January of each year.  
**FIGURA C.1.** Número estimado de atunes patudo presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

**TABLE C.1.** Average annual fishing mortality rates for bigeye tuna in the EPO for the base case assessment.**TABLA C.1.** Tasas medias de mortalidad anual por pesca de atún patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

Year Año	Age—Edad									
	1-4	5-8	9-12	13-16	17-20	21-24	25-28	29-32	33-36	37+
1975	0.01	0.07	0.15	0.20	0.18	0.17	0.18	0.18	0.18	0.18
1976	0.02	0.08	0.19	0.25	0.22	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
1977	0.02	0.10	0.21	0.31	0.29	0.27	0.27	0.28	0.28	0.28
1978	0.03	0.11	0.22	0.30	0.27	0.26	0.26	0.27	0.27	0.27
1979	0.01	0.10	0.20	0.28	0.26	0.24	0.24	0.25	0.25	0.25
1980	0.02	0.12	0.21	0.28	0.26	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1981	0.02	0.09	0.18	0.26	0.24	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
1982	0.01	0.08	0.18	0.25	0.22	0.21	0.21	0.23	0.23	0.23
1983	0.01	0.08	0.20	0.28	0.25	0.24	0.24	0.25	0.25	0.25
1984	0.02	0.07	0.16	0.22	0.19	0.18	0.18	0.20	0.20	0.20
1985	0.01	0.08	0.17	0.24	0.22	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21
1986	0.01	0.09	0.25	0.34	0.32	0.31	0.31	0.32	0.32	0.32
1987	0.01	0.08	0.25	0.36	0.35	0.33	0.33	0.34	0.34	0.34
1988	0.01	0.07	0.20	0.29	0.28	0.27	0.27	0.28	0.28	0.28
1989	0.01	0.07	0.20	0.28	0.26	0.25	0.25	0.27	0.27	0.27
1990	0.01	0.10	0.26	0.36	0.34	0.32	0.31	0.32	0.32	0.32
1991	0.01	0.10	0.30	0.42	0.40	0.39	0.38	0.38	0.38	0.38
1992	0.01	0.10	0.27	0.38	0.38	0.35	0.34	0.35	0.35	0.35
1993	0.03	0.09	0.26	0.36	0.36	0.34	0.33	0.33	0.33	0.33
1994	0.16	0.23	0.41	0.45	0.39	0.38	0.36	0.37	0.37	0.36
1995	0.32	0.28	0.44	0.46	0.34	0.34	0.29	0.30	0.30	0.30
1996	0.53	0.39	0.53	0.48	0.29	0.29	0.26	0.26	0.26	0.26
1997	0.41	0.39	0.57	0.50	0.28	0.27	0.26	0.26	0.26	0.26
1998	0.28	0.26	0.39	0.45	0.35	0.36	0.30	0.30	0.30	0.30
1999	0.25	0.22	0.32	0.31	0.18	0.19	0.15	0.15	0.15	0.15
2000	0.37	0.40	0.49	0.41	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
2001	0.37	0.33	0.51	0.46	0.30	0.29	0.28	0.28	0.28	0.28
2002	0.58	0.58	0.80	0.63	0.47	0.45	0.44	0.45	0.45	0.45
2003	0.48	0.44	0.69	0.69	0.50	0.49	0.48	0.49	0.49	0.49
2004	0.42	0.42	0.60	0.51	0.36	0.32	0.29	0.29	0.29	0.29

# CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2004 Y PERSPECTIVAS PARA 2005

por

Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	179
2. Datos .....	181
3. Supuestos y parámetros.....	184
4. Evaluación de la población .....	187
5. Condición de la población.....	195
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	200
7. Direcciones futuras.....	203
Referencias.....	204
Figuras.....	127
Tablas .....	161
Anexos .....	168

### 1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación 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. La evaluación aquí reportada se basa en una sola población en el Océano Pacífico oriental. Sus resultados son consistentes con los resultados de otros análisis del atún patudo en el Pacífico entero.

