

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

Stock Assessment Report 7

Informe de Evaluación de Stocks 7

**STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2005**  
**CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2005**

La Jolla, California

2007



## INTRODUCTION

This report consists of two Background Papers on tunas prepared for the 74th meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in Busan, Republic of Korea, on 26-30 June 2006. These include data through 2005. 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 2005 and outlook for 2006 by Simon D. Hoyle and Mark N. Maunder .....	3
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006 by Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle .....	117
Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific Ocean by Michael G. Hinton and Mark N. Maunder.....	249
A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species by Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle .....	283

## INTRODUCCIÓN

Este informe consiste de dos documentos de información sobre atunes preparados para la 74<sup>a</sup> reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en Busan (República de Corea) del 26 al 30 de junio de 2006. Estos incluyen datos hasta 2005. 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 2005 y perspectivas para 2006 <i>por</i> Simon D. Hoyle y Mark N. Maunder.....	87
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2005 y perspectivas para 2006 <i>por</i> Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle.....	218
Condición de la población del pez espada en el Océano Pacífico sureste <i>por</i> Michael G. Hinton y Mark N. Maunder.....	275
Un método novedoso para estimar la abundancia relativa a partir de datos de captura cerquera por lance usando la abundancia conocida de otra especie <i>por</i> Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle.....	293

# STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2005 AND OUTLOOK FOR 2006

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. Stock status .....	19
6. Simulated effects of futures fishing operations.....	24
7. Future directions .....	26
Figures .....	27
Tables.....	64
Appendices.....	69
References.....	113

## 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 in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. The purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO. The movements of tagged yellowfin 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 2006 differs from that of 2005 in the following ways. The catch, effort, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2005 and revised data for 1975-2004. The catch data for the Japanese longline fisheries have been updated for 2000-2003, and new data for 2004 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 delta-lognormal generalized linear model standardization of the CPUE, rather than the delta-gamma generalized linear model that was used previously.

In general, the recruitment of yellowfin 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 1984-2005) and that the population has been in the high-recruitment regime since 1984. 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. 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 2002-2006.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the dolphin-associated and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than do the northern region and coastal dolphin-associated fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been observed in the yellowfin tuna fishery in the EPO. These levels are greatest for middle-aged yellowfin. The high mortality seen for the oldest fish is likely to be an artifact of the model. Most of the yellowfin catch is taken in sets associated with dolphins, and, accordingly, this method has the greatest impact on the yellowfin population, although it has almost the least impact per unit of weight captured of all fishing methods.

Historically, the spawning biomass ratio (ratio of the spawning biomass to that of the unfished population, SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY) during the lower productivity regime of 1975-1983, but above that level for most of the last 21 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 SBR at the start of 2006 is estimated to be very close to the level corresponding to AMSY. The effort levels are estimated to be close to those that would support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), and the catch levels are a little above the corresponding values at AMSY. Because of the flat yield curve, only substantial changes from the current effort level would reduce average equilibrium yield below the 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 throughout the model period, except from the start of 2000 to the end of 2002.

Alternative assumptions about the asymptotic length do not substantially affect the outlook for the fishery. Assuming an asymptotic length of 170 cm gives a slightly more positive impression of the current condition of the fishery, relative to SBR at AMSY.

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.

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.

Under 2005 levels of effort the biomass and SBR are predicted to not decline significantly over the next five years. Biomass and SBR are predicted to rise during 2007-2008, but this prediction is very uncertain. Comparisons of biomass and SBR predicted with and without the restrictions from IATTC Resolution C-04-09<sup>1</sup> suggest that, without the restrictions, biomass and SBR would be at lower levels than seen at present, and would decline a little further in the future.

These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2005 period. If they had

---

<sup>1</sup> [http://www.iatcc.org/PDFFiles2/C-04-09\\_Tuna\\_conservation\\_2004-2006.pdf](http://www.iatcc.org/PDFFiles2/C-04-09_Tuna_conservation_2004-2006.pdf)

been carried out using the average recruitment for the 1984-2005 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 2005 levels.

## **Summary**

1. The results are similar to those of the previous six assessments, except that the SBR corresponding to AMSY is less than in the 2005 assessment.
2. The biomass is estimated to have declined during 2005.
3. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.
4. The estimate of the current SBR is close to that corresponding to the AMSY.
5. The recent fishing mortality rates are close to 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 2005, plus biological data, were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2005, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases before or on 15 March 2006. 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. 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) and Hoyle and Maunder (2006a), is 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. Catch that is taken in a given year and not discarded at sea is termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (discards plus retained catch) or 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 2.2.3) (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 1975-2004 have been updated, and catch and effort data for 2005 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, differences in identification of the fish 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 2000-2005 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 gear (purse seine and pole-and-line).

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 (2004), 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 data for Japan and the Republic of Korea and partial year catch data 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; Hoyle and Maunder 2006a), 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), neural networks (Maunder and Harley 2004, 2005), or a delta-gamma generalized linear model (Hoyle and Maunder 2006a). In this assessment CPUE was standardized, using a delta-lognormal generalized linear model (Stefansson 1996) that took into account latitude, longitude, and numbers of hooks between floats (Hoyle and Maunder 2006b).

## 2.2.1. Catch

No longline catch or effort data for 2005 were available, so effort data were assumed (see Section 2.2.2), and the catch was estimated by the stock assessment model. Therefore, the total 2005 longline catch is a function of the assumed 2005 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 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, especially FADs.

Although the catch data in Figure 2.2 are presented as weights, 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), Maunder and Harley (2004, 2005), and Hoyle and Maunder (2006a) discuss the historic fishing effort. For the surface fisheries, this assessment includes updated effort data for 1975-2004 and new effort data for 2005.

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 by latitude and longitude 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 lognormal 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 and Hoyle and Maunder (2006b) for more detailed information. The effect of changing the CPUE standardization method from the delta-gamma link function used by Hoyle and Maunder (2006a) was investigated as a sensitivity analysis. 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 2005. To conduct the stock assessment of yellowfin, the amount of longlining effort exerted during each quarter of 2005 was assumed to be equal to the estimated effort exerted during the corresponding quarter of 2004. However, the abundance information in the catch and effort data for 2005 was greatly downweighted in the model.

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin 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 are discarded from catches made by purse-seine vessels because of inefficiencies in the fishing process (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 were implemented in the yellowfin assessment. In the present assessment the discard rates are not smoothed over time, which should allow for a better representation of recruitment in the model. Discard data for 2005 were not available for the analysis, so it was assumed that the discard rates by quarter were the same as for 2004.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards prior to 1993, and it is assumed that there were no discards due to inefficiencies before that time. There are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards, in which case it is assumed that the discard rate (discards/retained

catches) 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 catches are treated as separate fisheries (Fisheries 13-16), 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). Maunder and Watters (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. The discard rate prior to 1993 is assumed to be the average rate observed in each fishery after this time. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take yellowfin associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of discards as proportions of the retained catches for the surface fisheries that catch yellowfin in association with floating-objects are presented in Figure 2.4. It is assumed that yellowfin are not discarded from longline fisheries (Fisheries 11 and 12).

### **2.3. Size-composition data**

The fisheries of the EPO catch yellowfin of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is shown in Figure 4.2. 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 2005. New longline length-frequency data were available for the Japanese fleet for 2004, and data for 2000 to 2003 were updated. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The length frequencies of the catches during 2005 from the four floating-object fisheries were similar to those observed over the entire modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8a). The cohort responsible for the large modes seen in the dolphin-associated fishery during Quarters 1 and 2 of 2004 (Figure 4.8c) appears to have largely left the fishery. Some evidence for a recent strong recruitment event may be seen in Quarters 3 and 4 of 2005 in the floating-object fisheries. 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, limitations in the length-frequency sampling, or fluctuations in the catchability of the fish. Bayliff (1971) observed that groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared in this fishery, which he attributed to fluctuations in catchability.

Adequate samples of the length frequencies of the catch for the longline fisheries (Figure 4.8d) were available only for the southern fishery in 2003. Limited data were available for the northern fishery in the last quarter of 2003 and 2004, and for the southern fishery in the first quarter of 2004.

### **2.4. Auxiliary data**

Age-at-length estimates (Wild 1986) calculated from otolith data were integrated into the stock assessment model in 2005 (Hoyle and Maunder 2006a) to provide information on mean length at age and variation in length at age. His data consisted of ages, based on counts of daily increments in otoliths, and lengths for 196 fish collected between 1977 and 1979. The sampling design involved collection of 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.

In the assessment of yellowfin, a prior distribution is applied to the growth model. The Richards growth equation was changed from  $L_t = L_\infty (1 - \exp(-K(t - t_0)))^m$  to  $L_t = L_\infty \left(1 - \frac{\exp(-K(t - t_0))}{b}\right)^b$ , which

gave a better fit to data from Wild (1986) (Figure 3.1) ( $L_\infty = 185.7$  cm, annual  $k = 0.761$ ,  $t_0 = 1.853$  years,  $b = -1.917$ ). The penalties were increased in order to constrain growth to fit the prior at all ages, rather than from the age of 10 quarters as in previous years. Expected asymptotic length ( $L_\infty$ ) cannot be reliably estimated from data such as those of Wild (1986) that do not include many old fish. Two alternative plausible values of  $L_\infty$  were investigated in a sensitivity analysis.

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 by Wild (1986), sampling is usually aimed at getting fish of a wide range of lengths. Therefore, this sample may represent the population in variation of age at length, but not variation of length at age. However, by applying conditional probability the appropriate likelihood can be developed.

This assessment used the approach first employed by Hoyle and Maunder (2006a) to estimate variation in length at age 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 lack of contrast in spawning stock size, high inter-annual (and inter-quarter) variation in recruitment, and confounding with long-term changes in recruitment, due to environmental effects not included in the model that affect spawning stock size. 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 previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002, Maunder 2002a, Maunder and Harley 2004, 2005, Hoyle and Maunder 2006a). The influence of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is investigated in a

sensitivity analysis.

It is assumed that yellowfin 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 are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 33 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, percentage of females that are 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 Richards growth equation fitted to the otolith data of Wild (1986). Maunder and Watters (2002) describe the method, but using the von Bertalanffy growth curve. These quantities were re-estimated when investigating sensitivity to different growth curves. The spawning potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the spawning biomass ratios (ratios of spawning biomass to that for the unfished stock, 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 movement within the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001). For the purposes of the current assessment, it is assumed that movement does not affect the stock assessment results.

### **3.1.4. Natural mortality**

For the current stock assessment, it is assumed that, as yellowfin 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 at length 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. These quantities were re-estimated when investigating sensitivity to different growth curves.

### **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 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. 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°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, size-composition, and biological data are used to assess the status of yellowfin 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 the fact 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 in the EPO in 2000 (Maunder and Watters, 2001), and was modified and used for subsequent assessments. The following parameters have been estimated for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. recruitment to the fishery in every quarter from the first quarter of 1975 through the first quarter of 2006;
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. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths 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 2003 and 2004, 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 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, Hoyle and Maunder 2006a), 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 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, due to changes in technology or targeting, a fishery became more or less efficient at catching yellowfin while the biomass was not changing, 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), Maunder and Harley (2004, 2005), and Hoyle and Maunder (2006a), but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

#### **4.2. Assessment results**

Below we describe important aspects of the base case assessment (1 below) and changes for the sensitivity analyses (2-4 below):

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 1975, delta-lognormal general linear model standardized CPUE, and assumed sample sizes for the length-frequency data.
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.

3. Sensitivity to the assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve. A lower value of 170 cm and an upper value of 200 cm were investigated.
4. Sensitivity to changing the longline CPUE standardization method from using a delta-gamma link function to using a delta-lognormal link function.

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 A1-A3.

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data for the 16 fisheries that catch yellowfin 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 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 in the EPO, with fishing mortality being higher before 1984, during the lower productivity regime (Figure 4.3a), and since 2003. 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 of 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 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 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 and the longline fisheries are highly selective for the oldest individuals. Because few fish survive to this age, these large selectivities are most likely an artifact of the model, and do not influence the results.

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin 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 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 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 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 greater-than-average catchability during most of 2001-2005: over that period, the average increases in quarterly fishing mortality due to greater-than-average catchabilities were 22%, 13% and 39% for the northern, coastal, and southern fisheries, respectively. Over the 2003-2004 period used in the projections, catchabilities were 21%, 6%, and 58% above the long-term average. For 2005 the equivalent increases were 35%, 14%, and 176%.

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

The ability of longline vessels to capture yellowfin has been more variable in the northern fishery (Fishery 11), which catches fewer yellowfin, than in the southern fishery (Fishery 12). Catchability in the northern fishery has been very low since the late 1990s.

The catchabilities of small yellowfin 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 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, above-average recruitment is related to above-average biomass and below-average recruitment to below-average 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 the current assessment was 0.54). 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 an effect of population size on recruitment. The results when a stock-recruitment relationship is used are described in Section 4.5.

Adjustments to the growth curve estimation process for the 2005 assessment (Hoyle and Maunder 2006a) resulted in an unrealistically small growth increment between the ages of 2 to 3 quarters. As a result, recruitment estimates were offset, and appeared one quarter earlier than in previous years. In the current assessment growth has been constrained to match observed age-at-length data. The resulting recruitment estimate timing is similar to that of assessments prior to 2005.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the estimated annual total recruitment 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 mid-1999 until the end of 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 due to the limited time period of the data available for these cohorts, and the current assessment indicates that it was close to the average recruitment level. The 2005 assessment (Hoyle and Maunder 2005) estimated a moderately large cohort for the first quarter (now second quarter due to the adjusted offset) of 2004, but the current assessment estimates it to have been only slightly above average. A very large recruitment, larger than any other in the time series, has been estimated for the third quarter of 2005, 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 after 1983 than before. 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 0.61, 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). 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 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 230,000 metric tons (t); it then increased rapidly during 1983-1986, and reached about 510,000 t in 1986. Since then it has been relatively constant at about 400,000-550,000 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 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 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 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 caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 12 to 22 kg for most of the 1975-2003 period (Figure 5.2), but have differed considerably among fisheries (Figures 4.11). The average weight was high 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 southern longline fishery (Fishery 12) provides the most reasonable information about abundance (standard deviation ( $sd$ ) = 0.2) while the dolphin-associated and unassociated fisheries have less information ( $sd$  = 0.3), the floating-object, the pole-and-line fisheries, and the northern longline fishery have the least information ( $sd$  = 0.4), and the discard fisheries have no information ( $sd$  = 2). Therefore, a trend is less likely in the southern longline fishery (Fishery 12) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure 4.5a 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 140% 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 northern and coastal dolphin-associated 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 4.12a and 4.12b. 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 the 2005 assessment estimated a slightly lower peak in 2001.

#### 4.5. Sensitivity to assumptions

Sensitivity analyses were carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (Appendix A1), and the assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve (Appendix C).

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 previous assessments, (Maunder and Watters 2002, Hoyle and Maunder 2006a) 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 A1.1) and recruitment (Figure A1.2) are almost identical to those of the base case assessment. However, when the stock-recruitment relationship is included, the recent spawning biomass is below the level corresponding to the AMSY.

The assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve was fixed at a lower value of 170 cm, and an upper value of 200 cm, bracketing the base case value of 185 cm estimated from the otolith data (Figure A2.4). The value of 154 cm estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.) was not consistent with the otolith data. Unlike the EPO bigeye assessment (Hampton and Maunder 2005), the estimated biomass and recruitment are not very sensitive to values of the asymptotic length parameter in the range investigated (Figures A2.1, and A2.2). There are very few individuals larger than 160 cm in the length-frequency data, and the maximum length seen is between 175 and 190 cm in most years (Figure A2.8). There are estimated to be comparatively few large fish in the population throughout the period of the assessment, given the fishing mortality applied by the purse-seine fisheries and the high natural mortality. The longline fishery selectivities are able to adjust to fit the expected numbers at length (Figure A2.5), such that when asymptotic length is greater, selectivity at older ages is increased to eliminate the older, larger fish (Figures A2.6a, A2.6b, and A2.6c). This flows through into greater fishing mortality at greater ages, to an extent that may not be realistic (Figures A2.7a, A2.7b, and A2.7c). The SBR is also insensitive to the asymptotic length parameter (Figure A2.3), which can be explained by the low proportion of females in the population in the older age classes (Figure 3.3). The best fit to the data is from the model with the low value for the asymptotic length parameter, with most of the improvement coming from a better fit to the length-frequency data.

A new method was used to standardize the longline CPUE data in 2006: a delta-lognormal link function was used instead of a delta-gamma link function. This resulted in slightly different CPUE indices for the northern and southern longline fisheries (Fisheries 11 and 12; Figures A3.1a and A3.1b). The biomass was insensitive to this change (Figure A3.2), as were the SBR and SBR associated with AMSY (Figure A3.3).

Several other sensitivity analyses have been carried out in previous assessments of yellowfin tuna. Increasing the sample size for the length frequencies based on iterative re-weighting 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), Maunder and Harley (2004, 2005), and Hoyle and Maunder (2006a) (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 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 1984-2005) and that the population has been in the high-recruitment regime for approximately the last 22 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. 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 2002-2006.

The average weights of yellowfin 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 (Fishery 7) and coastal (Fishery 8) dolphin-associated fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. High mortality estimated for the oldest fish is likely to be an artifact of the model. Most of the yellowfin catch is taken in schools associated with dolphins, and, accordingly, this method has the greatest impact on the yellowfin population, although it has almost the least impact per unit of weight captured of all fishing methods.

The average increases in quarterly fishing mortality due to greater-than-average catchabilities over the 2001-2005 period for the three fisheries associated with dolphins (northern, coastal, and southern) were 22%, 13%, and 39%, respectively. For 2005 the equivalent increases were 35%, 14%, and 176%.

### **5. STATUS OF THE STOCK**

The status of the stock of yellowfin 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 that 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;
2.  $F_{AMSY}$ , the fishing mortality corresponding to the AMSY;
3.  $S_{min}$ , the minimum spawning biomass seen in the modeling period.

Maintaining tuna stocks at levels that will permit 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 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<sub>t</sub> can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY (SBR<sub>AMSY</sub> =  $S_{AMSY}/S_{F=0}$ ).

Estimates of quarterly SBR<sub>t</sub> for yellowfin 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 2006). 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<sub>AMSY</sub> is estimated to be about 0.37.

At the beginning of 2006 the spawning biomass of yellowfin in the EPO had increased from mid 2005, which was probably its lowest point since 1989. The estimate of SBR at the beginning of 2006 was about 0.41, with lower and upper 95% confidence limits of 0.33 and 0.50, respectively (Figure 5.1), and similar to the level at start of 2005. The current assessment's estimate of SBR<sub>AMSY</sub> (0.37) is less than that of the 2005 assessment (0.44), but similar to those of the 2004 and 2003 assessments (both 0.39) (Figure 4.12b).

The historical trends in SBR are similar to those described by Maunder and Watters (2001, 2002), Maunder (2002a), Maunder and Harley (2004, 2005) and Hoyle and Maunder (2006a; Figure 4.12b). However, the SBR has increased and SBR<sub>AMSY</sub> has decreased compared to the estimates of Maunder and Harley (2004, 2005) and Hoyle and Maunder (2006a). The estimates of SBR have increased because of differences in the estimates of growth and changes in fishing mortality, and the SBR<sub>AMSY</sub> has decreased because of changes in fishing mortality.

In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.07. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2001 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than S<sub>AMSY</sub> (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.37 in Figure 5.1. For most of the early period (1975-1984), however, the spawning biomass was estimated to be less than S<sub>AMSY</sub>.

### **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 in the EPO is now estimated to be about 36 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 in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 14 kg at the end of 2005 (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 for the entire period that was analyzed (Figure 5.2).

The various fisheries that catch yellowfin 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 beginning of 2005, the biomass of yellowfin in the EPO appears to have been very close to the level corresponding to the AMSY, and the recent catches have been slightly above the AMSY level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.4) are maintained, the current (average of 2003-2004) level of fishing effort is very close to that estimated to produce the AMSY. The effort at AMSY is 102% of the current level of effort. It is important to note 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 long-term 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. Reducing fishing mortality below the level at 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 suggests alternative approaches 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 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 age-specific selectivity of the longline fisheries will perform the best, followed by that of the dolphin-associated fisheries, the unassociated fisheries, and finally the floating-object fisheries (Table 5.2a). If an additional management objective is to maximize the  $S_{AMSY}$ , the order is the same. The age-specific selectivity of the purse-seine fisheries alone gives slightly less than the current AMSY (Table 5.2c). It is not plausible, however, that the longline fisheries, which would produce the greatest AMSYs, would be efficient enough to catch the full AMSYs predicted. On its own, the effort for purse-seine fishery for dolphin-associated yellowfin would have to be doubled to achieve the AMSY.

If it is assumed that all fisheries but one are operating, and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity, the AMSY would be increased by removing the floating-object or unassociated fisheries, and reduced by removing the dolphin-associated or longline fisheries (Table 5.2b). If it is assumed that all fisheries are operating, but either the purse-seine or the longline fisheries are adjusted to obtain AMSY, the purse-seine fisheries must be reduced 6%, or the longline fisheries must be increased 20-fold. If it is also assumed that there is a stock-recruitment relationship, the AMSY is achieved if purse-seine fisheries are reduced by 41%, or the longline fisheries increased by 140% (Table 5.2c).

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 ( $F$  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 greater 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 at 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 2003 and 2004. 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 catching an individual at age 11 quarters (Figure 5.4, upper panel). Examination of the figure suggests that restricting the catch from fisheries that capture intermediate-aged yellowfin (ages 10-17 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 2 quarters. The calculations based on avoiding capturing a single unit of weight indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish aged 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). This suggests that restricting catch from fisheries that capture young yellowfin would provide the greatest benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by 1 ton of young yellowfin would protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of middle-aged yellowfin by about 2.6 tons.

#### 5.5. MSY<sub>ref</sub> and SBR<sub>ref</sub>

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 species. 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 410,036 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 very similar 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 70% of  $MSY_{ref}$ . More research is needed to determine if reference points based on  $MSY_{ref}$  and  $SBR_{ref}$  are useful.

## 5.6. Sensitivity analyses

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 A1.3). The SBR is estimated to be less than that at AMSY for most of the model period, except for the 2000-2002 period. The current effort level is estimated to be above the AMSY level (Figure A1.4, Table 5.1), and current catch very close to the 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 A1.4) than when it is not included (Figure 5.3). The equilibrium catch under the current effort levels is estimated to be 96% of AMSY, indicating that reducing effort would not greatly increase the catch.

When the asymptotic length is adjusted to either 170 cm or 200 cm, the SBR does not change significantly; the SBR level corresponding to the AMSY is reduced slightly for asymptotic length of 170 cm (Figure A2.3). The current effort level is estimated to be either slightly below ( $L_\infty = 170$  cm) or very close to ( $L_\infty = 200$  cm) the AMSY level (Figure A1.4, Table 5.1), and the current catch very close to the AMSY (Table 5.1). The implications of increasing effort are very similar to the base case. The equilibrium catch under the current effort levels for asymptotic length of 170 cm is estimated to be 100% of AMSY, indicating that increasing effort would not increase the equilibrium catch.

## **5.7. Summary of stock status**

Historically, the SBR of yellowfin 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 21 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 SBR at the start of 2006 is estimated to be very close to the level corresponding to AMSY. The effort levels are estimated to be close to those that would support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), and the catch levels are a little above the corresponding values at AMSY. Because of the flat yield curve (Figure 5.3, upper panel), only substantial changes from the current effort level would reduce average equilibrium yield below the 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.

Alternative assumptions about the asymptotic length do not substantially affect the outlook for the fishery. Assuming an asymptotic length of 170 cm gives a slightly more positive impression of the current fishery condition, relative to SBR at AMSY.

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.

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.

## **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 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 method based on the normal approximation to the likelihood profile (Maunder *et al.* 2006) , which considers both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment, has been applied. 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 2005, by quarter, scaled by the average catchability for 2003 and 2004. 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 biomass and catch. The quarterly catchability was assumed to be equal to the average catchability in 2003 and 2004, except for the northern longline fishery. 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 2005 for the surface fisheries, and 2004 for the longline fisheries, which reflects the reduced effort due to the conservation measures of IATTC Resolution C-04-09;
2. Quarterly effort for each year in the future and for 2005 was set equal to the effort in scenario 1, adjusted for the effect of the conservation measures, and for 2004 was set equal to the effort in 2004, adjusted for the effect of the conservation measures. For the adjustment, the effort for the purse-seine fishery in the fourth quarter was increased by 85%, 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, which 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.

These simulations were carried out, using the average recruitment for the 1975-2005 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2005 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive.

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

Under 2005 levels of effort the biomass is predicted to not decline significantly over the next five years (Figure 6.1). SBR is predicted to rise during 2007-2008 due to a large, but uncertain, recruitment to the fishery. After this time the SBR is predicted to return to the level corresponding to the AMSY (Figure 6.2). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. Both surface and longline catches are predicted to follow similar trajectories, with surface catches increasing in 2007-2008 and then returning to 2005 levels, followed by longline catches (Figure 6.3a).

If catchability of all fisheries is set to average levels rather than to those of 2003 and 2004, purse-seine catches in the first quarter of 2006 would decline nearly 20% (Figure 6.3b) below those otherwise predicted, and approximately 35% below the high purse-seine catches observed in Quarter 1 of 2005. This lower prediction is similar to the observed catch for that period.

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

Resolution C-04-09 called for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004-2006: 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 biomass and SBR predicted with and without the restrictions from the resolution show some difference (Figures 6.4 and 6.5). Without the restrictions, the simulations suggest that biomass and SBR would have declined to slightly lower levels than seen at present, and would decline in the future to slightly lower levels (SBR of 0.32).

### **6.3. Summary of the simulation results**

Under 2005 levels of effort, the biomass and SBR are predicted to not decline significantly over the next five years. Biomass and SBR are predicted to rise during 2007-2008, but this prediction is very uncertain. A comparison of the biomass and SBR predicted with and without the restrictions from Resolution C-04-09 suggests that, without the restrictions, they would be at lower levels than those seen at present, and would decline a little further in future.

These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2005 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2005 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Both the purse-seine and longline catches are predicted to average close to 2005 levels during 2007-2008.

## **7. FUTURE DIRECTIONS**

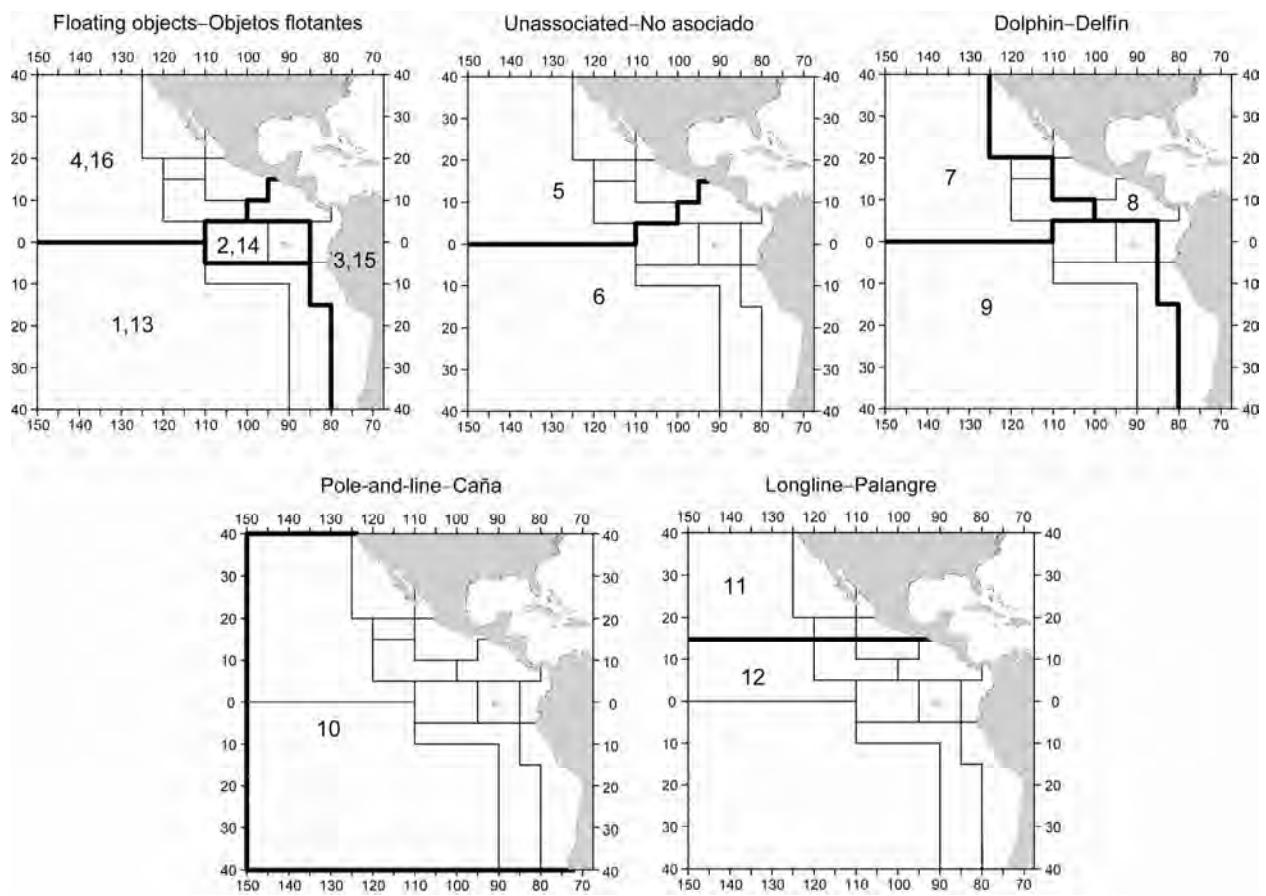
### **7.1. Collection of new and updated information**

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data for the fisheries that catch yellowfin in the EPO. New data collected during 2006 and updated data for previous years will be incorporated into the next stock assessment.

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

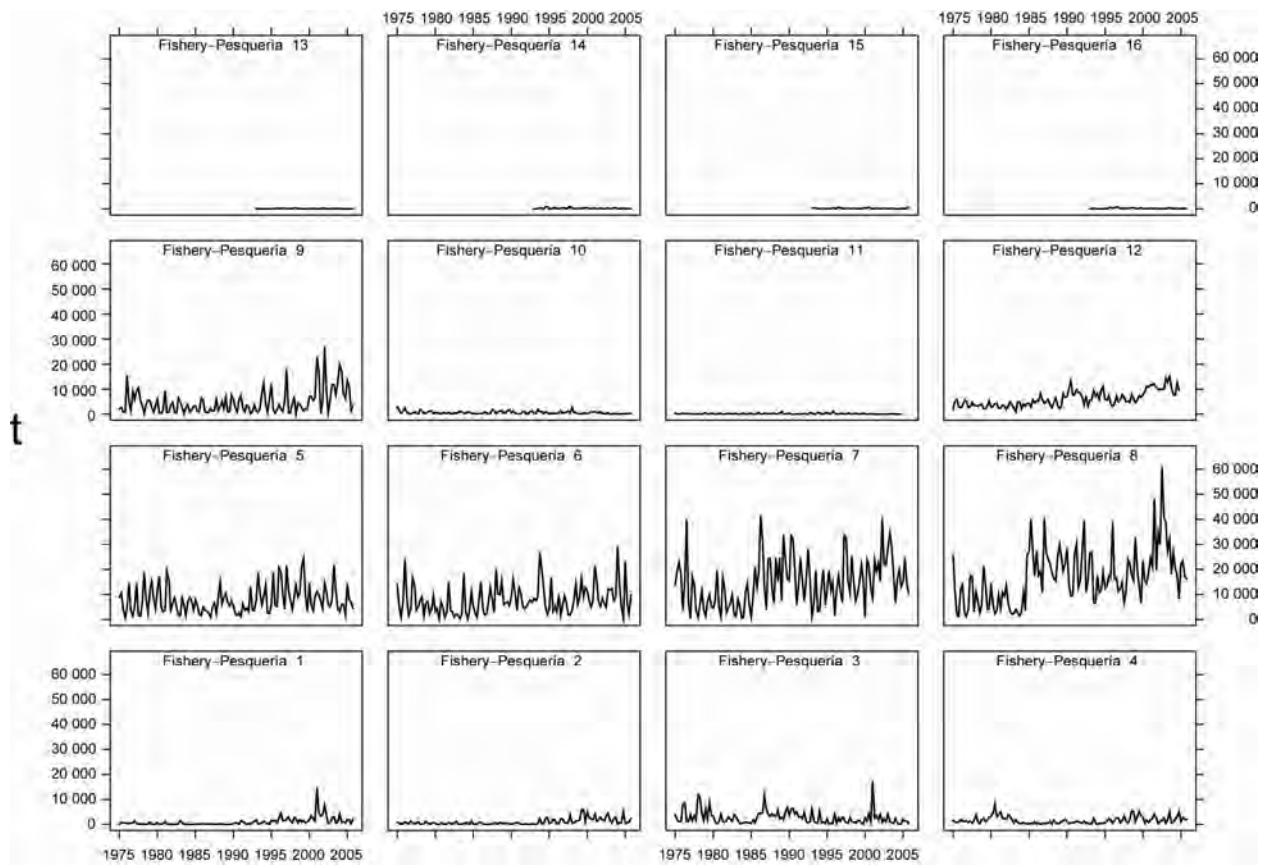
The IATTC staff is considering changing to the *Stock Synthesis II* general model (developed by Richard Methot at the US National Marine Fisheries Service) for its stock assessments, based on the outcome of the workshop on stock assessment methods held in November 2005.

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



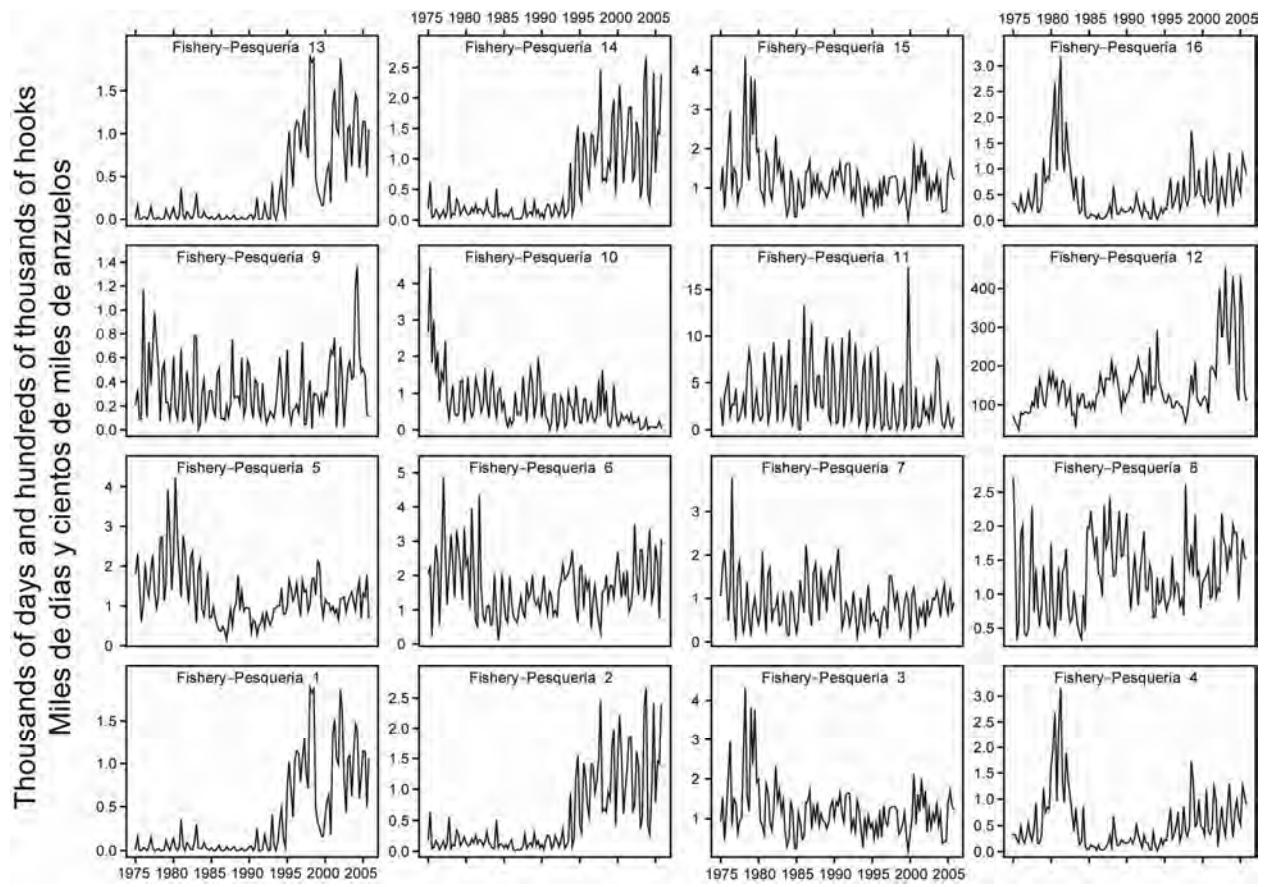
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold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



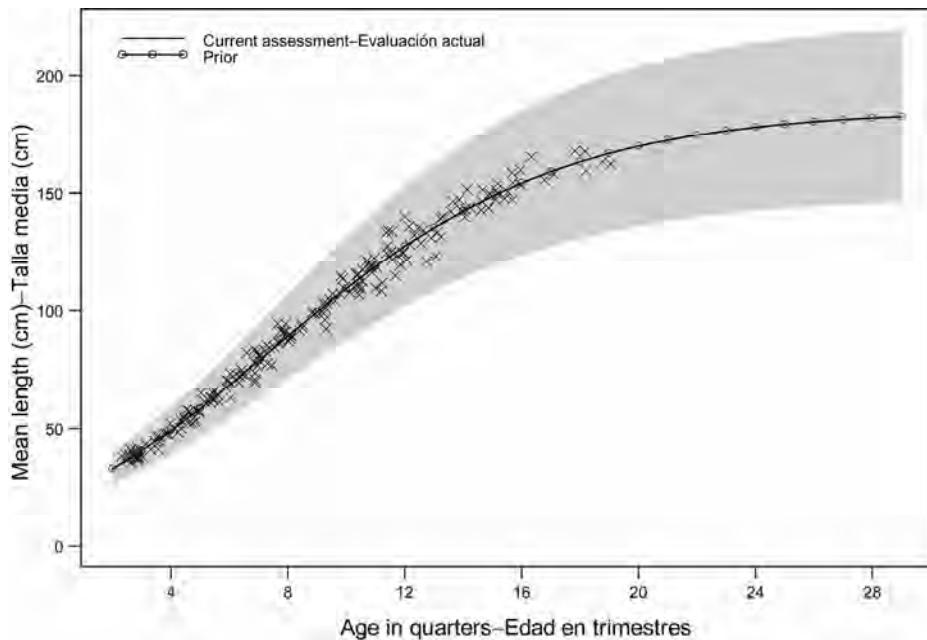
**FIGURE 2.2.** Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses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



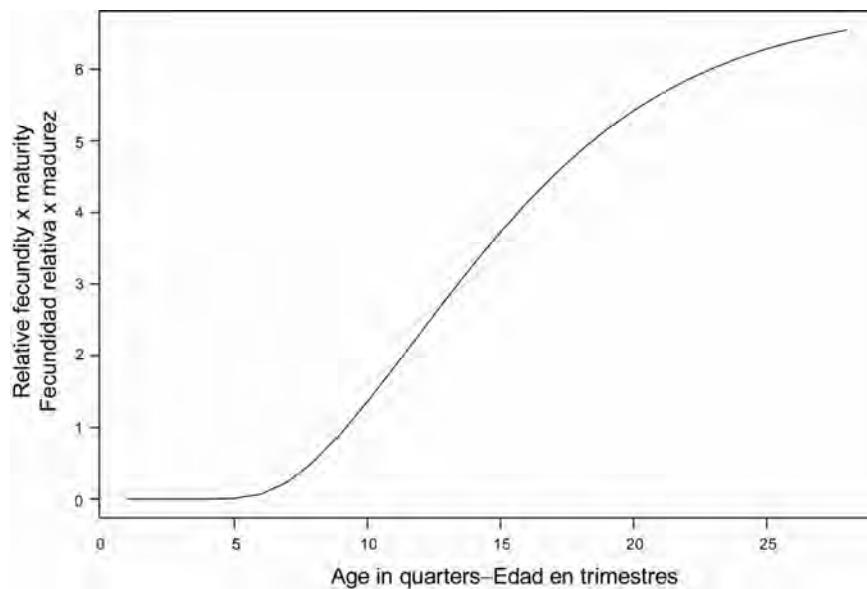
**FIGURE 2.3.** Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that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



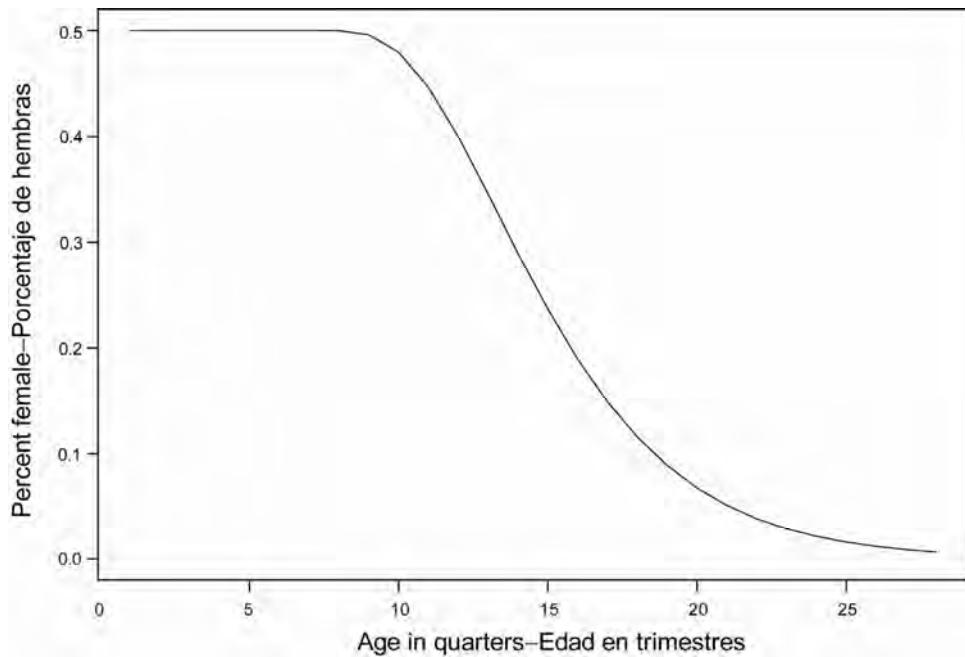
**FIGURE 3.1.** Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length 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 por edad usada en la evaluación. Las cruces representan datos de otolitos de talla por edad (Wild 1986). La región sombreada representa la variación de la talla por edad ( $\pm 2$  desviaciones estándar).



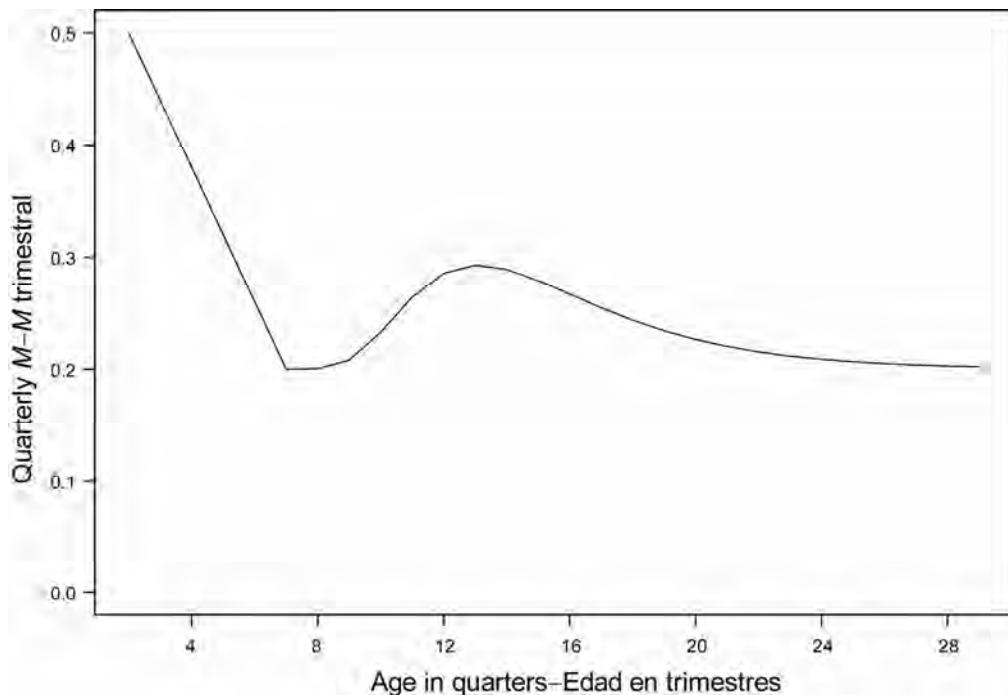
**FIGURE 3.2.** Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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



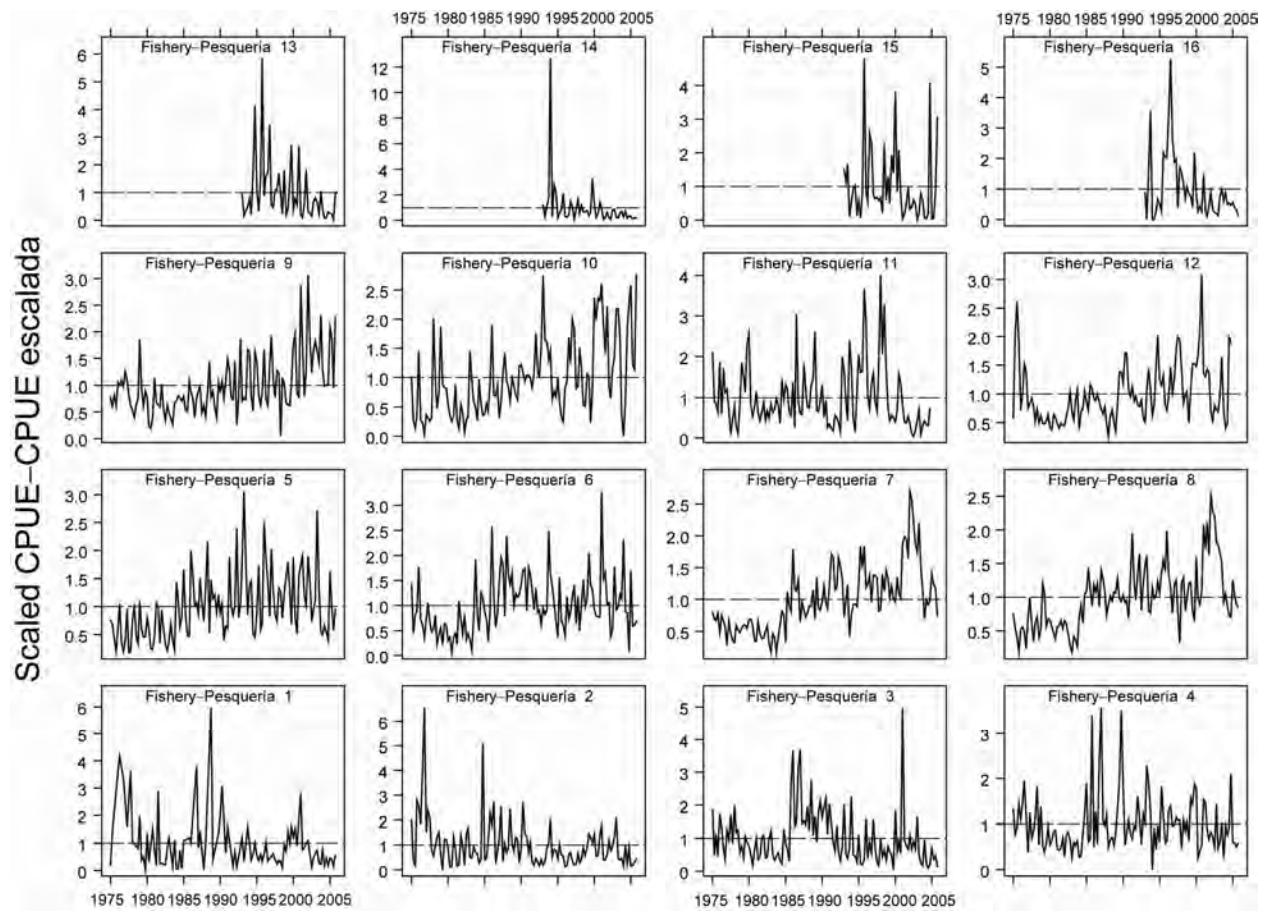
**FIGURE 3.3.** Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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



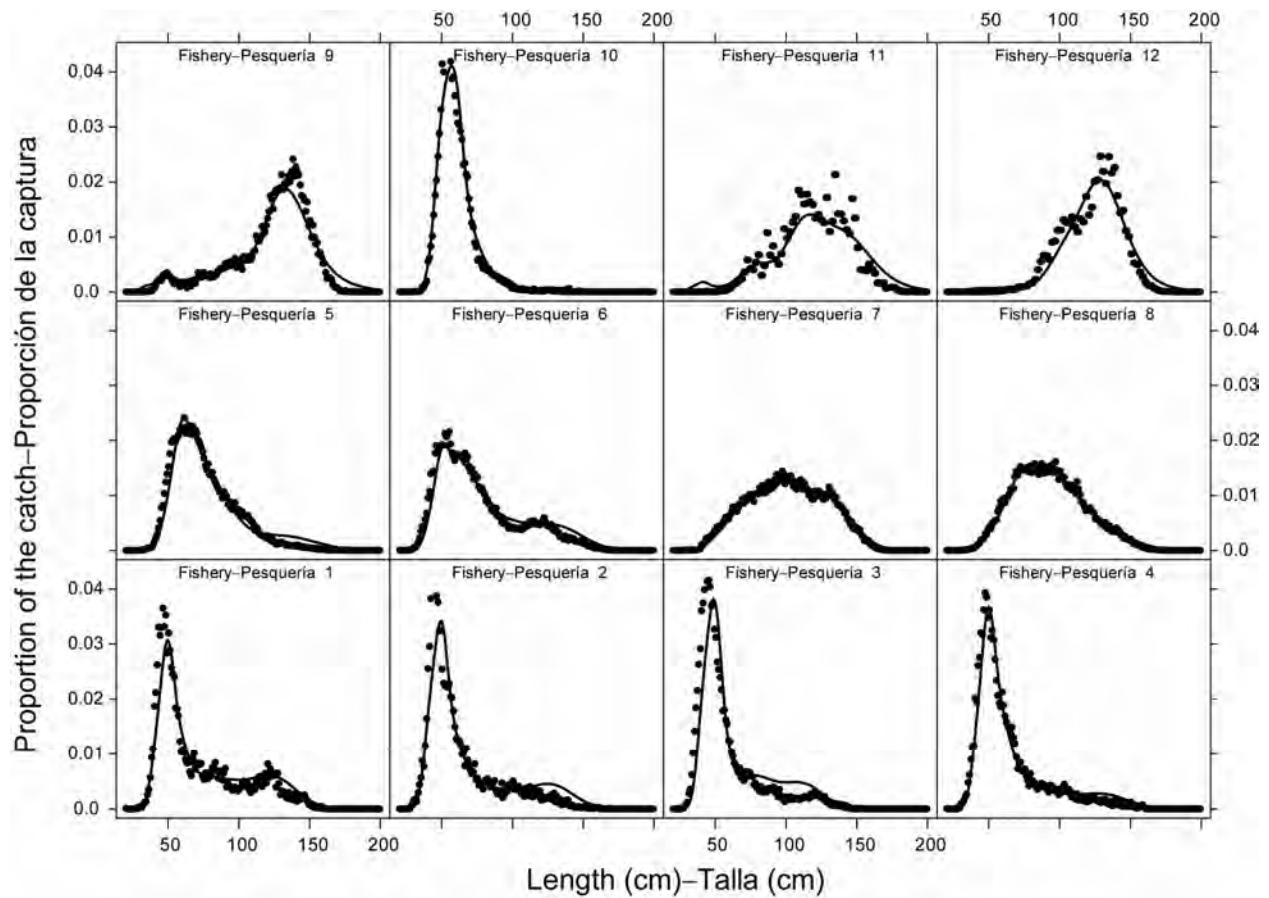
**FIGURE 3.4.** Natural mortality ( $M$ ) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

**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.



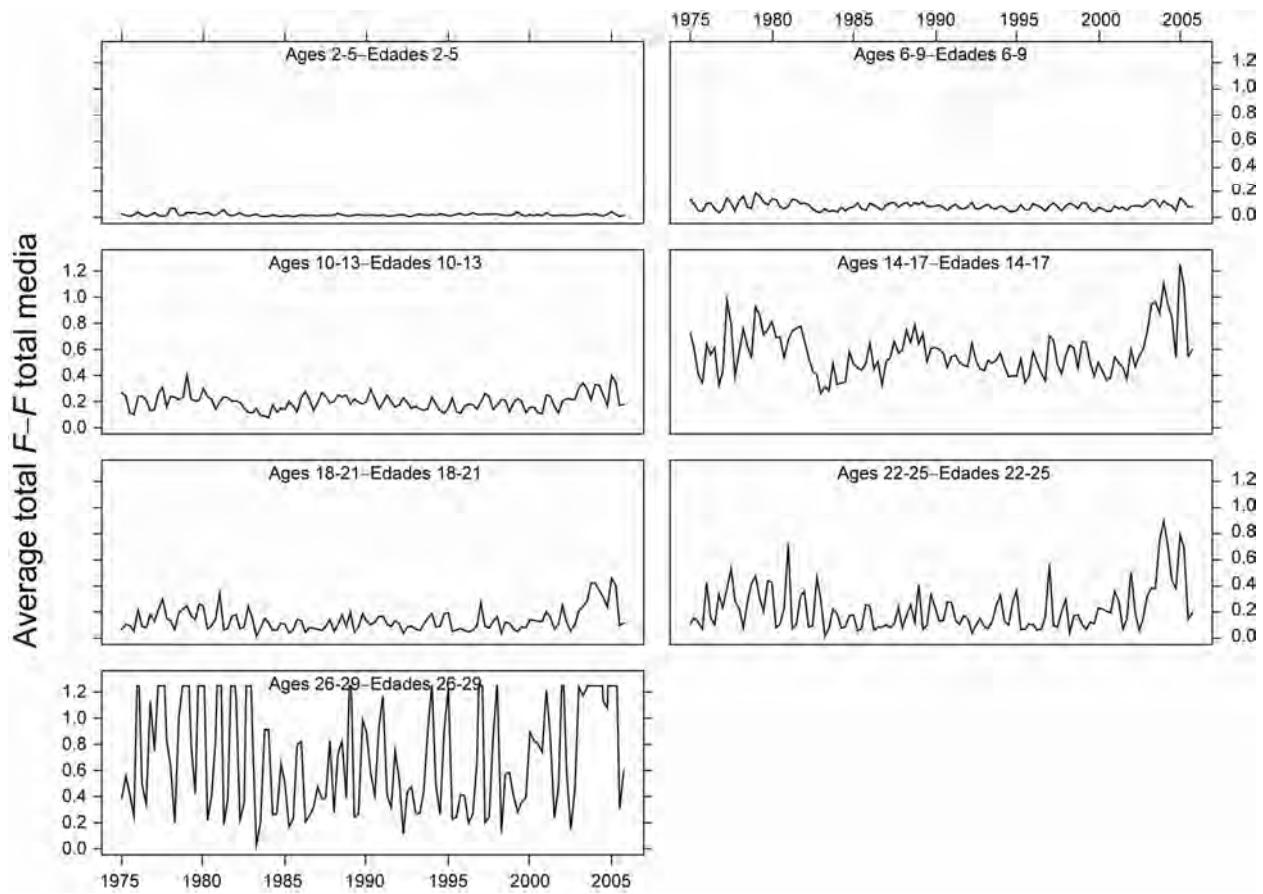
**FIGURE 4.1.** CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those 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 de la población 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.