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 2004 y la de 2003 son las siguientes:

1. Se incluyeron en el análisis insumos modificados para la distribución previa de talla a edad basados en los conteos de los incrementos diarios en los otolitos. Se usaron los datos de edad a talla para convertir la madurez, fecundidad, y proporciones de hembras en la población de talla en edad. Se actualizaron las proporciones de hembras en la población por talla con datos de la pesquería palangrera japonesa. Se usaron los cambios en la proporción de hembras en la población por edad y la madurez por edad para actualizar las estimaciones de la mortalidad natural. Los cambios en la talla a edad exigieron que el modelo comenzara a la edad de un trimestre a fin de abarcar el rango de tallas observado en las pesquerías...
2. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de tallas de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2004 y datos revisados de 2000-2003.
3. Se actualizaron los datos de esfuerzo de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2004 y datos revisados de 1975-2003.
4. Los informes mensuales de datos de captura de la pesquería palangrera brindaron, en el momento de la evaluación, datos de captura de 2004 completos en el caso de Japón y la República de Corea, y parciales en el caso de las otras naciones.
5. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas de 1999-2002 y se añadieron datos nuevos de 2003.
6. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de Taipei Chino para incluir datos nuevos de 2002.
7. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras de China para incluir datos

nuevos de 2003 y datos revisados de 2001 y 2002.

8. Se actualizaron los datos de captura palangrera por talla de 2001-2002 y se añadieron datos nuevos de 2003.
9. Se actualizaron los datos de esfuerzo palangrero con base en la estandarización estadística basada en hábitat de la captura por unidad de esfuerzo para incluir datos de 2002, y se usó una regresión que usa datos de captura y esfuerzo no procesados para extender la serie de tiempo estandarizada hasta el segundo trimestre de 2004.

Se realizó un análisis de sensibilidad para evaluar la 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.

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 18 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de los de más de unos 18 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 serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan patudo pequeño, no operaban. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos en 2001 y 2002 fueron superiores al promedio. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla. 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.

La biomasa de patudo de edad 3+ trimestres aumentó durante 1980-1984 y alcanzó su nivel pico de unas 531,000 toneladas en 1986. Posteriormente disminuyó a un mínimo histórico de unas 212,000 toneladas al principio de 2004. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 3+ trimestres y de los reproductores, pero se estima que ambas están cerca de sus niveles más bajos. Es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. 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 son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Se determinó que la relación entre el reclutamiento y el índice ambiental usado en evaluaciones previas no era significativa, y por lo tanto no fue usada en el análisis.

Al principio de enero de 2005, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba disminuyendo de un nivel alto reciente. En ese momento el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) era aproximadamente 0,13, un 41% menor que el nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio ( $SBR_{RMSP}$ ), con límites de confianza superior e inferior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0,08 y 0,18. La estimación del límite de confianza superior es inferior a la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0,21). Las evaluaciones previas predijeron que la biomasa reproductora disminuiría por debajo del nivel de  $SBR_{RPMS}$ .

Las estimaciones del SBR promedio que se proyecta ocurrirá durante 2005-2010 indican que es probable que el SBR 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.

El peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas ha sido sustancialmente

inferior al peso crítico (unos 63,3 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.

Se estima que las capturas recientes han estado un 5% 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 57% de nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 57% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo un 11%, y la biomasa reproductora de la población un 69%. 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. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP fue mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca fue inferior al nivel correspondiente al RMSP.

Todos los análisis considerados sugieren que, al principio de 2005, 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.

Se estima que los efectos de la Resolución Sobre Un Programa Multianual Sobre la Conservación de Atunes en el Océano Pacífico Oriental para 2004, 2005 y 2006 (Resolución C-04-09) serán insuficientes para permitir a la población recuperarse. Si se redujera el esfuerzo a los niveles correspondientes al RPMS, la población se recuperará a  $S_{RMSP}$  dentro del período de proyección de 5 años.

## **2. DATOS**

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2004 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2004, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta el 1 de abril de 2005. 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, 2005). 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 (2005), 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 trimestrales medios de escala por pesquería para 2000-2004, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1993-1999. Harley y Maunder (2005) presentan un análisis de sensibilidad en el que se comparan los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de composición por especie de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de descarga de las enlatadoras. 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 (2003), Taipei Chino (2002), y China (2003), y de datos actualizados de Japón (1999-2002) y China (2001-2002). Los informes mensuales de datos de captura de la pesquería palangrera brindaron, en el momento de la evaluación, datos de captura de 2004 completos en el caso de Japón y Corea, y parciales en el caso de las otras naciones.

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, 2005), 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), el método basado en hábitat (Hinton y Nakano 1996, Bigelow *et al.* 2003), o redes neuronales (Harley y Maunder 2004, 2005). En la presente evaluación, usamos la CPUE de 1975-2002 estandarizada por el método estadístico basado en hábitat (statHBS), provista por Adam Langley, de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico. Para la pesquería palangrera del sur, extendimos la CPUE hasta el segundo trimestre de 2004 mediante una regresión de la CPUE trimestral sin procesar, provista por Naozumi Miyabe, del NRIFSF, contra la CPUE statHBS.

### **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 2004. 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.

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.

En el caso de las pesquerías palangreras, se dispuso de CPUE estandarizada para estimar el esfuerzo efectivo en cada trimestre durante 1975-2002. Para 2003 y los dos primeros trimestres de 2004, se predijo la CPUE estandarizada de la pesquería palangrera del sur en cada trimestre a partir de estimaciones de la CPUE nominal, usando una regresión. Se estimó el esfuerzo de pesca combinado de todas las naciones dividiendo las capturas observadas combinadas de todas las naciones por la CPUE. Se supuso que el esfuerzo trimestral en 2003 y 2004 fue igual que aquél estimado para 2002 en la pesquería palangrera del norte. Se supuso que el esfuerzo trimestral en los dos últimos trimestres de 2004 fue igual a aquél estimado para 2003 en la pesquería palangrera del sur.

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. No se dispuso de datos de descartes de 2004 para el análisis, y se supuso que la tasa de descarte por trimestre fue igual que en 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 cercanas.

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 datos de frecuencia de talla nuevos de 2004 y actualizados de 2000-2003 para las pesquerías de superficie. Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa para 2003, y los datos de 2001-2002 han sido actualizados. No se usan en la evaluación los datos de composición por tamaño de las 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.

## **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 28,8 cm y una edad de un trimestre; esto es diferente de las evaluaciones previas, que supusieron 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. Los análisis previos (por ejemplo, Harley y Maunder 2005), las evaluaciones del atún aleta amarilla del OPO (por ejemplo, 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. Evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001) produjeron estimaciones de la variación de talla a edad inverosímilmente altas, y por lo tanto se usó 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).

Schaefer y Fuller (presentado) usaron datos de marcado y recaptura y de los incrementos diarios en los otolitos para determinar curvas de crecimiento para el atún patudo en el OPO. Ambas fuentes de datos brindaron estimaciones similares, con un sesgo en los datos de marcado, el cual se cree ser debido a que se encoja el pescado, ya que los atunes recapturados fueron medidos durante la descarga. La curva de crecimiento estimada por Schaefer y Fuller es sustancialmente diferente de las curvas de crecimiento usadas en las evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Figura 4.14): indica un crecimiento mucho más lineal, y resulta en peces más grandes a una edad dada. La talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy estimada por Schaefer y Fuller es mucho mayor que cualquier patudo observado. Esto es razonable, siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro de talla asintótica y que se use el modelo solamente como representación de las edades de los peces que muestrearon. La edad máxima de los patudos en su conjunto de datos es aproximadamente 4 años (16 trimestres), y no se considera que su curva de crecimiento de von Bertalanffy sea apropiada para peces de edades mayores. Ajustamos una curva de crecimiento de Richards, usando una función de verosimilitud logarítmica normal con varianza constante y el parámetro de talla asintótica fijado en aproximadamente la talla del patudo de mayor tamaño observado en los datos (186,5 cm).

$$L_a = L_{\infty} \left( 1 - \exp \left[ -K(a - t_0) \right] \right)^b$$

Se usó la curva de crecimiento resultante como distribución previa para todas las edades en la evaluación de la población. Se usa esta curva de crecimiento también para convertir los otros parámetros biológicos de edad a talla y para el cálculo de la mortalidad natural.