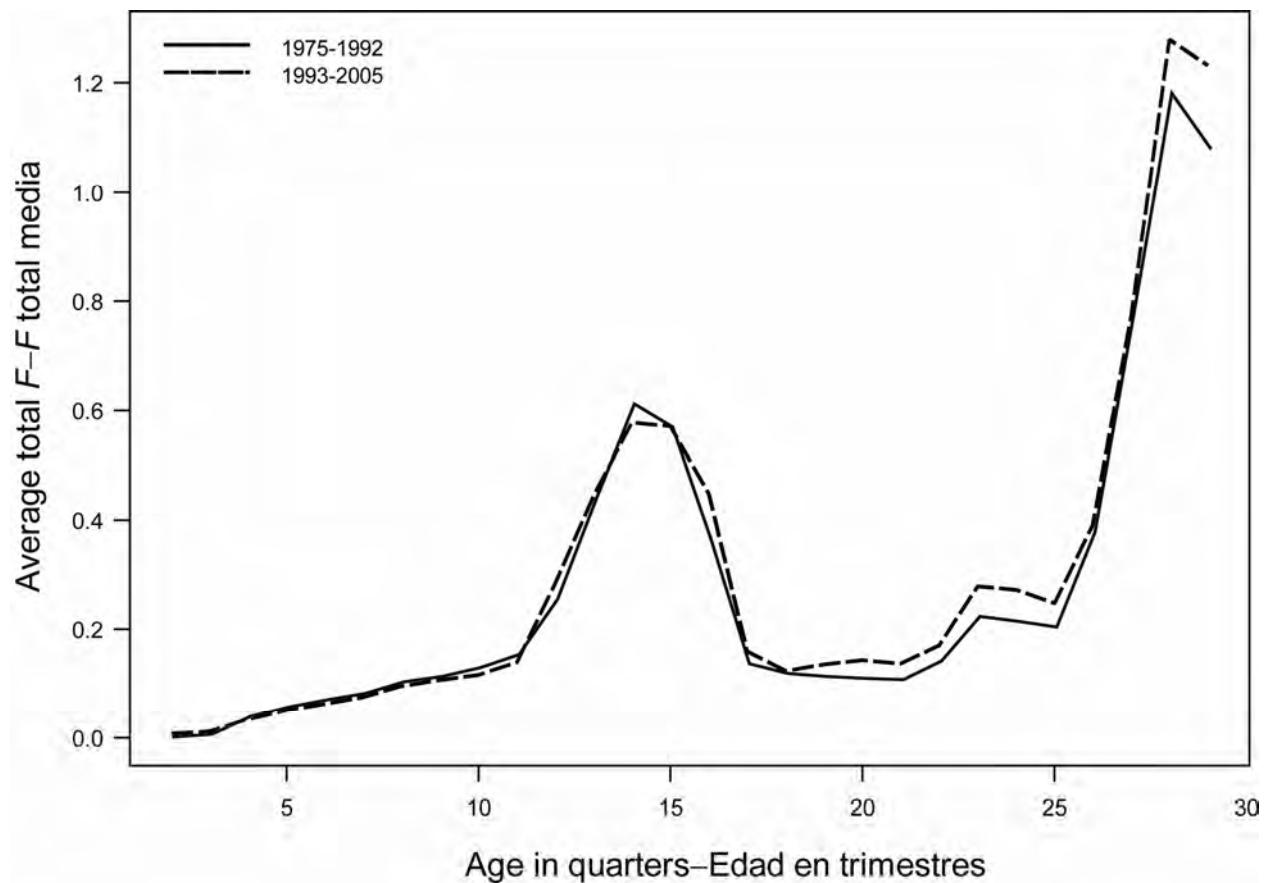
**FIGURE 4.2.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

**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.



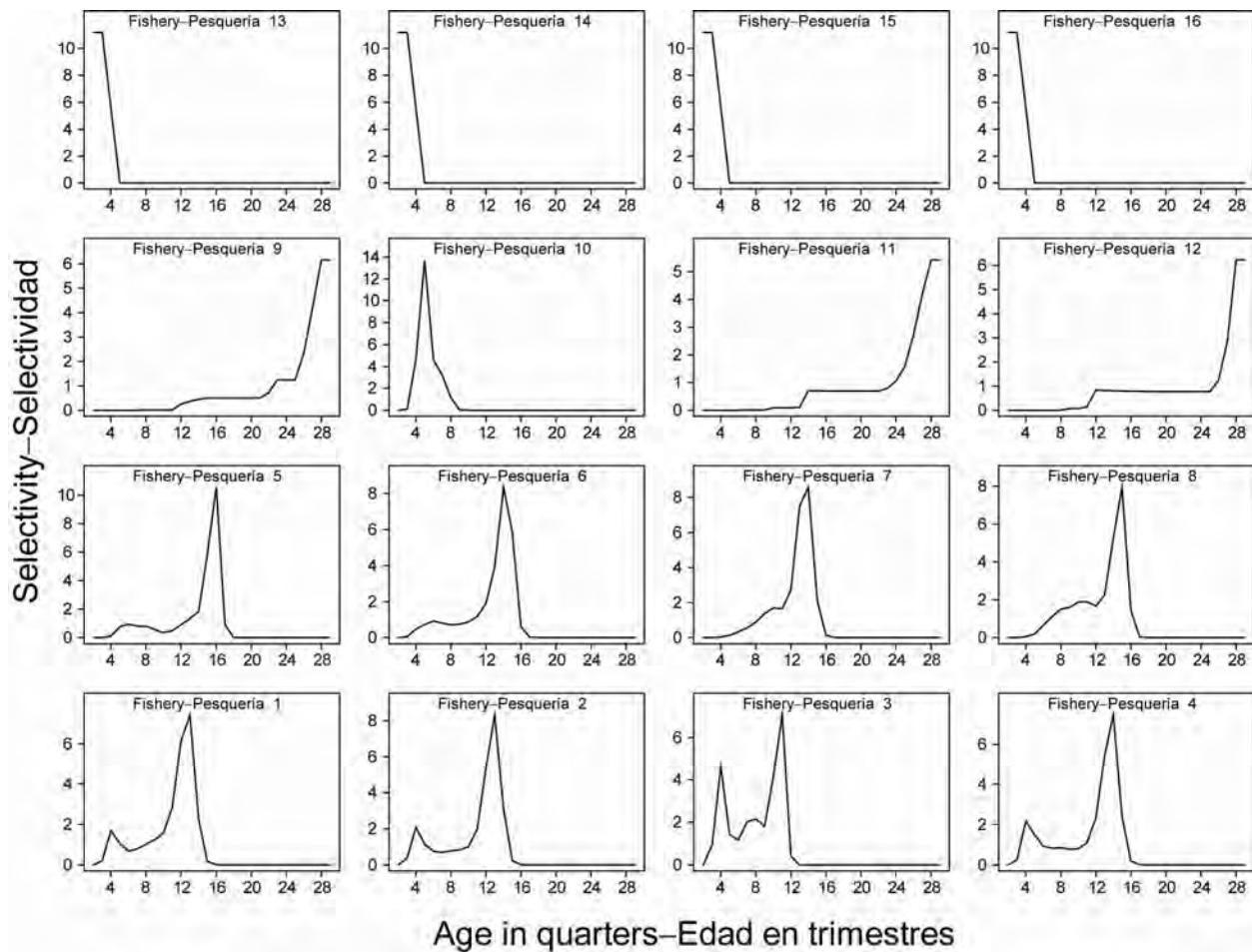
**FIGURE 4.3a.** Average quarterly fishing mortality ( $F$ ) at age, by all gears, on yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. 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 ( $F$ ) trimestral media por edad, por todas las 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.



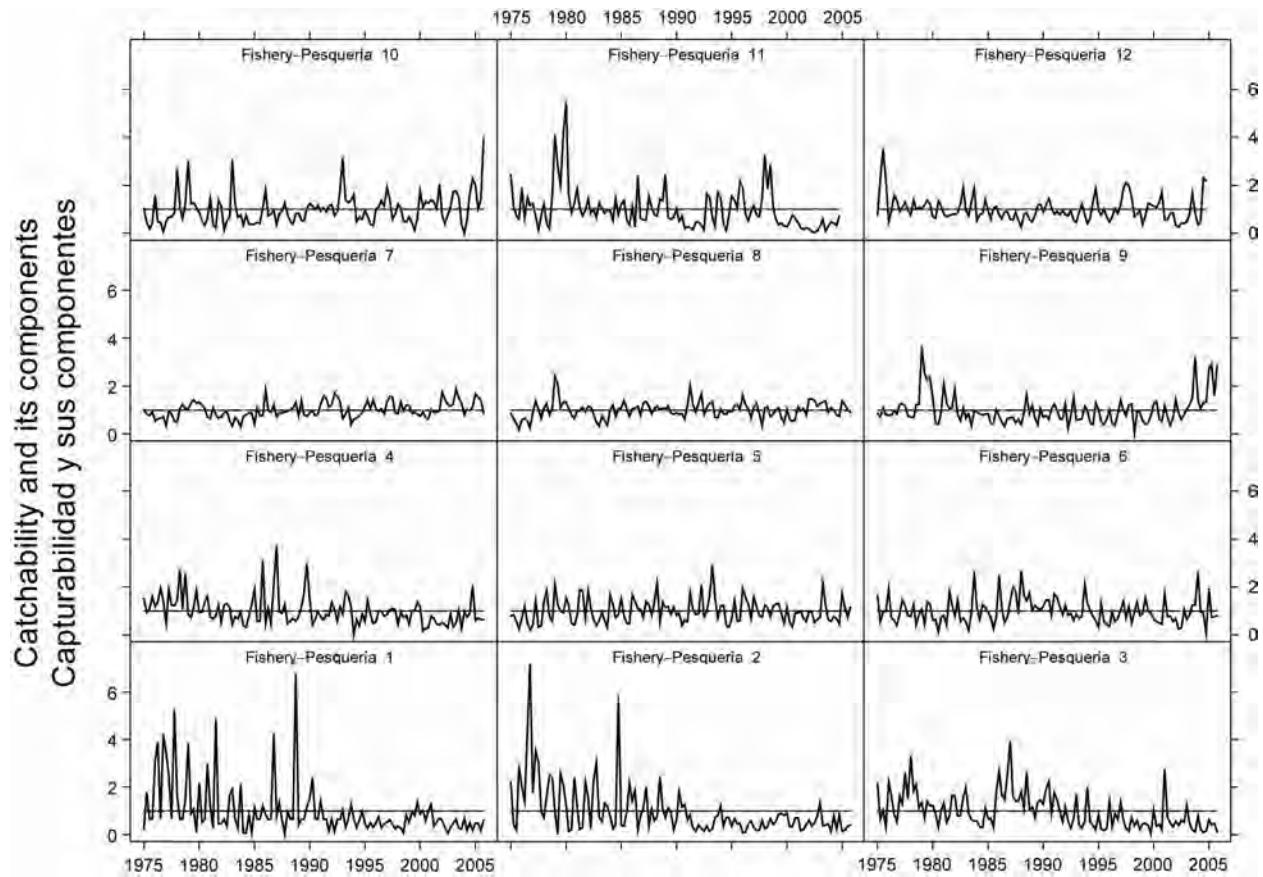
**FIGURE 4.3b.** Average quarterly fishing mortality ( $F$ ) by age of yellowfin tuna, by all gears, in the EPO. The estimates are presented for two periods, the latter period relating to the increase in effort associated with floating objects.

**FIGURA 4.3b.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) trimestral media por edad de atún aleta amarilla, por todas las artes, en el OPO. Se presentan estimaciones para dos períodos, el segundo relacionado con el aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.



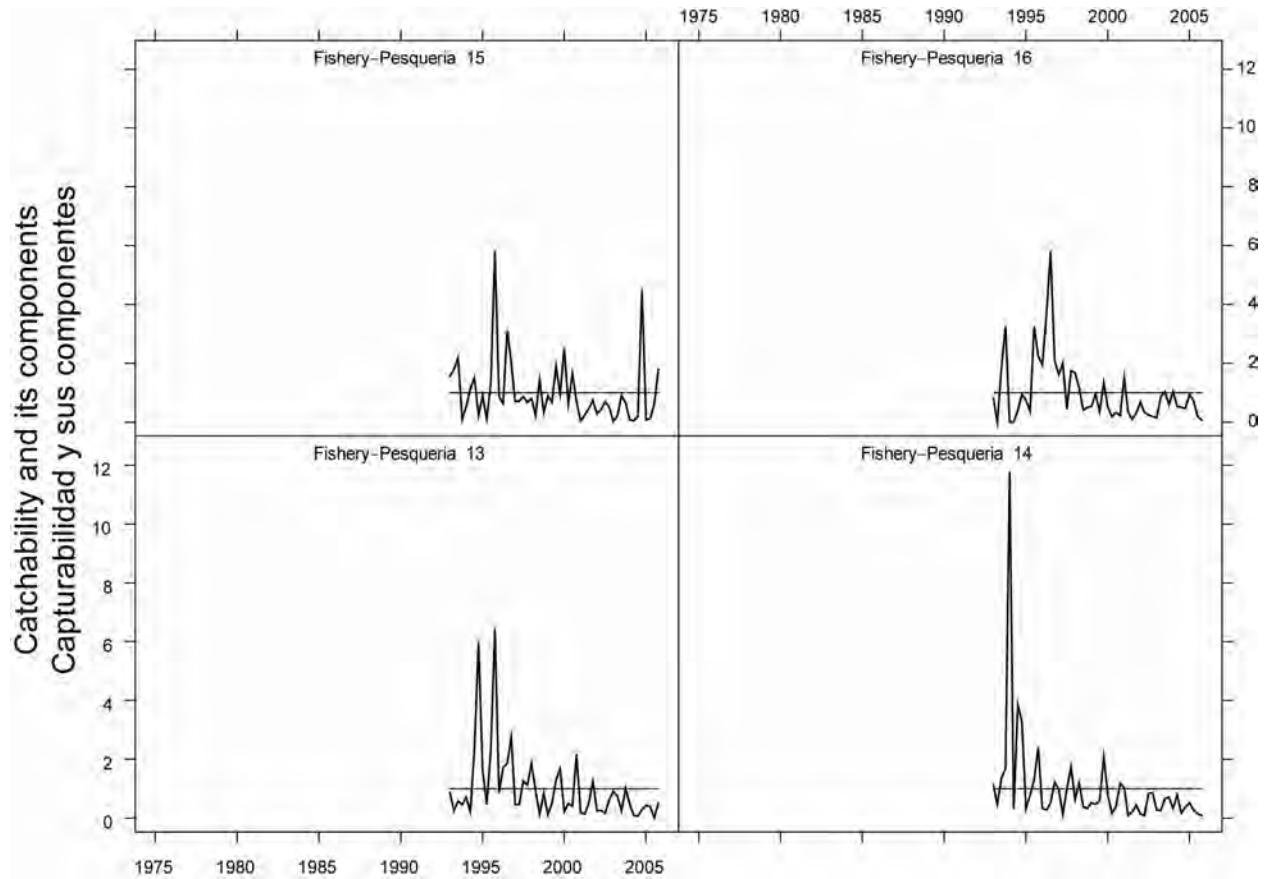
**FIGURE 4.4.** Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

**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.



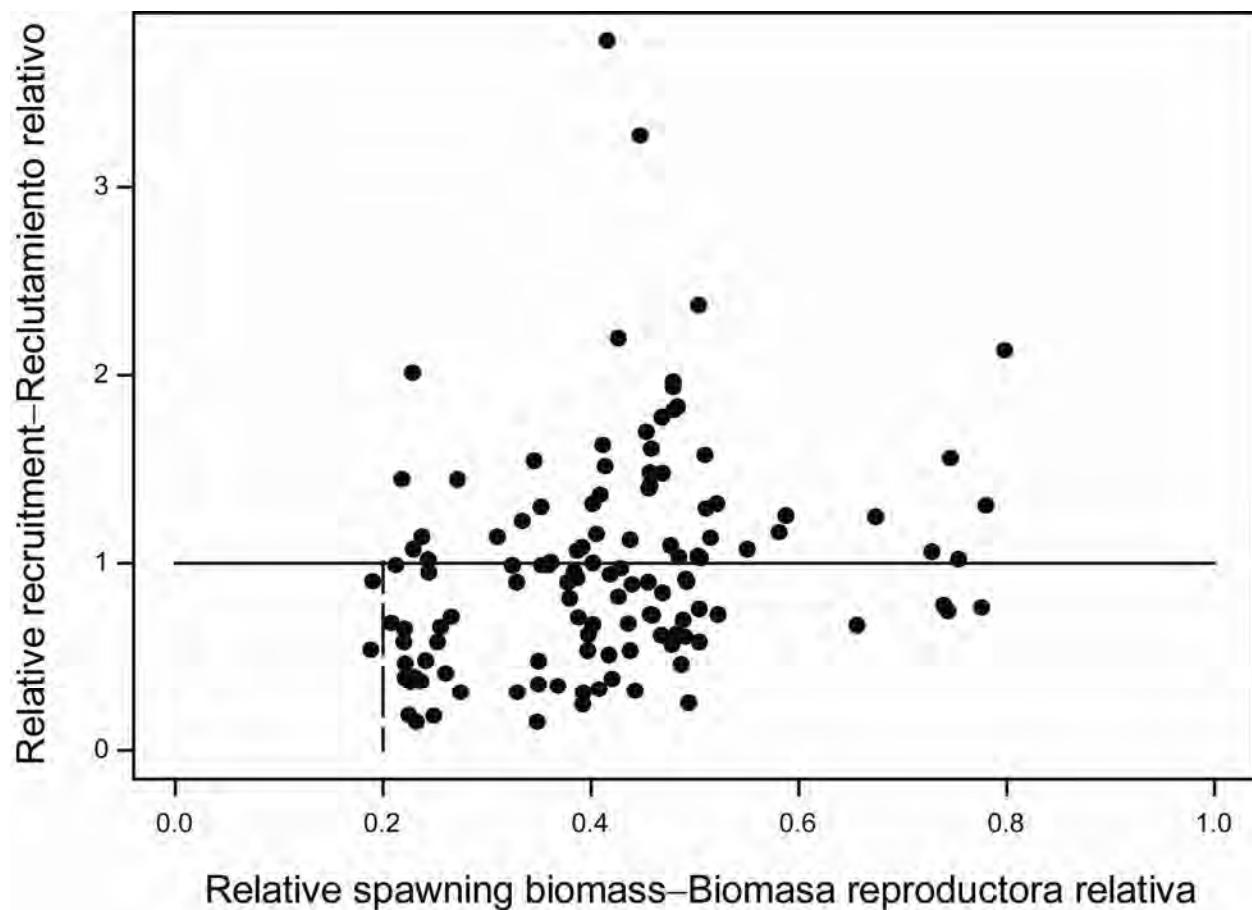
**FIGURE 4.5a.** Trends in catchability ( $q$ ) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

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



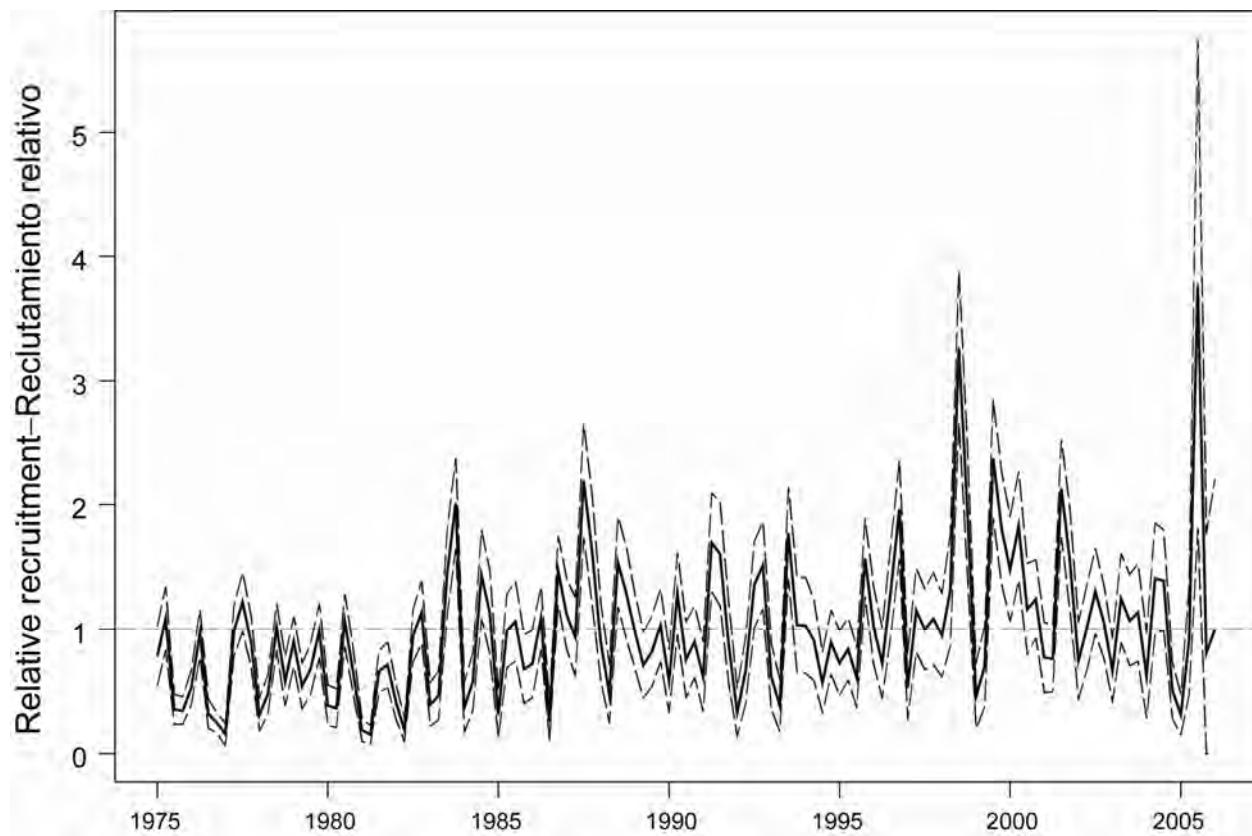
**FIGURE 4.5b.** Trends in catchability ( $q$ ) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

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



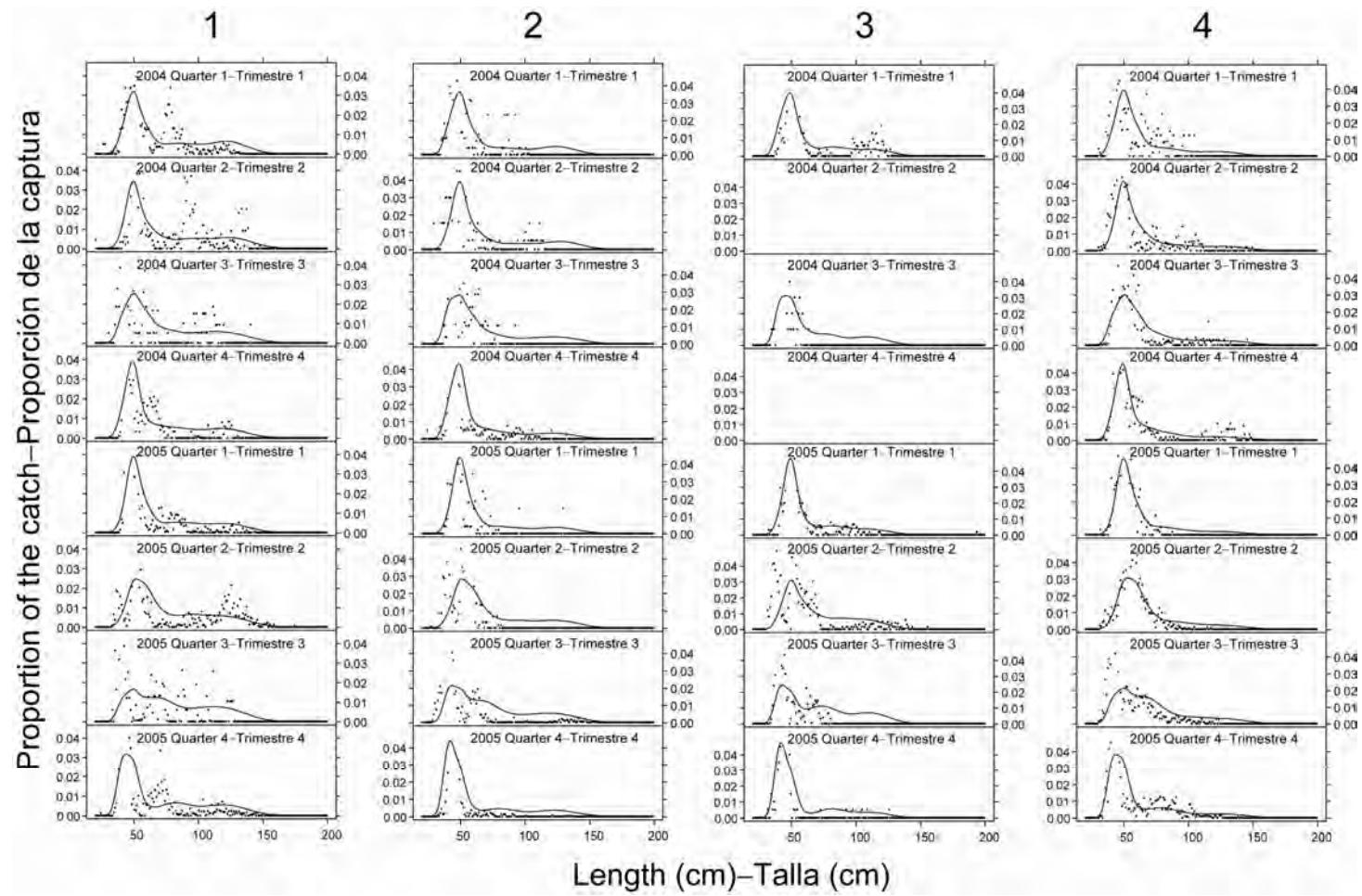
**FIGURE 4.6.** Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

**FIGURA 4.6.** Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún aleta amarilla. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora media no explotada equivalga a 1,0.



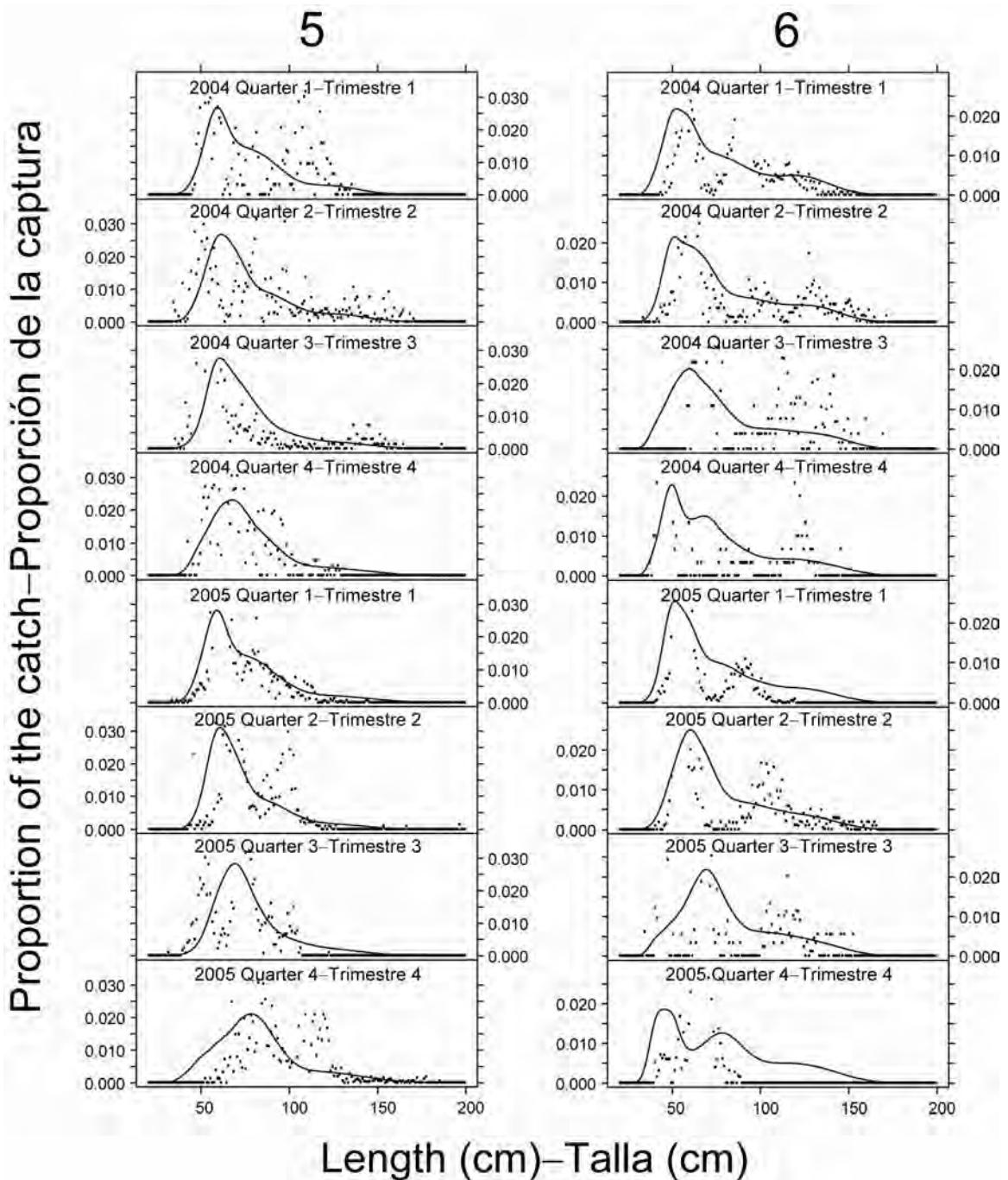
**FIGURE 4.7.** Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals 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 verosimilitud 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.



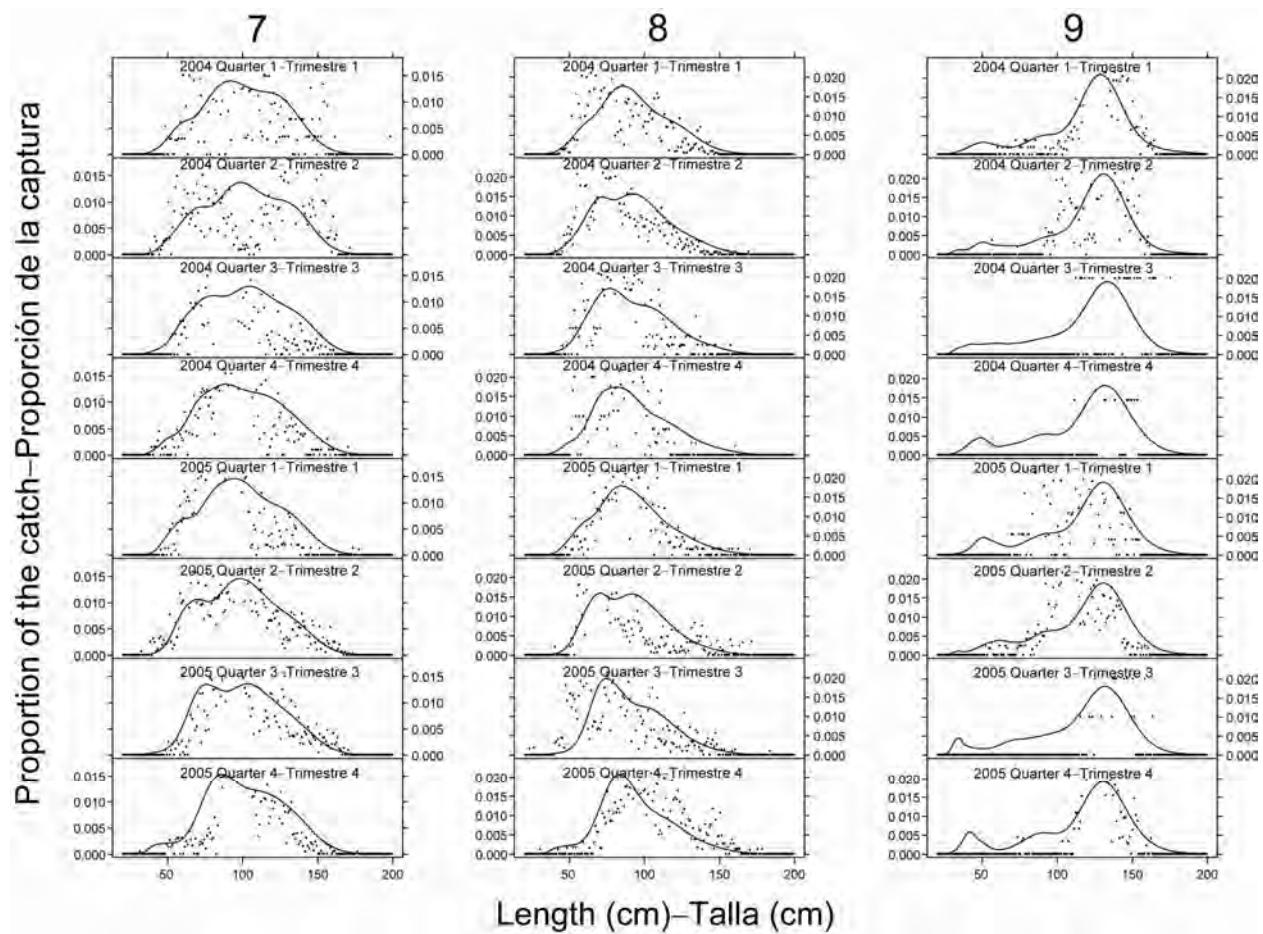
**FIGURE 4.8a.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

**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).



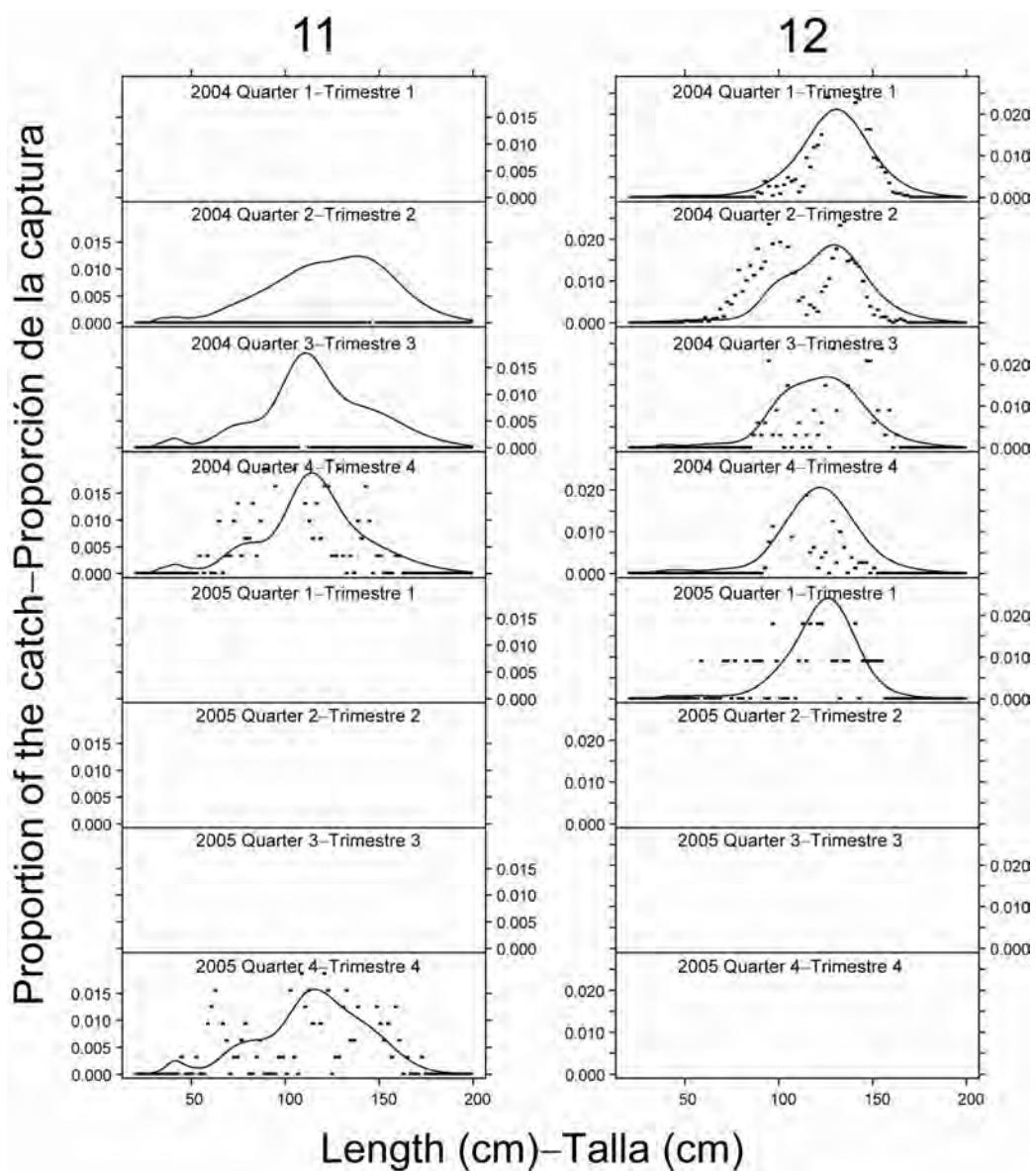
**FIGURE 4.8b.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

**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).



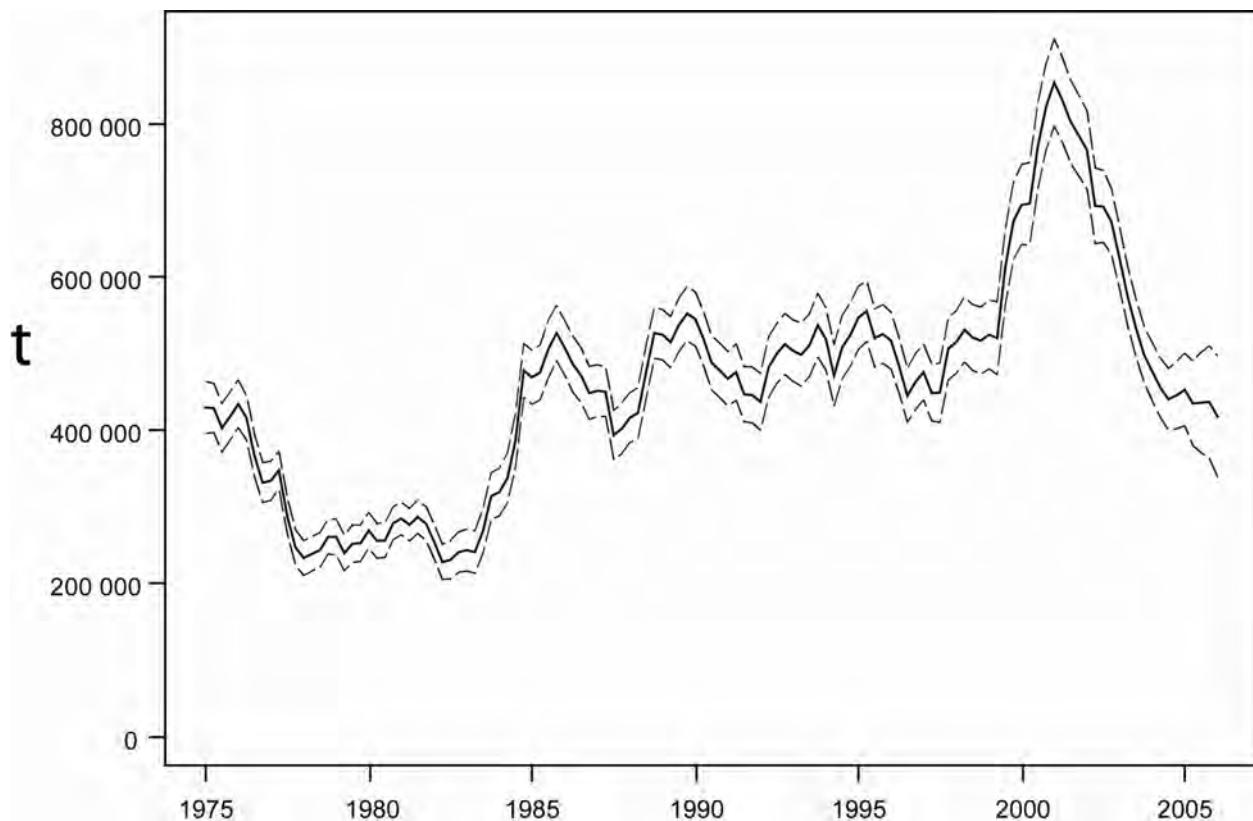
**FIGURE 4.8c.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

**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).



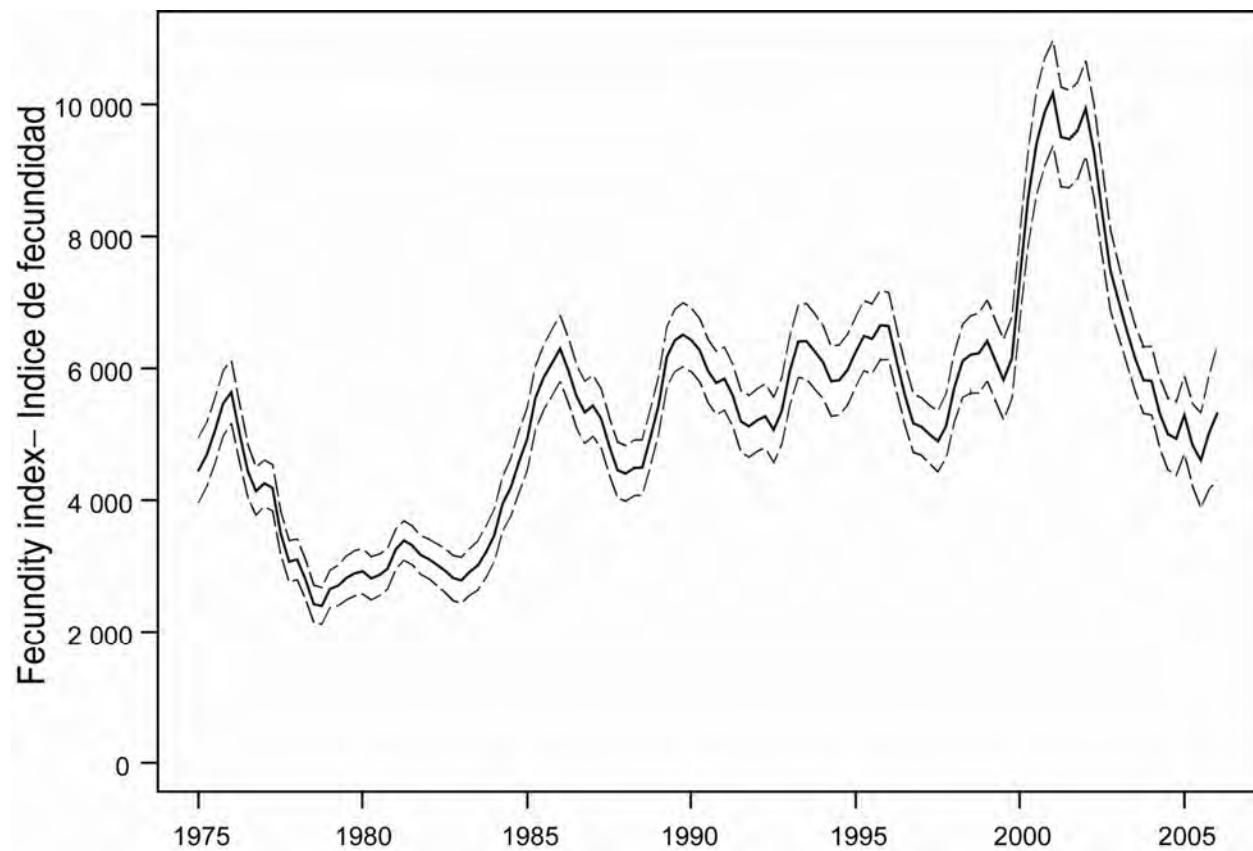
**FIGURE 4.8d.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fisheries (Fisheries 11-12).

**FIGURA 4.8d.** Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías palangreras (Pesquería 11 y 12).



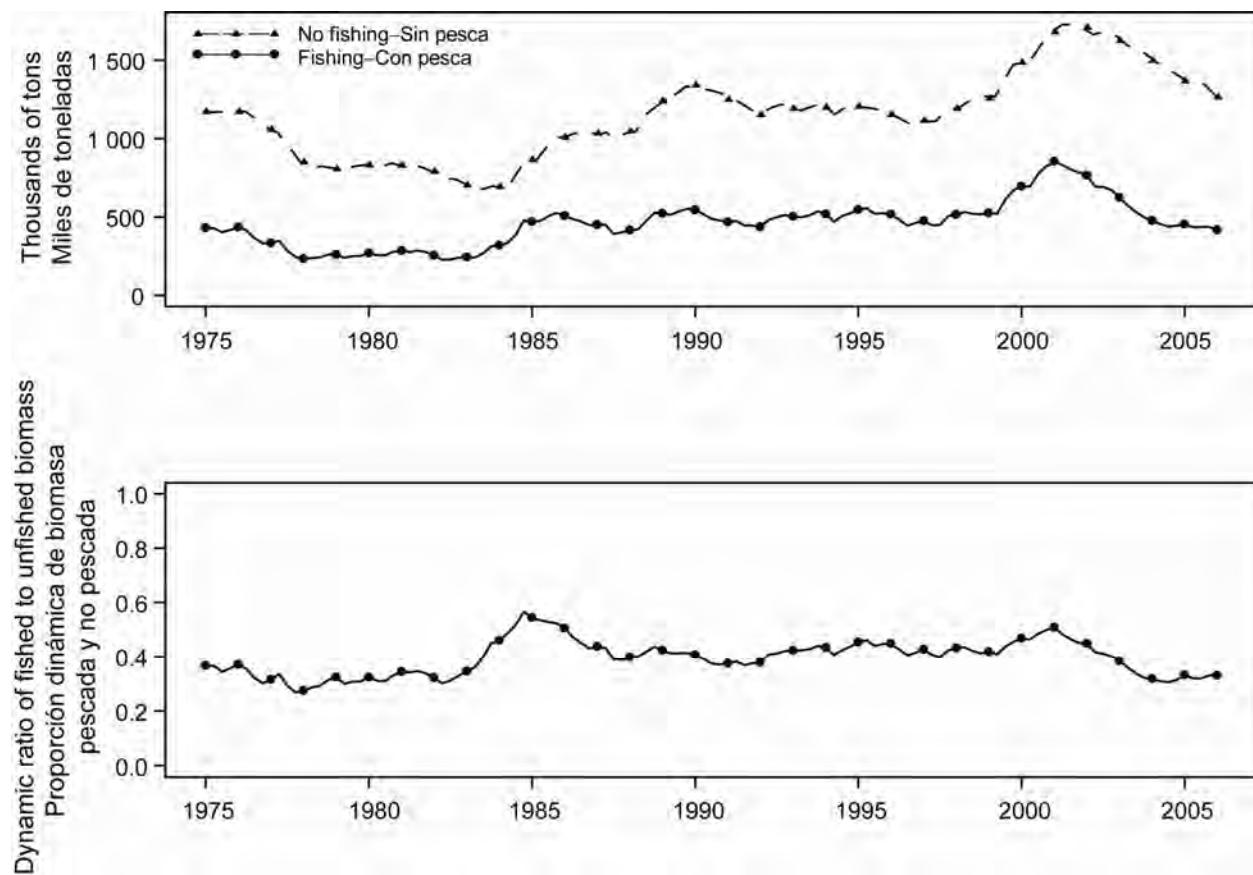
**FIGURE 4.9a.** Estimated biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there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



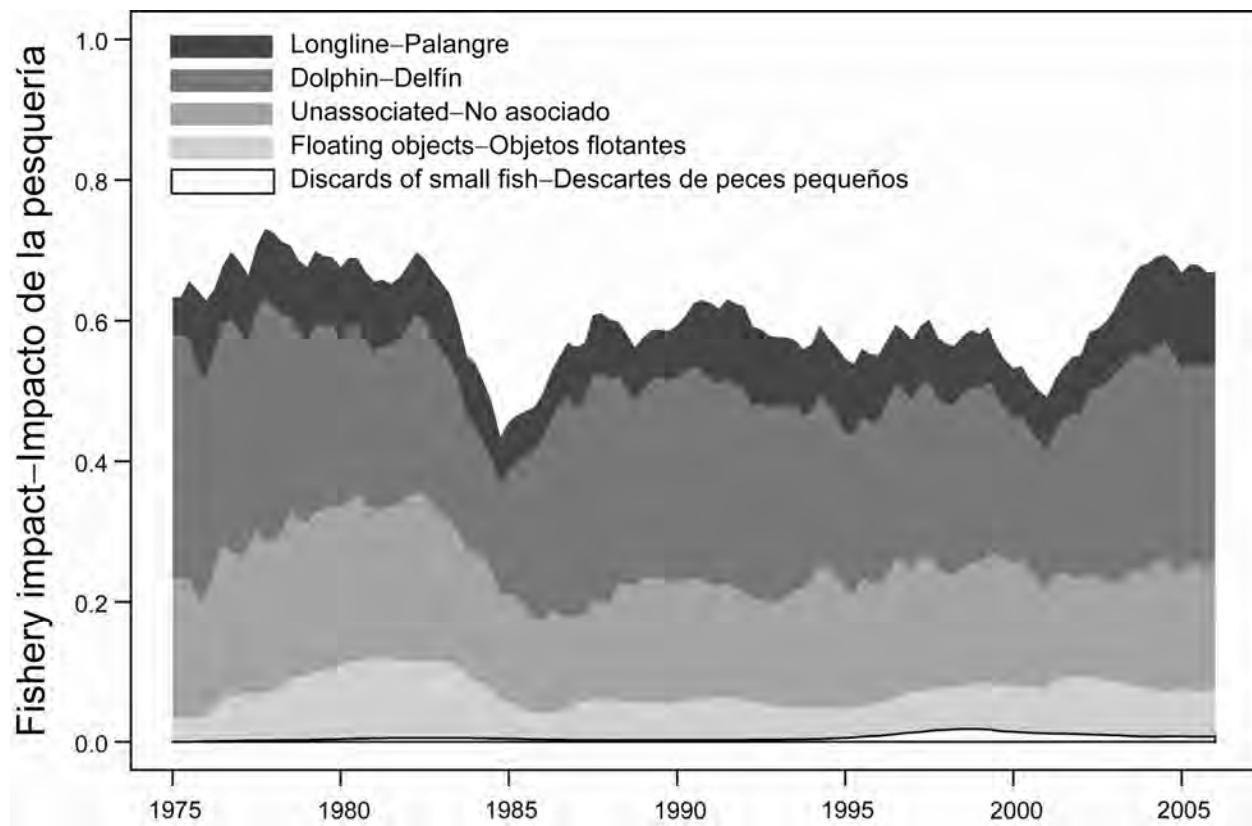
**FIGURE 4.9b.** Estimated relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly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

**FIGURA 4.9b.** Biomasa reproductora relativa estimada del atún aleta amarilla en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazo 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.



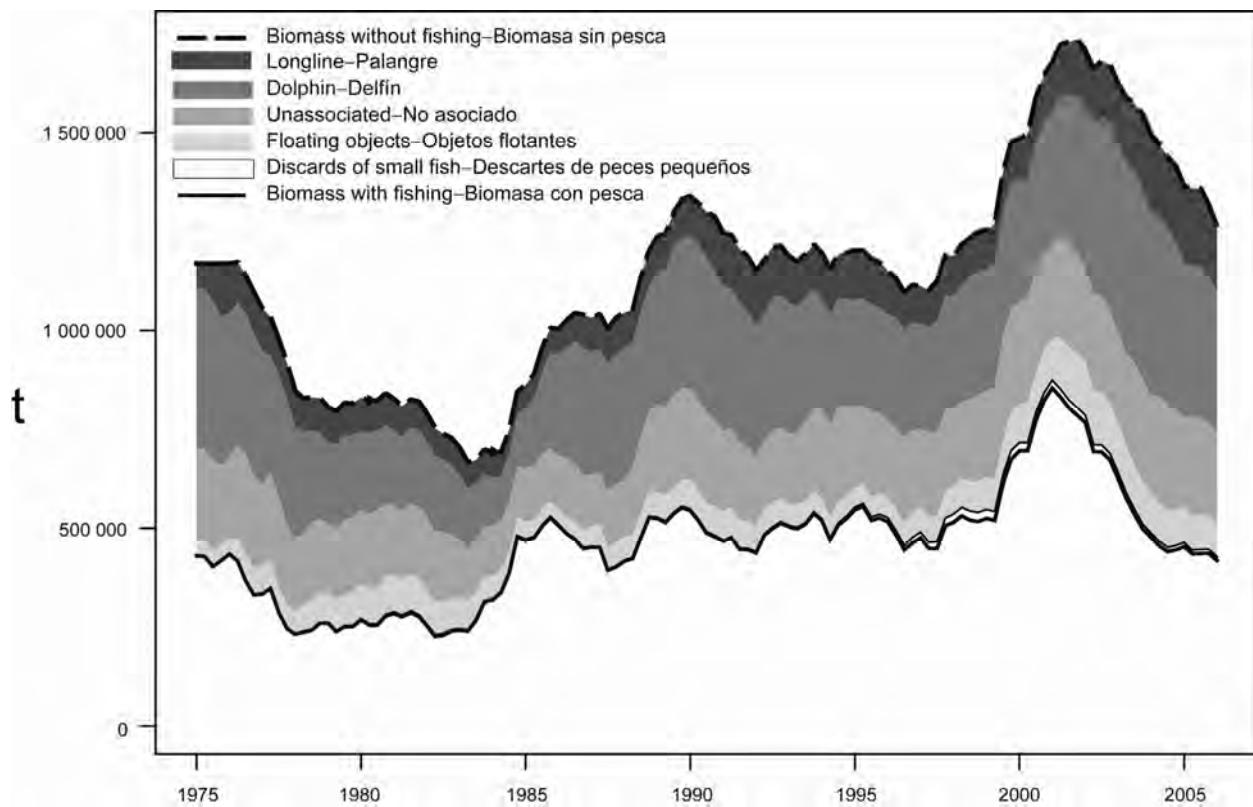
**FIGURE 4.10a.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2004 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”). t = metric tons.

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



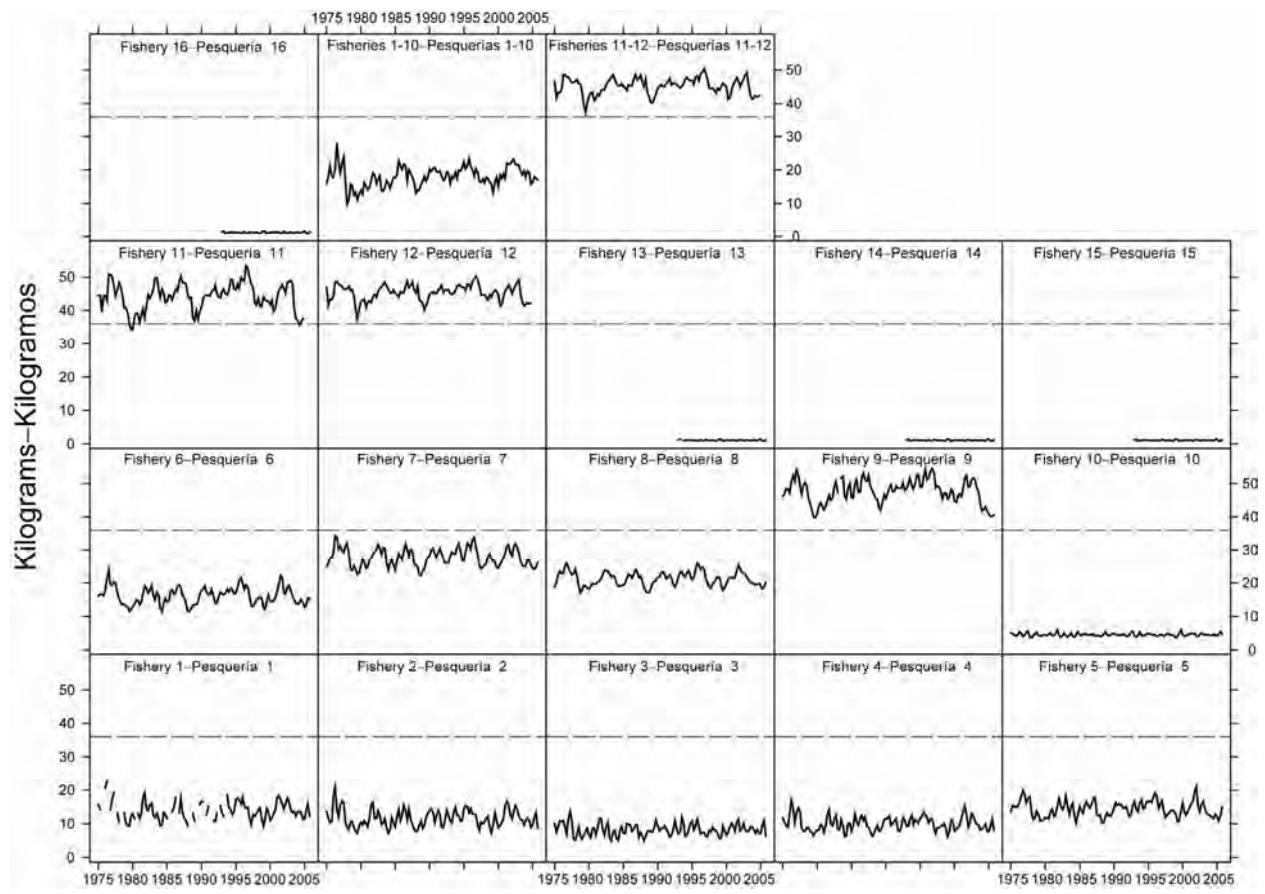
**FIGURE 4.10b.** Comparison of the relative impacts of the major fisheries on the biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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



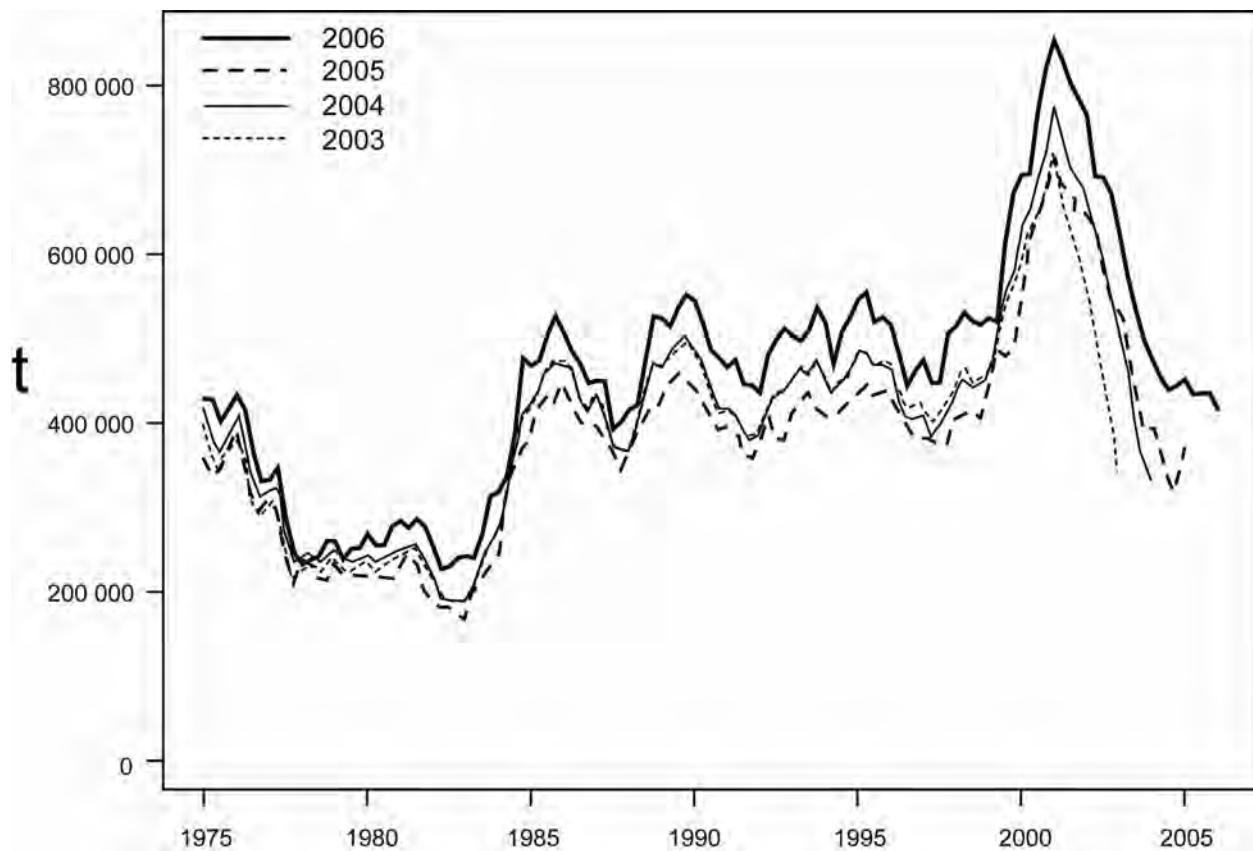
**FIGURE 4.10c.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2006 (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 4.10c.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-2006 (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.



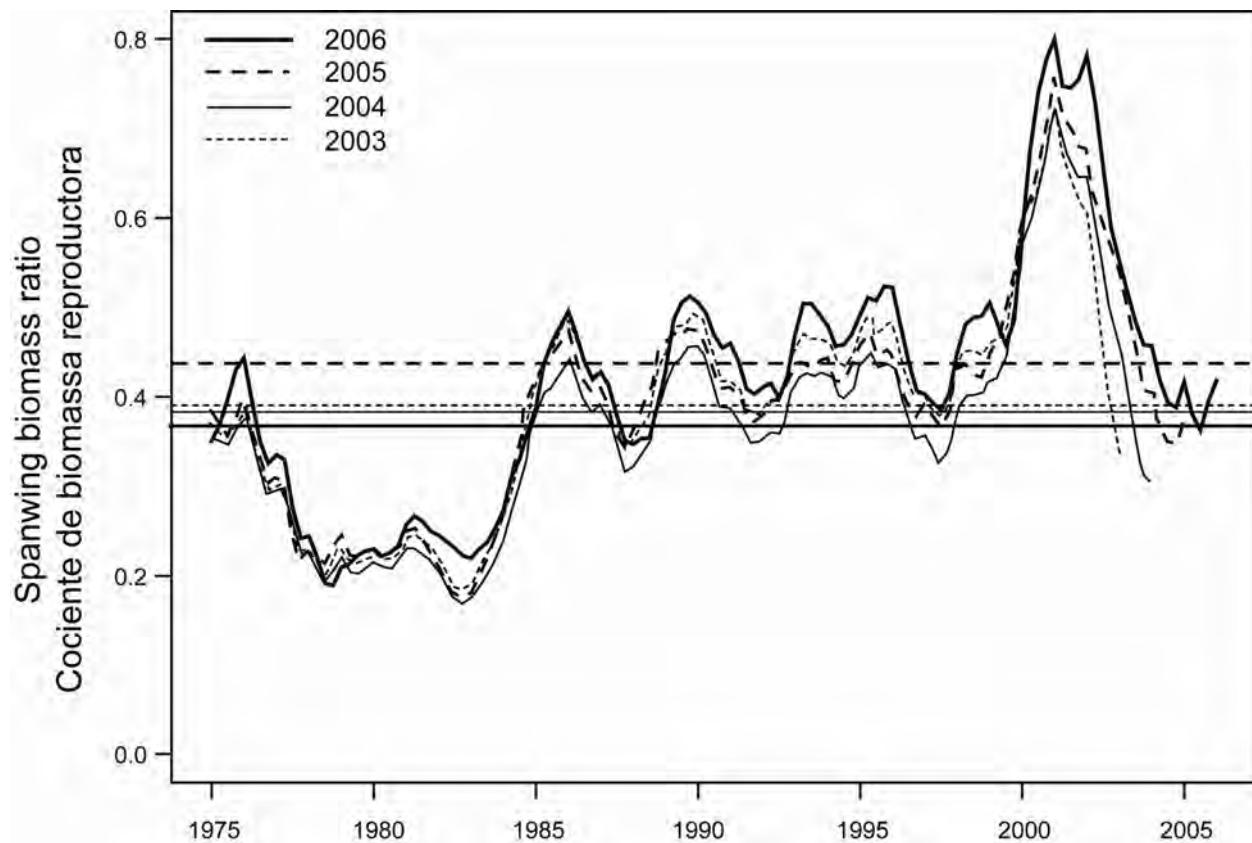
**FIGURE 4.11.** Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and that for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight (35.2 kg).

**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).



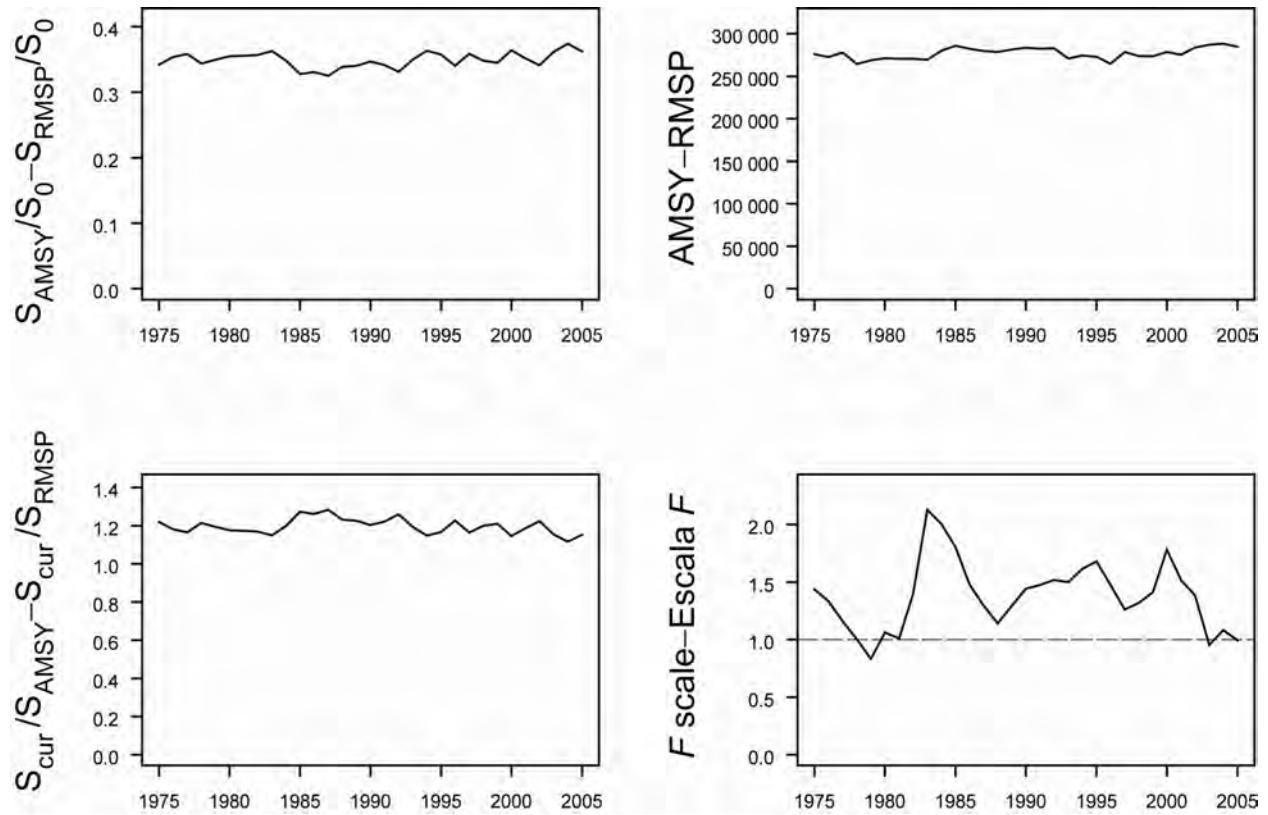
**FIGURE 4.12a.** Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment and the current assessment.  $t$  = metric tons.

**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.



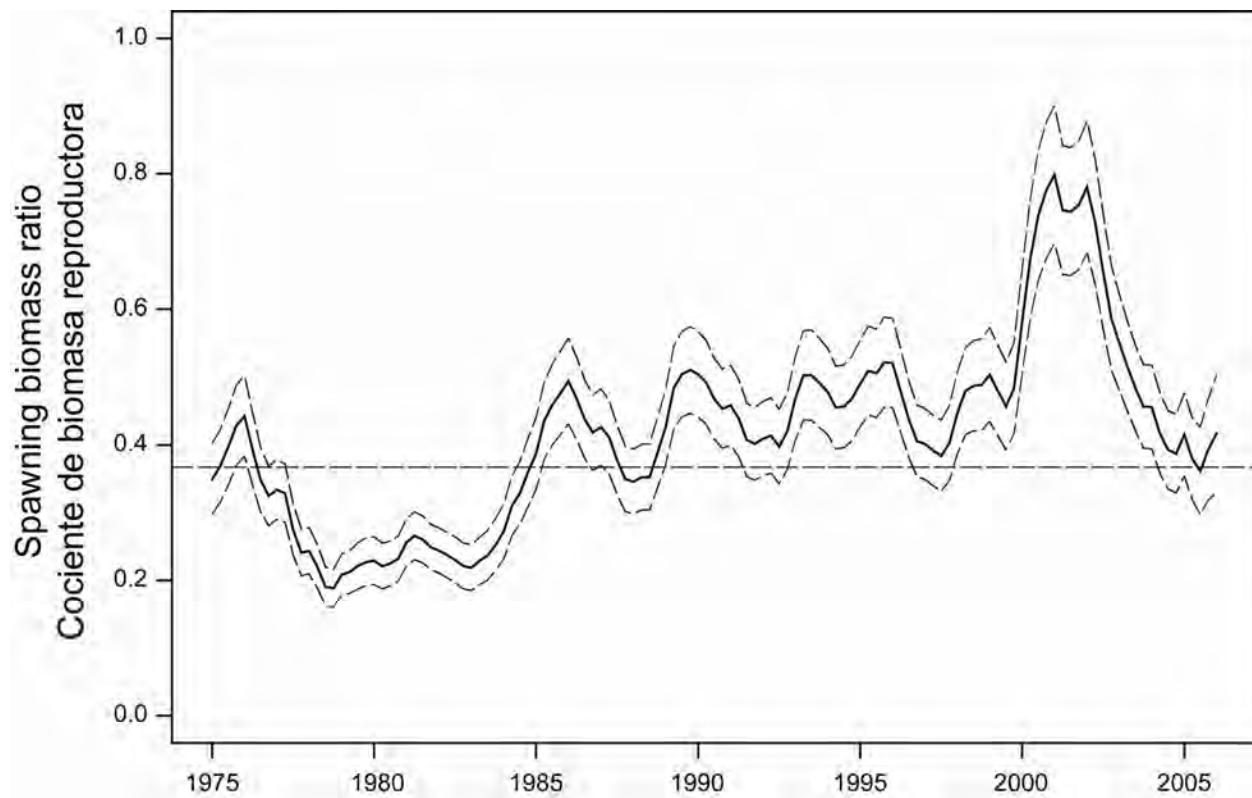
**FIGURE 4.12b.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment with the most three recent previous assessments. The horizontal lines identify the SBRs at AMSY.

**FIGURA 4.12b.** Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún aleta amarilla de la evaluación actual y las tres evaluaciones previas más recientes. Las líneas horizontales identifican el SBR en RMSP.



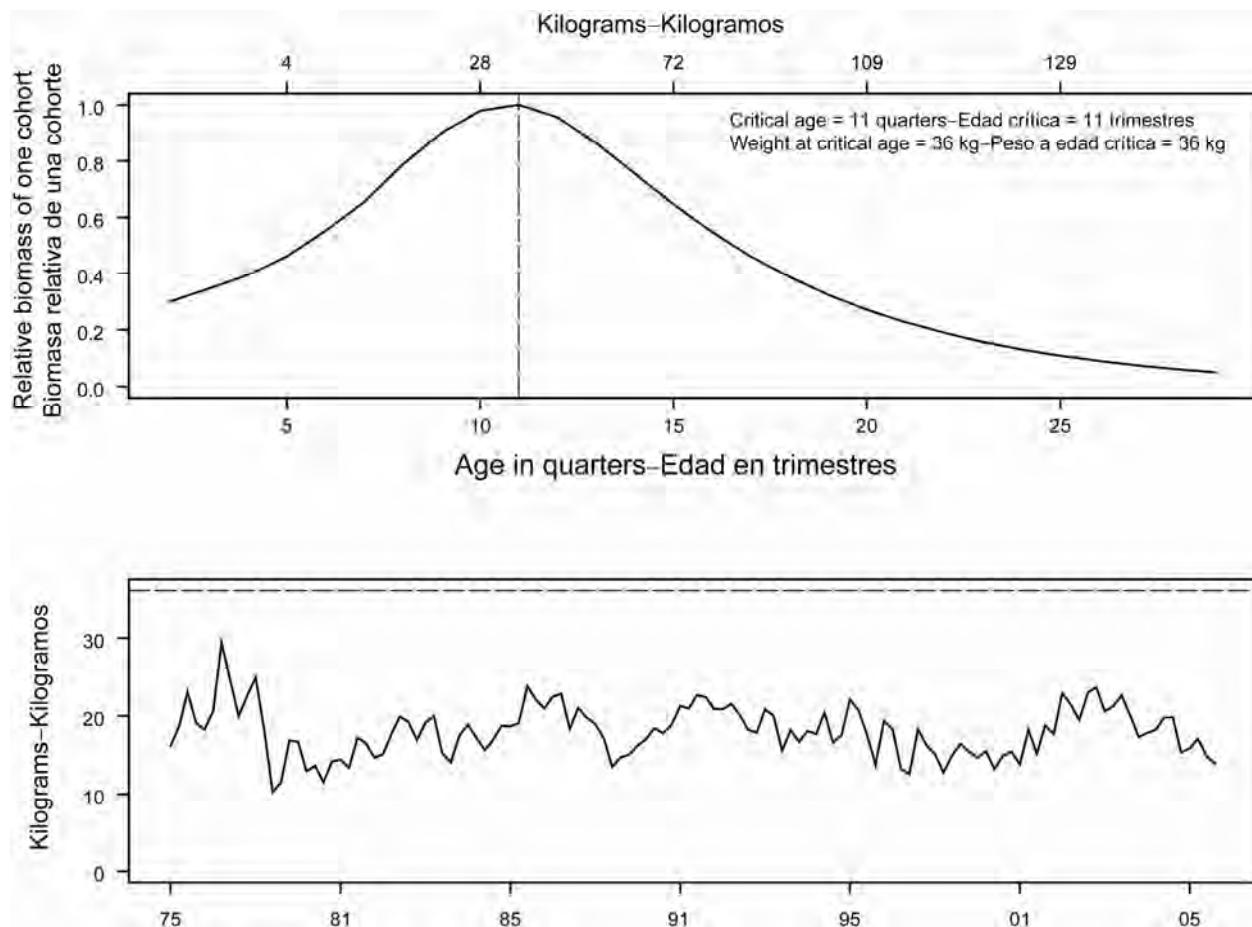
**FIGURE 4.12c.** Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. ( $S_{\text{cur}}$  is the spawning biomass at the start of 2006). See the text for definitions.

**FIGURA 4.12c.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas a partir de la mortalidad media por pesca por edad para cada año. ( $S_{\text{cur}}$  es la biomasa reproductora al principio de 2006). Ver definiciones en el texto.



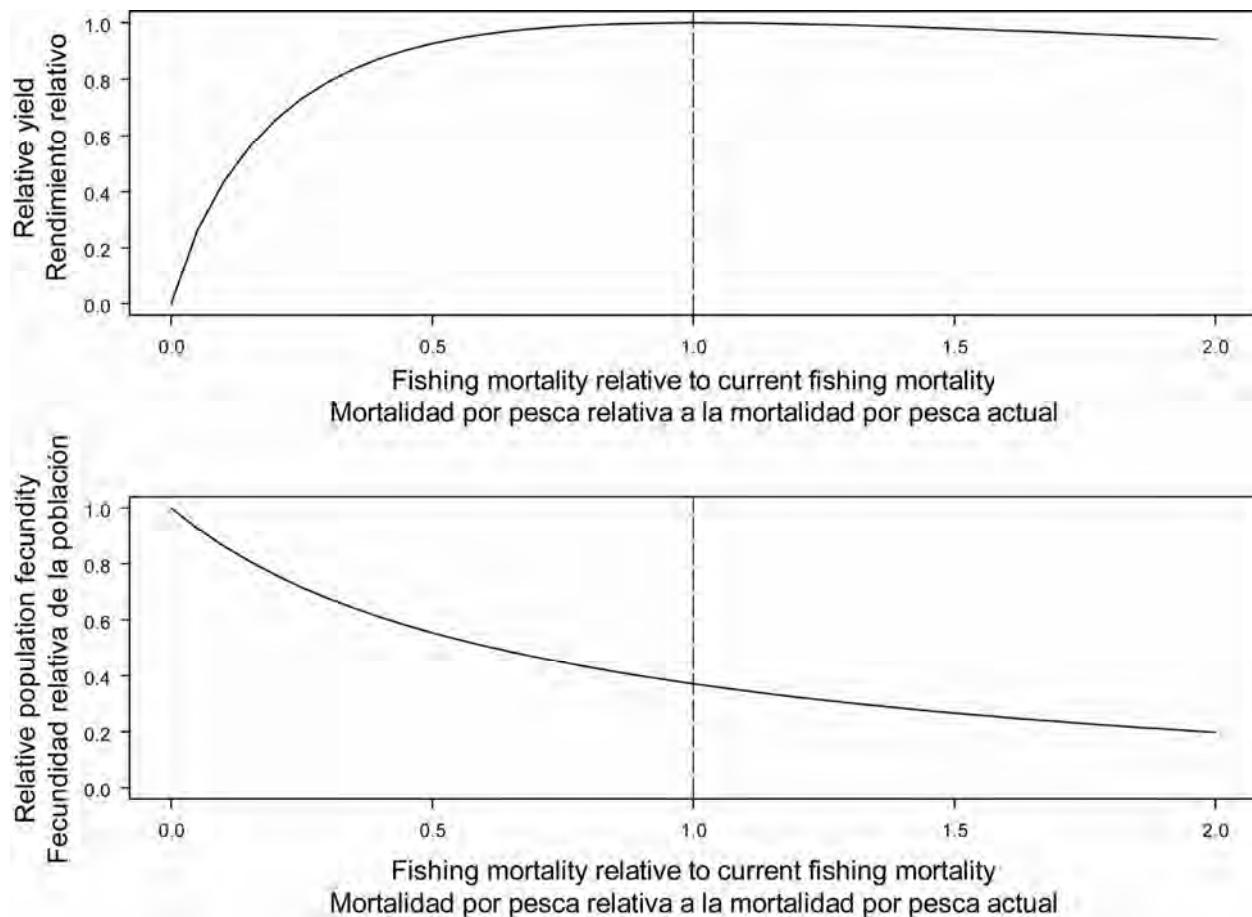
**FIGURE 5.1.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.44) identifies the SBR at AMSY.

**FIGURA 5.1.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados del 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 0,44) identifica el SBR en RMSP.



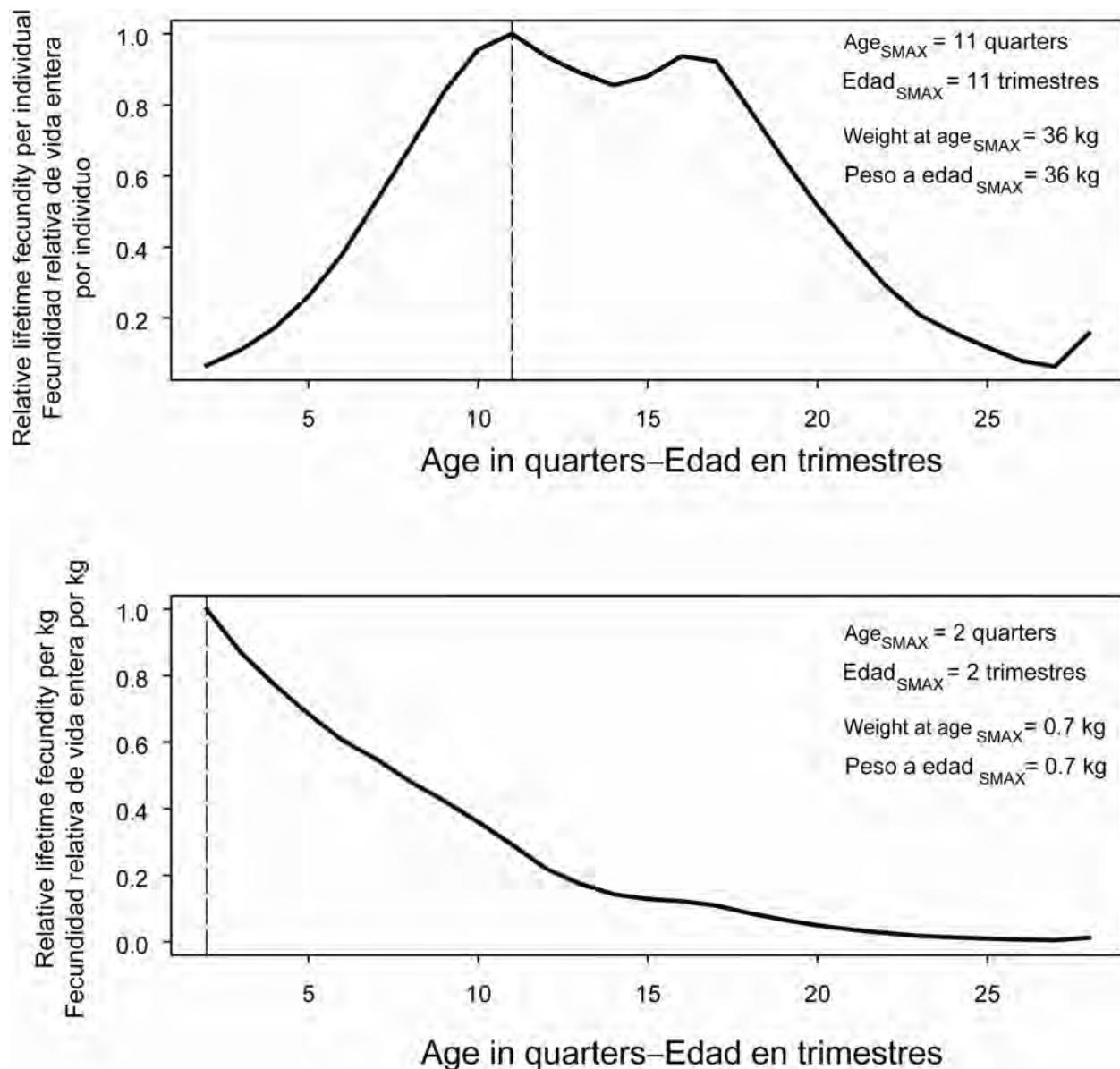
**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The lower panel illustrates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



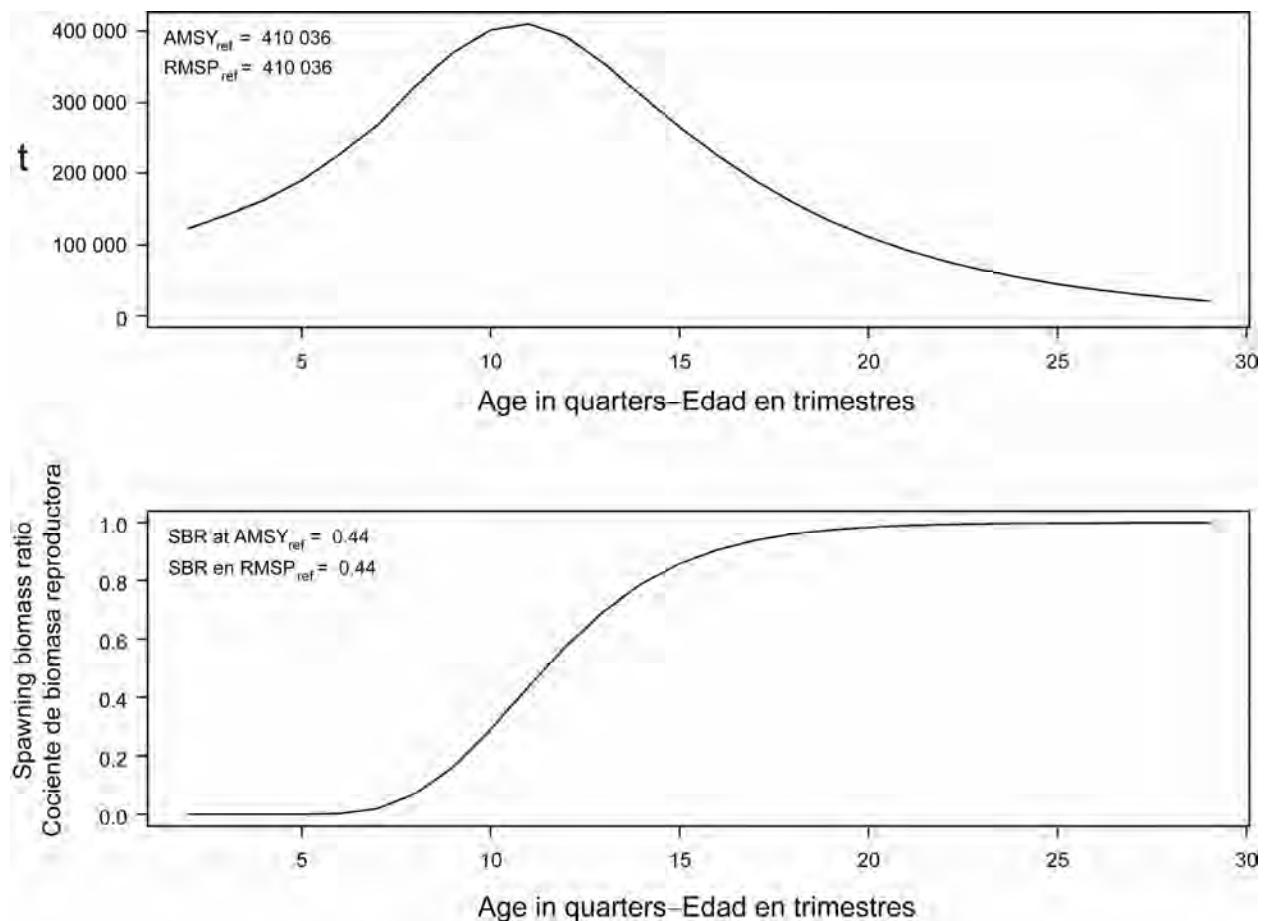
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield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



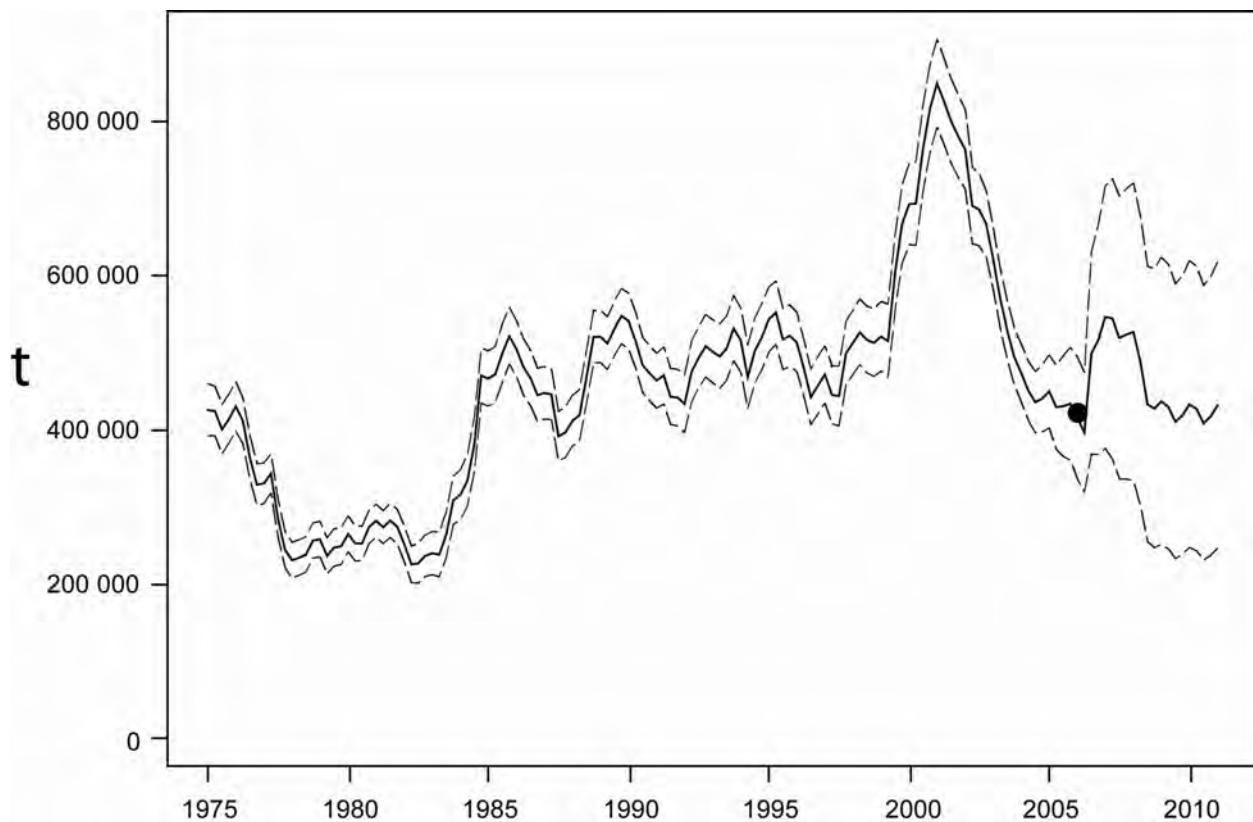
**FIGURE 5.4.** Marginal relative lifetime reproductive potential of yellowfin tuna at age based on individuals (upper panel) and weight (lower panel).  $\text{Age}_{\text{SMAX}}$ , indicated by the dashed vertical line, is the age at which the maximum marginal relative lifetime reproductive potential is realized.

**FIGURA 5.4.** Potencial de reproducción relativo marginal de atún aleta amarilla a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior).  $\text{Edad}_{\text{SMAX}}$ , señalada por la línea vertical de trazos, es la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo.



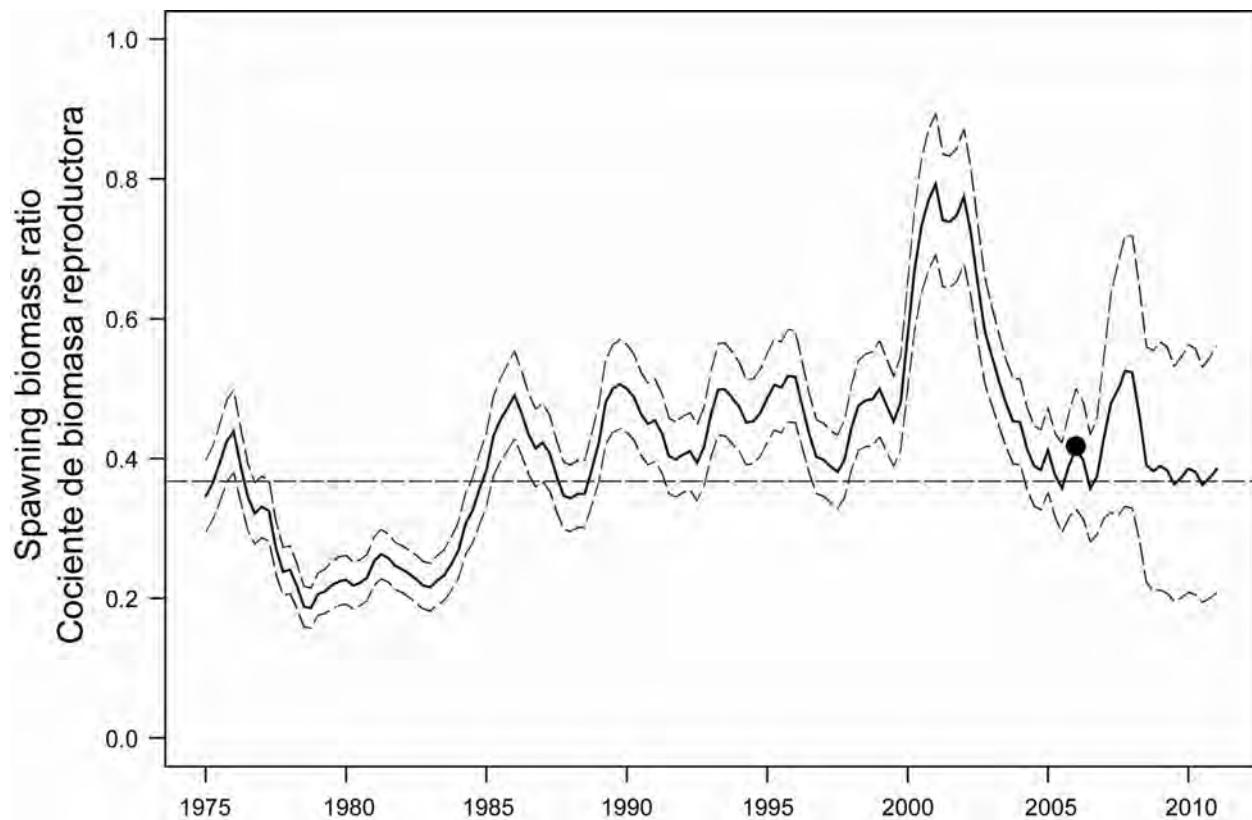
**FIGURE 5.5.** Estimated yield calculated if yellowfin were caught only at a single age (upper panel), and the associated spawning biomass ratio (lower panel).  $t$  = metric tons.