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos por edad de la captura por talla es la variación de la talla a edad. La información sobre la talla a edad contiene información sobre la variación de la talla a edad además de información sobre la talla a edad promedio. Desgraciadamente, como en el caso de los datos tomados por Schaefer y Fuller, el objetivo del muestreo es obtener la mejor información sobre la talla a edad promedio, y por lo tanto el muestreo procura obtener peces de una gama de tallas. Por consiguiente, la variación de la talla a una edad particular de esta muestra no es una buena

representación de la variación de la talla a edad. No obstante, se puede elaborar la verosimilitud apropiada mediante la aplicación de probabilidad condicional, y se incluyeron los datos en el análisis para ayudar a proveer información sobre la variación de la talla a edad.

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, 2005) se cambiaron los insumos de reproducción, con base en los resultados de estudios biológicos emprendidos por el personal de la CIAT (Schaefer y Fuller presentado b) y en muestras provistas por el Dr. N. Miyabe. Para la presente evaluación se usó información nueva sobre la edad a talla (Schaefer y Fuller presentado a) para convertir en edad la madurez, fecundidad, y proporción madura por talla (Figura 3.2). Debido al crecimiento más rápido estimado por Schaefer y Fuller (presentado a), la madurez y fecundidad aumentaron para las edades más jóvenes. Además, se usaron datos nuevos de la pesquería palangrera japonesa, provistos por el Dr. N. Miyabe, para determinar la proporción madura a talla. En la Tabla 3.1 se presentan las proporciones por edad de patudos hembra y los índices de fecundidad usados en la presente evaluación.

### 3.1.3. Desplazamientos

La presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que las tasas de desplazamiento del patudo en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando los desplazamientos del patudo dentro del OPO usando datos recién obtenidos de marcas convencionales

y archivadoras, y es posible que estos estudios produzcan información útil para la evaluación 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, 2005) 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 (Figura 3.1). Se estima que la mortalidad natural aumenta a una edad menor que en la evaluación previa. 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 RMSP (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) evaluaron la sensibilidad de incrementar 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. En las evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002), se usaron 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 la presente evaluación, pruebas de hipótesis (no reportadas) indicaron que el índice ambiental ya no es estadísticamente significativo, y no se usa en la evaluación.

En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001 y 2002; Maunder y Harley 2002), 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 2005). 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) 1 trimestre 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 2005 (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 (Maunder y Harley 2003).

Las estimaciones de rendimiento y capturabilidad para los cálculos del RMSP o proyecciones a futuro se basaron en estimaciones de mortalidad por pesca o capturabilidad (capturabilidad media más desvíos del esfuerzo) trimestrales para 2002 y 2003, 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). Ocurrieron tendencias notables en la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Figura 4.1, Pesquería 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 el 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 por el método estadístico basado en hábitat (statHBS), 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.

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. Watters y Maunder (2002) y Harley y Maunder (2004, 2005) 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 evidencia de una cohorte moderadamente fuerte que pasó por la frecuencia de talla de la pesquería sobre objetos flotantes en 2003 y 2004. 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 logarítmica negativa total = -378144

Verosimilitud logarítmica negativa de los datos de captura = 5.4

Verosimilitud logarítmica negativa de los datos de composición por tamaño = -379142

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de reclutamiento = 25

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de crecimiento = 87

Constreñimientos para las tasas de mortalidad por pesca = 0.0

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de capturabilidad = 554

Constreñimientos para los parámetros de selectividad = 62

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 18 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 18 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 unos 16 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. En el Anexo E (Tabla E.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

En el caso de una de las principales pesquerías de superficie (Pesquería 5), hay una tendencia creciente fuerte en la capturabilidad en años recientes (Figura 4.7), lo que indica que el esfuerzo efectivo (capacidad) de la flota va en aumento. Además, se estima que la capturabilidad es muy alta para los dos últimos años en la Pesquería 8 y para los dos últimos trimestres en la Pesquería 9, pero se asigna muy poca ponderación a estos períodos de tiempo en el análisis (desviación estándar alta para la pena por desvío del esfuerzo) debido a la falta de datos de CPUE. 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**

Las evaluaciones previas descubrieron que la abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parecía 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). 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. En la presente evaluación, el índice ambiental no fue estadísticamente significativo, y por lo tanto, no fue incluido en el análisis.