**FIGURA 5.5.** Rendimiento estimado si se capturara únicamente aleta amarilla de una sola edad (recuadro superior), y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior).  $t$  = toneladas métricas.



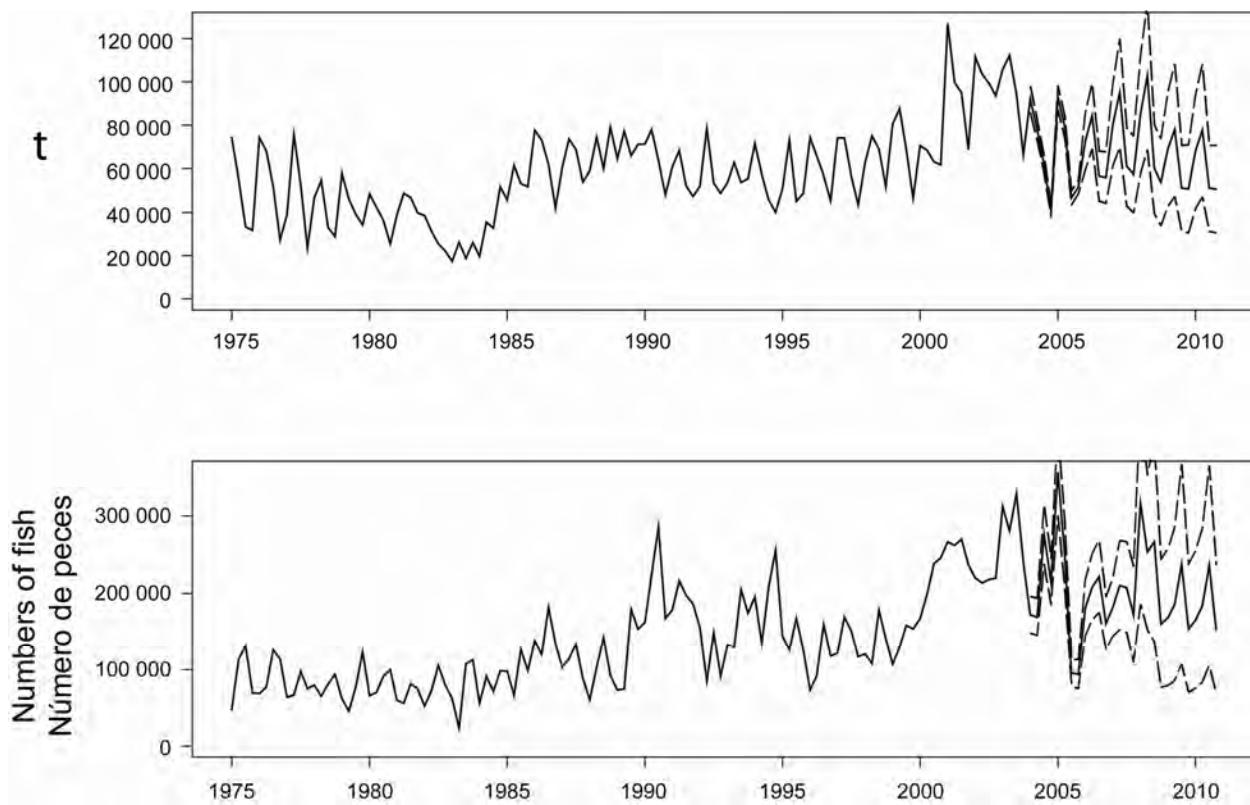
**FIGURE 6.1.** Biomasses projected during 2006-2010 for yellowfin tuna in the EPO under current effort. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals. The estimates after 2006 indicate the biomasses predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2005 for surface fisheries, or 2004 for longline fisheries, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2003 and 2004 for surface fisheries, or 2002 and 2003 for longline fisheries, and average environmental conditions occur during the next 5 years. t = metric tons.

**FIGURA 6.1.** Biomasa predicha de atún aleta amarilla durante 2006-2010 con el esfuerzo actual. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95%. Las estimaciones a partir de 2004 (el punto grande) señalan la biomasa predicha si el esfuerzo continúa en el nivel medio observado de 2005 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2004 en el caso de las pesquerías de palangre, la capturabilidad (con desvíos de esfuerzo) continúa en el nivel medio observado de 2003 y 2004 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2002 y 2003 en el caso de las pesquerías de palangre, y con condiciones ambientales promedio en los 10 próximos años. t = toneladas métricas.



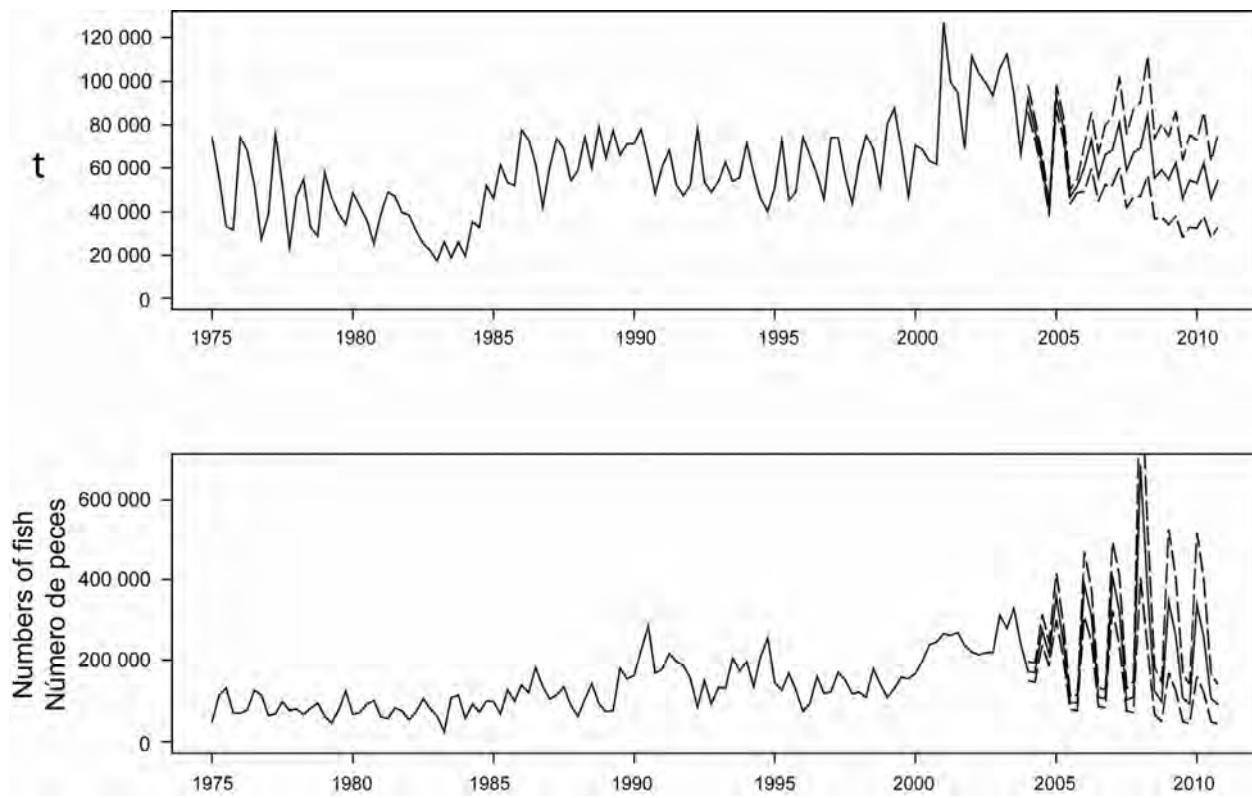
**FIGURE 6.2.** Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2004 and SBRs projected during 2006-2010 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at 0.44) identifies  $SBR_{AMSY}$  (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2006 indicate the SBR predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2005 for surface fisheries, or 2004 for longline fisheries, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2003 and 2004 for surface fisheries, or 2002 and 2003 for longline fisheries, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

**FIGURA 6.2.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2004 y SBR proyectados durante 2006-2010 para el atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal (en 0,44) 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 2006 señalan el SBR predicho si el esfuerzo si el esfuerzo continúa en el nivel medio observado de 2005 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2004 en el caso de las pesquerías de palangre, la capturabilidad (con desvíos de esfuerzo) continúa en el nivel medio observado de 2003 y 2004 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2002 y 2003 en el caso de las pesquerías de palangre, y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.



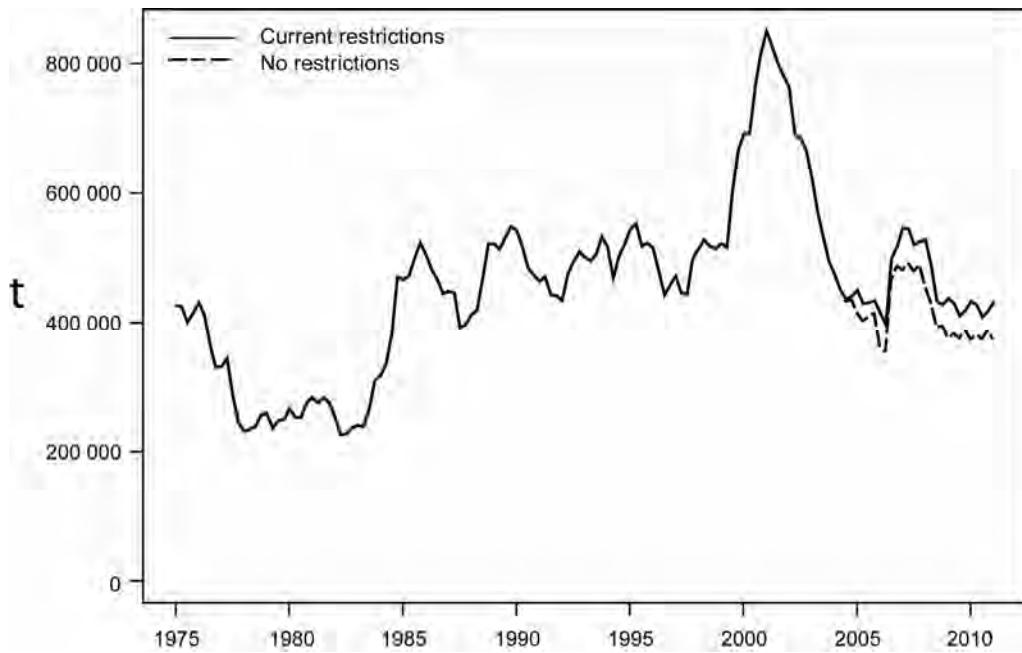
**FIGURE 6.3a.** Catches of yellowfin tuna during 1975-2005 and simulated catches of yellowfin tuna during 2006-2010 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the longline fleet (lower panel). The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates. The estimates after 2006 indicate the catches predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2005 for surface fisheries, or 2004 for longline fisheries, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2003 and 2004 for surface fisheries, or 2002 and 2003 for longline fisheries, and average environmental conditions occur during the next 5 years. t = metric tons.

**FIGURA 6.3a.** Capturas de atún aleta amarilla durante 1975-2005 y capturas simuladas de atún aleta amarilla durante 2006-2010 por las flotas de cerco y caña (recuadro superior) y la flota palangrera (recuadro inferior). 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 2002 y 2003, y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos. t = toneladas métricas.



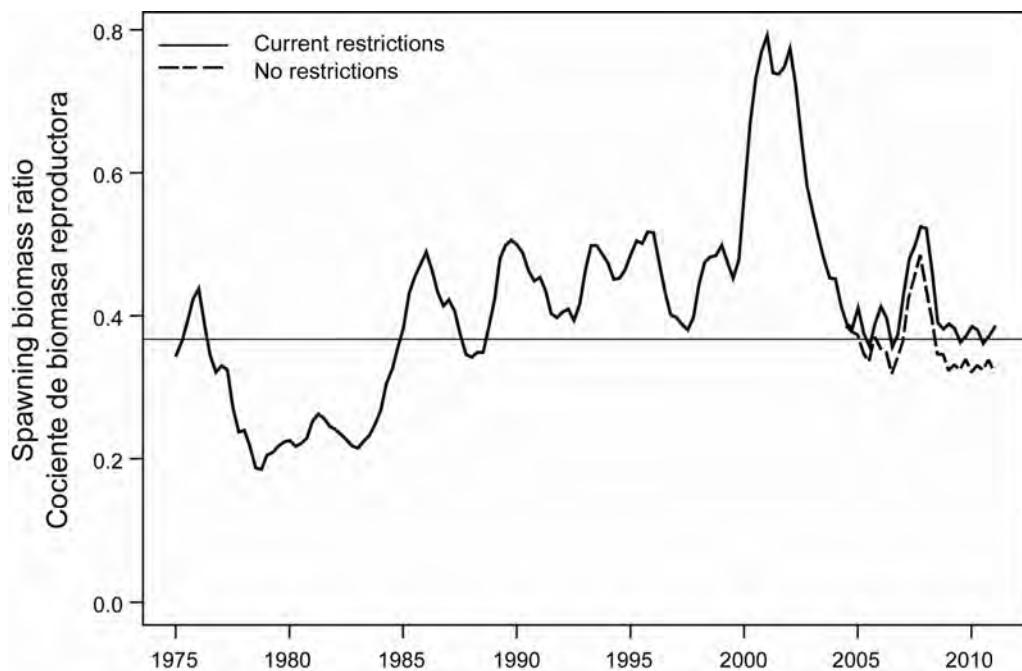
**FIGURE 6.3b.** Catches of yellowfin tuna during 1975-2005 and simulated catches of yellowfin tuna during 2006-2010 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the longline fleet (lower panel). The figure differs from Figure 6.3 in that catchability (with effort deviates) after 2006 continues at the long-term median. The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates.  $t$  = metric tons.

**FIGURA 6.3b.** Capturas de atún aleta amarilla durante 1975-2005 y capturas simuladas de atún aleta amarilla durante 2006-2010 por las flotas de cerco y caña (recuadro superior) y la flota palangrera (recuadro inferior). La diferencia de la Figura 6.3 es que la capturabilidad (con los desvíos del esfuerzo) después de 2006 continúa en la mediana a largo plazo. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones.  $t$  = toneladas métricas.



**FIGURE 6.4.** Biomass projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2011 under Resolution C-04-09 and under effort projected without the Resolution.  $t$  = metric tons.

**FIGURA 6.4.** Proyección de la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO durante 2005-2011, bajo la Resolución C-04-09 y con el esfuerzo proyectado sin la Resolución.  $t$  = toneladas métricas.



**FIGURE 6.5.** Spawning biomass ratios (SBRs) projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2011 under Resolution C-04-09 and under effort projected without the Resolution. The horizontal line (at 0.37) identifies  $SBR_{AMSY}$  (Section 5.3).

**FIGURA 6.5.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2005-2011, bajo la Resolución C-04-09 y con el esfuerzo proyectado sin la Resolución. 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.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas		Catch data			
				Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-2005					11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2005					7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2005					5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-2005					1-4, 8, 10	
5	PS	NOA	1975-2005					1-4, 8, 10	
6	PS	NOA	1975-2005					5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2005					2-3, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
8	PS	DEL	1975-2005					1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2005					7, 9, 11-12	
10	LP		1975-2005					1-13	
11	LL		1975-2005					N of-de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
12	LL		1975-2005					S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2005					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	1993-2005					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	1993-2005					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	1993-2005					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.

Year Año	Total recruitment Reclutamiento total	Biomass of age-1.5+ fish Biomasa de peces de edad 1.5+	Relative spawning biomass Biomasa reproductora relativa
1975	112,881	429,471	0.44
1976	90,855	434,111	0.55
1977	143,446	333,650	0.42
1978	104,873	232,830	0.30
1979	136,954	260,332	0.26
1980	108,628	268,884	0.29
1981	75,297	284,481	0.32
1982	118,154	253,995	0.31
1983	189,983	243,003	0.27
1984	155,225	318,821	0.34
1985	133,854	468,996	0.48
1986	155,955	507,233	0.62
1987	259,172	451,128	0.53
1988	185,552	416,156	0.43
1989	156,439	524,541	0.53
1990	155,049	544,971	0.63
1991	211,832	467,044	0.57
1992	170,715	436,923	0.51
1993	167,851	503,539	0.59
1994	150,014	519,109	0.60
1995	165,080	546,799	0.61
1996	221,530	516,713	0.65
1997	166,155	475,601	0.50
1998	329,389	515,119	0.56
1999	235,393	524,809	0.63
2000	252,074	694,371	0.73
2001	230,364	853,920	1.00
2002	181,883	766,031	0.98
2003	181,666	624,182	0.69
2004	173,572	476,617	0.57
2005	256,251	452,805	0.52
2006		417,848	0.52

**TABLE 4.2.** Estimates of the average sizes of yellowfin tuna. The ages are expressed in quarters after hatching.

**TABLA 4.2.** Estimaciones del tamaño medio de atún aleta amarilla. Se expresan las edades en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	33.06	0.7	16	154.22	80.96
3	40.73	1.33	17	159.06	89.07
4	49.01	2.35	18	163.25	96.51
5	58.34	4.03	19	166.84	103.2
6	68.48	6.61	20	169.89	109.14
7	78.74	10.17	21	172.48	114.36
8	89.2	14.95	22	174.67	118.9
9	99.43	20.89	23	176.51	122.81
10	109.28	27.96	24	178.06	126.16
11	118.63	36.03	25	179.35	129
12	127.36	44.86	26	180.43	131.41
13	135.17	53.9	27	181.33	133.45
14	142.28	63.15	28	182.08	135.16
15	148.64	72.26	29	182.7	136.59

**TABLE 5.1.** AMSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis. All analyses are based on average fishing mortality for 2003 and 2004.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 2+ quarters old at the start of 2006 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 2005.

**TABLA 5.1.** RMSP y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca media de 2003 y 2004. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de peces de 2+ trimestres de edad al principio de 2006 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como los índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2005.

	Base case Caso base	$h = 0.75$	$L_\infty = 170 \text{ cm}$	$L_\infty = 200 \text{ cm}$
AMSY-RMSP	287,519	300,282	288,809	287,695
$B_{\text{AMSY}} - B_{\text{RMSP}}$	416,379	546,213	409,895	419,322
$S_{\text{AMSY}} - S_{\text{RMSP}}$	4,677	6,444	4,662	4,661
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.06	1.01	1.05	1.06
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.00	0.77	1.02	1.02
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	1.14	0.83	1.16	1.15
$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	0.37	0.43	0.36	0.37
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	1.02	0.68	1.04	1.04

**TABLE 5.2a.** Estimates of the AMSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery is the only fishery operating in the EPO and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4). 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 es la única que opera en el OPO y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4). 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.

Fishery Pesquería	AMSY RMSP	$B_{\text{AMSY}}$ $B_{\text{RMSP}}$	$S_{\text{AMSY}}$ $S_{\text{RMSP}}$	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$ $B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$ $S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	<i>F</i> multiplier Multiplicador de <i>F</i>
All—Todas	287,519	416,379	4,677	0.36	0.37	1.02
OBJ	214,243	316,331	3,520	0.27	0.28	11.06
NOA	259,574	385,228	4,392	0.33	0.34	4.20
DEL	304,745	406,369	4,335	0.35	0.34	2.11
LL	350,562	460,673	4,961	0.39	0.39	25.18

**TABLE 5.2b.** Estimates of the AMSY and its associated quantities, obtained by assuming that one fishery is not operating in the EPO and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4). 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 5.2b.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que una pesquería no opera en el OPO y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4). 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.

Fishery Pesquería	AMSY RMSP	$B_{\text{AMSY}}$ $B_{\text{RMSP}}$	$S_{\text{AMSY}}$ $S_{\text{RMSP}}$	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$ $B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$ $S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	<i>F</i> multiplier Multiplicador de <i>F</i>
All—Todas	287,519	416,379	4,677	0.36	0.37	1.02
No OBJ	295,231	416,062	4,607	0.36	0.36	1.20
No NOA	296,439	421,719	4,687	0.36	0.37	1.39
No DEL	268,587	419,120	4,894	0.36	0.38	2.08
No LL	282,176	406,755	4,549	0.35	0.36	1.12

**TABLE 5.2c.** 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 by adjusting the effort to obtain MSY. Either all gears are adjusted, one fishery only is adjusted while the other is set to zero, or one fishery is adjusted while the other remains at its current level. The estimates of the AMSY and  $B_{\text{AMSY}}$  are expressed in metric tons.

**TABLA 5.2c.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y ajustando el esfuerzo para obtener el RMS. Se ajustan todas las artes de pescar, o se ajusta solamente una pesquería y se fija la otra en cero, o se ajusta una pesquería y la otra sigue en su nivel actual. Se expresan las estimaciones de RMSP y  $B_{\text{RMSP}}$  en toneladas métricas.

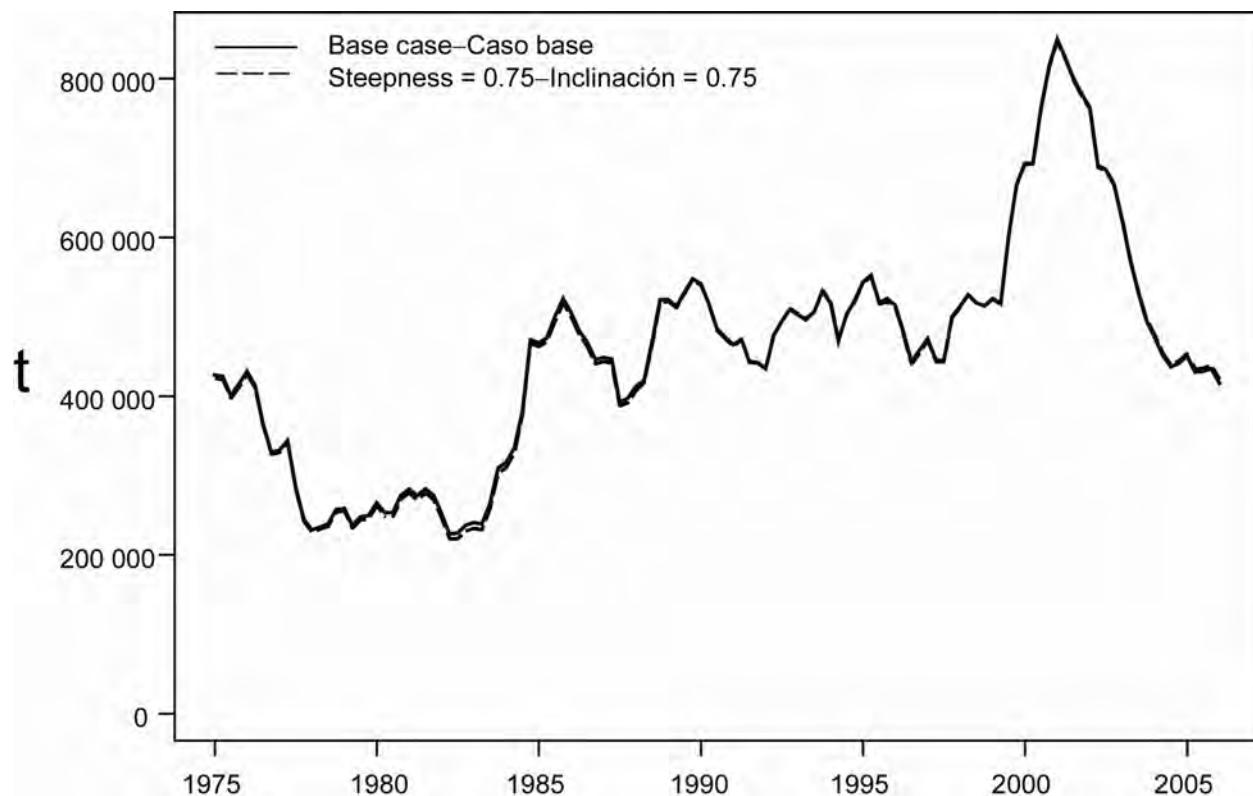
Steepness—Inclinación = 1 (Base case-Caso base)	All gears	Purse-seine only	Longline only	Purse-seine adjusted	Longline adjusted
	Todas artes	Cerco solamente	Palangre solamente	Cerco ajustado	Palangre ajustado
AMSY—RMSP	287,519	282,176	350,562	287,625	306,171
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	416,379	406,755	460,673	433,243	327,698
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	4,677	4,549	4,961	4,920	3,204
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.36	0.35	0.39	0.37	0.28
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.37	0.36	0.39	0.39	0.25
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	1.02	1.12	25.18	0.94	19.62

Steepness—Inclinación = 0.75	All gears	Purse-seine only	Longline only	Purse-seine scaled	Longline scaled
	Todas artes	Cerco solamente	Palangre solamente	Cerco escalado	Palangre escalado
AMSY—RMSP	300,282	293,260	369,368	303,832	290,134
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	546,213	538,127	572,846	574,919	400,177
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	6,444	6,322	6,661	6,839	4,438
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.39	0.39	0.41	0.41	0.29
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.43	0.42	0.44	0.45	0.29
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.68	0.76	12.44	0.59	2.40

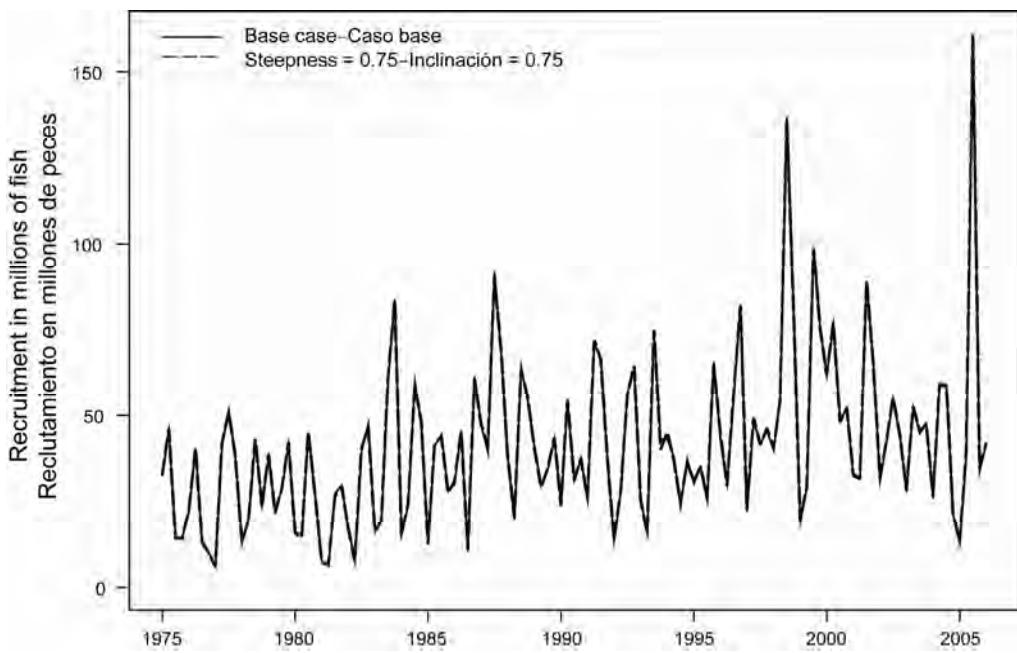
**APPENDIX A1: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIP**

**ANEXO A1: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN-RECLUTAMIENTO**



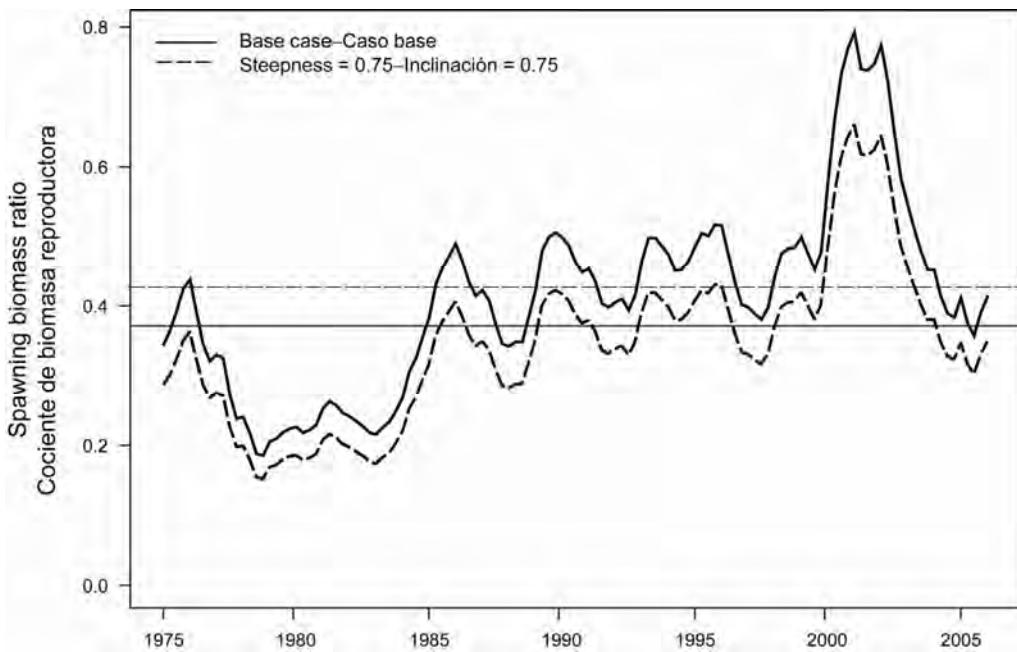
**FIGURE A1.1.** Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA A1.1.** 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).



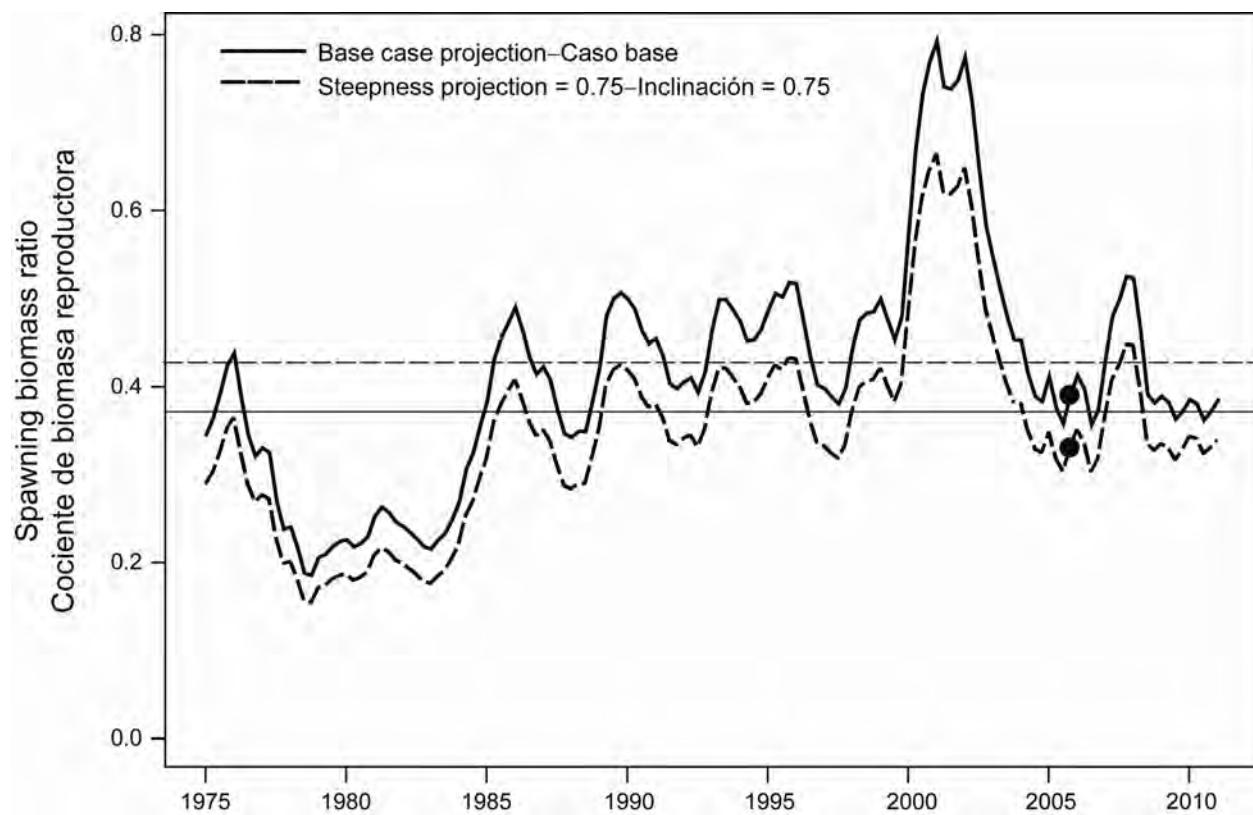
**FIGURE A1.2.** Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA A1.2.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75)



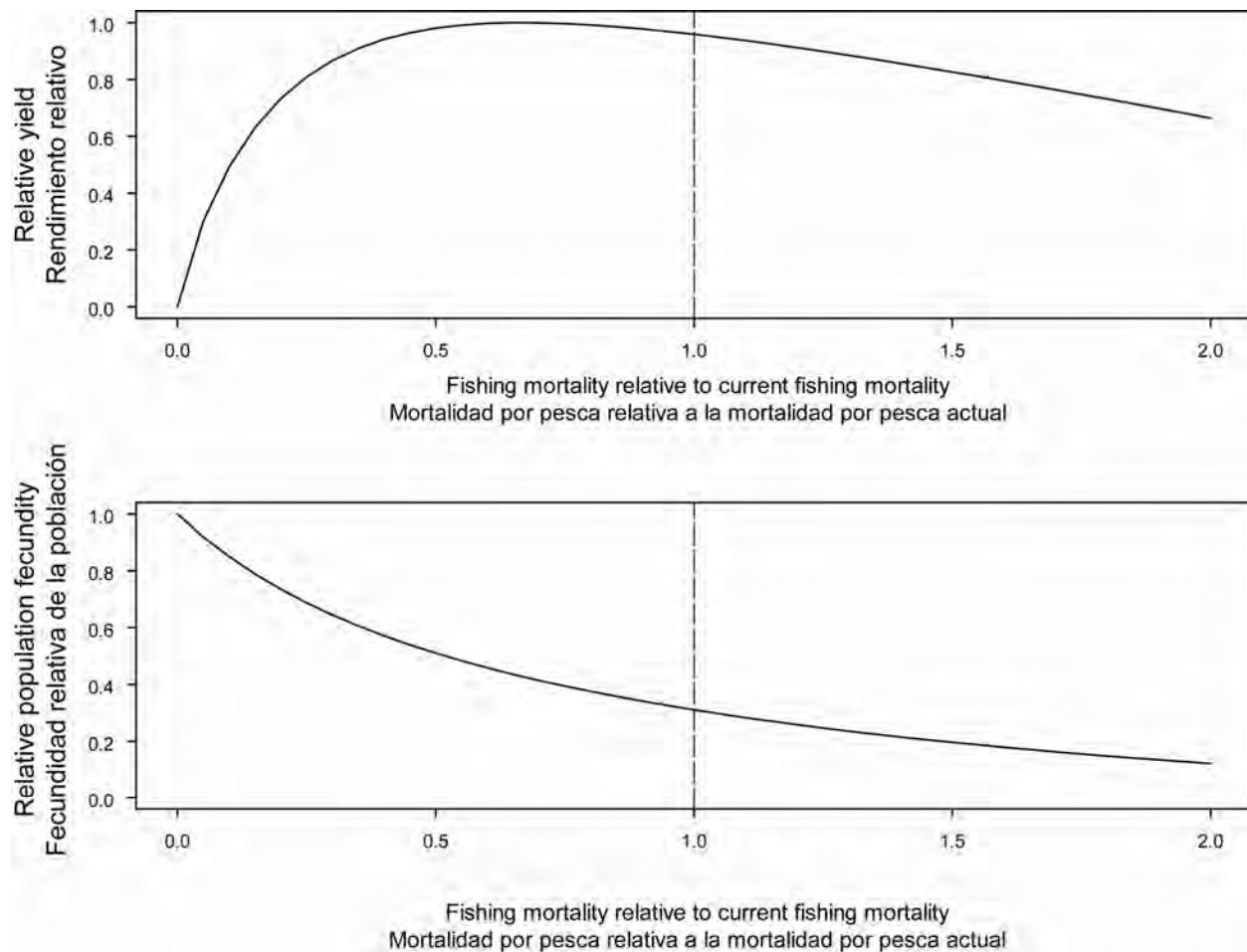
**FIGURE A1.3a.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

**FIGURA A1.3a.** 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.



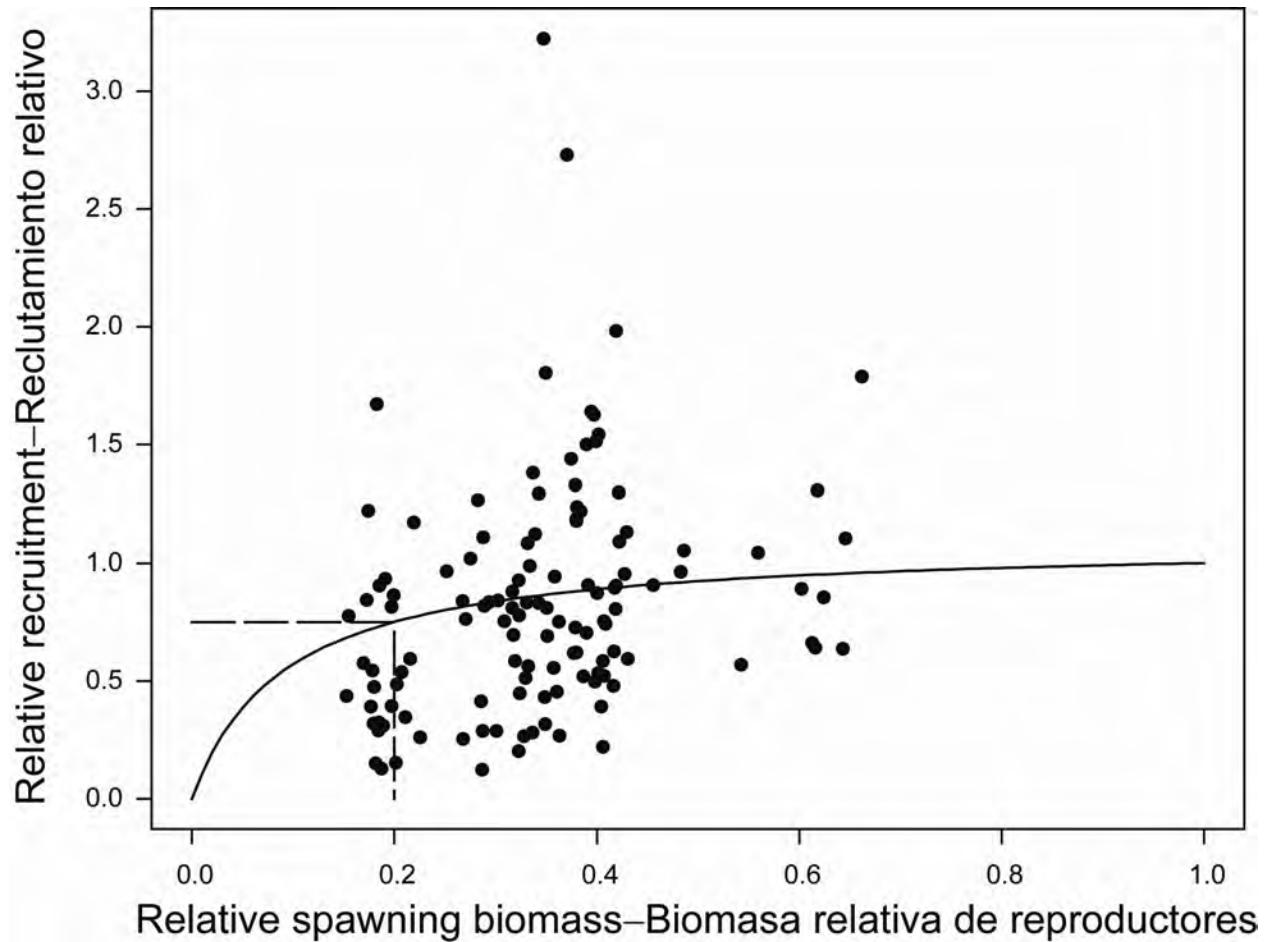
**FIGURE A1.3b.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2005-2011 for yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

**FIGURA A1.3b.** 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 A1.4.** 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 A1.4.** 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).

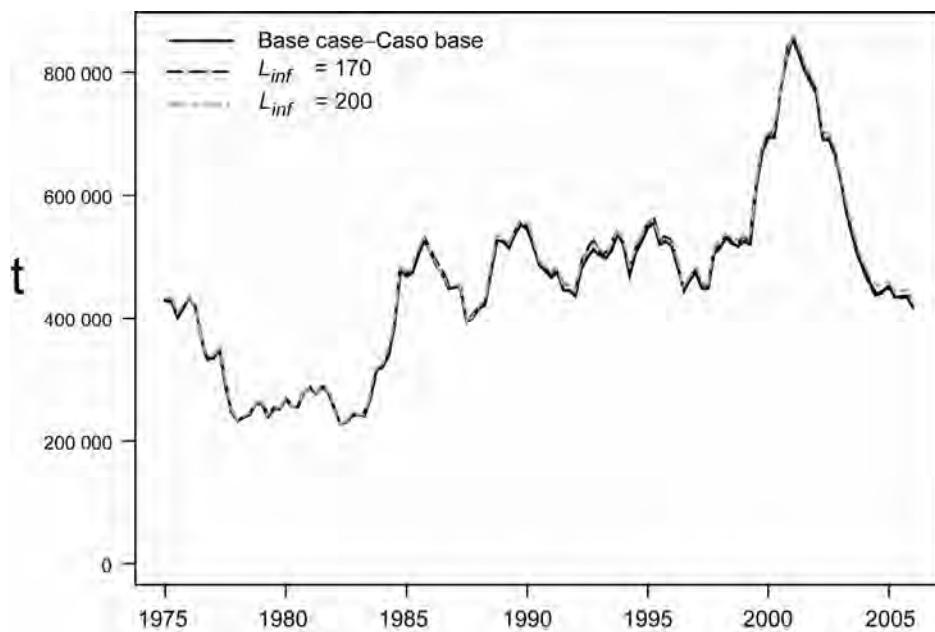


**FIGURE A1.5.** Recruitment plotted against spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA A1.5.** Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora de atún aleta amarilla cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

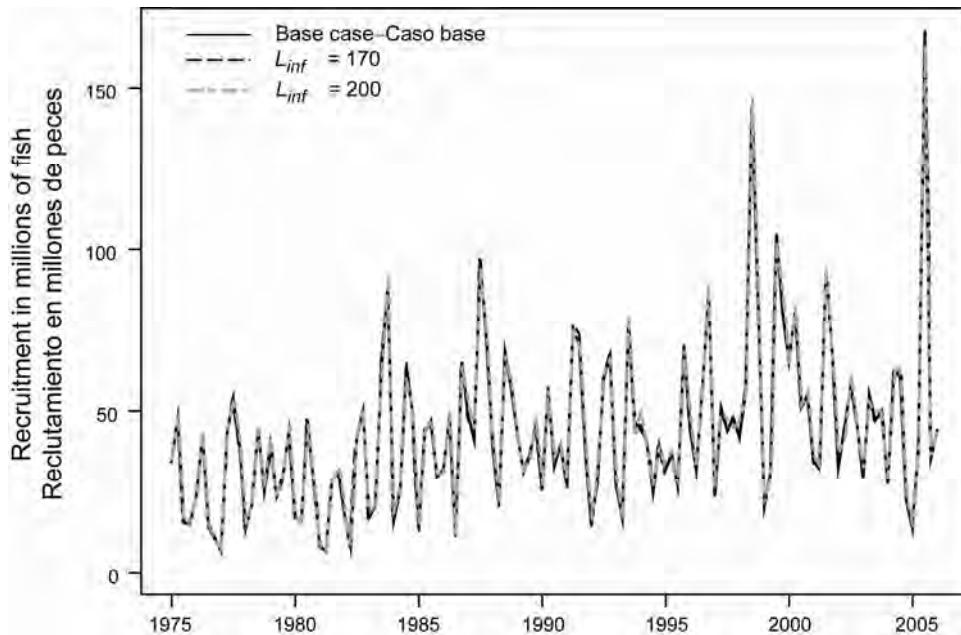
**APPENDIX A2: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE ASYMPTOTIC LENGTH  
RELATIONSHIP**

**ANEXO A2: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN CON TALLA ASINTÓTICA**



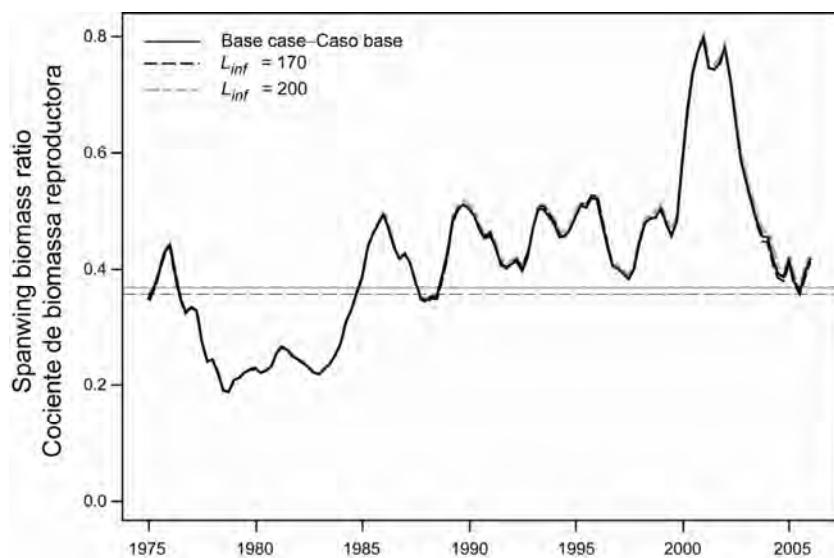
**FIGURE A2.1.** Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis with  $L_\infty$  of 185 cm (base case), 170 cm, and 200 cm.

**FIGURA A2.1.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del análisis con  $L_\infty$  de 185 cm (caso base), 170 cm, y 200 cm.



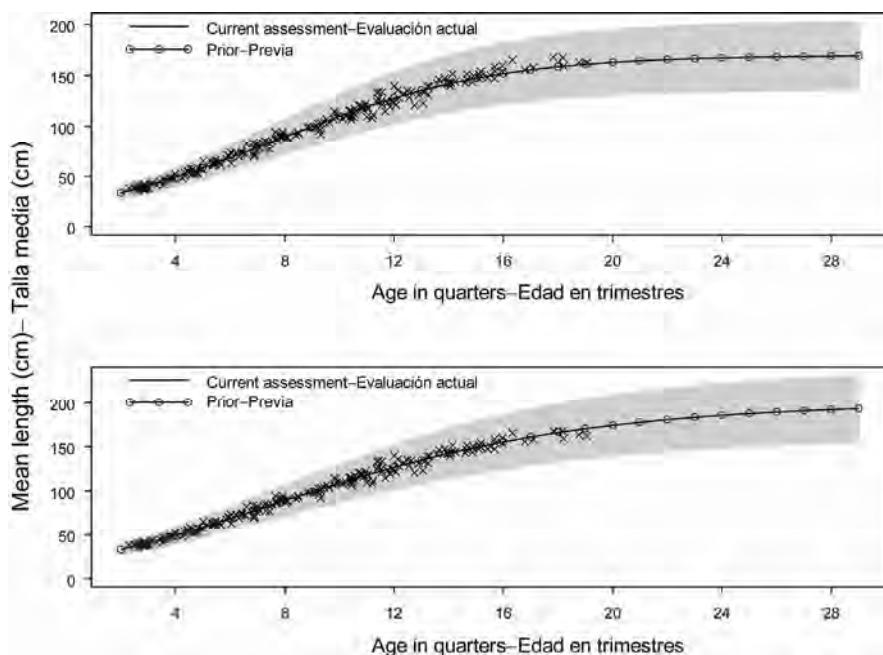
**FIGURE A2.2.** Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis with  $L_\infty$  of 185 cm (base case), 170 cm, and 200 cm.

**FIGURA A2.2.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis con  $L_\infty$  de 185 cm (caso base), 170 cm, y 200 cm.



**FIGURE A2.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis with Linfinity of 185 cm (base case), 170 cm, and 200 cm.. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

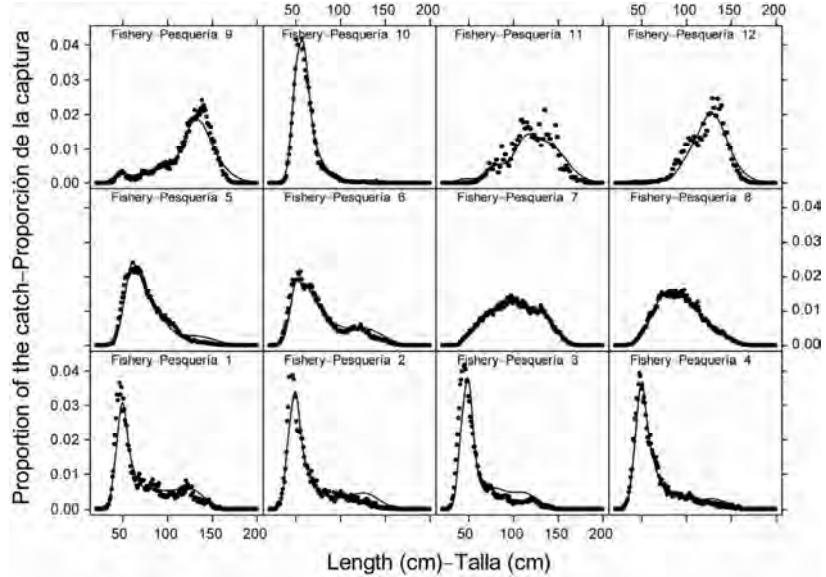
**FIGURA A2.3.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis con  $L_{\infty}$  de 185 cm (caso base), 170 cm, y 200 cm. Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSP para los dos escenarios.



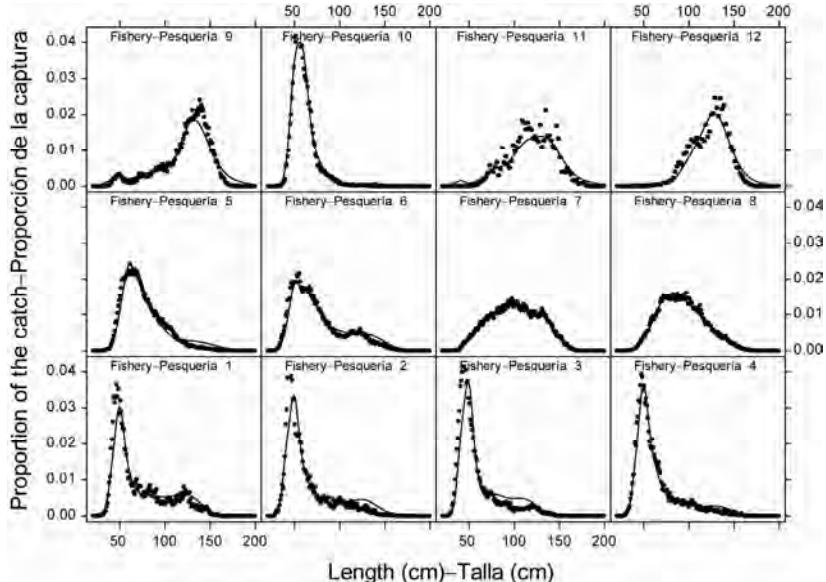
**FIGURE A2.4.** Comparison of growth curves estimated for yellowfin tuna in the EPO (solid line), assuming  $L_{\infty}$  of 170 cm and 200 cm. The connected points represent the mean length at age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length at age ( $\pm 2$  standard deviations).

**FIGURA A2.4.** Comparación de curvas de crecimiento estimadas para el atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida), suponiendo  $L_{\infty}$  de 170 cm y 200 cm. Los puntos conectados representan la distribución previa de talla por edad usada en la evaluación. Las cruces representan datos de otolitos de talla por edad (Wild 1986). La región sombreada representa la variación en la talla por edad ( $\pm 2$  desviaciones estándar).

(a)



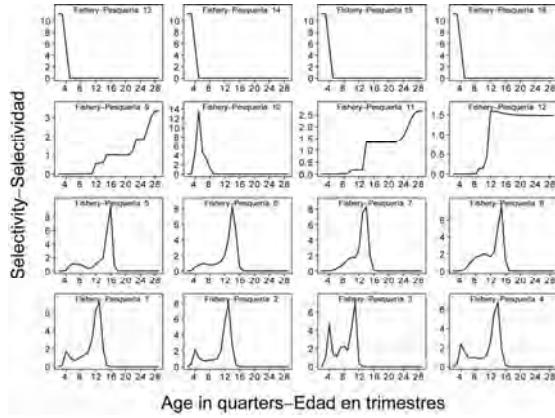
(b)



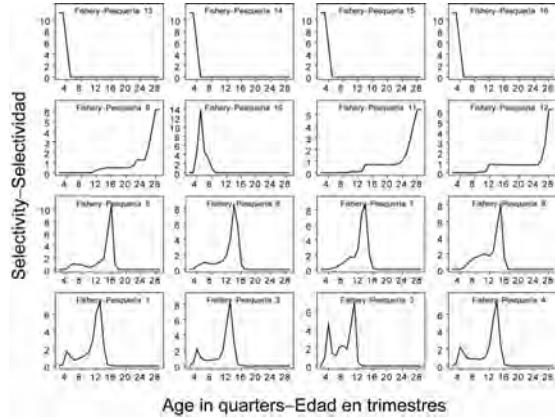
**FIGURE A2.5** Comparison of average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO, assuming  $L_{\infty}$  of (a) 170 cm and (b) 200 cm.

**FIGURA A2.5** Comparación de la composición por talla media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas en las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO, suponiendo  $L_{\infty}$  de (a) 170 cm y (b) 200 cm.

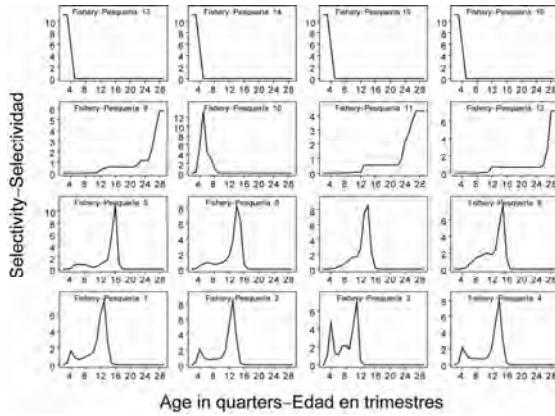
(a)



(b)

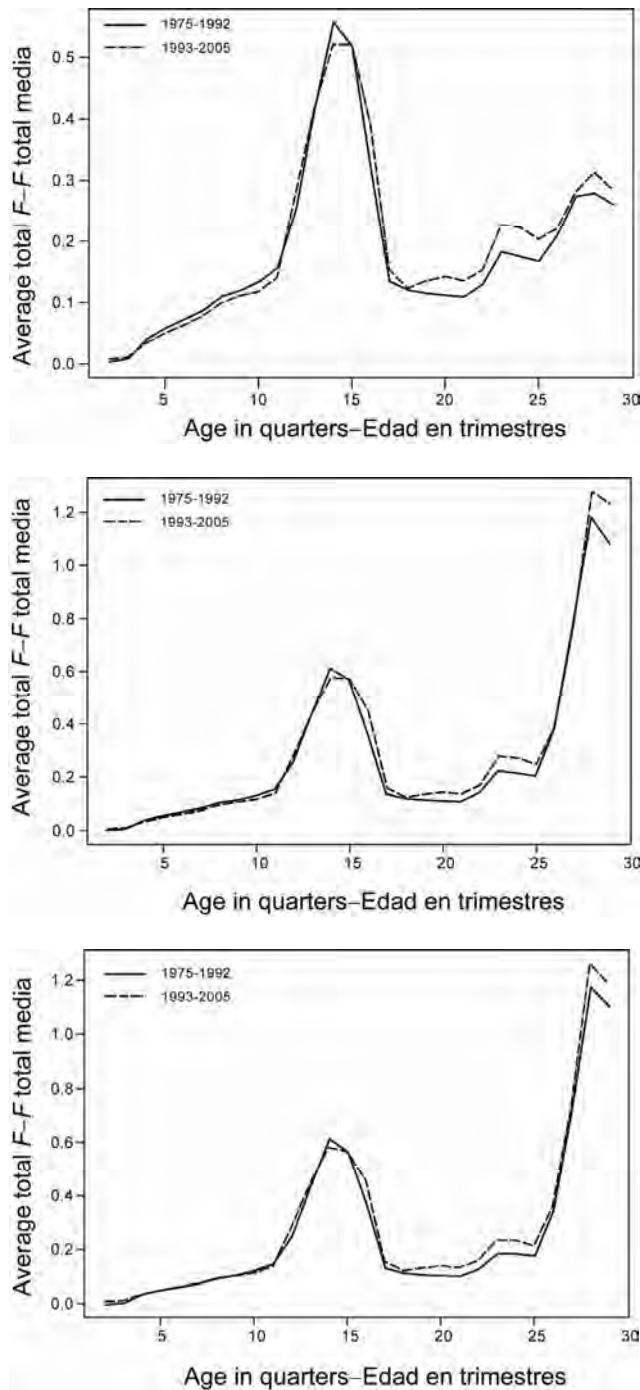


(c)



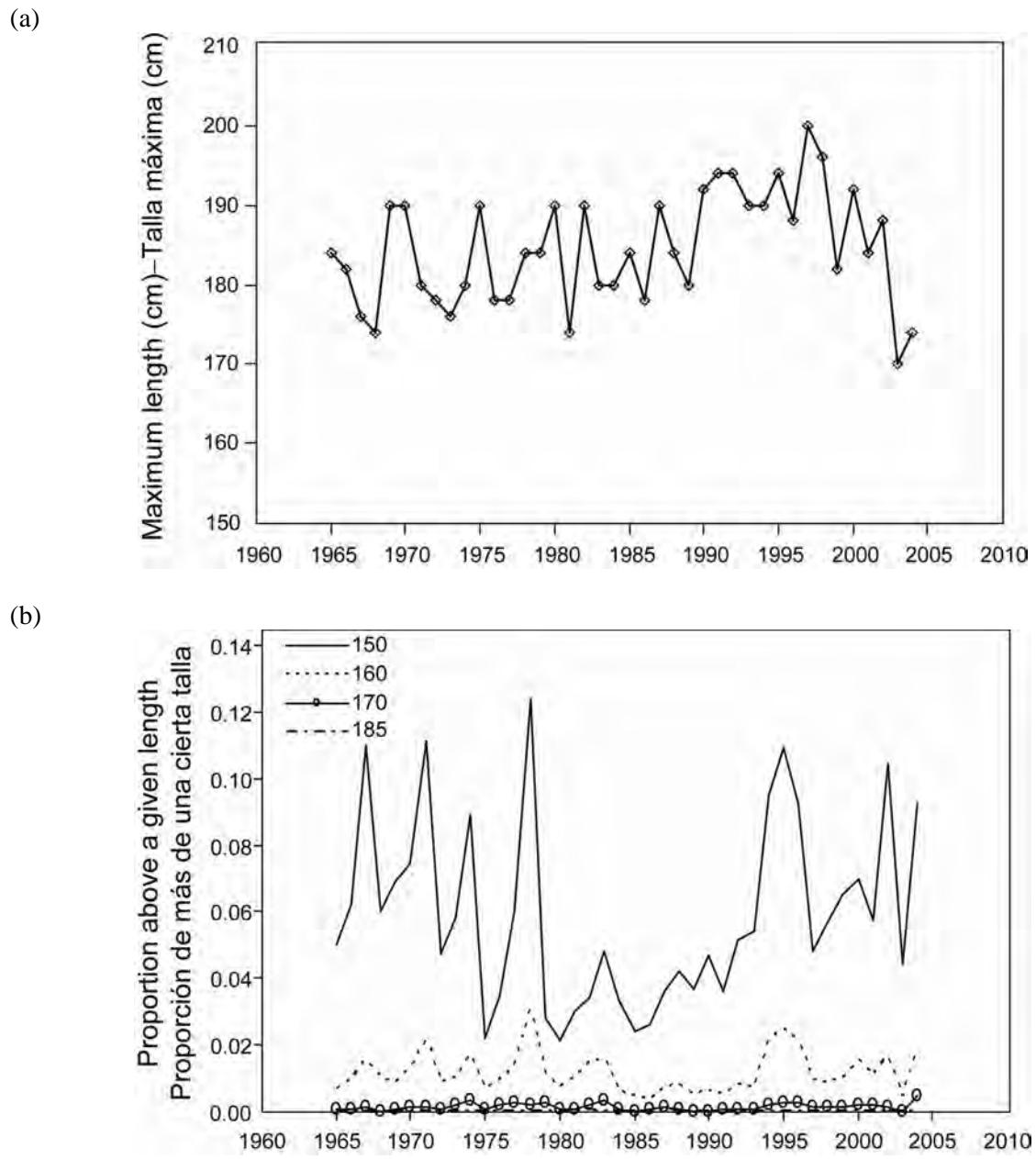
**FIGURE A2.6.** Comparison of selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO, from a) the base case, b)  $L_{\infty}$  of 170 cm, and c)  $L_{\infty}$  of 200 cm. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

**FIGURA A2.6.** Comparación de curvas de selectividad de las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO, de (a) el caso base, (b)  $L_{\infty}$  de 170 cm, y (c)  $L_{\infty}$  de 200 cm. Las curvas de las Pesquerías 1-12 fueron estimadas con el método A-SCALA, y aquéllas de las Pesquerías 13-16 se basan en supuestos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.



**FIGURE A2.7.** Comparison of average quarterly fishing mortalities by age of yellowfin tuna, by all gears, in the EPO, from a) the base case, b)  $L_{\infty}$  of 170 cm, and c)  $L_{\infty}$  of 200 cm. The estimates are presented for two periods, the latter period relating to the increase in effort associated with floating objects.

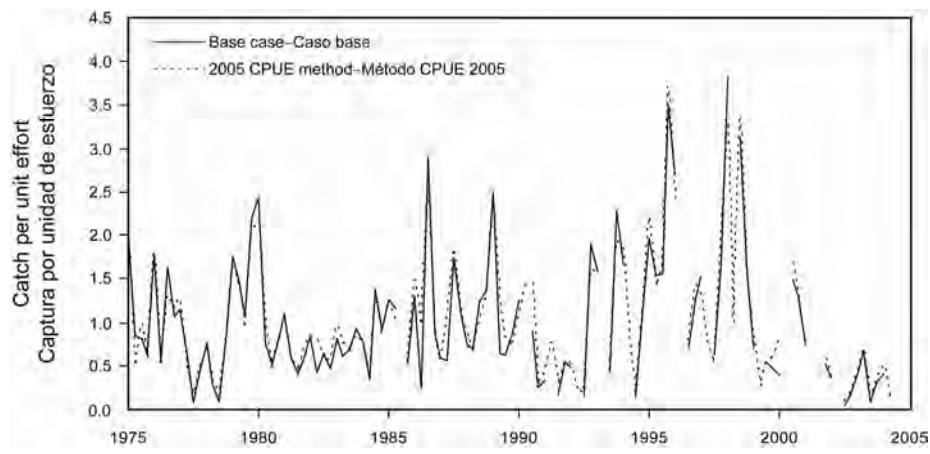
**FIGURA A2.7.** Comparación de la mortalidad por pesca trimestral media por edad del atún aleta amarilla en el OPO, por todas las artes de pesca, de (a) el caso base, (b)  $L_{\infty}$  de 170 cm, y (c)  $L_{\infty}$  de 200 cm. Se presentan estimaciones de dos períodos; el segundo corresponde al incremento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.



**FIGURE A2.8.** Maximum length and proportion above a given size, by year, for the Japanese longline length-frequency data.

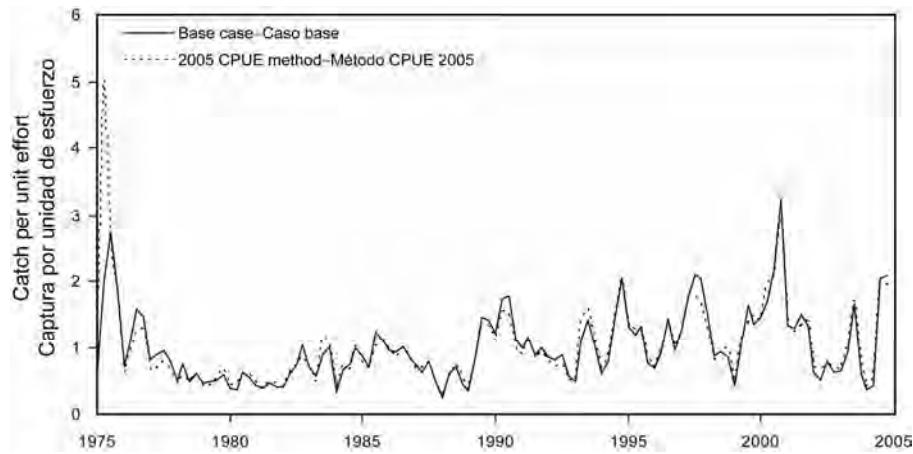
**FIGURA A2.8.** Talla máxima y proporción de más de una cierta talla, por año, en los datos de frecuencia de talla de la pesquería palangrera japonesa.

**APPENDIX A3: SENSITIVITY ANALYSIS FOR CPUE STANDARDIZATION METHOD**  
**ANEXO A3: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL MÉTODO DE ESTANDARIZACIÓN DE LA**  
**CPUE**



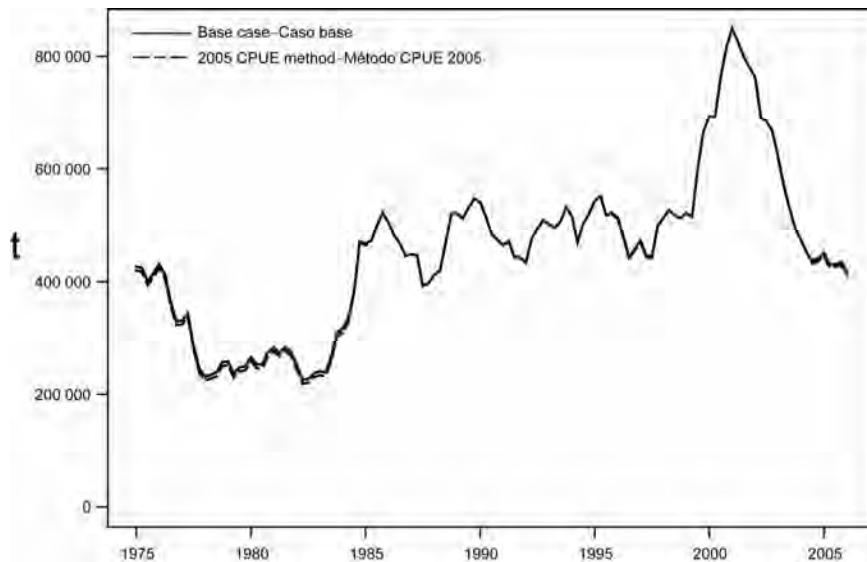
**FIGURE A3.1a.** Comparison of the catch per unit of effort of yellowfin by Japanese vessels in the northern longline fishery, standardized with generalized linear models based on either the delta-lognormal method (base case) or the delta-gamma method used in the 2005 analysis (2005 CPUE method).

**FIGURA A3.1a.** Comparación de la captura por unidad de esfuerzo japonesa de aleta amarilla en la pesquería palangrera del norte, estandarizada con modelos lineales generalizados basados en el método delta logarítmico normal (caso base) o el método delta-gamma usado en el análisis de 2005 (método CPUE 2005).



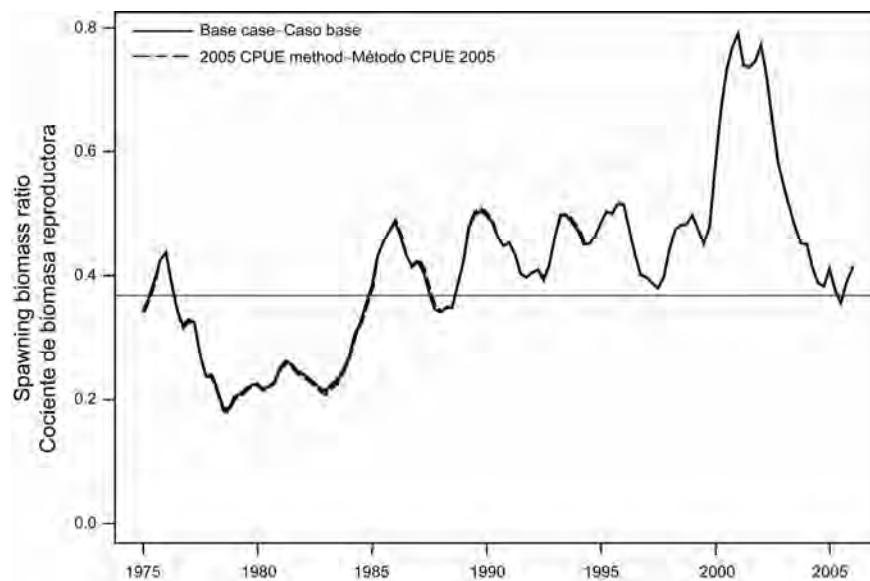
**FIGURE A3.1b.** Comparison of the catch per unit of effort of yellowfin by Japanese vessels in the southern longline fishery, standardized with generalized linear models based on either the delta-lognormal method (base case) or the delta-gamma method used in the 2005 analysis (2005 CPUE method).

**FIGURA A3.1b.** Comparación de la captura por unidad de esfuerzo japonesa de aleta amarilla en la pesquería palangrera del sur, estandarizada con modelos lineales generalizados basados en el método delta logarítmico normal (caso base) o el método delta-gamma usado en el análisis de 2005 (método CPUE 2005).



**FIGURE A3.2.** Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from analyses that used longline CPUE standardized with generalized linear models based on either the delta-lognormal method (base case) or the delta-gamma method used in the 2005 analysis (2005 CPUE method).

**FIGURA A3.2.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún aleta amarilla de los análisis que usaron la CPUE palangrera estandarizada con modelos lineales generalizados basados en el método delta logarítmico normal (caso base) o el método delta-gamma usado en el análisis de 2005 (método CPUE 2005).



**FIGURE A3.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from analyses that used longline CPUE standardized with generalized linear models based on either the delta-lognormal method (base case) or the delta-gamma method used in the 2005 analysis (2005 CPUE method). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

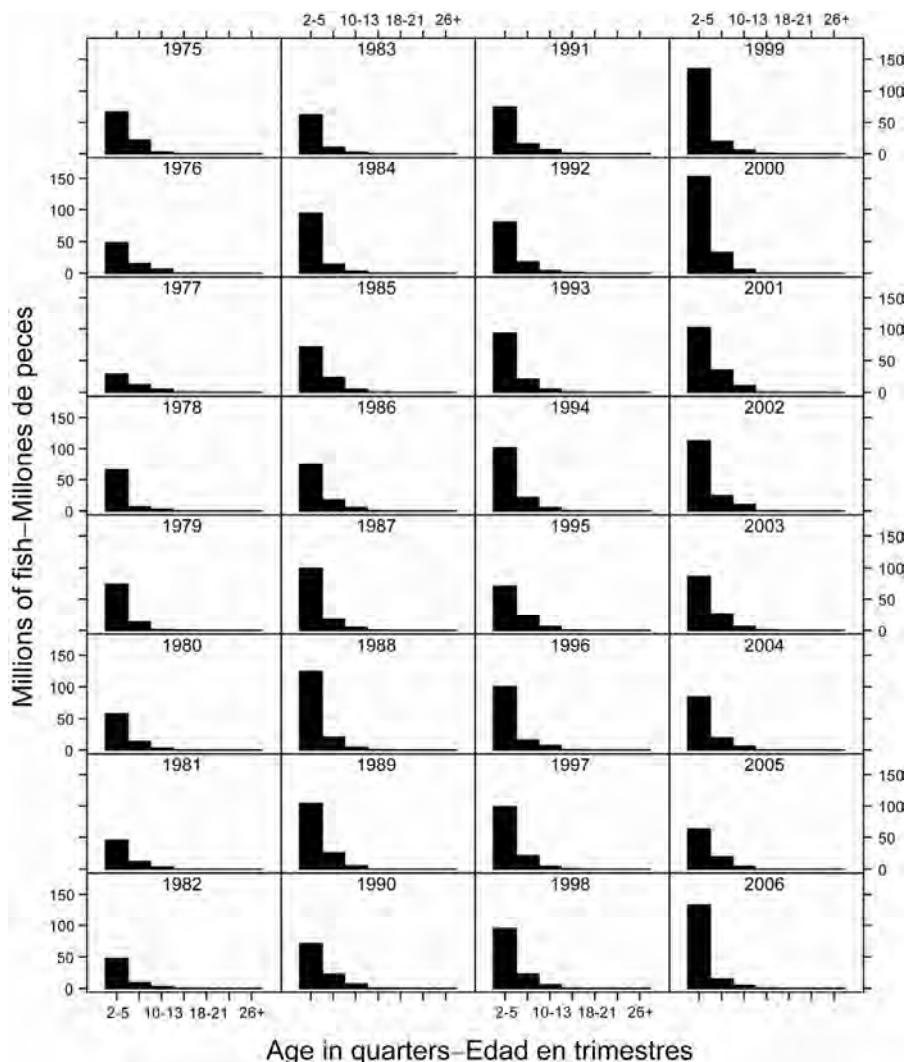
**FIGURA A3.2.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla de los análisis que usaron la CPUE palangrera estandarizada con modelos lineales generalizados basados en el método delta logarítmico normal (caso base) o el método delta-gamma usado en el análisis de 2005 (método CPUE 2005). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP correspondientes a los dos escenarios.

## 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.

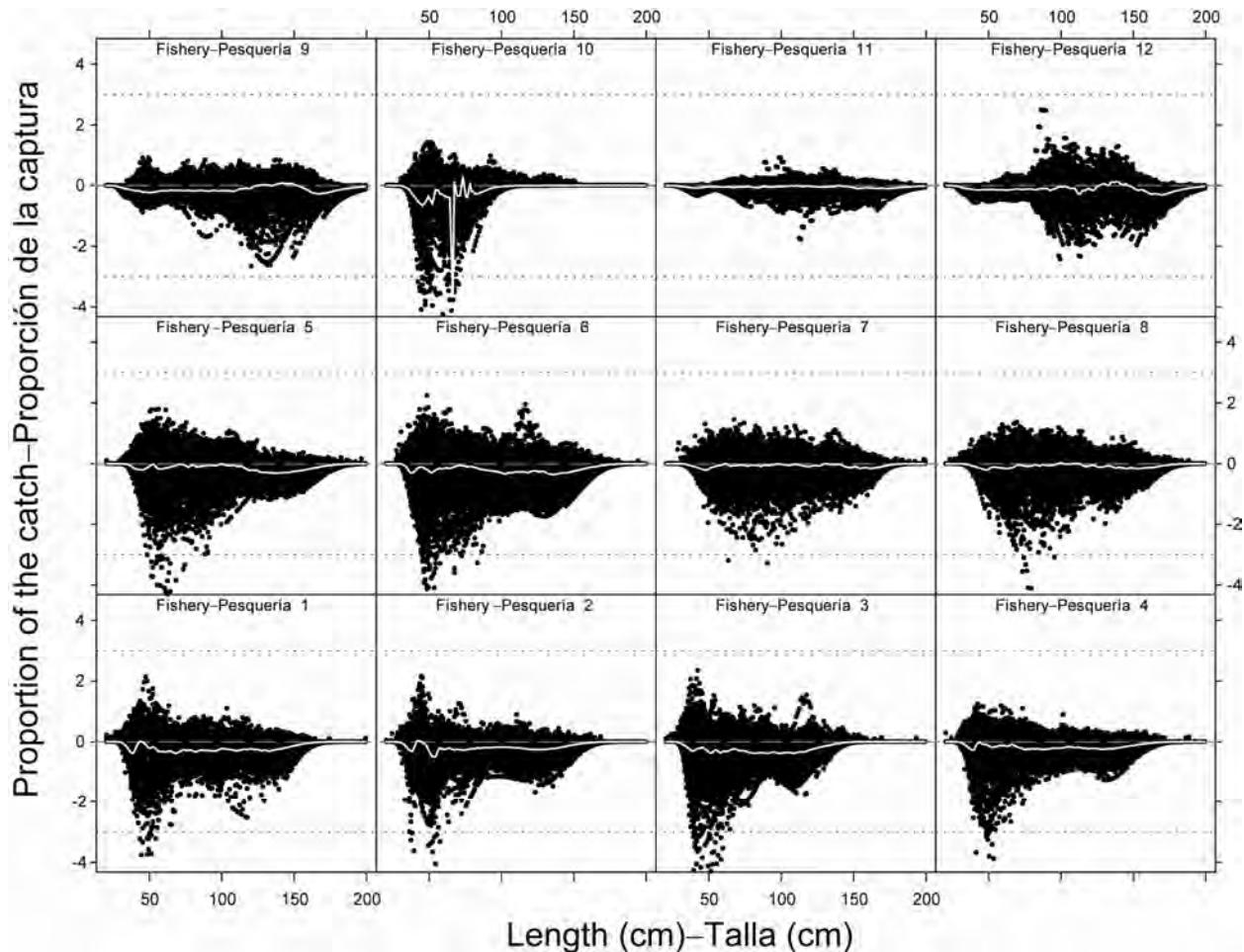
**FIGURA B.1.** Número estimado de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

**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.

Year Año	Age in quarters—Edad en trimestres						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1975	0.1186	0.4382	1.2452	2.2309	0.3433	0.6233	2.2850
1976	0.1685	0.4275	1.2176	1.9705	0.6791	1.4691	5.5953
1977	0.2296	0.4877	1.2431	1.9469	0.9131	1.8209	4.6362
1978	0.3129	0.6003	1.3303	2.5126	0.6714	1.3994	3.2351
1979	0.2309	0.7064	1.8447	3.3132	0.9129	1.9713	6.4303
1980	0.1900	0.5118	1.4694	2.6369	0.6714	1.2221	5.3848
1981	0.2613	0.4918	1.1993	2.4128	0.8864	2.2329	6.6999
1982	0.1361	0.4012	1.0265	2.2859	0.6885	1.7412	4.1610
1983	0.1149	0.2117	0.7650	0.9836	0.4172	1.0719	2.8690
1984	0.0993	0.2800	0.7647	1.0551	0.3929	0.6986	3.1787
1985	0.0878	0.4035	0.9235	1.5542	0.4019	0.7938	2.1078
1986	0.1142	0.4666	1.1884	1.7167	0.3724	0.7210	2.7206
1987	0.1198	0.5110	1.3131	1.4975	0.3756	0.7369	2.3115
1988	0.1706	0.5034	1.3346	1.9350	0.4224	0.8397	2.6450
1989	0.1185	0.4784	1.0908	2.0047	0.6192	1.3675	5.1544
1990	0.1184	0.3982	1.2249	1.8773	0.5523	1.1293	3.6430
1991	0.1266	0.4148	1.0875	1.7231	0.5423	1.0248	4.2859
1992	0.1485	0.4454	1.1157	1.6919	0.3576	0.5736	2.0329
1993	0.1389	0.3975	1.0039	1.6625	0.3946	0.8048	1.9769
1994	0.1007	0.3344	1.1146	1.7262	0.6060	1.1695	4.5323
1995	0.0998	0.2994	0.9128	1.2134	0.4744	0.9645	3.8918
1996	0.1187	0.3978	0.8998	1.8629	0.2930	0.6465	1.8392
1997	0.1353	0.4231	1.2262	2.2058	0.7025	1.6722	6.5764
1998	0.1518	0.4190	1.0463	1.8875	0.4988	1.0122	4.3324
1999	0.1555	0.4277	1.1074	2.2842	0.3006	0.5413	1.9241
2000	0.0995	0.3130	0.9071	1.4717	0.5795	1.1795	3.9280
2001	0.1485	0.3537	1.1930	1.6702	0.6388	1.2504	4.7988
2002	0.1228	0.4604	1.1372	1.6870	0.6722	1.4632	5.3528
2003	0.1653	0.5747	1.8041	2.8574	1.1741	2.0239	5.7881
2004	0.1386	0.5038	1.6651	3.8234	1.5738	3.5188	8.9875
2005	0.2069	0.5754	1.7641	4.3358	1.5133	2.9459	11.2105

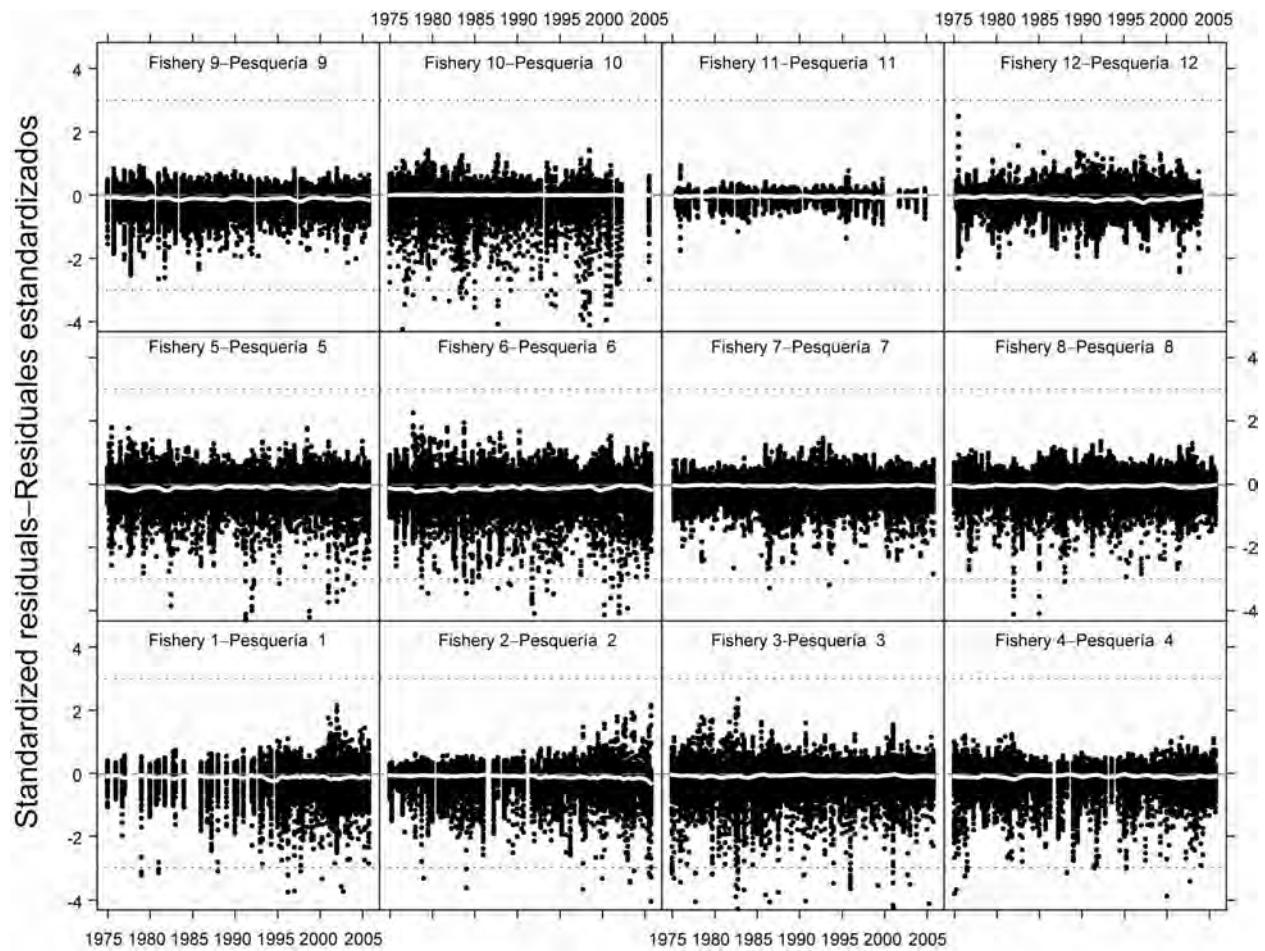
## APPENDIX C: DIAGNOSTICS

### ANEXO C: DIAGNÓSTICOS



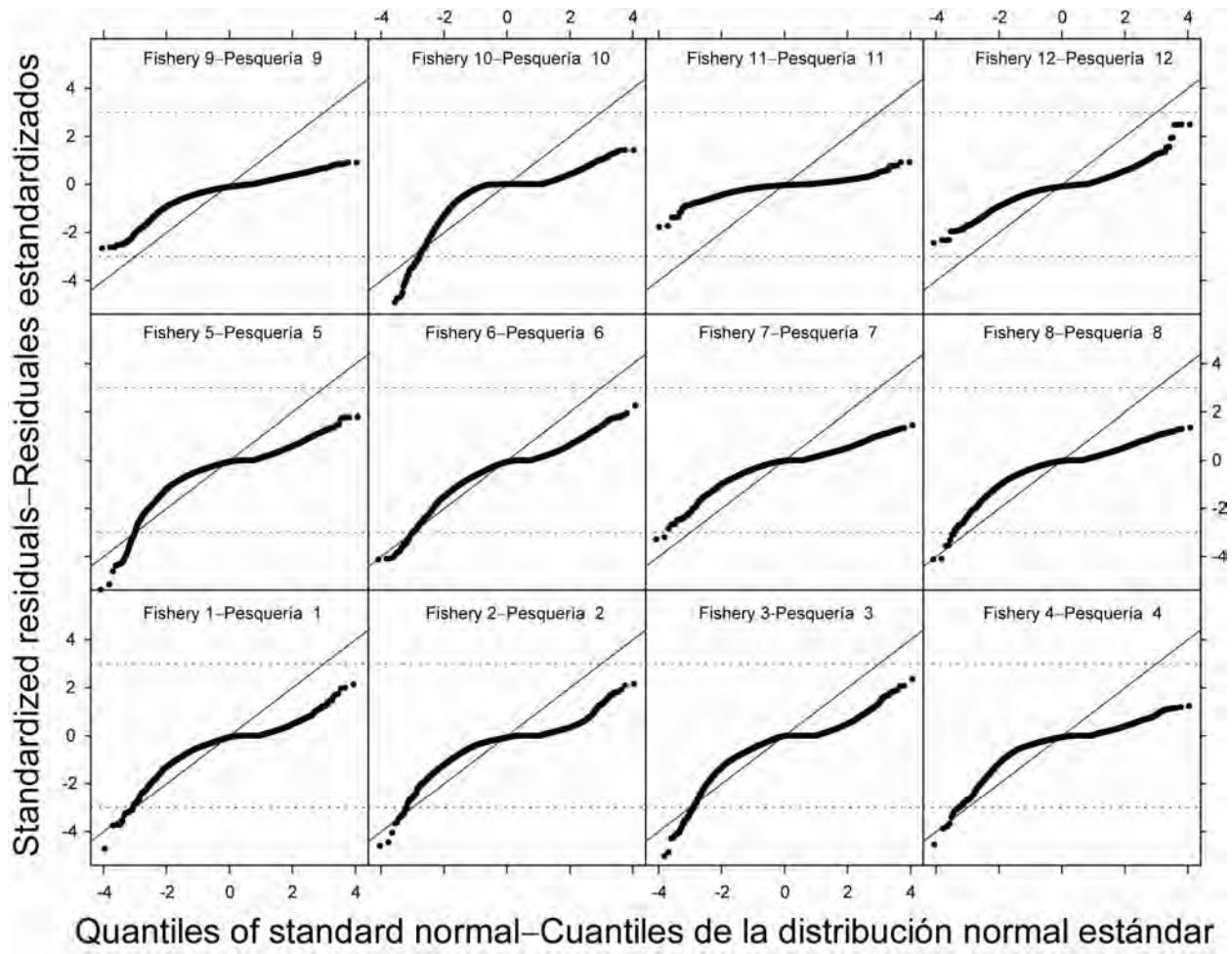
**FIGURE C.1.** Standardized residuals for the length-frequency data of yellowfin tuna by length. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

**FIGURA C.1.** Residuales estandarizados para los datos de frecuencia de talla de atún aleta amarilla, por talla. Las líneas horizontales de puntos representan tres desviaciones estándar a ambos lados del promedio.



**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 de los datos de frecuencia de talla del atún aleta amarilla, por trimestre. Las líneas horizontales de puntos representan tres desviaciones estándar a ambos lados del promedio.



Quantiles of standard normal–Cuantiles de la distribución normal estándar

**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 de los datos de frecuencia de talla del atún aleta amarilla. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuales siguiendo distribuciones normales. Las líneas horizontales de puntos representan tres desviaciones estándar a ambos lados del promedio.

# CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2005 Y PERSPECTIVAS PARA 2006

por

Simon D. Hoyle y Mark N. Maunder

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	87
2. Datos .....	89
3. Supuestos y parámetros.....	93
4. Evaluación de la población .....	96
5. Condición de la población.....	105
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	110
7. Direcciones futuras .....	112
Referencias.....	113
Figuras .....	27
Tablas.....	64
Anexos .....	69

## 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 la evaluación, que 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 relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO. Los desplazamientos de aletas amarillas marcadas suelen ser de centenares, 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 captura por unidad de esfuerzo (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 marcado 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 2006 es diferente de la de 2005 en los aspectos siguientes. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2005 y datos revisados de 1975-2004. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas de 2000-2003, y se añadieron datos nuevos de 2004. 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 Poblar 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 delta logarítmico normal de la CPUE, usando datos de 1975-2003, en vez del modelo lineal generalizado delta-gamma usado previamente.

En general, el reclutamiento del atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. Este análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha

pasado por dos regímenes de reclutamiento distintos (1975-1983 y 1984-2005), y que la población se encuentra en el régimen de reclutamiento alto desde 1984. Estos dos regímenes corresponden a dos regímenes en biomasa, y el régimen con reclutamiento mayor produce niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es asimismo apoyada por los datos de estos regímenes, pero la evidencia es débil, y es probablemente un artefacto del cambio aparente de régimen. El análisis indica que cohortes fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000, y que estas cohortes incrementaron la biomasa durante 1999-2000, pero ahora estas cohortes han pasado por la población, por lo que la biomasa disminuyó durante 2002-2006.

El peso promedio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociadas, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías asociadas con delfines y palangreras. Las pesquerías palangreras y la pesquería asociada con delfines en la región sur capturan aletas amarillas de mayor tamaño y edad que las pesquerías asociadas con delfines en la región norte y costera.

Han sido observados niveles importantes de mortalidad por pesca en la pesquería de aleta amarilla en el OPO. Son máximos para el aleta amarilla de edad mediana. La mortalidad alta observada de los peces de edad muy elevada es probablemente un artefacto del modelo. La mayor parte de la captura de la especie proviene de lances asociados con delfines, y, por lo tanto, este método ejerce el mayor impacto sobre la población de aleta amarilla, aunque tiene casi el menor impacto por unidad de peso capturada de todos los métodos de pesca.

Históricamente, el SBR (el cociente de la biomasa reproductora actual a la de la población no explotada, *spawning biomass ratio* en inglés) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) durante el régimen de productividad baja de 1975-1983, pero por encima de dicho nivel durante la mayor parte de los últimos 21 años. Se atribuye el incremento del SBR al cambio de régimen. Es posible que los dos distintos regímenes de productividad soporten dos distintos niveles de RMSP y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2006 es muy cercano al nivel correspondiente al RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo están cerca de aquéllos que soportarían el RMSP (a partir de la distribución actual del esfuerzo entre las varias pesquerías), y los niveles de captura son ligeramente superiores a los valores correspondientes en RMSP. Debido a la curva plana de rendimiento, solamente cambios sustanciales del nivel actual de esfuerzo reduciría el rendimiento de equilibrio medio debajo del RMSP.

Si se supone una relación población-reclutamiento, las perspectivas son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual es inferior al nivel correspondiente al RMSP durante todo el período del modelo excepto desde el principio de 2000 hasta el fin de 2002.

Supuestos alternativos acerca de la talla asintótica no afectan de forma sustancial las perspectivas para la pesquería. Suponiendo una talla asintótica de 170 cm rinde una impresión ligeramente más positiva de la condición actual de la pesquería, con respecta al SBR en RMSP.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es mucho menor que el peso crítico, y, por lo tanto, del punto de vista del rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO se encuentra probablemente sobreescapado. Los cálculos del RMSP indican que, al menos teóricamente, las capturas podrían ser incrementadas mucho si el esfuerzo de pesca fuera dirigido hacia la pesca palangrera y los lances cerqueros sobre aleta amarilla asociado con delfines. Esto incrementaría también los niveles de SBR.

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.

Con los niveles de esfuerzo de 2005, se predice que la biomasa y SBR no disminuirán significativamente durante los próximos cinco años, y que aumentarán durante 2007-2008, pero esta última predicción es

muy incierta. Una comparación de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de la Resolución C-04-09<sup>2</sup> de la CIAT sugiere que, sin las restricciones, la biomasa y el SBR estarían en niveles más bajos que los que se observan actualmente, y disminuirían un poco más en el futuro.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2005. De haber sido realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1984-2005, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. Se espera que las capturas tanto cerqueras como palangreras sigan cercanas a los niveles de 2005.

## Resumen

1. Los resultados son similares a los de las seis evaluaciones previas, excepto que el SBR correspondiente al RMSP es menor que en la evaluación de 2005.
2. Se estima que la biomasa disminuyó durante 2005.
3. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa.
4. La estimación del SBR actual es cercana al SBR correspondiente al RMSP.
5. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son cercanas a 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 2005, más datos biológicos, 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 15 de marzo de 2006. 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

<sup>2</sup> [http://www.iattc.org/PDFFiles2/C-04-09\\_Conservacion\\_atunes\\_2004-2006.pdf](http://www.iattc.org/PDFFiles2/C-04-09_Conservacion_atunes_2004-2006.pdf)

Maunder y Watters (2001). La terminología del presente informe, y las de Maunder y Harley (2004, 2005) y Hoyle y Maunder (2006), es consistente con aquélla 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. La captura capturada en un año dado y que no es descartada en el mares denominada captura retenida. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar la captura total (descartes más captura retenida) o 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 2.2.3) (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 1975-2004, y los datos de captura y esfuerzo de 2005 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 la identificación del pescado 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 2000-2005 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 (2004), Taipeí Chino (2002), la República Poblar 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, datos de captura completos de 2004 en el caso de Japón y Corea y 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; Hoyle y Maunder 2006a), 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), redes neuronales (Maunder y Harley 2004, 2005), o un modelo lineal generalizado delta gamma (Hoyle y Maunder 2006a). En la presente evaluación se estandarizó la CPUE con un modelo lineal generalizado delta logarítmico normal (Stefansson 1996) que tomó en cuenta latitud, longitud, y número de anzuelos entre flotadores (Hoyle y Maunder 2006b).

## **2.2.1. Captura**

No se dispuso de datos de capturas o esfuerzo palangrero en 2005, 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 2005 es una función del esfuerzo supuesto de 2005, 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, especialmente los plantados.

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), y Hoyle y Maunder (2006a) discuten el esfuerzo de pesca histórico. Para las pesquerías de superficie, esta evaluación incluye datos de esfuerzo actualizados de 1975-2004 y nuevos de 2005.

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, por latitud y longitud, 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 logarítmica normal para producir un índice de CPUE estandarizada (E.J. Dick, NOAA Santa Cruz, comunicación personal; ver Stefansson (1996) para una descripción del método, y Hoyle y Maunder (2006b) para información más detallado. El efecto de cambiar el método de estandarización de la CPUE de la función de vínculo delta-gamma usada en Hoyle y Maunder (2006a) fue investigado como análisis de sensibilidad. 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 2005. Para la evaluación del aleta amarilla, se supuso que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2005 fue igual al esfuerzo estimado ejercido en el trimestre correspondiente en 2004, pero se redujo mucho en el modelo la ponderación de la información de abundancia en los datos de captura y esfuerzo de 2005.

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 (cuando la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos de estima la cantidad de aleta amarilla descartado con información reunida por observadores de la CIAT 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. En la presente evaluación 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 2005 para el análisis, y se supuso que las tasas de descarte por trimestre fueron iguales que en 2004.

Se añaden a las capturas retenidas estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes debidos a ineficacias antes de ese año. Hay períodos para los cuales los datos de observadores son insuficientes para estimar los descartes, en cual caso se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, del año antes de ese.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar las capturas como pesquerías separadas (Pesquerías 13-16), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Figura 4.5). Maunder y Watters (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se supone que la tasa de descarte antes de 1993 es la tasa promedio observada en cada pesquería a partir de ese año. Se hacen estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aleta amarilla asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque la clasificación es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

En la Figura 2.4 se presentan series de tiempo de los descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes. Se supone que no se descarta aleta amarilla en las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12).

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

Las pesquerías del OPO capturan atún aleta amarilla de varios tamaños. En la Figura 4.2 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillas capturados por cada pesquería. En general, los aletas amarillas 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 2005. Se dispuso de nuevos datos de frecuencia de talla de la captura de la flota palangrera japonesa para 2004, y se actualizaron los datos de 2001-2003. No se usaron en la evaluación datos de composición por talla de las otras flotas palangreras.

Las frecuencias de talla de las capturas durante 2005 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). La cohorte responsable de las modas grandes observadas en la pesquería asociada con delfines durante los Trimestres 1 y 2 de 2004 (Figura 4.8c) parece haber salido en gran parte de la pesquería. Se observa cierta evidencia de un reclutamiento fuerte reciente en los Trimestres 3 y 4 de 2005 en las pesquerías sobre objetos flotantes. 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, limitaciones en el

muestreo de frecuencias de talla, o fluctuaciones en la capturabilidad de los peces. Bayliff (1971) observó que grupos de peces marcados también han desaparecido y luego vuelto a aparecer en esta pesquería, y lo atribuyó a fluctuaciones en la capturabilidad.

Se dispuso de muestras adecuadas de las frecuencias de talla de la captura de las pesquerías palangreras (Figura 4.8d) para la pesquería del sur en 2003 solamente. Se dispuso de datos limitados para la pesquería del norte en el último trimestre de 2003 y 2004, y para la pesquería del sur in el primer trimestre de 2004.

## 2.4. Datos auxiliares

Se integraron en el modelo de evaluación en 2005 (Hoyle y Maunder 2006a) estimaciones de talla por edad (Wild 1986) calculadas a partir de datos de otolitos para proveer información sobre la talla media por edad y la variación en la talla por edad. Sus datos consistieron de las edades, basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, 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 monotónicamente. 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.

En la evaluación del aleta amarilla, se aplica una distribución previa al modelo de crecimiento. Se

cambió la ecuación de crecimiento de Richards de  $L_t = L_\infty \left(1 - \exp(-K(t-t_0))\right)^m$  a

$$L_t = L_\infty \left(1 - \frac{\exp(-K(t-t_0))}{b}\right)^b, \text{ lo cual produjo un mejor ajuste a los datos de Wild (1986) (Figura 3.1)} (L_\infty =$$

185,7 cm,  $k$  anual = 0,761,  $t_0$  = 1,853 años,  $b$  = -1,917). Las penas fueron incrementadas para limitar el crecimiento para ajustarlo a la distribución previa a todas edades, en lugar de a partir de la edad de 10 trimestres como en los años previos. La talla asintótica esperada ( $L_\infty$ ) no puede ser estimada de forma fiable a partir de datos, tales como aquéllos de Wild (1986), que no incluyan muchos peces viejos. Fueron investigados dos valores alternativos verosímiles de  $L_\infty$  en un análisis de sensibilidad.