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. 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 varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan patudo pequeño, no operaban. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos en 2001 y 2002 fueron superiores al promedio. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla. 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.

#### 4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.10 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 3+ trimestres en el OPO, y en la Tabla 4.2 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1981-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 531,000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 212,000 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 patudos de 3+ trimestres, 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 biomasa estimadas de patudo de 3+ trimestres y de reproductores también. El CV medio de las estimaciones de la biomasa de patudo de 3+ trimestres 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 3+ trimestres de edad (1986 y 2000; Figura 4.10) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983, y 1996-1998, 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 22% 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 moderadamente menor que el peso crítico. El peso medio del patudo capturado por la Pesquería 8 aumentó en 1999 y disminuyó posteriormente (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 1996–1998 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**

No se realizaron comparaciones con datos externos en la presente evaluación.

#### **4.4. Diagnósticos**

Se comentan los diagnósticos 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 similares 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 Walters 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 su-

puesto 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).

#### **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.

Análisis previos (Harley y Maunder 2004) señalaron que hay una correlación negativa (alrededor de 0,4) entre los 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 realizó un análisis de sensibilidad para la presente evaluación: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo B). 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.

La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) fue fijada igual a 0,75. Las estimaciones de biomasa (Figura A.1) y reclutamiento (Figura A.2) son mayores que las de la evaluación del caso base. En las evaluaciones previas (por ejemplo, Harley y Maunder 2005), las estimaciones fueron mucho más similares. Esto podría deberse a la inclusión de la relación ambiental, que proveyó información sobre el reclutamiento.

#### **4.5. Comparación con evaluaciones previas**

A pesar de los cambios en la talla a edad promedio, la tendencia en la abundancia es similar a la evaluación del caso base para 2004 (Figura 4.15).

#### **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 18 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 18 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.

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 de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan patudo pequeño, no operaban. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos en 2001 y 2002 fueron superiores al promedio. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla. 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.

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1980-1984, y alcanzó su nivel pico de unas 531,000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de unas 212,000 toneladas al principio de 2004. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 3+ trimestres, pero con un retraso de 1-2 años. Hay incertidumbre en las biomasa estimadas de tanto los patudos de 3+ trimestres 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 están actualmente en sus niveles más bajos. Ha ocurrido una disminución acelerada de la biomasa desde el pequeño pico en 2000.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Se determinó que la relación entre el reclutamiento y el índice ambiental usado en evaluaciones previas no era significativa, y por lo tanto no fue usada en el análisis.

### **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 considerados 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, con una estimación de SBR correspondiente al RMSP ( $SBR_{RMSP} = S_{RMSP}/S_{F=0}$ ).

Se computaron estimaciones de SBR, 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 estimó el SBR correspondiente al RMSP ( $SBR_{RMSP}$ ) en un 0,21.

Al principio de enero de 2005, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo disminuyendo de un nivel alto reciente (Figura 5.1a). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,13, un 41% menos que el nivel correspondiente al RMSP, con límites de confianza inferior y superior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0,08 y 0,18. El límite de confianza superior es menor que el  $SBR_{RMSP}$  estimado (0,21). Las evaluaciones previas predijeron que la biomasa reproductora se reduciría por debajo del nivel de  $SBR_{RMSP}$  (Watters y Maunder 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004).

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,30 (Figura 5.1a). 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, particularmente durante 1984-1987 y, a mediados de 1986 fue 0,47. 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 0,18 a mediados de 1998. 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 1985-1994 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 1999, el SBR comenzó a aumentar, y alcanzó aproximadamente 0,35 para el primer trimestre de 2001. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1994-1998 (Figura 4.9). Hacia fines de 2001 y durante 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles desde 1998, las capturas grandes de las pesquerías de superficie, y los aumentos en las capturas palangreras.