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

En la presente evaluación se usó el método usado por primera vez por Hoyle y Maunder (2006a) para estimar la variación en la talla por 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 tal caso el reclutamiento es una función lineal del tamaño de la población reproductora) y 1,0 (en tal caso el reclutamiento es independiente del tamaño de la población reproductora). En la práctica, es a menudo difícil estimar la inclinación, debido a falta de contraste en el tamaño de la población reproductora, alta variación interanual (e intertrimestral) en el reclutamiento, y confusión con cambios a largo plazo en el reclutamiento, debidos a efectos ambientales no incluidos en el modelo, que afectan el tamaño de la población reproductora. 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 previas (Maunder y Watters 2001, 2002, Maunder 2002a, Maunder y Harley 2004, 2005, Hoyle y Maunder 2006a). 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 de hembras que son maduras, 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 Richards ajustada a los datos de otolitos de Wild (1986). Maunder y Watters (2002) describen el método, pero usando la curva de crecimiento de von Bertalanffy. Estas cantidades fueron estimadas de nuevo al investigar la sensibilidad a distintas curvas de crecimiento. Se usa el potencial de desove de la población en la relación población-reclutamiento y para determinar los cocientes de biomasa reproductora (el cociente 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 dentro del OPO es resumida por Maunder y Watters (2001). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos no afectan 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 por talla (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. Estas cantidades fueron estimadas de nuevo al investigar la sensibilidad a distintas curvas de crecimiento.

### **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 los datos de captura, esfuerzo, composición por talla, y biológicos 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 las evaluaciones subsiguientes. Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de aleta amarilla del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2006, 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. parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla por edad con la talla media 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 2003 y 2004, 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, Hoyle y Maunder 2006a), 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. Indices 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, debido a cambios en la tecnología o en las especies objetivo, la eficacia de captura de aleta amarilla de una pesquería aumentara o disminuyera, sin que la biomasa cambiara 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), Maunder y Harley (2004, 2005), y Hoyle y Maunder (2006a), 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**

A continuación se describen aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los cambios para los análisis de sensibilidad (2-4):

5. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento igual a 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento), estimaciones de composición por especie de las capturas de las pesquerías de superficie escaladas a 1975, CPUE estandarizada con un modelo lineal generalizado delta logarítmico normal, y tamaños de muestra supuestos para los datos de frecuencia de talla.
6. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento fue independiente del tamaño de la población, y una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de 0,75 fue usada para el análisis de sensibilidad.
7. Sensibilidad al valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards. Se investigaron un valor bajo de 170 cm y un valor alto de 200 cm.
8. Sensibilidad al cambio del método de estandarización de la CPUE palangrera de una función de enlace delta-gamma a una función delta logarítmica normal.

En el texto se describen los resultados de la evaluación del caso base, así como los análisis de sensibilidad, con figuras y tablas en los Anexos A1-A3.

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 construye 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) y desde 2003. 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 y las pesquerías palangreras son altamente selectivas para los individuos de mayor edad. Ya que pocos peces sobreviven hasta esa edad, lo más probable es que estas grandes selectividades sean un artefacto del modelo, y no afecten los resultados.

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de aletas amarillas reclutados a la pesquería 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 fue mayor al promedio durante la mayor parte de 2001-2005: durante dicho período, el aumento medio de la mortalidad por pesca trimestral debido a una capturabilidad mayor al promedio fue de 22%, 13% y 39% en las pesquerías del norte, costera, y del sur, respectivamente. Durante el período de 2003-2004 usado en las proyecciones, la capturabilidad fue un 21%, 6%, y 58% mayor que el promedio a largo plazo. Para 2005, los aumentos equivalentes fueron 35%, 14%, y 176%.

La capacidad de los barcos cañeros de capturar atún aleta amarilla ha sido altamente variable (Figura 4.5a, Pesquería 10). Hubo 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). La capturabilidad en la pesquería del norte ha sido muy bajo desde fines de los años 1990.

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 la presente 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 biomassas 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 superior al promedio está relacionado con biomasa superior al promedio y reclutamiento inferior al promedio con biomasa inferior al promedio. 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 la presente evaluación fue 0,54.) 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 un efecto del tamaño de población sobre el reclutamiento. En la Sección 4.5 se describen los resultados cuando se usa una relación población-reclutamiento.

Los ajustes del proceso de estimación de la curva de crecimiento para la evaluación de 2005 (Hoyle y Maunder 2006a) resultaron en un incremento de crecimiento inverosímilmente pequeño entre las edades de 2 y 3 trimestres. Como consecuencia, las estimaciones de reclutamiento fueron retrasadas, y aparecieron un trimestre antes que en los años previos. En la presente evaluación, el crecimiento fue limitado para ajustarlo a los datos observados de talla por edad. La estimación resultante de cuándo ocurre el reclutamiento es similar a aquélla de las evaluaciones anteriores a 2005.

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 desde mediados de 1999 hasta el fin de 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, debido al período limitado abarcado por los datos disponibles para estas cohortes, y la evaluación actual indica que fue cercano al nivel promedio de reclutamiento. La evaluación de 2005 (Hoyle y Maunder 2005) estimó una cohorte moderadamente grande para el primer trimestre (ahora el segundo trimestre, debido al retraso ajustado) de 2004, pero la evaluación actual estima que fue tan sólo ligeramente superior al promedio. Se estimó un reclutamiento muy grande, más grande que cualquier otro en la serie de tiempo, para el tercer trimestre de 2005, 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 después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.9a). Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figura 4.7). La desviación estándar de las desviaciones estimadas del reclutamiento (en la escala logarítmica) es 0,61, 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). 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 230.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1986, alcanzando unas 510.000 toneladas en 1986, desde cuando ha permanecido relativamente constante en unas 400.000 a 550.000 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). 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 12 a 22 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 alto 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 la 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 logarítmica normal) con un promedio de cero y una desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia es violado. La evaluación supone que la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) provee la información más razonable sobre abundancia (desviación estándar (de) = 0,2) mientras que las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas tienen menos información (de = 0,3), las pesquerías sobre objetos flotantes, cañera, y palangrera del norte tienen información mínima (de = 0,4), y las pesquerías de descarte carecen de información (de = 2). Por lo tanto, es menos probable una tendencia en la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) que en las otras pesquerías. Las tendencias en las desviaciones del esfuerzo son estimaciones de las tendencias en capturabilidad (ver Sección 4.2.1). La Figura 4.5a 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 del norte y costera 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 señalizar insuficiencias en el método de evaluación. En las Figuras 4.12a y 4.12b 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 la evaluación de 2005 estimó un pico ligeramente menor en 2001.

#### **4.5. Sensibilidad a supuestos**

Se realizaron análisis de sensibilidad a fin de investigar la incorporación de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (Anexo A1), y el valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards (Anexo C).

El análisis del caso base no 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 evaluaciones previas (Maunder y Watters 2002, Hoyle y Maunder 2006a), 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 A1.1) y el reclutamiento (Figura A1.2) son casi idénticos a los de la evaluación del caso base, pero cuando se incluye la relación población-reclutamiento, la biomasa reproductora reciente es inferior al nivel correspondiente al RMSP.

El valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards fue fijado en un valor bajo de 170 cm y un valor alto de 200 cm, rodeado el valor de 185 cm del caso base, estimado a partir de los datos de otolitos (Figura A2.4). El valor de 154 cm estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.) no fue consistente con los datos de otolitos. A diferencia de la evaluación del patudo del OPO (Hampton y Maunder 2005), la biomasa y el reclutamiento estimados no son muy sensibles al valor del parámetro de talla asintótica en el rango investigado (Figuras A2.1, y A2.2). Hay muy pocos individuos de más de 160 cm en los datos de frecuencia de talla, y la talla máxima observada es entre 175 y 190 cm en la mayoría de los años (Figura A2.8). Se estima que hubo comparativamente pocos peces grandes en la población durante el período de la evaluación, dada la mortalidad por pesca aplicada por las

pesquerías cerqueras y la alta mortalidad natural. La selectividad de la pesquería palangrera puede ser ajustada para ajustarse al número por talla esperado (Figura A2.5), de tal forma que, cuando la talla asintótica es mayor, la selectividad en las edades mayores es incrementada para eliminar los peces de edad y talla mayores (Figuras A2.6a, A2.6b, y A2.6c). Esto continúa hasta una mortalidad por pesca mayor en las edades mayores, en un grado que podría no ser realista (Figuras A2.7a, A2.7b, y A2.7c). El SBR es asimismo insensible al parámetro de talla asintótica (Figura A2.3), lo cual se puede explicar con la baja proporción de hembras en la población en las clases de edad mayores (Figura 3.3). El mejor ajuste a los datos es del modelo con el valor bajo del parámetro de talla asintótica, con la mayor parte de la mejora proveniente de un mejor ajuste a los datos de frecuencia de talla.

Se usó un método nuevo para estandarizar los datos de CPUE palangrera en 2006, con una función de enlace delta logarítmica normal en lugar de una función de enlace delta-gamma. Esto resultó en índices de CPUE ligeramente diferentes para las pesquerías palangreras del norte y del sur (Pesquerías 11 y 12; Figuras A3.1a y A3.1b). La biomasa fue insensible a este cambio (Figura A3.2), al igual que el SBR y el SBR asociado con el RMSP (Figura A3.3).

Varios otros análisis de sensibilidad han sido realizados en evaluaciones previas del atún aleta amarilla. Un aumento del tamaño de la muestra de las frecuencias de talla basado en una reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra efectivo produjo resultados similares, pero con intervalos de confianza más estrechos (Maunder y Harley 2004). El uso de datos de enlatadora y descargas para determinar la captura de la pesquería de superficie y distintos tamaños de las penas de suavidad de selectividad (si se fijan en valores realistas) produjeron 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), Maunder y Harley (2004, 2005), y Hoyle y Maunder (2006a) (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 pasado por dos regímenes distintos de reclutamiento (1975-1983 y 1984-2005), y que la población lleva actualmente unos 22 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. El análisis indica que cohortes fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000, y que incrementaron la biomasa durante 1999-2000, pero ahora ya pasaron por la población, por lo que la biomasa disminuyó durante 2002-2006.

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).

Han sido estimados niveles significativos de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el

OPO, con los niveles más altos correspondientes a peces de edad mediana. La mortalidad alta estimada para los peces de mayor edad es probablemente un artefacto del modelo. La mayoría de la captura de aleta amarilla proviene de lances asociados con delfines, y, por consiguiente, este método tiene el mayor impacto sobre la población de la especie, aunque tiene casi el menor impacto por unidad de peso capturado de todos los métodos de pesca.

Los incrementos medios de la mortalidad por pesca trimestral, debidos a la capturabilidad superior al promedio durante el período de 2001-2005, de las tres pesquerías asociadas con delfines (norte, costera, y sur) fueron 22%, 13%, y 39%, respectivamente. En 2005 los incrementos equivalentes fueron de 35%, 14%, y 176%.

## 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;
2.  $F_{RMSP}$ , la mortalidad por pesca correspondiente al RMSP;
3.  $S_{min}$ , la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitirán el 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.

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

Se computaron estimaciones de SBR, 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 2006). En la Sección 4.2.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca ( $S_t$ ), ilustradas en las 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 SBR<sub>RMSP</sub> en aproximadamente 0,37.

Al principio de 2006, la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO había aumentado con respecto a mediados de 2005, probablemente su punto más bajo desde 1989. El SBR estimado al principio de 2006 fue aproximadamente 0,41, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,33 y 0,50, respectivamente (Figura 5.1), y similar al nivel al principio de 2005. La estimación de SBR<sub>RMSP</sub> de la evolución actual (0,37) es menor que aquélla de la evaluación de 2005 (0,44), pero similar a aquéllas de las evaluaciones de 2004 y 2003 (0,39 en ambos casos) (Figura 4.12b).

Las tendencias históricas en el SBR son similares a aquéllas descritas por Maunder y Watters (2001), Maunder (2002a), Maunder y Harley (2004, 2005) y Hoyle y Maunder (2006; Figura 4.12b), pero el SBR han aumentado y el SBR<sub>RMSP</sub> ha disminuido con respecto a las estimaciones de Maunder y Harley (2004, 2005) y Hoyle y Maunder (2006a). Las estimaciones de SBR han aumentado debido a diferencias en las estimaciones de crecimiento y cambios en la mortalidad por pesca, y el SBR<sub>RMSP</sub> ha disminuido 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 mayor que S<sub>RMSP</sub> (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,37 en la Figura 5.1. Sin embargo, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984), la biomasa reproductora fue S<sub>RMSP</sub>.

## 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 estima ahora el peso crítico del atún aleta amarilla en el OPO en unos 36 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 que operan en el OPO fue solamente unos 14 kg al fin de 2005 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico durante el período entero analizado (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 2005, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado muy cerca del nivel correspondiente al RMSP, y las capturas recientes han sido ligeramente superiores 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 2003-2004) es muy cercano a aquél que se estima produciría el RMSP. El esfuerzo en RMSP es 102% del nivel de esfuerzo actual. Es importante notar 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 a largo plazo 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. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de 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 sugiere enfoques alternativos 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, la selectividad por edad de las pesquerías palangreras tendrán el mejor desempeño, seguidas por aquélla de las pesquerías asociadas con delfines, las pesquerías no asociadas, y finalmente las pesquerías sobre objetos flotantes (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el  $S_{RMSP}$  al máximo, el orden es el mismo. La selectividad por edad de las pesquerías cerqueras por sí sola produce un poco menos que el RMSP actual (Tabla 5.2c). Sin embargo, no es verosímil que las pesquerías palangreras, que producirían los RMSP máximos, serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMSP predichos. Por sí sólo, el esfuerzo de la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado con delfines tendría que ser duplicado para lograr el RMSP.

Si se supone que todas las pesquerías menos una están operando, y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad, el RMSP aumentaría si se eliminaran las pesquerías sobre objetos flotantes o no asociadas, y disminuiría si se eliminaran las pesquerías asociadas con delfines o palangreras (Tabla 5.2b). Si se supone que operan todas las pesquerías, pero se ajusta la pesquería cerquera o palangrera para obtener el RMSP, las pesquerías cerqueras necesitan ser reducidas un 6%, o las palangreras incrementadas 20 veces. Si se supone también que existe una relación población-reclutamiento, se logra el RMSP si las pesquerías cerqueras son reducidas un 41%, o las palangreras incrementadas un 140% (Tabla 5.2c).

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 2003 y 2004. 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 capturar un individuo a la edad de 11 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). La figura sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla de edad intermedia (10-17 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 2 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 2 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<sub>ref</sub> y SBR<sub>ref</sub>

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 entra 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<sub>ref</sub>, y sugirió que dos tercios del RMS<sub>ref</sub> 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  $\frac{2}{3}$  RMS<sub>ref</sub>). 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<sub>ref</sub>, 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<sub>ref</sub> está asociado con un SBR (SBR<sub>ref</sub>) que podría también ser un punto de referencia apropiado. El SBR<sub>ref</sub> no depende de la selectividad del arte de pesca ni del reparto del esfuerzo entre artes. Por lo tanto, SBR<sub>ref</sub> podría ser más apropiado que SBR<sub>RMSP</sub> para poblaciones con múltiples pesquerías y debería ser más precautorio porque SBR<sub>ref</sub> es normalmente mayor que SBR<sub>RMSP</sub>. Sin embargo, cuando el reclutamiento es supuesto ser constante (o sea, no hay una relación población-reclutamiento), SBR<sub>ref</sub> podría ser todavía peligroso para la población reproductora porque es posible que RMS<sub>ref</sub> ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros. El SBR<sub>ref</sub> 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 especie. 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 410.036 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 muy similar 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 pesquería. Sin embargo, el RMSP con el reparto actual del esfuerzo es solamente el 70% 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 A1.3). 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 A1.4, Tabla 5.1), y la captura actual es muy cercana 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 A1.4) que cuando no se incluye (Figura 5.3). Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo es el 96% del RMSP, señalando que reducir el esfuerzo no aumentaría mucho la captura.

Si se ajusta la talla asintótica a 170 cm o 200 cm, el SBR no cambia significativamente; el nivel de SBR correspondiente al RMSP es reducido ligeramente para la talla asintótica de 170 cm (Figura A2.3). Se estima que el nivel actual de esfuerzo es o ligeramente menor que ( $L_\infty = 170$  cm), o muy cercano a ( $L_\infty = 200$  cm), el nivel de RMSP (Figura A1.4, Tabla 5.1), y la captura actual es muy cercana al RMSP (Tabla 5.1). Las implicaciones de incrementar el esfuerzo son muy similares a aquéllas del caso base. Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo con una talla asintótica de 170 cm es el 100% del RMSP, lo cual indica que incrementar el esfuerzo no incrementaría la captura de equilibrio.

## 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 21 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 el SBR al principio de 2006 estuvo muy cercano al nivel correspondiente al RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo son cercanos a los que soportarían el RMSP (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías), y los niveles de captura son ligeramente superiores a los valores correspondientes en RMSP. Debido a la curva plana de rendimiento (Figura 5.3, recuadro superior), solamente cambios sustanciales del nivel actual de esfuerzo reducirían el rendimiento medio por debajo del 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.

Los supuestos alternativos acerca de la talla asintótica no afectan sustancialmente las perspectivas para la

pesquería. Suponer una talla asintótica de 170 cm produce una impresión ligeramente más positiva de la condición actual de la pesquería, con respecto al SBR en RMSP.

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.

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. No obstante, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al multiplicador de 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 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 método, basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud (Maunder *et al.* 2006), que considera tanto la incertidumbre en los parámetros como la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. 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 una 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 2005, por trimestre, escalados por la capturabilidad media de 2003 y 2004. 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 2003 y 2004, excepto en la pesquería palangrera del norte. 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 de 2005 de las pesquerías de superficie, y de 2004 de las pesquerías palangreras, lo cual refleja el esfuerzo reducido debido a las medidas de conservación de la Resolución C-04-09;
2. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro y de 2005 fue fijado igual al esfuerzo en el escenario 1 ajustado para el efecto de las medidas de conservación, y para 2004 fue fijado igual al esfuerzo en 2004 ajustado para el efecto de las medidas de conservación. Para el ajuste, el

esfuerzo de la pesquería cerquera en el cuarto trimestre fue incrementado un 85%, 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.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2005. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1984-2005, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva.

### 6.2.1. Niveles actuales de esfuerzo

Con los niveles de esfuerzo de 2005, se predice que la biomasa aumentará durante 2007-2008 debido a un reclutamiento grande pero incierto a la pesquería, y que luego el SBR volverá al nivel correspondiente al RMSP (Figura 6.2), pero los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR esté sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Se predice que las capturas, tanto de superficie como palangreras, seguirán trayectorias similares, con un aumento de las capturas de superficie en 2007-2008 y luego una vuelta a los niveles de 2005 durante el período de la proyección, seguida por las capturas palangreras (Figura 6.3a).

Si se fija la capturabilidad de todas las pesquerías en niveles promedio en lugar de aquéllos de 2003 y 2004, las capturas cerqueras en el primer trimestre de 2006 disminuirían a casi un 20% (Figura 6.3b) menos que aquéllas predichas de otro modo, y a aproximadamente un 35% menos que las capturas cerqueras altas observadas en el primer trimestre de 2005. Esta predicción baja es similar a la captura observada en dicho período.

### 6.2.2. Pesca sin restricciones

La Resolución C-04-09 establece restricciones del esfuerzo cerquero y las capturas palangreras en 2004-2006: 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 de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de la resolución indica cierta diferencia (Figuras 6.4 y 6.5). Sin las restricciones, las simulaciones sugieren que la biomasa y el SBR han disminuido a niveles ligeramente más bajos que aquéllos observados en la actualidad, y disminuirían en el futuro a niveles ligeramente menores (SBR de 0,32).

## 6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Con los niveles de esfuerzo de 2005, se predice que la biomasa y el SBR no disminuirán de forma significativa en los cinco años próximos. Se predice que aumentarán durante 2007-2008, pero esta predicción es muy incierta. Una comparación de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de la Resolución C-04-09 sugiere que, sin las restricciones, estarían en niveles más bajos que los que se observan actualmente, y disminuirían un poco más en el futuro.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2005. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1984-2005, la tendencia proyectada

del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. Se predice que las capturas tanto cerqueras como palangreras serán en promedio cercanas a los niveles de 2005 durante 2007-2008.

## **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 2006 y datos actualizados de años anteriores.

### **7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación**

El personal de la CIAT está considerando cambiar al modelo general *Stock Synthesis II* (elaborado por Richard Methot en el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU.) para sus evaluaciones de poblaciones, con base en el resultado de la reunión técnica sobre métodos de evaluación de poblaciones celebrada en noviembre de 2005.

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 Fishereis Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York and London: xv, 570 pp.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and

- outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 6: 5-102.
- Hoyle, S.D. and Maunder, M.N. 2006b. Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- 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 Assess. Rep. 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 Assess. Rep. 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 Assess. Rep. 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 Assess. Rep. 5: 5-108.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 6: 103-206.
- 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 Assess. Rep. 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 Assess. Rep. 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. Fish. Bull. 101: 89-99.
- Maunder M.N., Harley, S.J., and Hampton, J. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63: 969-979.
- 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 yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 1: 347-469.
- Stefansson, G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. ICES Jour. Mar. Sci. 53: 577-588.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Horma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 320-340.
- Tomlinson, P.K. 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.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 421-482.



# **STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2005 AND OUTLOOK FOR 2006**

**by**

**Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle**

## **CONTENTS**

1. Executive summary.....	117
2. Data .....	119
3. Assumptions and parameters .....	123
4. Stock assessment.....	126
5. Stock status .....	135
6. Simulated effects of futures fishing operations.....	140
7. Future directions .....	142
Figures .....	143
Tables.....	180
Appendices.....	187
References.....	246

### **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 the assumption that there is a single stock of bigeye in the EPO, and that there is no exchange of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean.

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 2005 and 2004 are as follows:

1. Catch and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2005 and revised data for 1975-2004.
2. Effort data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2005 and revised data for 1975-2004.
3. At the time of the assessment, complete 2005 longline catch data for Vanuatu and partial 2005 longline catch data were available for China, Chinese Taipei, Japan, and the Republic of Korea.
4. Catch data for the Japanese longline fisheries have been updated for 2000-2004.
5. Catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated for 2002 and new data for 2003 have been added.
6. Catch data for the longline fisheries of the Republic of Korea have been updated to include new data for 2003.
7. Catch data for the longline fisheries of China have been updated for 2003 and 2004.
8. Longline catch-at-length data for 2002-2003 have been updated, and new data for 2004 have been

added.

9. Longline effort data, which are based on delta-lognormal general linear model standardization of catch per unit of effort, have been updated to include data for 2004.

Analyses were carried out to assess the sensitivity of results to: (1) the steepness of the stock-recruitment relationship; (2) the assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve; (3) the inclusion of the Chinese Taipei longline length-frequency data; (4) the inclusion of a relationship between recruitment and the El Niño index; and (5) updated catch data for the Japanese longline fleet. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis. Sensitivity to the assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve was analyzed using a lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean, and an upper value of 201.5 cm. The sensitivity of the results to the inclusion of the Chinese Taipei longline fleet was analyzed by treating it as a separate fishery with the associated length-frequency data. The updated catch data for the Japanese longline fleet decreased the catch for this fishery from 24,000 t to 18,500 t.

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 were not catching significant amounts of small bigeye. 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, and there were spikes in 2004 and 2005. 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 537,000 metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of about 254,000 t at the start of 2004. The biomass has increased in 2004 and 2005 due to two recent spikes in recruitment. 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. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners are estimated to have increased in recent years.

The estimates of recruitment and biomass were only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. The estimates of recruitment and biomass were very sensitive to the assumed value of the asymptotic length in the Richards growth equation. A lower value gave greater biomass and recruitment. Estimates of recruitment and biomass were insensitive to the inclusion of the Chinese Taipei length-frequency data and the El Niño-recruitment relation. The relationship between recruitment and the El Niño index was found to be significant, but explained only a small portion of the variation in recruitment. The results are not sensitive to the updated Japanese longline catch.

At the beginning of January 2006, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was increasing from a recent historical low level (Figure 5.1a). At that time the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR) was about 0.20, about 12% less than the

level corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY), with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.13 and 0.26. The estimate of the upper confidence bound is greater than the estimate of SBR<sub>AMSY</sub> (0.22).

The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the SBR estimates suggest that for most quarters during January 1975 to January 1993, and 2001-2002 the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than the corresponding to the AMSY.

Recent catches are estimated to have been at about 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 68% of the current (2003-2004) level of effort. If this level of effort were maintained, the long-term yield would be about 95% of AMSY. Decreasing the effort by 32% of its present level would increase the long-term average yield by about 5% and would increase the spawning biomass of the stock by about 75%. 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 began in 1993, the AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than that corresponding to the AMSY.

All analyses, except the low assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve, suggest that at the beginning of 2005 the spawning biomass was below the level corresponding to the AMSY. The 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, except the low assumed value for the asymptotic length, fishing mortality is well above the level corresponding to the AMSY.

Recent spikes in recruitment are predicted to result in increased levels of SBR and longline catches for the next few years. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce the SBR. Under current effort levels, the population is unlikely to remain at levels that would support AMSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

The effects of the IATTC Resolution C-04-09 are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support AMSY. If the effort is reduced to levels that would support AMSY, the stock would remain above  $S_{AMSY}$  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.

## 2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2005 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2005, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-March 2006. 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; Maunder and Hoyle 2006). 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 mixture 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

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. Catches taken in a given year are assigned to that year even if they were not landed until the following year. Catches are assigned to two categories, retained catches and discards. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (discards plus retained catch) or retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

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 assessments of Harley and Maunder (2005) and Maunder and Hoyle (2006), 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 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 scaling factors for 2000-2005 by dividing the total catch for all years and quarters for the species composition estimates by the total catch for all years and quarters for the standard estimates and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. For Fisheries 1, 6, and 7 we used the average over Fisheries 2-5, for Fisheries 2 and 3 we used the average over Fisheries 2 and 3, and for Fisheries 4 and 5 we used the average over Fisheries 4 and 5. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis that 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. Monthly reporting of catch data provided, at the time of the assessment, complete 2005 catch data for Vanuatu and partial catch data for China, Chinese Taipei, Japan, and the Republic of Korea. Catch data for the Japanese fisheries have been updated for 2000-2004.

Catch data for the fisheries of Chinese Taipei have been updated for 2002 and new data for 2003 added. Catch data for the fisheries of the Republic of Korea have been updated to include new data for 2003. Catch data for the fisheries of China have been updated for 2003 and 2004.

As in the previous assessments of bigeye in the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004, 2005; Maunder and Hoyle 2006), 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), neural networks (Harley and Maunder 2004, 2005), or a statistical habitat-based model (Maunder and Hoyle 2006). In this assessment we used delta-lognormal general model standardized CPUE for 1975–2004, using latitude, longitude, and hooks per basket as explanatory variables.

### **2.2.1. Catch**

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from January 1975 through December 2005 are shown 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 shown in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1–7 and 10–13) is in days of 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, increased after 2000, but then began to decline again in 2003.

For the longline fisheries, standardized CPUE was available to estimate effective effort for each quarter from 1975 to 2004. 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 2005 was the same as that estimated for the fishery in 2004. However, the abundance information in the catch and effort data for 2005 was greatly downweighted in the model.

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 either case, 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 2005 were not available for the analysis, so it was assumed that the discard rate by quarter was the same as that for 2004.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained 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/retained catches) 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 shown 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 seven years relative 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 after 1997. However, there have been two large recruitments recently (Figure 4.9). It is possible that regulations prohibiting discarding of tuna have caused the proportion of discarded fish to decrease.

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 2005 and updated data for 1975-2004 are available for the surface fisheries. New longline length-frequency data for the Japanese fleet are available for 2004, and data for 2002-2003 have been updated. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment. Longline length-frequency data for 1981-2003 are available for the Chinese Taipei fleet.

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 previous assessments (*e.g.* 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-sized bigeye (Figure 4.2, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye from fisheries that catch bigeye in association with floating objects have dominated the catches (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 (>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 fish, and the average size composition has two distinct peaks (Figure 4.2). In the area south of 15°N, longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye, but the size composition has a single mode (Figure 4.2, Fishery 9).

The length-frequency data for the Chinese Taipei fleet include more smaller fish than those for the Japanese fleet. However, there is concern about the representativeness of the length-frequency samples

from the Chinese Taipei fleet (Stocker 2005, Anonymous 2006). A sensitivity analysis was conducted using the Chinese Taipei fleet as a separate fishery.

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 long and one quarter old.

In a previous bigeye assessment (Watters and Maunder 2002), the A-SCALA method was used to compare the statistical performance of different assumptions about growth. An assessment in which the growth increments were fixed and set equal to those from the von Bertalanffy curve estimated by Suda and Kume (1967) was compared to an assessment in which the growth increments were estimated as free parameters. In the former assessment, the fixed growth increments were generated from a von Bertalanffy curve with  $L_\infty = 214.8$  cm,  $k = 0.2066$ , the length at recruitment to the discard fisheries equal to 30 cm, and the age at recruitment to the fishery equal to 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, 2001b; 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 in 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 (Hampton and Fournier 2001b) were consistent with otolith data collected in the western and central Pacific Ocean. 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 2002a).

Schaefer and Fuller (2006) used both tag-recapture data and otolith daily increments to estimate growth curves for bigeye tuna in the EPO. The two data sources provided similar estimates, with an apparent bias in the tagging data, which is hypothesized to be due to shrinkage because the recaptured bigeye tuna were measured at unloading (after they had been stored frozen). The growth curve estimated by Schaefer and Fuller is substantially different from the growth curves used in previous assessments (Figure 4.14): it shows the growth to be much more linear, 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 length recorded. This is reasonable as long as no biological meaning is given to the asymptotic length parameter and that the model is used only 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 length of the largest-sized bigeye 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 estimation of natural mortality.

Hampton and Maunder (2005) found that the results of the stock assessment are very sensitive to the assumed value for the asymptotic length parameter. Therefore, sensitivity analyses were conducted to investigate the influence of the assumed value of that parameter. A lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and an upper value of 201.5 cm were investigated.

Another 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 by Schaefer and Fuller (2006), the fish are sampled to provide the best information about mean length at age, and therefore sampling is aimed at getting fish of a wide range of lengths. Therefore, variation in length at a particular age from this sample is not a good representation of the variation in 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; Schaefer *et al.* 2005).

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 can 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 are based on the results of Schaefer *et al.* (2005) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan (NRIFSF). Information on age-at-length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert the maturity, fecundity, and proportion mature at length into ages (Figure 3.2). 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 beginning 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 ( $M$ ) are based on fitting to age-specific proportions of females, maturity at age, and natural mortality estimates of Hampton (2000) (Figure 3.1). 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 exchange of fish between these regions. The IATTC staff currently conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community, and of the NRIFSF of Japan. 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 made it possible to begin the population model in 1975, five years before the beginning 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 to 15°S and 100° to 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 most-recent previous assessment (Maunder and Hoyle 2006) hypothesis tests indicated that the environmental

index is no longer statistically significant, so it is not used in the assessment. A sensitivity analysis is conducted to investigate the relationship between recruitment and the El Niño index.

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 six assessments of bigeye (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004, 2005; Maunder and Hoyle 2006). 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 somewhat 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 2006 (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 2003 and 2004, 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, 2005; Maunder and Hoyle 2006). 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 2005 to those of 2004 indicates that performance of these fisheries is quite variable. There is no discernable pattern in the changes in CPUEs from 2004 to 2005. The CPUEs for the discard fisheries (Fisheries 10–13) have generally been low for the last seven years (Section 4.2.2).

#### **4.2. Assessment results**

Below we describe the important aspects of the base case assessment (1 below) and the four sensitivity analysis (2-5):

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 1975, delta-lognormal general linear model standardized CPUE, and assumed sample sizes for the length-frequency data.
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.
3. Sensitivity to the assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve. A lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and an upper value of 201.5 cm were investigated.
4. Sensitivity to including the Chinese Taipei longline fleet as a separate fishery with the associated length-frequency data.
5. Sensitivity to including a relationship between recruitment and the El Niño index (the monthly index of standard Tahiti–Darwin sea-level atmospheric pressure anomalies, obtained from the Climate Prediction Center of the US National Oceanic and Atmospheric Administration<sup>1</sup>, averaged over the quarter and negated).

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

---

<sup>1</sup> <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>

Fisheries 4 and 7 are not informative (Figure 4.3). 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 two moderate-strength cohorts moving through the length frequencies of fish caught in association with floating objects in 2004 and 2005. 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. This following list indicates the major penalties (a large value indicates that the constraint was influential):

Total negative log-likelihood = -383389

Negative log-likelihood for catch data = 4.7

Negative log-likelihood for size-composition data = -384392

Constraints and priors on recruitment parameters = 34

Constraints and priors on growth parameters = 87

Constraints on fishing mortality rates = 0.0

Constraints and priors on catchability parameters = 550

Constraints on selectivity parameters = 65

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 fish 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 and uncertainty in recent estimates in Figure 4.6b. 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. The trend in fishing mortality rate by time 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 G (Table G.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. There has been little change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.7, Fisheries 8 and 9). 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 previous assessment (Maunder and Hoyle 2006) the environmental index was not statistically significant, and therefore it was 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 time series of estimated recruitment of bigeye 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 time series of estimated recruitment of bigeye. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the techniques for catching small bigeye associated with floating-objects were not in use. 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 2001-2002, and there were spikes in 2004 and 2005. 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 beginning 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 537,000 metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of about 254,000 t at the beginning of 2004. The biomass has increased in 2004 and 2005 due to two recent spikes in recruitment.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.11, and estimates of the spawning biomass at the beginning 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 0.12, and that of the spawning biomass estimates is 0.16.

Given the amount of uncertainty in the estimates of both biomass and 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) as is the recent upturn in biomass.

To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock, we ran simulations in which each gear was excluded and the model was 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 of the purse seine fishery is far greater than that of the longline fishery on the population. 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 25% 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 shown 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 in association with floating objects increased substantially (Figure 4.13, Fisheries 2–5) due to strong cohorts entering the fisheries. The increase in mean length is attributed to the growth of these cohorts. During 2001, however, the average weight of the fish taken decreased (Figures 4.13 and 5.2). 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 1999, and then decreased (Figure 4.13). The average weight of bigeye taken by both longline fisheries combined appears to have decreased during 1997 and 1998 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 (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 for 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). There is 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 (Figure A.4). The effort deviations are greater for 2005, but this is because the associated standard deviation for the effort deviate penalty was increased due to the lack of CPUE data for 2005. 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 correlated. This information indicates a flat solution surface, which implies that alternative states of nature have similar likelihoods. Effort deviates and recruitment deviates in recent years are both uncertain and correlated. To account for this, we have excluded recent effort deviates and fishing mortality estimated for 2005 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 from 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, as the assessment method has not changed from the previous assessment (Maunder and Hoyle 2006), but the results of previous retrospective analyses are described by Harley and Maunder (2004).

#### 4.5. Sensitivity analysis

Sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix B), the assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve (Appendix C), and to including the Chinese Taipei longline fleet as a separate fishery with the associated length-frequency data (Appendix D), were conducted for the current assessment. 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 B.1) and recruitment (Figure B.2) are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. 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.

The assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve was fixed at a lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and at an upper value of 201.5 cm. The estimated biomass and recruitment are very sensitive to the value of the asymptotic length parameter (Figures C.1 and C.2); they are greater for a lesser value for that parameter. This can be explained by the need to fit to the length-frequency data with an asymptotic selectivity for the southern longline fishery. There are very few individuals in the length-frequency data greater than 186.5 cm in length (Figure C.3). If the asymptotic length parameter is much greater than 186.5 cm, the model estimates high exploitation rates to eliminate the older individuals, and if the asymptotic length parameter is much less than 186.5 cm, the model estimates low exploitation rates to ensure that there are older individuals to predict the length-frequency data. The best fit to the data is from the model with the high value for the asymptotic length parameter, with most of the improvement coming from a reduced penalties related to growth (Table C.1). However, this may be misleading, because most of the penalty is from the prior on growth. Hampton and Maunder (2005) used fixed growth, and found that lesser values for the asymptotic length parameter gave better fits to the data. The model with the greater value for the asymptotic length parameter still fits the length-frequency data well (Figure C.4, Table C.1), but the length-frequency likelihood is better for the lesser value for the parameter (Table C.1). The variation of length at age is slightly greater for greater ages in the analysis with the greater value of the asymptotic length parameter (Figure C.5).

The Chinese Taipei longline catch data were removed from the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) and used to create a separate fishery (Fishery 14), in which these data were included. Effort was set to 1 for all years, and the standard deviation for the penalty on the effort deviates was set to 2 to ensure that the catch and effort data for this fishery did not influence the estimated abundance. The estimates of biomass and recruitment were very similar to those of the base case (Figures D.1 and D.2). The Chinese Taipei longline length-frequency data do not include the large fish seen in the Japanese longline length-frequency data (Figure D.4), and the estimated selectivity curve is correspondingly dome-shaped (Figure D.5).

The estimates of recruitment and biomass from the sensitivity analysis that included a relationship between recruitment and the El Niño index (the monthly index of standard Tahiti–Darwin sea-level

atmospheric pressure anomalies, obtained from the Climate Prediction Center of the US National Oceanic and Atmospheric Administration<sup>2</sup>, averaged over the quarter and negated) were nearly identical. The analysis showed that there was a significant negative relationship between recruitment and the El Niño index, but this explained only a small portion of the total variability in recruitment (Figures E.1 and E.2).

After the assessment of the status of bigeye tuna in the EPO in 2005 was completed, an updated estimate of the catch of that species by the Japanese longline fleet in the EPO in 2004 was received. The estimate (18,500 t) was approximately 23% less than the value used in the assessment (24,000 t). Japanese longline catch for 2005 is based on monthly reporting and is therefore not affected by the updated data. The estimates of biomass (Figure F.1) and recruitment (Figure F.2) from the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004 are very similar to those from the base case.

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

The trend in abundance is similar to the base case assessment for 2005 (Figure 4.15). The greatest differences occur at the beginning and the end of the time series.

#### **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 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 were not catching significant amounts of small bigeye. 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 and there were spikes in 2004 and 2005. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples. 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 537,000 t in 1986, after which it decreased to an historic low of about 254,000 t at the beginning of 2004. The biomass has increased in 2004 and 2005 due to two recent spikes in recruitment. 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. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have increased in recent years.

The estimates of recruitment and biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. The estimates of recruitment and biomass are very sensitive to the assumed value of the asymptotic length parameter in the Richards growth equation. A lesser value gave greater biomasses and recruitments. Estimates of recruitment and biomass were insensitive to the inclusion of the Chinese Taipei length-frequency data and the El Niño-recruitment relation. The relationship between recruitment and the El Niño index was found to be significant, but explained only a small portion of variation in recruitment. The results are not sensitive to the updated Japanese longline catch.

---

<sup>2</sup> <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>

## 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.  $S_{\text{AMSY}}$ , the spawning biomass corresponding to the AMSY level;
2.  $F_{\text{AMSY}}$ , the fishing mortality corresponding to the AMSY;
3.  $S_{\min}$ , the minimum spawning biomass estimated for the model time frame.

Maintaining tuna stocks at levels that permit the AMSY to be taken 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 spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR), described by Watters and Maunder (2001), has been used to define reference points in many fisheries. 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.

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 ( $\text{SBR}_{\text{AMSY}} = S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$ ).

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 ( $\text{SBR}_{\text{AMSY}}$ ) is estimated to be about 0.22.

At the beginning of January 2006, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was increasing from a recent historical low level (Figure 5.1a). At that time the SBR was about 0.20, about 12% less than the level corresponding to the AMSY, with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.13 and 0.26. The estimate of the upper confidence bound is greater than the estimate of  $\text{SBR}_{\text{AMSY}}$  (0.22). Previous assessments had predicted that the spawning biomass would decline below the  $\text{SBR}_{\text{AMSY}}$  level (Watters and Maunder 2002; Maunder and Harley 2002; Harley and Maunder 2004) but not that it would recover, which is due to recent spikes in recruitment.

At the beginning of 1975, the SBR was about 0.39 (Figure 5.1a), which 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 0.45. This increase can be attributed to the above-average recruitment 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 0.37 by mid-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 latter part of 2001 through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes since 1998 and the large catches from surface fisheries and increased longline catches. However, the SBR increased during 2004 and 2005 reaching 0.20 at the beginning of 2006.

The SBR over time shows a trend similar to that of the previous assessment, with the greatest differences at the beginning and end of the modeling period (Figure 5.1b).

The SBR estimates are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.13. The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the SBR estimates suggest that, for most quarters during 1975-2002 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 0.22 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 less than the critical weight during 1975-1993 (Figure 5.2), but the expansion of the floating-object fishery, which catches bigeye less than the critical weight, caused the average weight of bigeye caught since 1993 to be less than the critical weight.

## 5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the AMSY to be taken 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 2003 and 2004. 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 2006, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 12% less than  $S_{\text{AMSY}}$ , and the recent catches are estimated to have been about that level (Table 5.1).

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.5) are maintained,  $F_{\text{AMSY}}$  is about 68% of the current level of effort. If this level of effort were maintained, the long-term yield would be about 95% of AMSY. Decreasing effort by 32% of its present level would increase the long-term average yield by about 5%, and would increase the spawning biomass of the stock by about 75% (Figure 5.3). The results of the sensitivity analysis (Section 5.4) give the results of an assessment with a stock-recruitment relationship.

The AMSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 that was not the case. 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. For example, the catches of bigeye taken by the surface fleet declined when the large cohorts recruited during 1995-1998 were no longer vulnerable to those 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 group of fisheries (Table 5.3). If only the purse-seine fishery were operating the AMSY would be about 42% less (62,116 t versus 106,722 t for the base case assessment). If bigeye were caught only by the longline fishery the AMSY would be about 50% greater than that estimated for all gears combined (159,174 t versus 106,722 t for the base case assessment). To achieve this AMSY level longline effort would need to be increased by 120%. If only the purse-seine fishery were modified (*i.e.* the longline effort were kept the same) the sustainable yield would require complete closure of the purse-seine fishery, and the AMSY would be only slightly less than the AMSY when using only the longline fisheries (Table 5.3). If only the longline fishery were modified (*i.e.* the purse-seine effort were kept the same), the longline effort would be increased by 86%, but the sustainable yield would be about the same as the AMSY with the current allocation of effort among methods (Table 5.3). However, the SBR would be greatly decreased.

The AMSY-related quantities vary as the size composition of the catch varies. The evolution of four of these over the course of 1975-1995 is shown in Figure 5.1c. Before the expansion of the floating-object fishery that began 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 greater 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 at 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 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 during 2003 and 2004 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 still large for all individuals aged about 15 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 or four tons.

### **5.5. MSY<sub>ref</sub> and SBR<sub>ref</sub>**

Section 5.3 discusses how MSY (maximum sustainable yield) 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 by applying more effort to one or another fishery. 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<sub>ref</sub>, and suggested that two thirds of MSY<sub>ref</sub> 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<sub>ref</sub>). The two thirds suggestion was based on analyses by other investigators that indicated that the best practical selectivity patterns could produce 70-80% of MSY<sub>ref</sub>, that the yellowfin assessment at the time (Maunder and Watters 2002a) estimated that the fisheries on dolphin-associated fish produce about this MSY, and that two-thirds is a convenient fraction.

MSY<sub>ref</sub> is associated with a SBR (SBR<sub>ref</sub>) that may also be an appropriate reference point. SBR<sub>ref</sub> is not dependent on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore, SBR<sub>ref</sub> may be more appropriate than SBR<sub>MSY</sub> for stocks with multiple fisheries, and should be more precautionary because SBR<sub>ref</sub> is usually greater than SBR<sub>MSY</sub>. However, when recruitment is assumed to be constant (*i.e.* no stock-recruitment relationship), SBR<sub>ref</sub> may still be dangerous to a spawning stock because it is possible that MSY<sub>ref</sub> occurs before the individuals become fully mature. However, it is 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 analyzed by Maunder (2002b). SBR<sub>ref</sub>

may be a more appropriate reference point than the generally-suggested SBR<sub>x%</sub> (e.g. SBR<sub>30%</sub> to SBR<sub>50%</sub>; see Section 5.1) because SBR<sub>ref</sub> is estimated from the biology of the stock. However, SBR<sub>ref</sub> may be sensitive to uncertainty in biological parameters, such as the steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality, maturity, fecundity, and growth.

MSY<sub>ref</sub> is estimated to be 196,068 t and SBR<sub>ref</sub> is estimated to be 0.21 (Figure 5.5). The low SBR<sub>ref</sub> 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 54% of MSY<sub>ref</sub>. If the fishery were exploited assuming the same selectivity patterns as the longline fisheries (Fisheries 8 and 9), MSY would be 81% of MSY<sub>ref</sub>. More research is needed to determine if reference points based on MSY<sub>ref</sub> and SBR<sub>ref</sub> 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 the average estimated fishing mortality for 2003 and 2004.

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment model with a steepness of 0.75 estimated the SBR required to support AMSY to be at 0.31, compared to 0.22 for the base case assessment (Table 5.1). This value is slightly greater for the increased asymptotic length and inclusion of Chinese Taipei as a separate fishery. The sensitivity analysis for steepness estimates an *F* multiplier considerably less than that for the base case assessment (0.51). The *F* multiplier is considerably greater for the increased asymptotic length, indicating that effort should be increased, but considerably less for the reduced asymptotic length (Table 5.1). All analyses, except that which assumes a greater asymptotic length, estimate the current SBR to be less than SBR<sub>AMSY</sub>.

The management quantities are only moderately 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 kept at about the same level to allow the stock to produce the AMSY (Table 5.4). If bigeye were caught only by the longline fishery, effort for this fishery could be increased by 31% to allow the stock be at the level corresponding to the AMSY (Table 5.4).

The Chinese Taipei fleet is estimated to have a much less impact on the population than the other fisheries, but its impact has increased over time (Figure D.6).

The estimates of SBR (Figure F.3) and management quantities (Table F.1) from the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004 are very similar to those from the base case.

## 5.7. Summary of stock status

At the beginning of January 2006, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was increasing from a recent historic low level (Figure 5.1a). At that time the SBR was about 0.20, about 12% less than the level corresponding to the AMSY, with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.13 and 0.26. The estimate of the upper confidence bound is greater than the estimate of SBR<sub>AMSY</sub> (0.22).

The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1975-1993 and 2001-2002 the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than that corresponding to the AMSY. This level is shown as the dashed line at 0.22 in Figure 5.1a.

Recent catches are estimated to have been about 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 68% of the current (2003-2004) level of effort. If this level of effort were maintained, the long-term yield would be about 95% of AMSY. Decreasing the effort to 32% of its present level would increase the long-term average yield by about 5% and would increase the spawning biomass of the stock by about 75%. 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 began in 1993, the AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than  $F_{\text{AMSY}}$  (Figure 5.1c).

All analyses, except that incorporating the low assumed value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve, suggest that at the beginning of 2005 the spawning biomass was below  $S_{\text{AMSY}}$  (Tables 5.1 and 5.2). AMSY and the  $F$  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, except that incorporating the low assumed value for the asymptotic length, fishing mortality is well above  $F_{\text{AMSY}}$ . The results are not sensitive to the updated Japanese longline catch.

## 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 method based on the normal approximation to the likelihood profile has been applied (Maunder *et al.* in press). The previously-used method (Maunder and Watters 2001) took into consideration future recruitment uncertainty, 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, and this uncertainty should be considered in any forward projections. Unfortunately, the appropriate methods are not often 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 five years with quarterly effort data equal to those for 2005 (except for the longline fishery, which uses these for 2004) scaled by the average catchability for 2003 and 2004 (except for the northern longline fishery, which uses 2003 estimates for quarter 2, and 2002 and 2003 estimates for quarter 3 due to lack of CPUE indices). 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

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 2003 and 2004 (except for the northern longline fishery, as noted above).

The scenarios investigated were:

1. Quarterly effort for each year in the future was set equal to the effort in 2005 (2004 for the longline fisheries), which reflects the reduced effort due to the conservation measures of IATTC Resolution C-04-09;

2. Quarterly effort for each year in the future and for 2004 and 2005 was set equal to the effort in (1), 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 2005 levels (including the effort and catch restrictions in IATTC Resolution C-04-09).

SBR is estimated to have been increasing in recent years (Figure 5.1a). This increase is attributed to two spikes in recent recruitment. If recent levels of effort and catchability continue, SBR is predicted to increase to about the level that would support AMSY in 2008, and then decline (Figure 6.1a). The total biomass is estimated to be currently at its peak, and it will probably decline in the future (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 increase moderately in 2006, but then decline under current effort (Figure 6.3, lower panel). 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 greater than those predicted here.

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

IATTC 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 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 increase only slightly and then decline to lower levels (0.09).

Clearly, the reductions in fishing mortality that could occur as result of IATTC Resolution C-04-09 are insufficient to allow the population to maintain levels corresponding to the AMSY. This is supported by the  $F$  multiplier estimates that suggest that effort reductions of 32% (or greater 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  $F_{\text{AMSY}}$ , the SBR would quickly rebuild above  $S_{\text{AMSY}}$  and stay above that level for 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  $SBR_{AMSY}$  and will remain there under current effort levels (Figure 6.1b).

The estimates from the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004 are very similar to those from the base case. However, there is a greater difference for the projected quantities (Figure F.4 and Table F.2) than the historic estimates, but the effect is only slight, except for the longline catch (Table 2).

### **6.3. Summary of the simulation results**

Recent spikes in recruitment are predicted to result in increased levels of SBR and longline catches for the next few years. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce SBR. Under current effort levels, the population is unlikely to remain at levels that support AMSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

The effects of IATTC Resolution C-04-09 are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support AMSY. If the effort is reduced to levels that would support AMSY, the stock would remain above  $S_{AMSY}$  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**

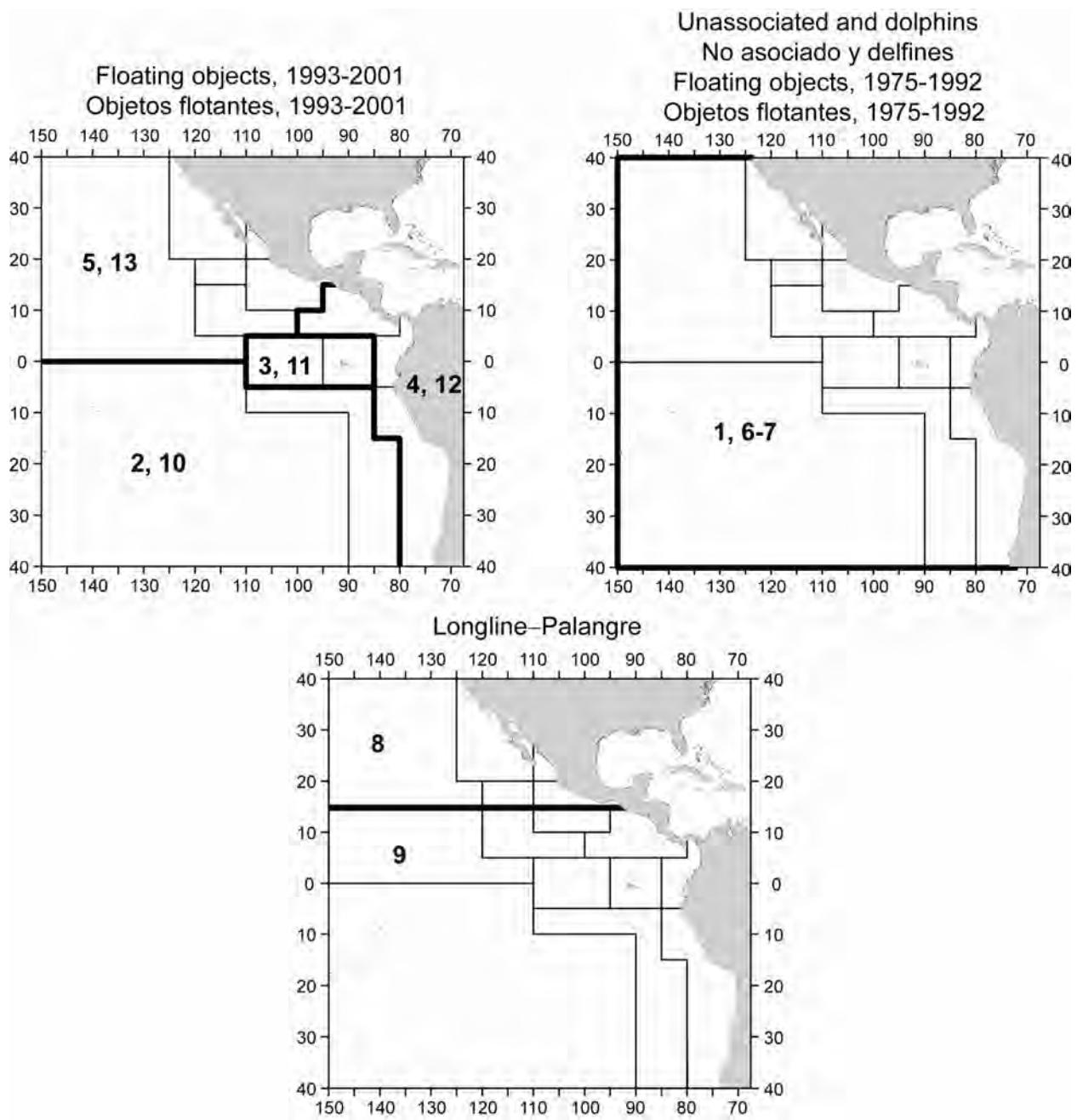
The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Updated data for 2005 and new data collected during 2005 will be incorporated into the next stock assessment.

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

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

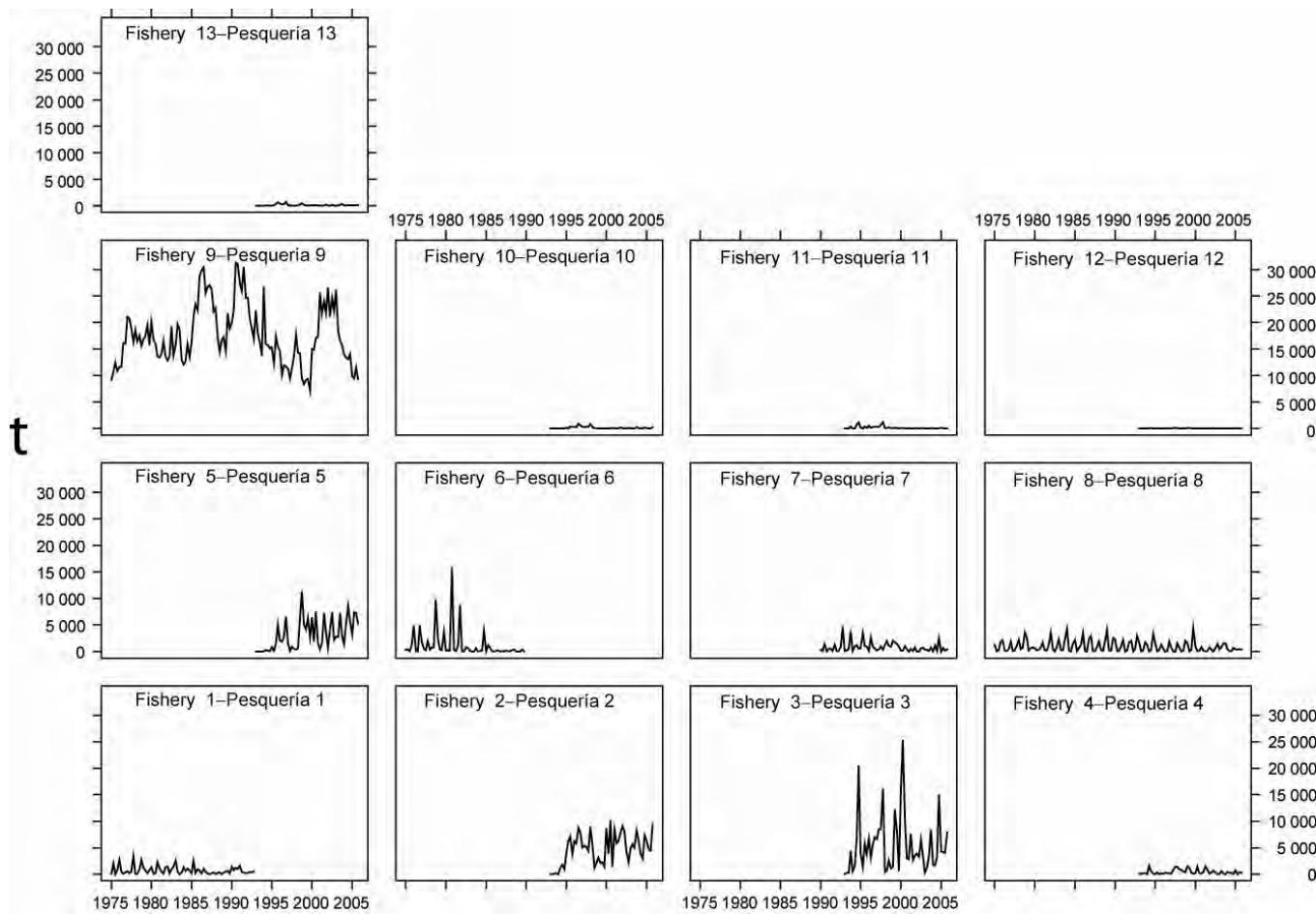
The IATTC staff is considering changing to the *Stock Synthesis II* general model (developed by Richard Methot at the US National Marine Fisheries Service) for its stock assessments, based on the outcome of the workshop on stock assessment methods held in November 2005.

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



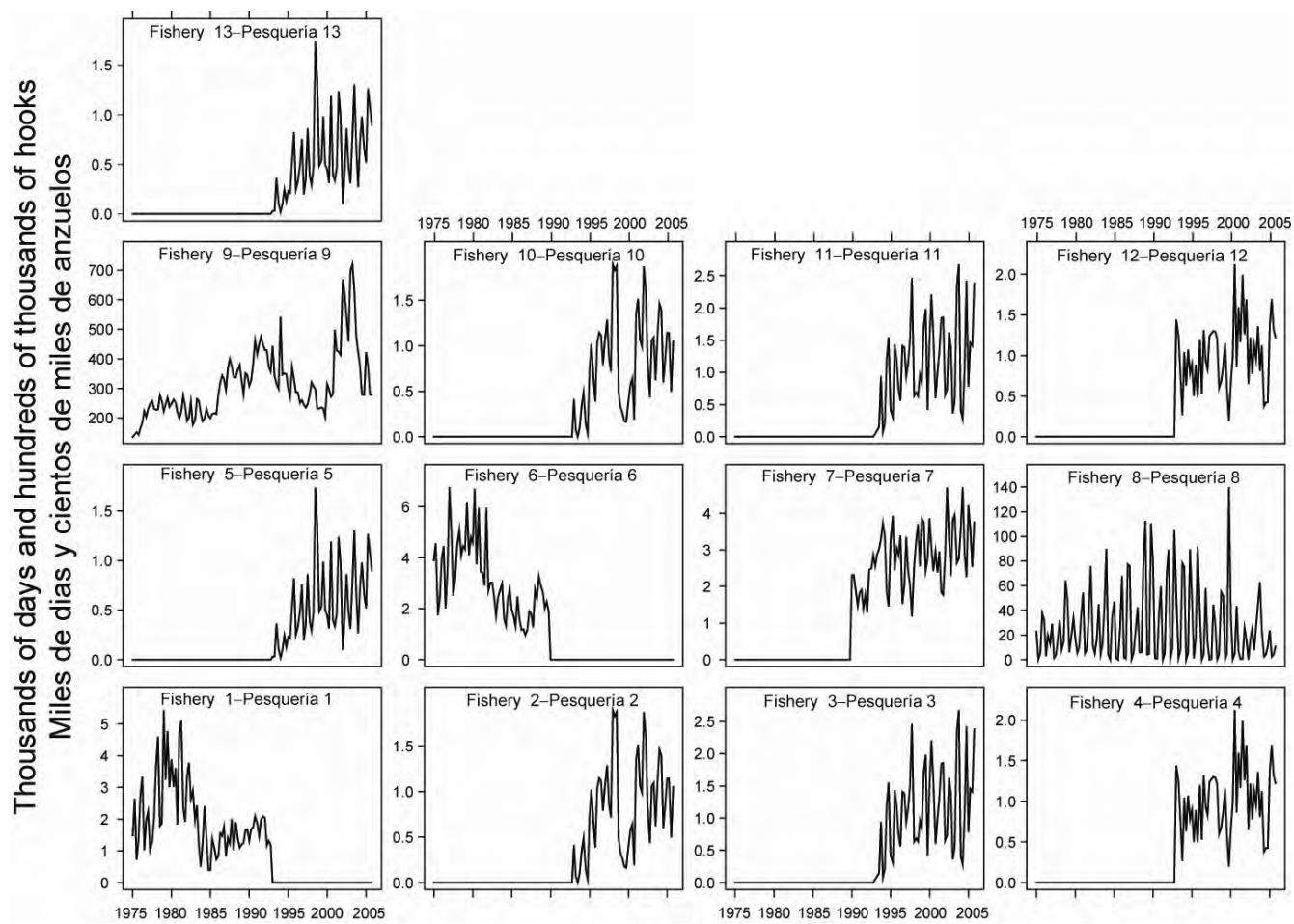
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries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



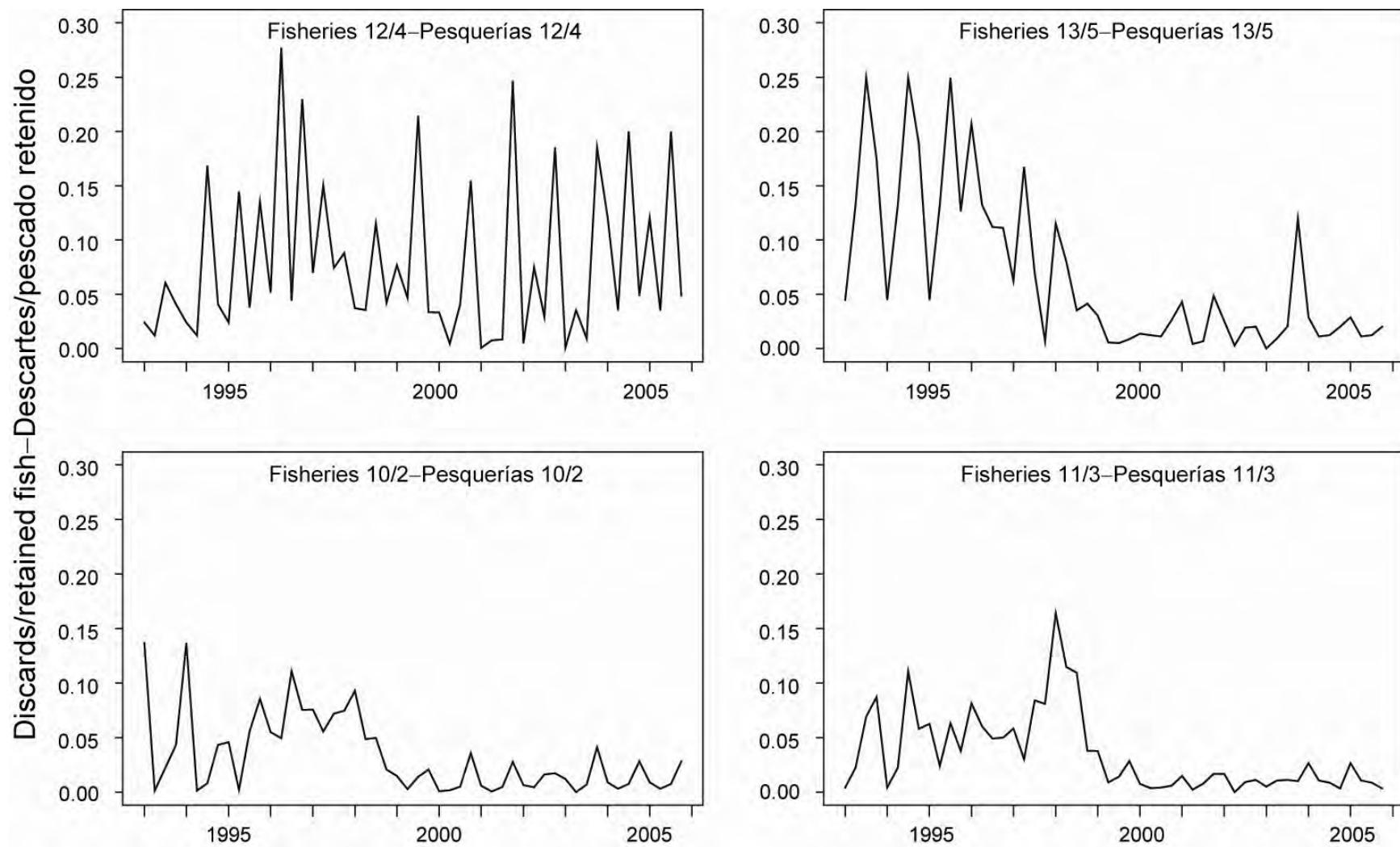
**FIGURE 2.2.** Catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment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



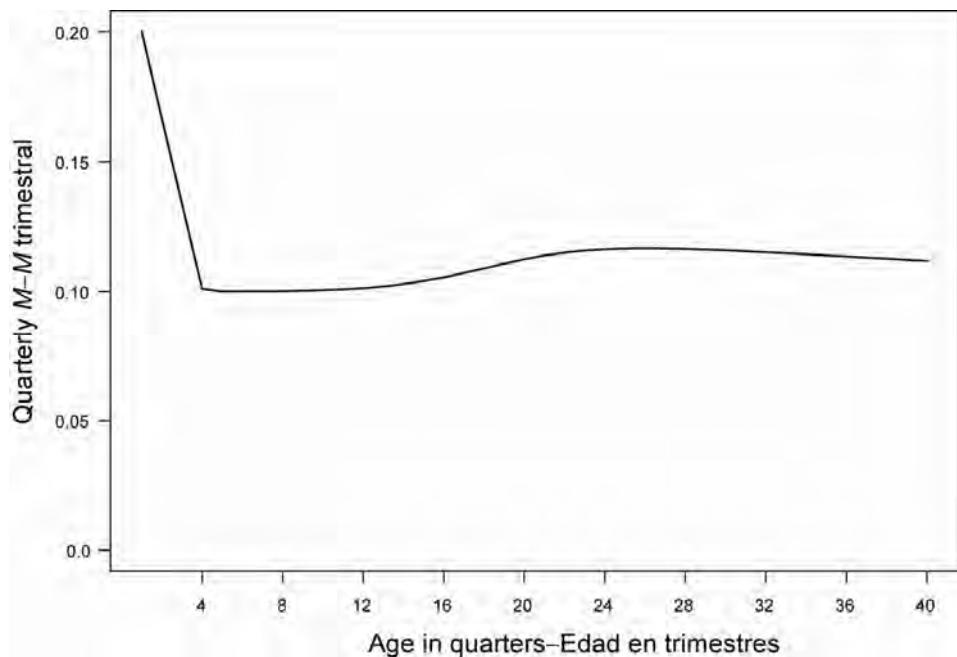
**FIGURE 2.3.** Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that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



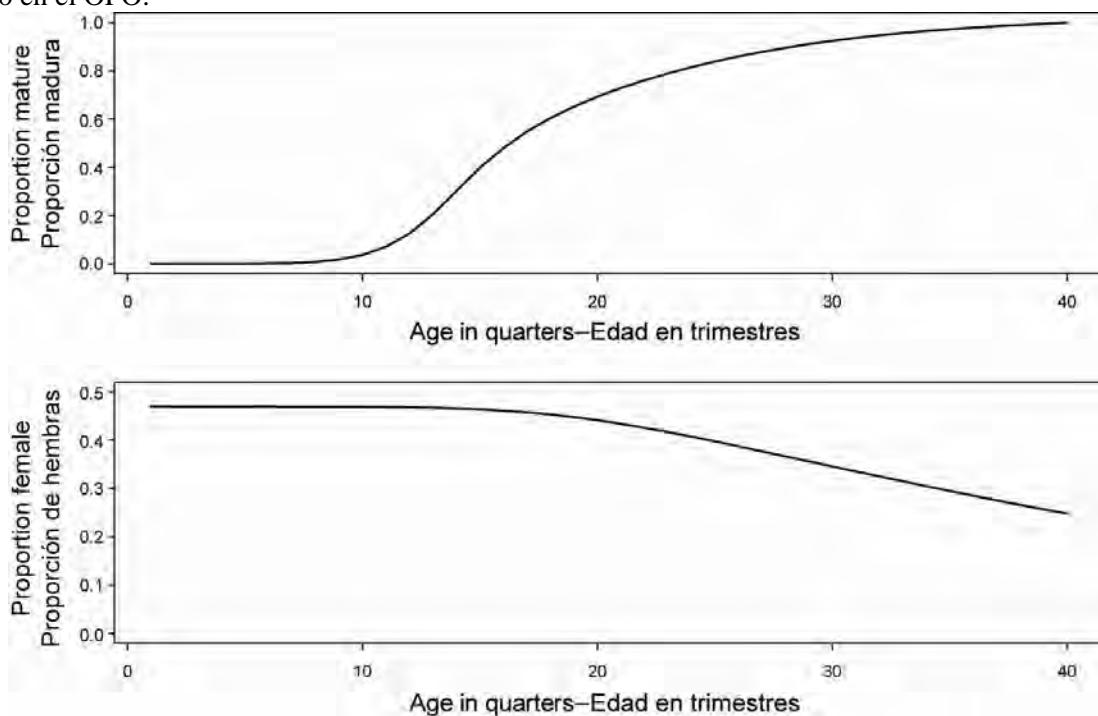
**FIGURE 2.4.** Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

**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.



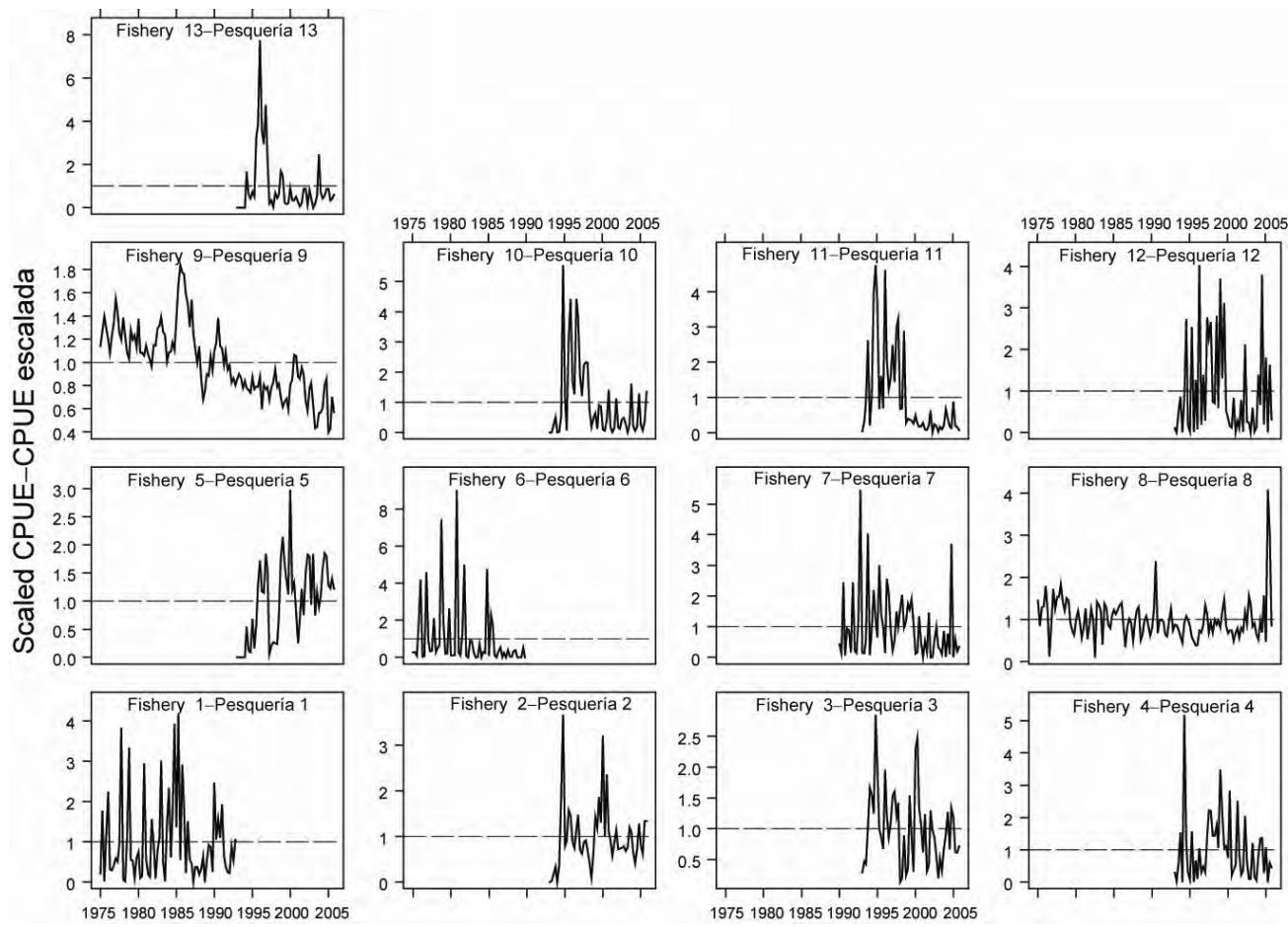
**FIGURE 3.1.** Quarterly natural mortality ( $M$ ) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

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



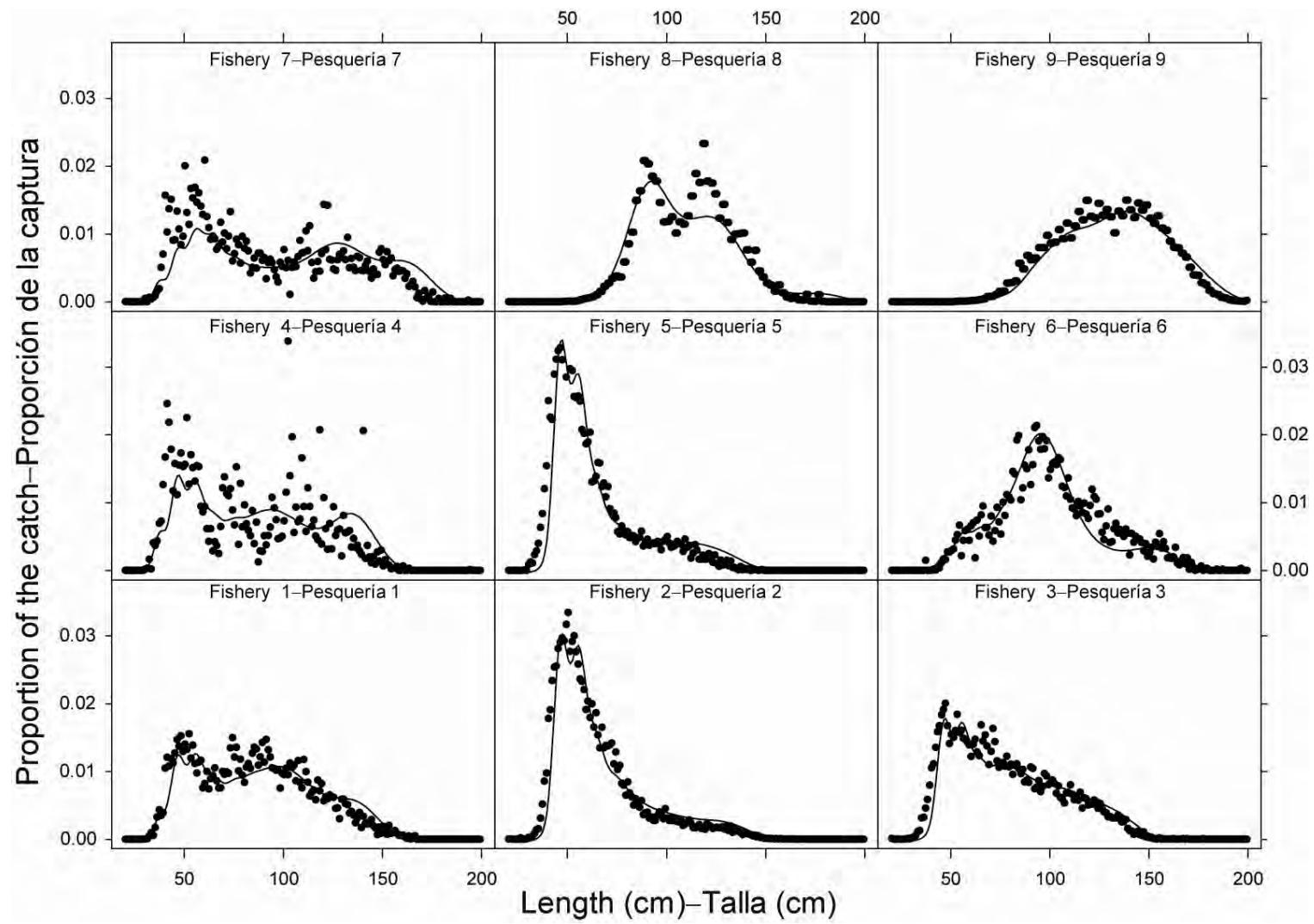
**FIGURE 3.2.** Age-specific index of fecundity of bigeye tuna (upper panel) and age-specific proportion of females in the population (lower panel), as assumed in the base case model and in the estimation of natural mortality.

**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.



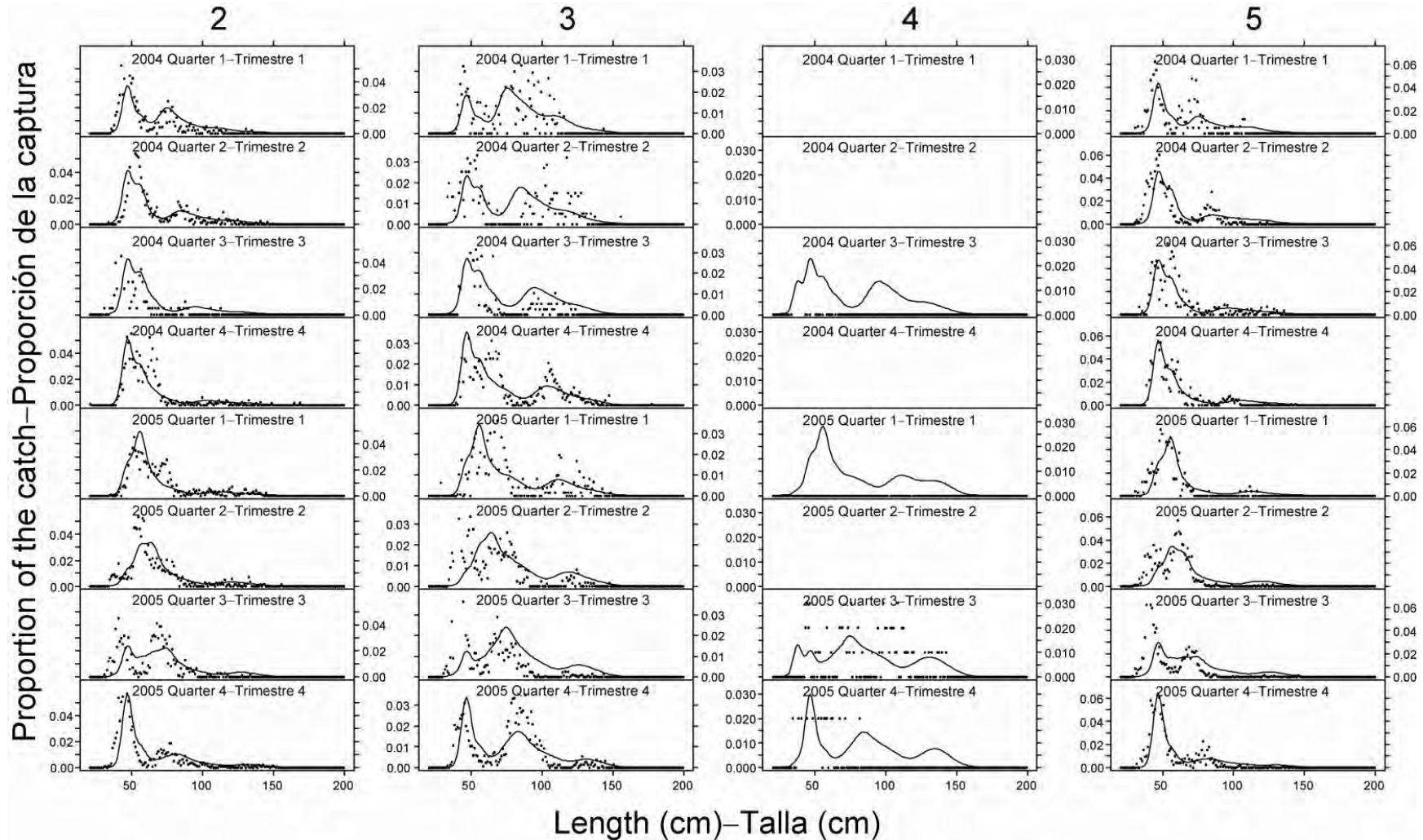
**FIGURE 4.1.** CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries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



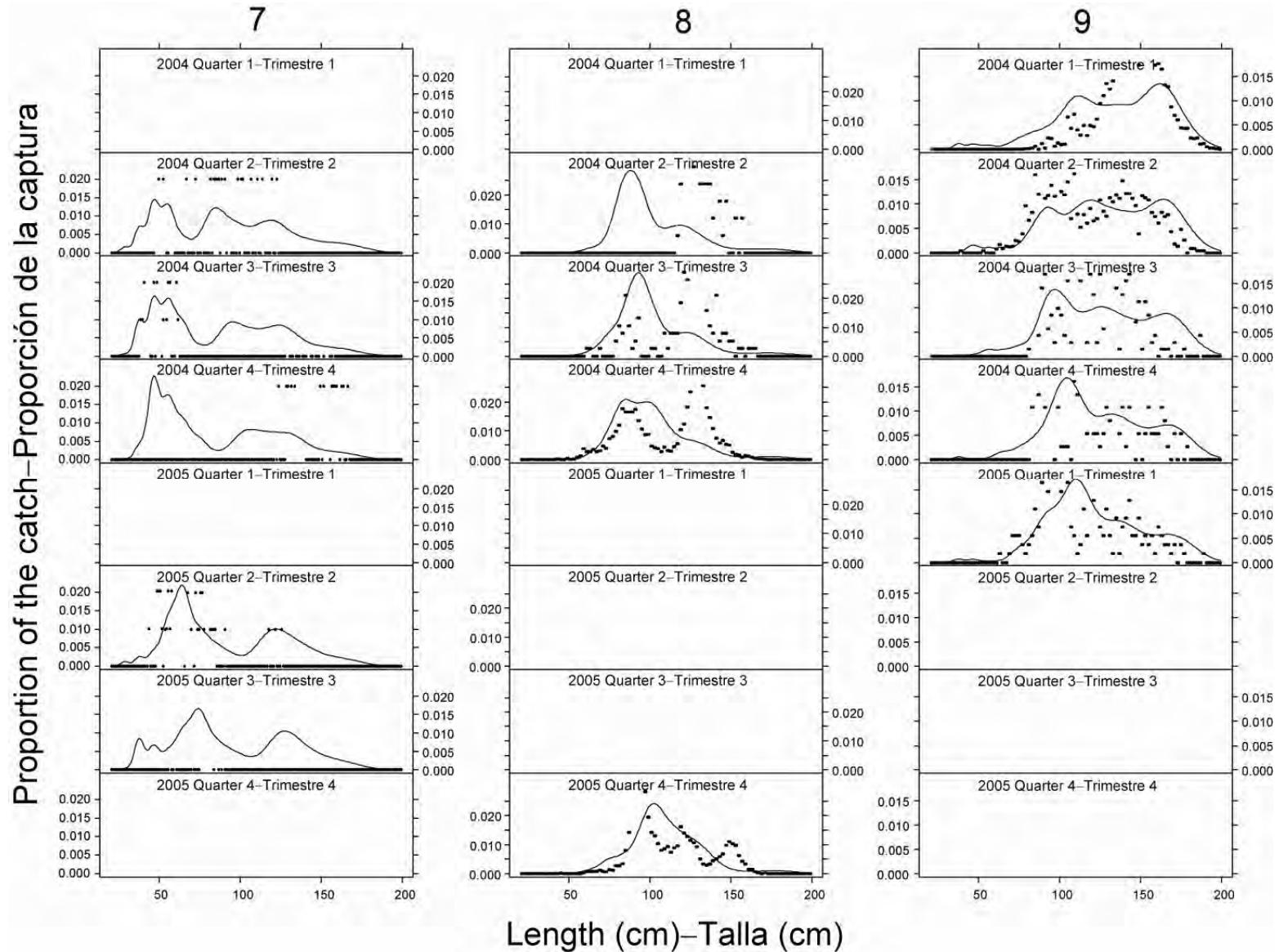
**FIGURE 4.2.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO.

**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.

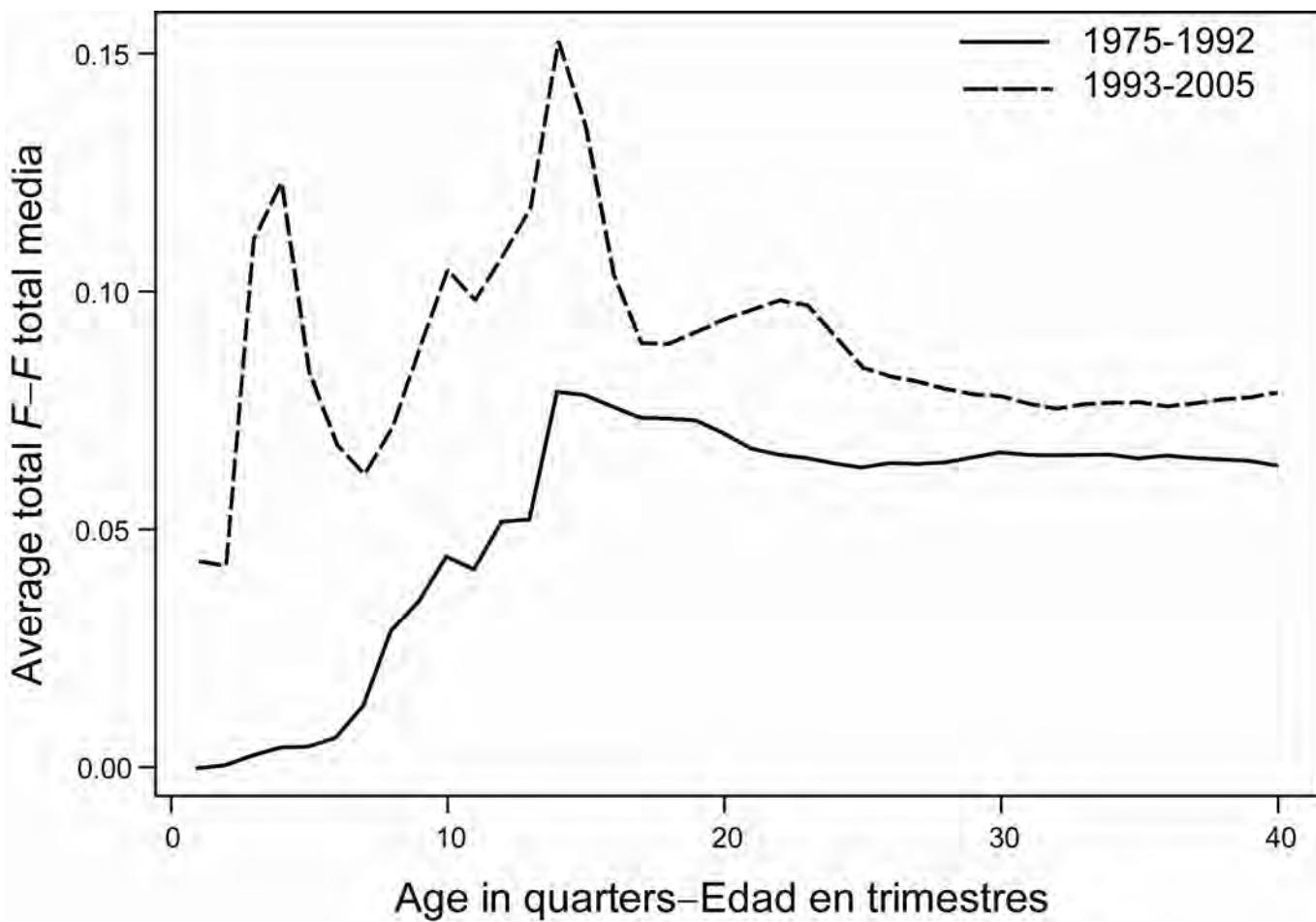


**FIGURE 4.3.** Size compositions of the recent catches of bigeye tuna taken by Fisheries 2-5 and 7-9. The dots are observations, and the curves are predictions from the base case assessment.

**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.

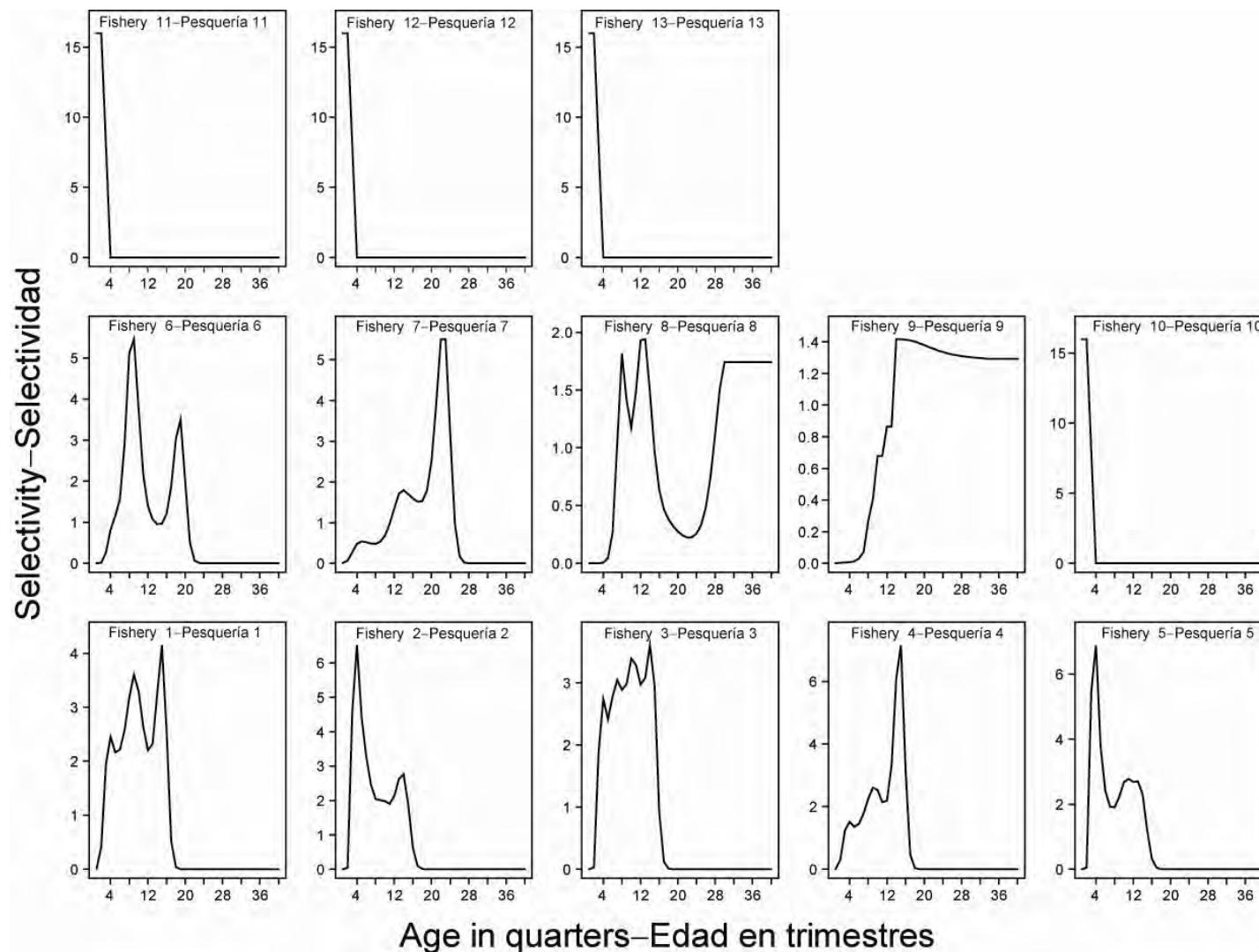


**FIGURE 4.3.** (continued)  
**FIGURA 4.3.** (continuación)



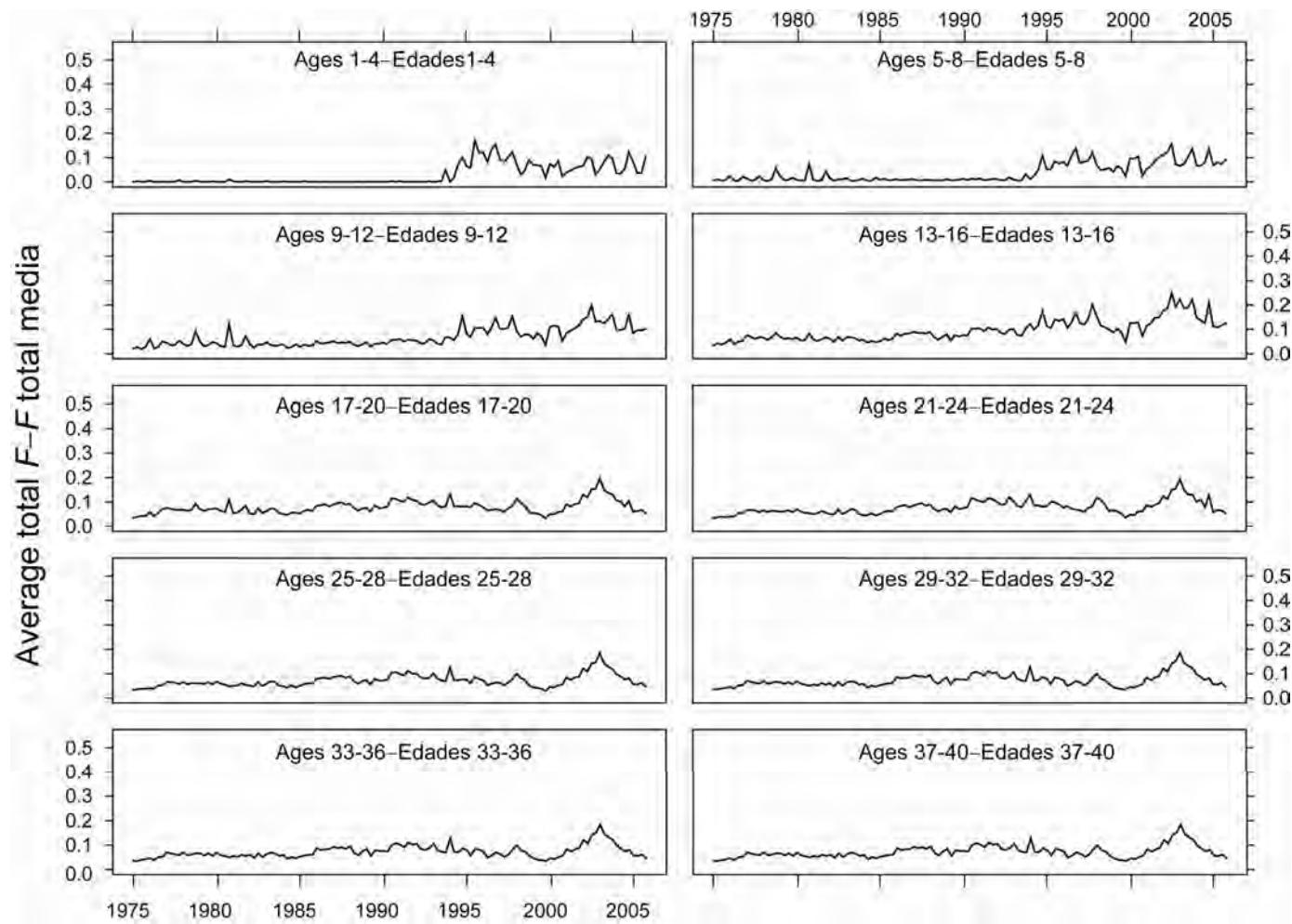
**FIGURE 4.4.** Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curve for 1975-1992 displays averages for the period prior to the expansion of the floating-object fisheries, and that for 1993-2005 averages for the period since that expansion.

**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 1993-2005 los promedios del período desde dicha expansión.



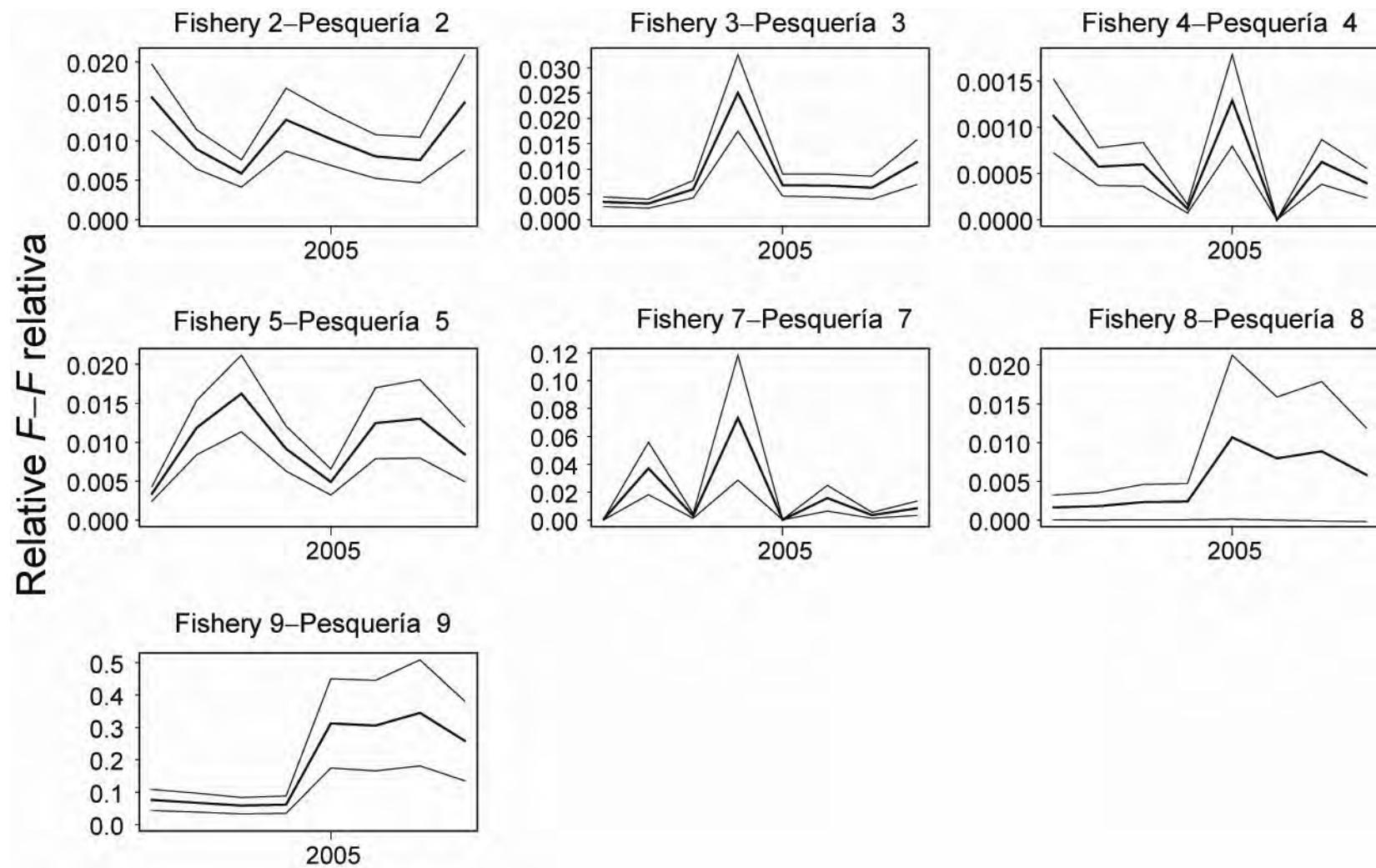
**FIGURE 4.5.** Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

**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.



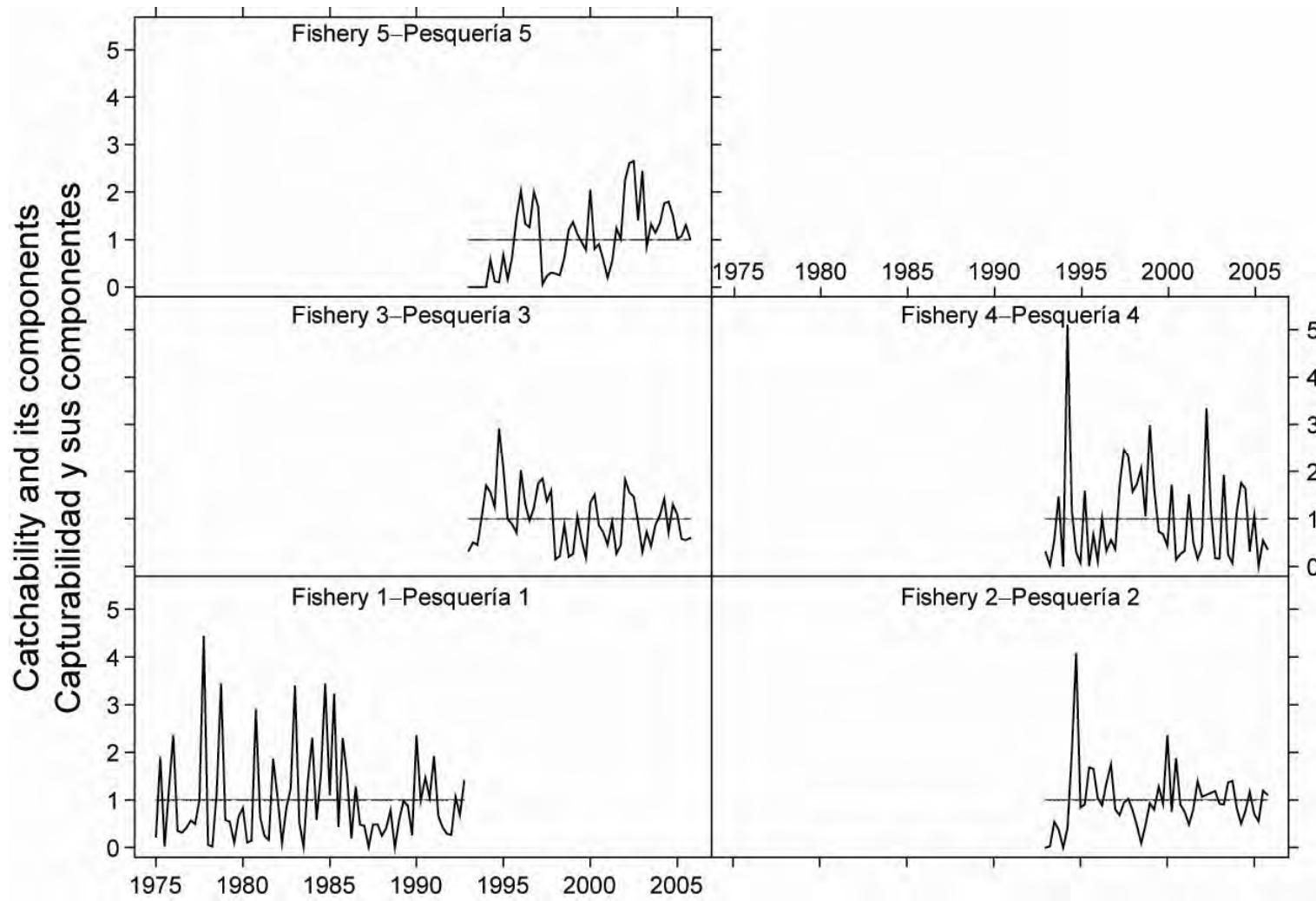
**FIGURE 4.6a.** Average quarterly fishing mortality, by all gears, on bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the 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.