El SBR muestra una tendencia con el tiempo similar a la evaluación previa, pero es más bajo en todos los años. La diferencia es mayor antes de 2000 que en los últimos años (Figura 5.1b).

Las estimaciones del SBR son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,15. Los intervalos de confianza relativamente estrechos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres entre enero de 1975 y enero de 1993 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue mayor que el  $S_{RMSP}$  (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,21 en la Figura 5.1a.

## **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 4.14, respectivamente), se estima el peso crítico del atún patudo en el OPO en unos 63,3 kg. La edad crítica de 15 trimestres es un poco más que la edad en la cual se supone que el 50% de hembras son maduras.

La pesquería estuvo capturando, en promedio, patudo de peso ligeramente inferior 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 2002 y 2003. 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 2005, la biomasa reproductora de patudo en el OPO parece haber sido un 41% menor que el nivel correspondiente al RMSP (Tabla 5.1), pero se estima que las capturas recientes han estado un 25% 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 aproxima-

damente el 57% del nivel actual de esfuerzo. Reducir el esfuerzo un 43% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en un 11%, e incrementaría la biomasa reproductora de la población en un 69% (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 esos niveles de captura 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 descarte) 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 (61.394 toneladas en lugar de 95.572 toneladas en el caso de la evaluación del caso base). Curiosamente, en este caso, los niveles de esfuerzo actuales son solamente un 13% inferiores al nivel necesario para producir el RMSP. Esto sugiere que, si no hubiera pesca palangrera, los niveles actuales de esfuerzo cerquero serían cercanos al óptimo. Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMSP sería casi el doble de lo que se estima para todas las artes combinadas (147.214 toneladas en lugar de 95,572 toneladas, en el caso de la evaluación del caso base). Para lograr este nivel de RMSP, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 106%.

Las cantidades relacionadas con el RMSP varían con la composición por talla de la captura. En la Figura 5.1c se ilustra la evolución de cuatro de éstas durante 1975-1995. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP era mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquélla correspondiente al RMSP (Figura 5.1c).

#### **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 la 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 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. Ya que se incluye la mor-

alidad 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 2002 y 2003.

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 39 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior), pero el beneficio es similar para todos los individuos de unos 26 trimestres o más de edad. 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 39 trimestres de edad pesa considerablemente más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de un trimestre. 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 un trimestre (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 tres 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 183.863 toneladas y el  $SBR_{ref}$  en 0,21 (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 (15 trimestres) sea ligeramente mayor que 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

52% 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 80% del  $RMS_{ref}$ . Es necesaria una mayor investigación para determinar si los puntos de referencia basados en  $RMS_{ref}$  y  $SBR_{ref}$  son apropiadas.

## 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 2001 y 2002.

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 0,30, comparado con 0,21 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 (0,41).

Las cantidades de ordenación no son sensibles a los períodos recientes de mortalidad por pesca usados en los cálculos (Tabla 5.2).

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 27% 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 podría ser incrementado un 19% 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 2005, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba disminuyendo de un nivel alto reciente (Figure 5.1a). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,13, un 41% menor que el nivel correspondiente al RMSP ( $SBR_{RMSP}$ ), con límites de confianza inferior y superior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0,08 y 0,18. La estimación del límite de confianza superior es inferior a la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0,21). Las evaluaciones previas habían predicho que la biomasa reproductora se reduciría por debajo del nivel de  $SBR_{RMSP}$ .

Los intervalos de confianza relativamente estrechos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de las estimaciones de SBR sugieren que, en la mayoría de los trimestres entre enero de 1975 y enero de 1993, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que el nivel correspondiente al RMSP. La línea de trazos en 0,21 en la Figura 5.1a representa este nivel.

Se estima que las capturas recientes han estado un 5% 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 57% de nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 43% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo en un 11%, e incrementaría la biomasa reproductora de la población un 69%. 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. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP era mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquélla correspondiente al RMSP (Figura 5.1c).

Todos los análisis considerados señalan que, al principio de 2005, 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 2004 escalados a la capturabilidad media de 2002 y 2003 (excepto la pesquería palangrera del norte, que usa los años 2001-2002). No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y se estiman los reclutamientos de los 5 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.

### 6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

#### 6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron 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. Se supone que la capturabilidad trimestral es igual a la capturabilidad trimestral media de 2002 y 2003, excepto la pesquería palangrera del norte, que usa los años 2001-2002.

Los escenarios investigados fueron:

1. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al esfuerzo trimestral en 2004, lo cual refleja el esfuerzo reducido que resulta de las medidas de conservación de la Resolución C-04-09;
2. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro y de 2004 fue fijado igual al esfuerzo en 2004 ajustado para eliminar el efecto de las medidas de conservación. El esfuerzo cerquero en el tercer trimestre fue incrementado un 86%, y el esfuerzo en la pesquería palangrera del sur un 39%;
3. Esfuerzo en el futuro basado en  $F_{RMSP}$ ;

### 6.2. 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 el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema y sin tomar en cuenta la variación en la capturabilidad.

### 6.2.1. Niveles actuales de esfuerzo

Se realizaron proyecciones, suponiendo que el esfuerzo seguiría al nivel de 2003. Esto incluye las restricciones de esfuerzo y captura de la Resolución C-04-09.

Se estima que el SBR ha disminuido rápidamente en los últimos años (Figura 5.1a). 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 disminuirá ligeramente a un nivel menor (0,11) (Figura 6.1a). Se estima una tendencia similar para la biomasa total (Figura 6.2).

Se predice que las capturas cerqueras disminuirán durante el período de la proyección (Figura 6.3, panel superior). Se predice también que las capturas palangreras disminuirán con el esfuerzo actual (Figura 6.3, recuadro inferior). Esto se debe 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.

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. Sin restricciones de ordenación

La Resolución C-04-09 contempla restricciones sobre el esfuerzo cerquero y las capturas palangreras en 2004: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto 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 5 años al futuro, suponiendo que no se aplicasen estas medidas de conservación.

Una comparación del SBR predicho sin y con las restricciones de la resolución señala cierta diferencia (Tabla 6.1). Aún sin las restricciones, el SBR disminuiría a niveles más bajos (0,07), pero, aún con las restricciones, la población no presenta ningún indicio de recuperación a los niveles de RMSP (Figura 6.4).

Queda claro que las reducciones en la mortalidad por pesca que podrían resultar de la Resolución C-04-09 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 43% (o más si existe una relación población-reclutamiento) (Tabla 5.1).

### 6.2.3. Pescar en $F_{RMSP}$

Si se reduce el esfuerzo futuro a niveles correspondientes al RMSP, el SBR se recupera rápidamente a  $S_{RMSP}$  al fin del período de proyección de 5 años (Tabla 6.1).

### 6.2.4. Análisis de sensibilidad

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población está sustancialmente por debajo de  $SBR_{RMSP}$ , y que seguirá así con los niveles actuales de esfuerzo (Figura 6.1b).

## 6.3. 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 ligeramente y permanecerá en niveles muy bajos. 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 efectos de la Resolución C-04-09 serán insuficientes para permitir a la población recuperarse. Si se redujera el esfuerzo a los niveles correspondientes al RMSP, la población se recuperaría a

$S_{RMSP}$  dentro del período de proyección de 5 años.

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.

### **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 incorporar 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.

El personal de la CIAT continuará análisis de datos de marcado para examinar hipótesis sobre 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., 15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 37 p. (<http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf>)
- 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., 14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 31 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB14/bet1.pdf>)
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. [Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean](#), with comparisons to the entire Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 80 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Harley, S. J., and M. N. Maunder. 2003. [Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models](#). *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3*: 34 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg3.pdf>)
- 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: 120-286.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 5: 168-290.
- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 20: 169-200.

- 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., 12 meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p. ([http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99\\_WPBET-2.pdf](http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99_WPBET-2.pdf))
- 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 in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4: 5-119.
- 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](http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf). Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2: 26 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- 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 Manar, T.A. (editor), Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources: 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.