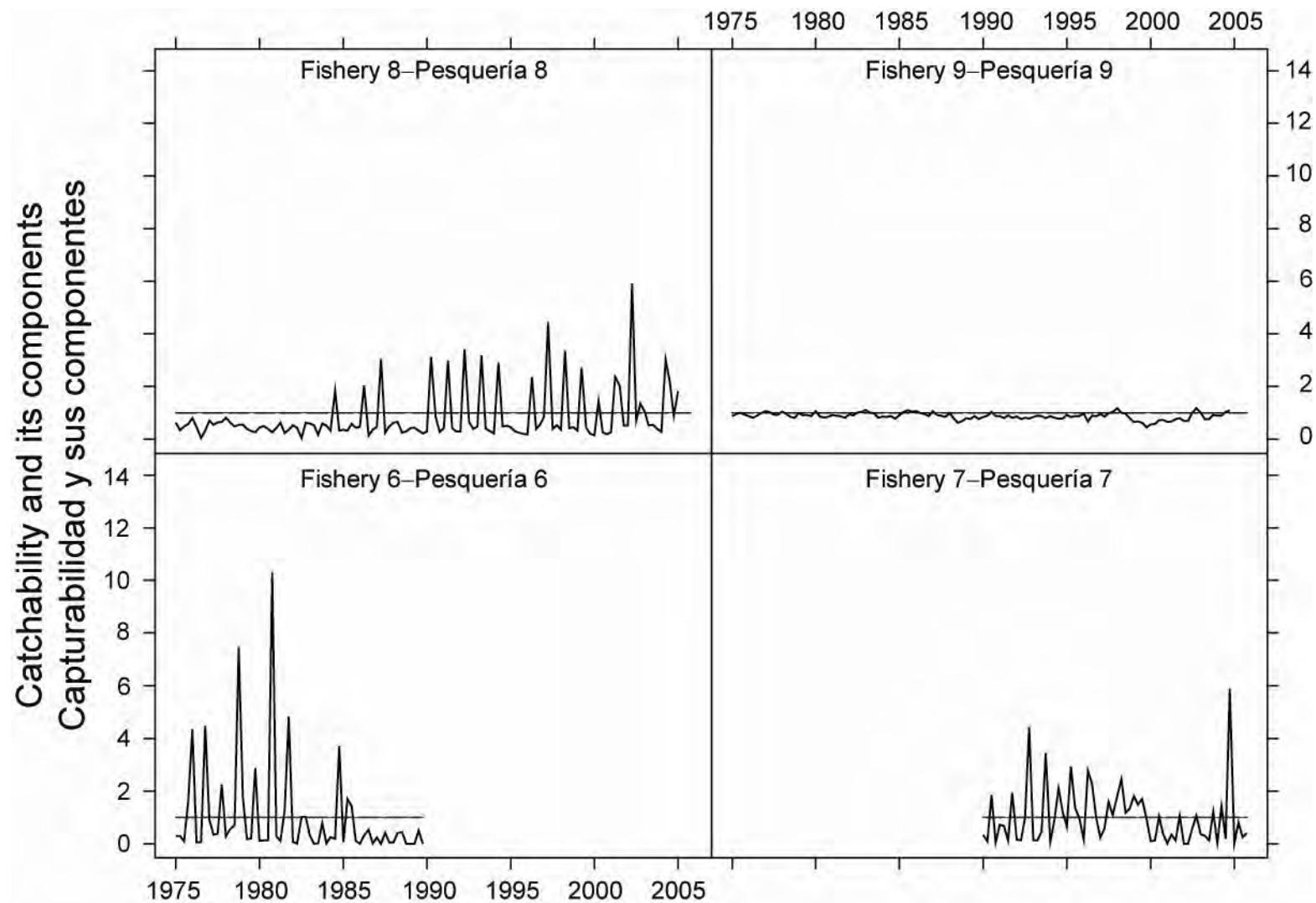
**FIGURE 4.6b.** Gear- and year-specific fishing mortality scalars (bold lines) for bigeye tuna for the most recent 16 quarters for fisheries currently operating in the EPO. The upper and lower 95% confidence intervals are indicated by thin lines.

**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.



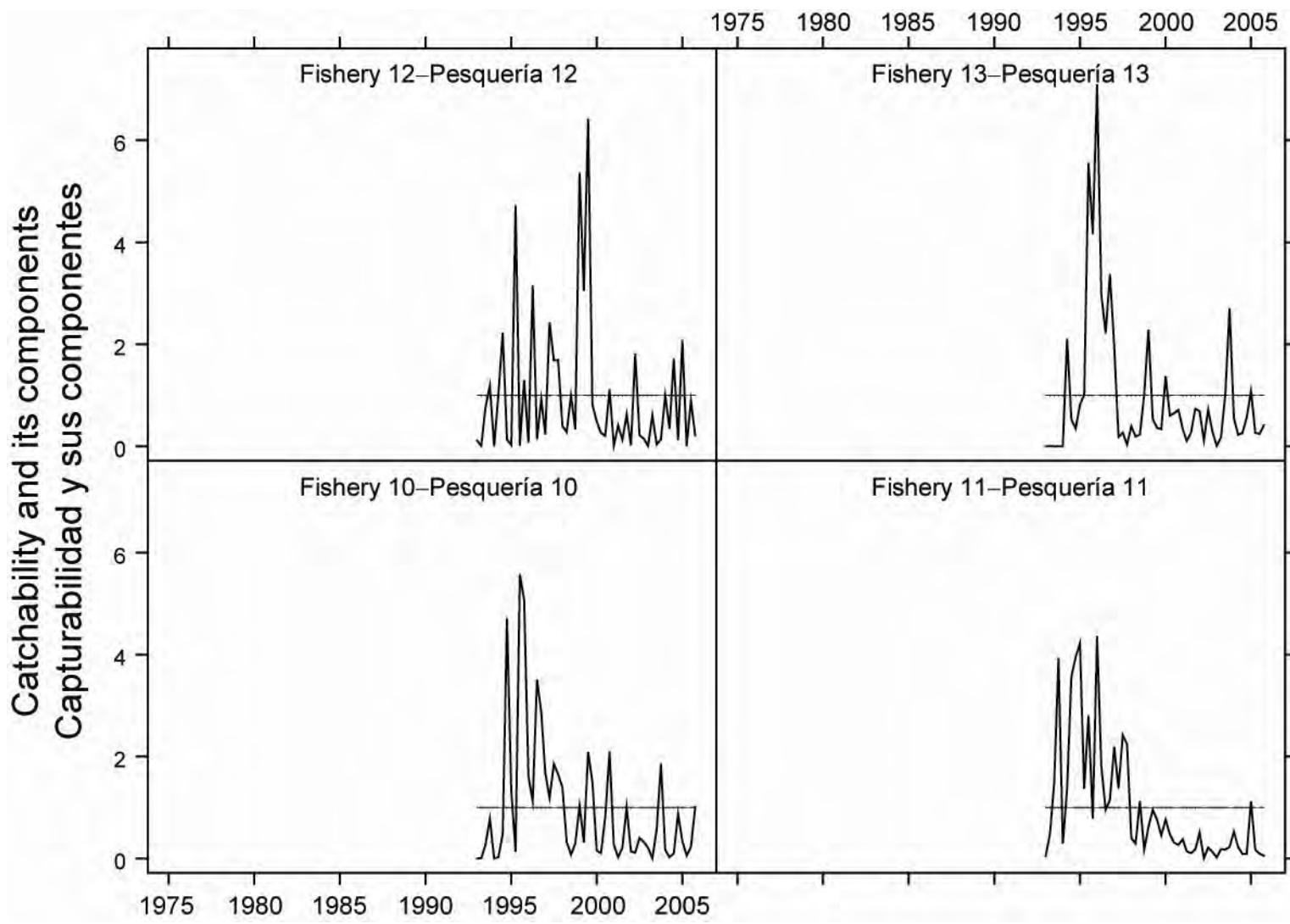
**FIGURE 4.7.** Trends in catchability for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the first estimate of the catchability for each fishery (thin horizontal line). The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability.

**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.



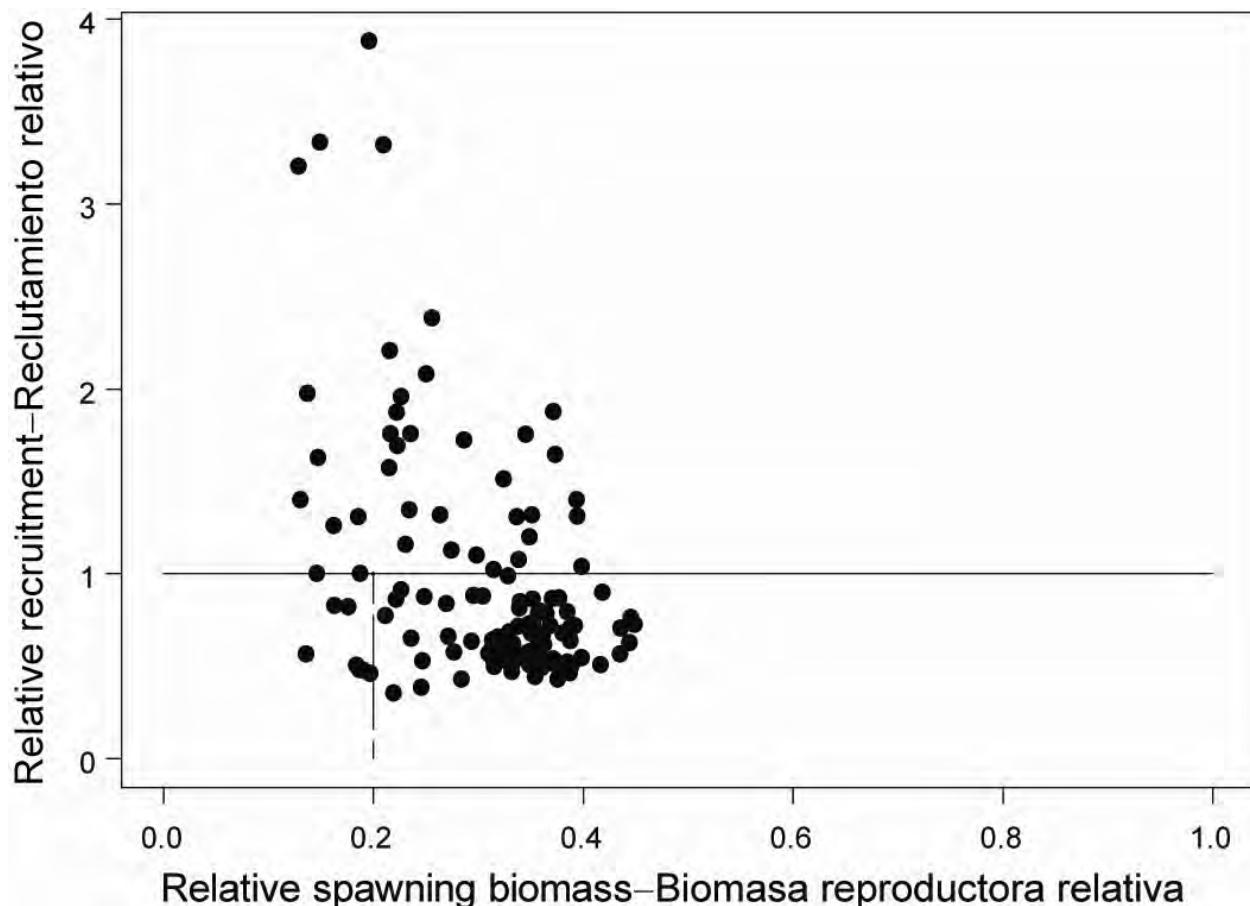
**FIGURE 4.7.** (continued)

**FIGURA 4.7.** (continuación)



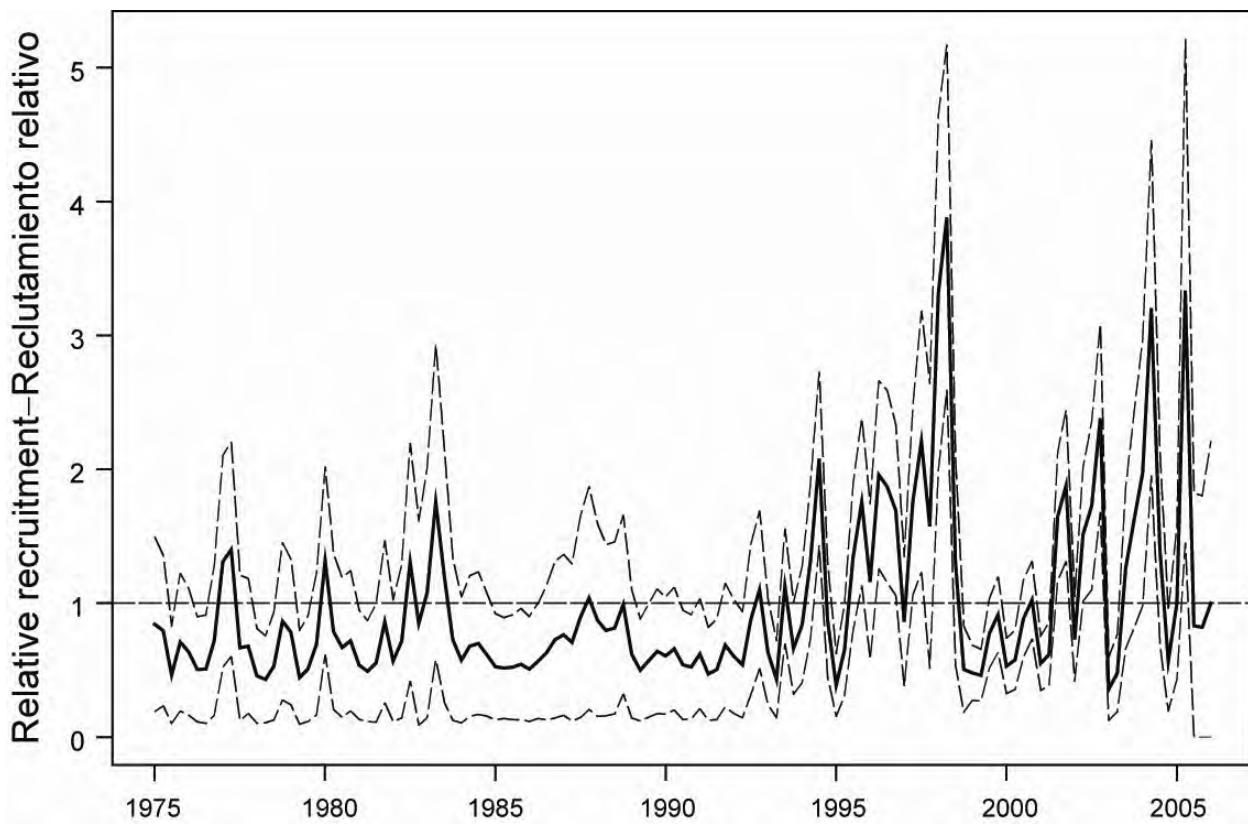
**FIGURE 4.7.** (continued)

**FIGURA 4.7.** (continuación)



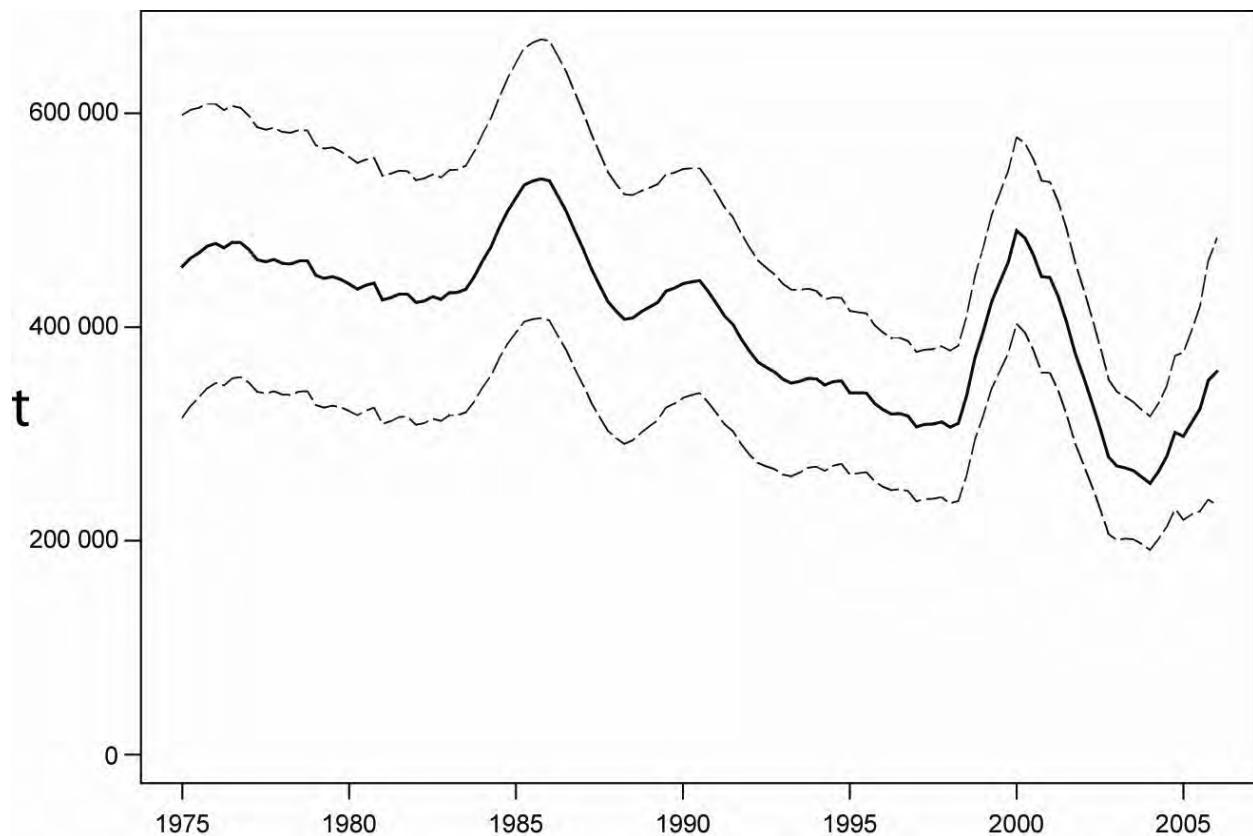
**FIGURE 4.8.** Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal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



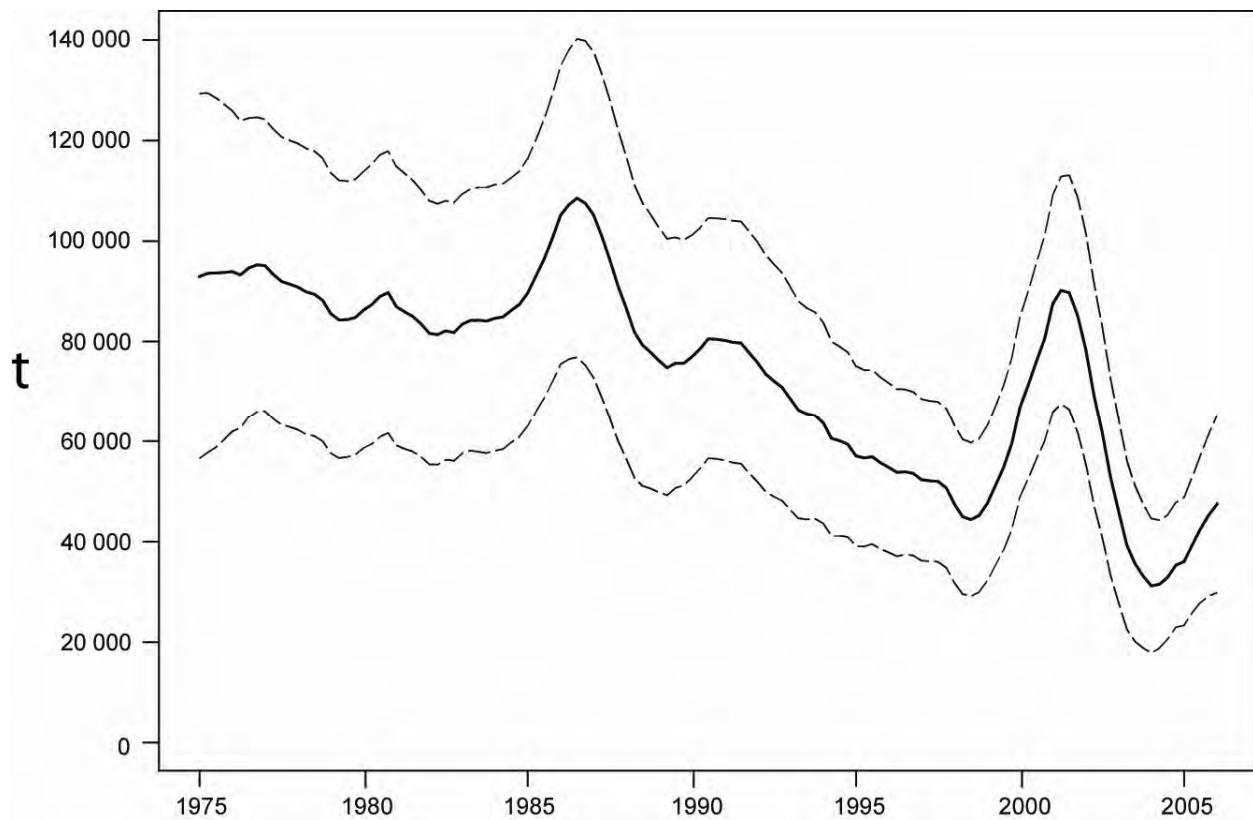
**FIGURE 4.9.** Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the beginning 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.



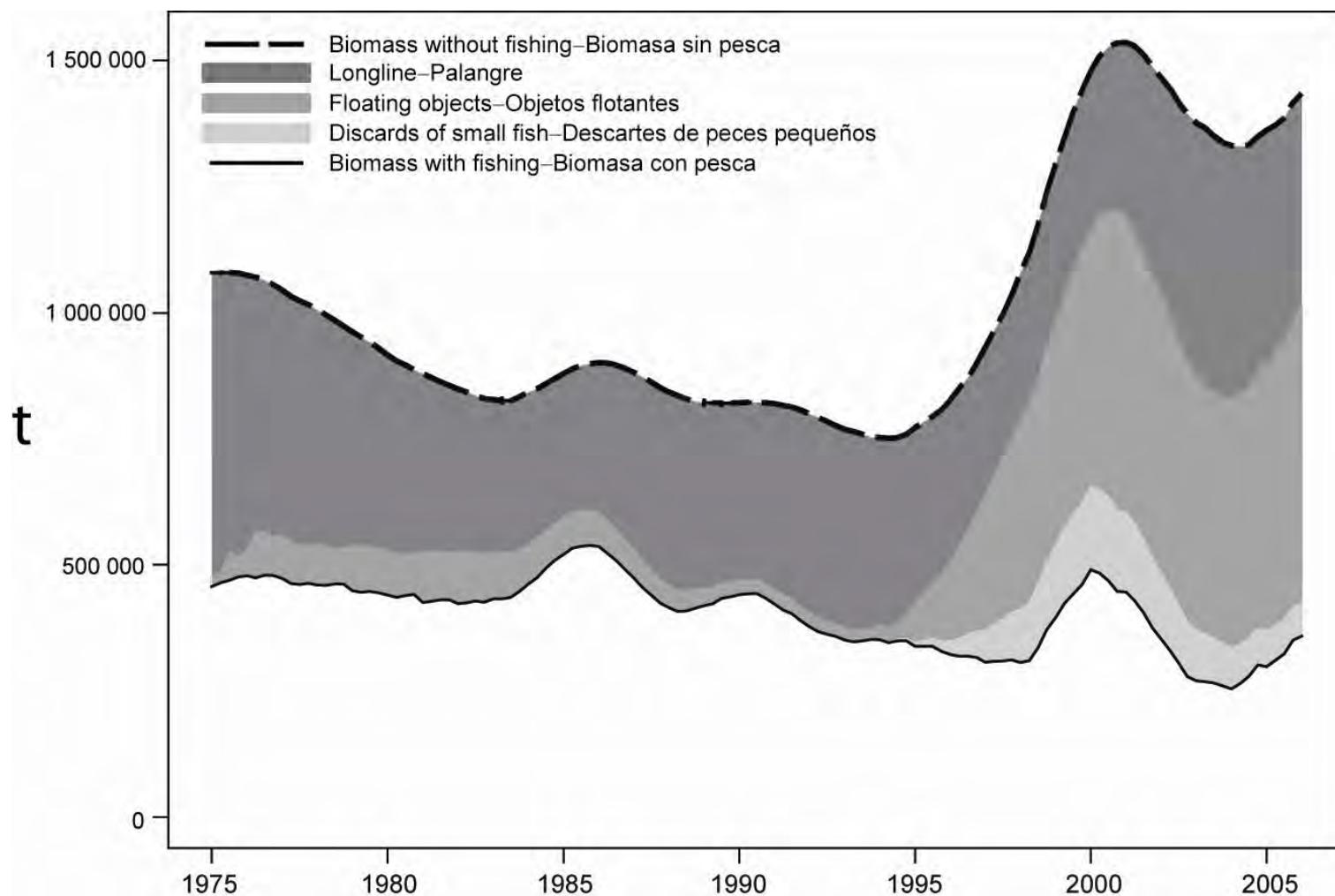
**FIGURE 4.10.** Estimated biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time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



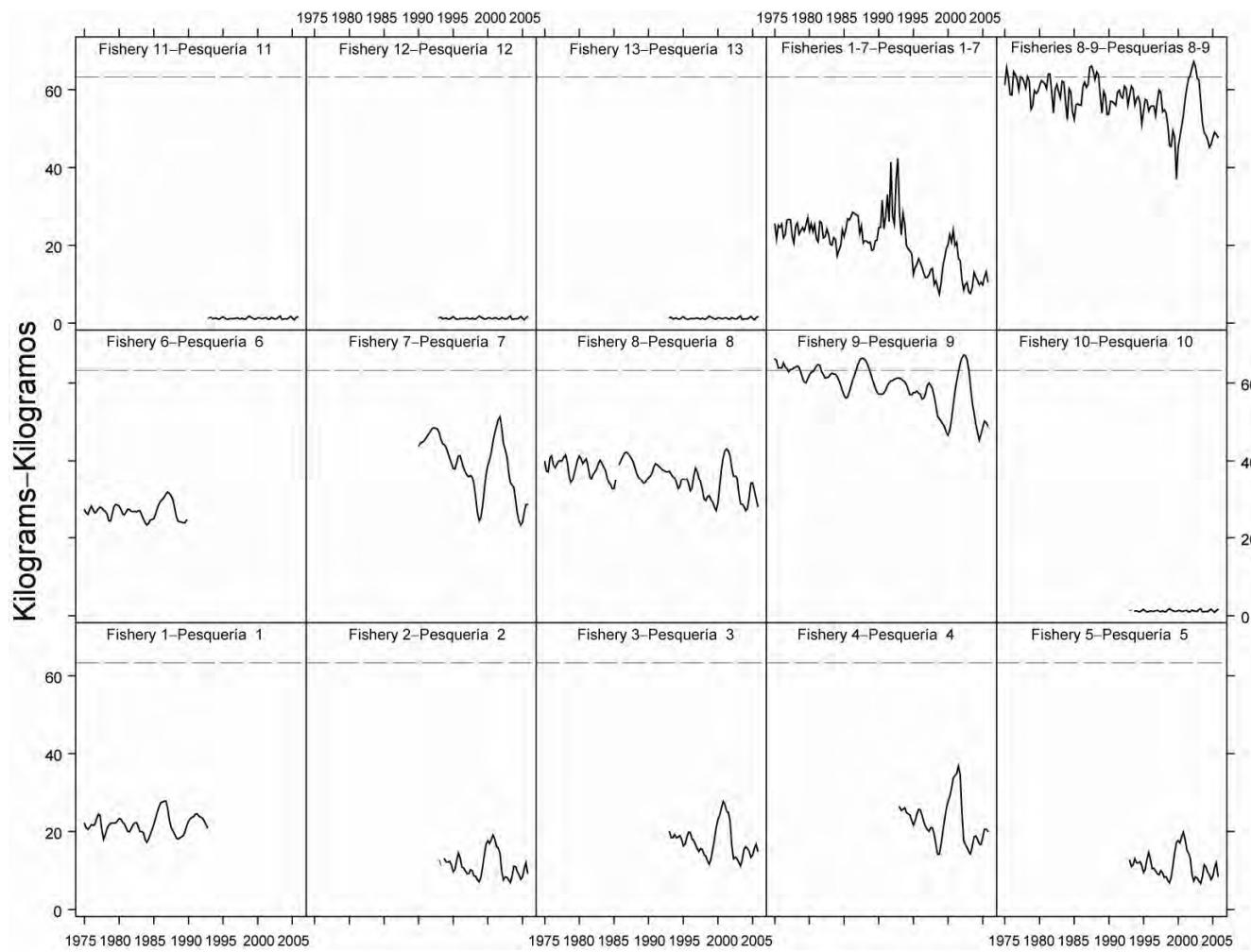
**FIGURE 4.11.** Estimated spawning biomass (see Section 3.1.2) of bigeye tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the assessment model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



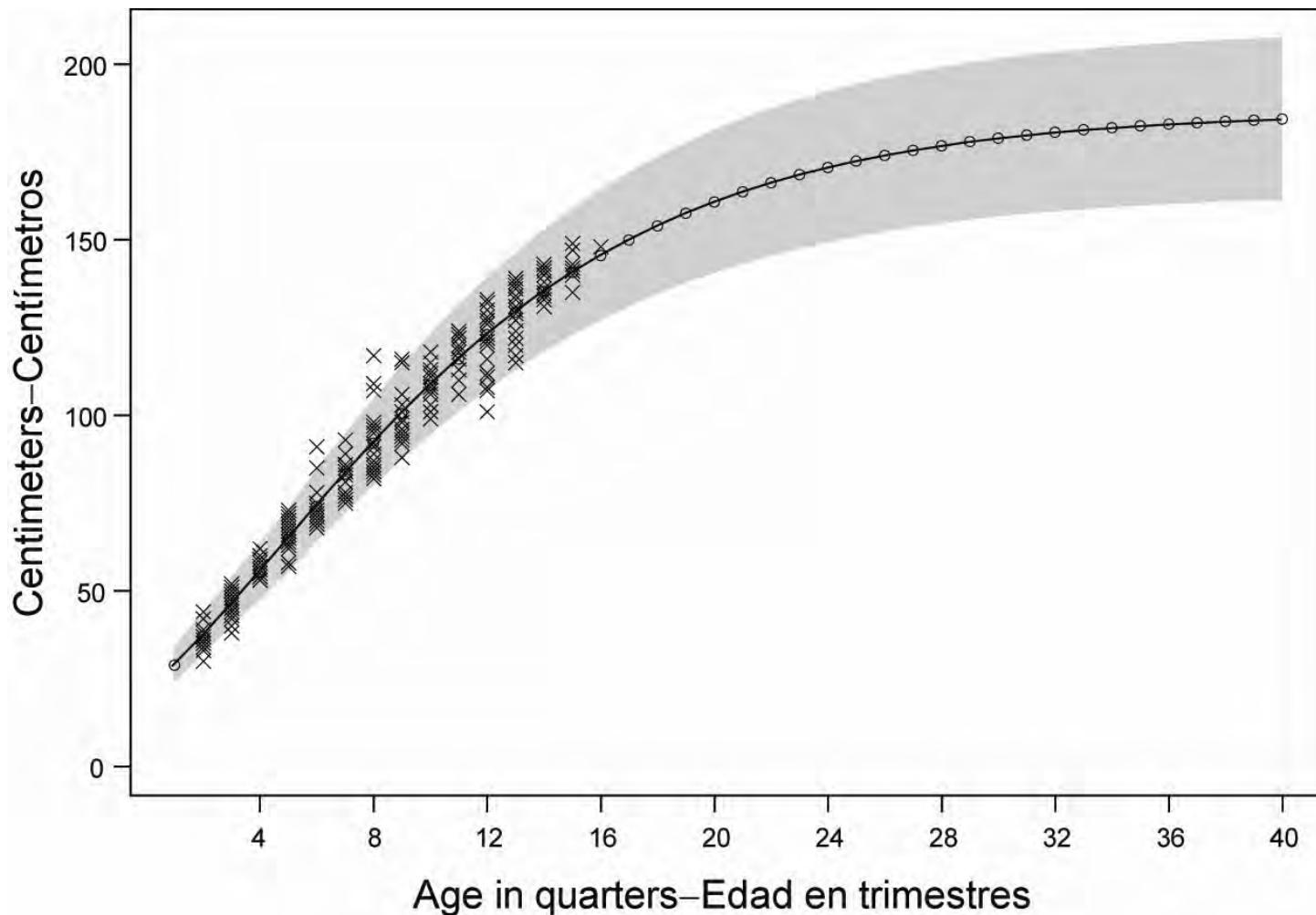
**FIGURE 4.12.** Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 4.12.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada (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.



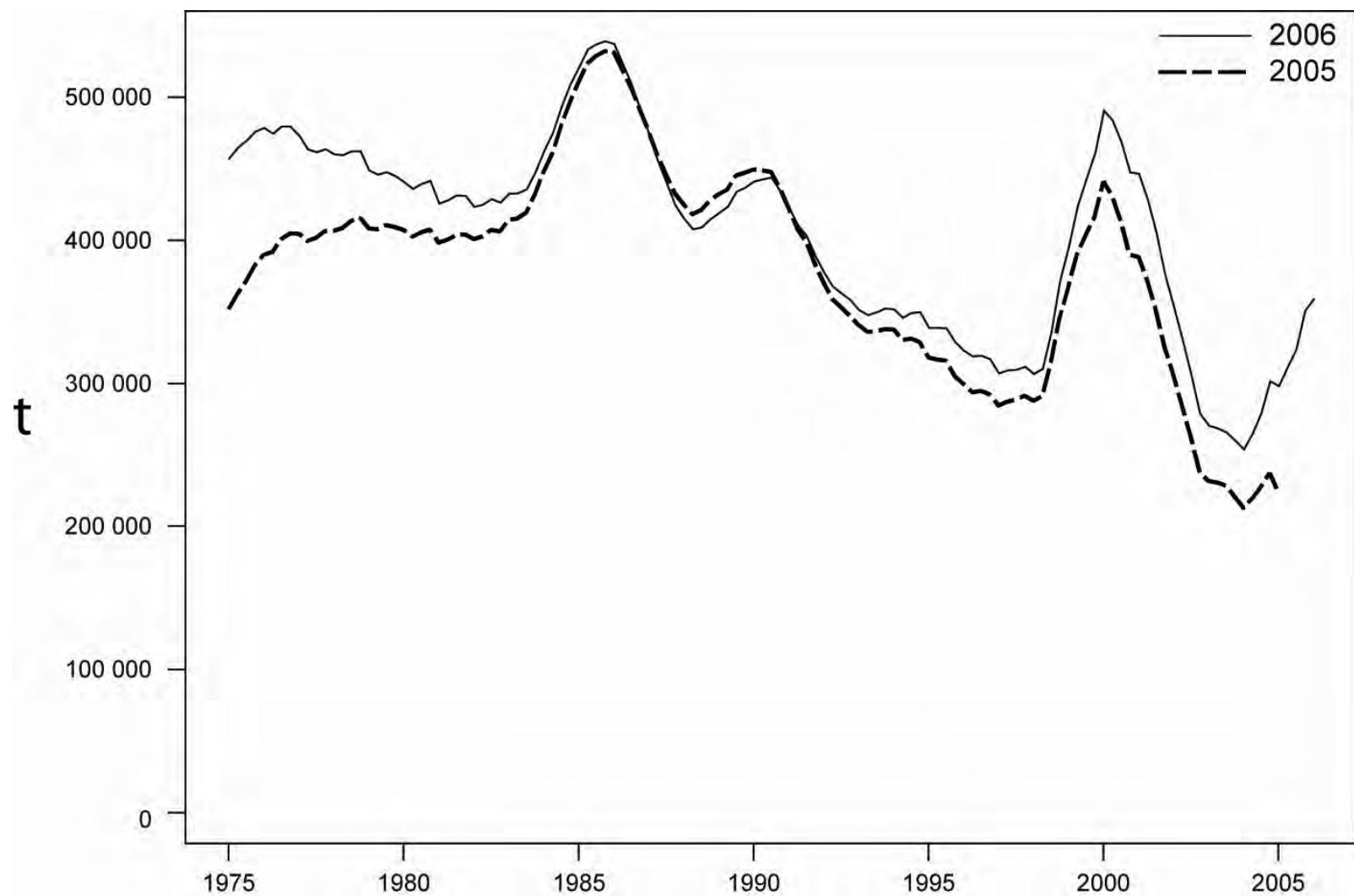
**FIGURE 4.13.** Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and that for “Fisheries 8-9” an average of Fisheries 8 and 9. The dashed horizontal line (at about 63.3 kg) identifies the critical 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.



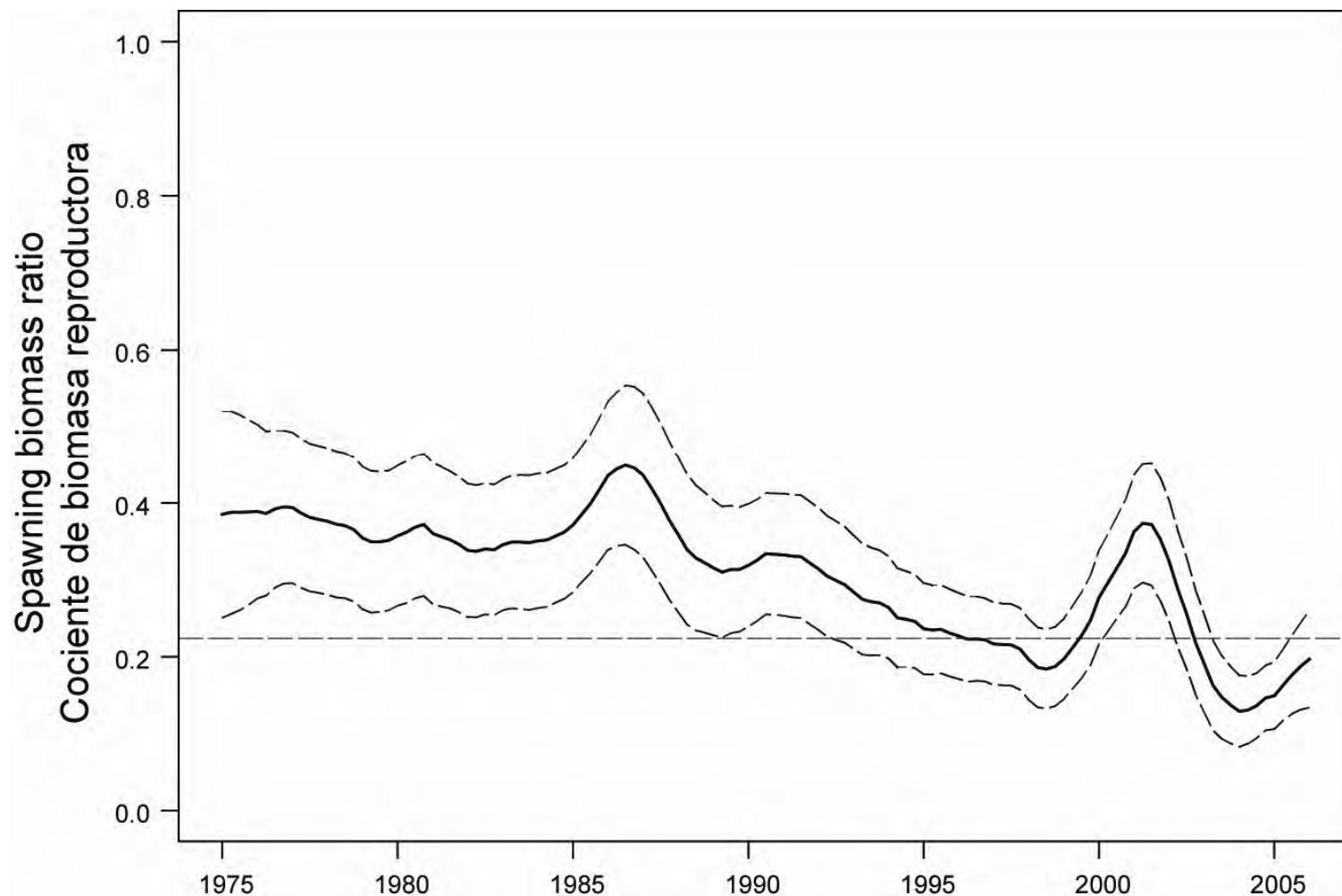
**FIGURE 4.14.** Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The crosses represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006), and the circles represent the prior. The shaded area indicates the range of lengths estimated to be covered by two standard deviations of the length at age.

**FIGURA 4.14.** Talla media estimada por edad del atún patudo en el OPO (línea sólida sin círculos). Las cruces representan los datos de edad-talla de otolitos de Schaefer y Fuller (2006), y los círculos representan la distribución previa. El área sombreada indica el rango de tallas que se estima ser abarcado por dos desviaciones estándar de la talla por edad.



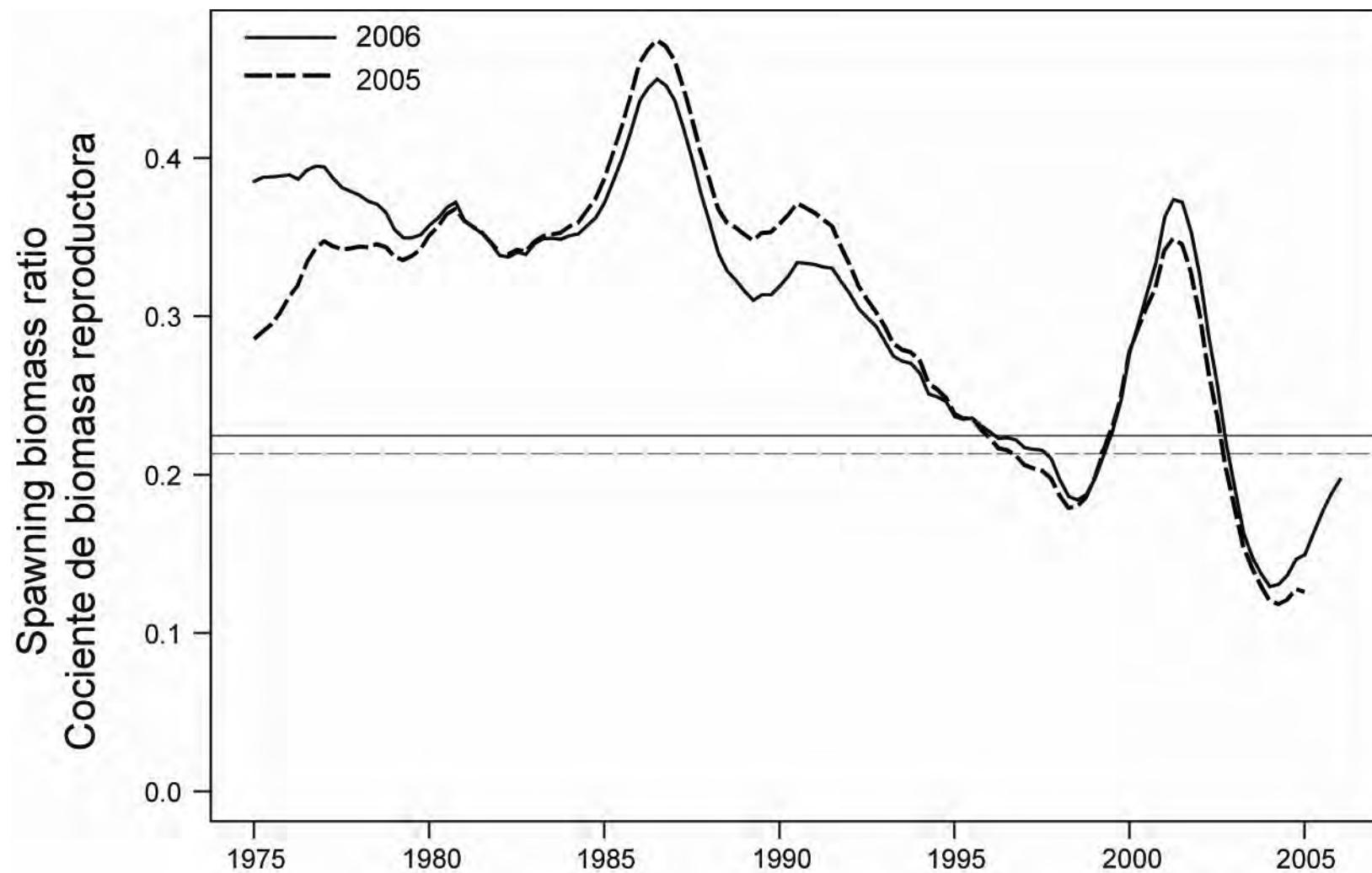
**FIGURE 4.15.** Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna from the most recent previous assessment (fish of age 4 quarters and older) and the current assessment (fish of age 3 quarters and older).  $t$  = metric tons.

**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.



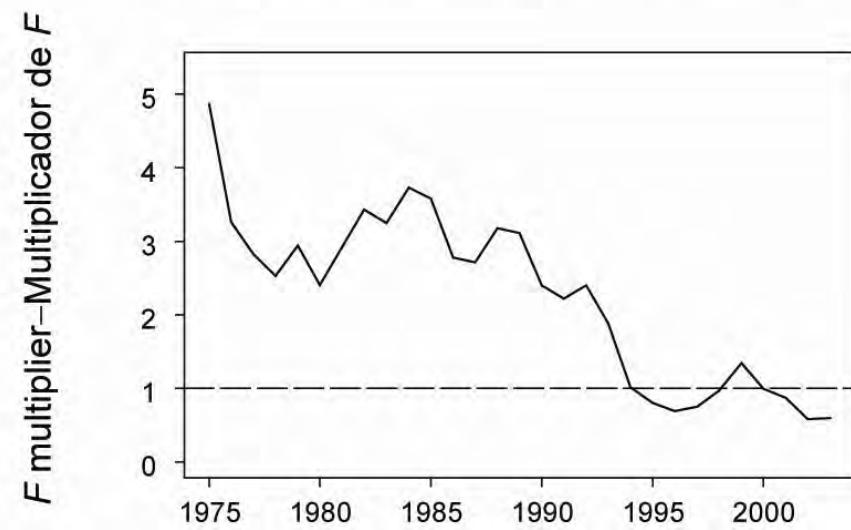
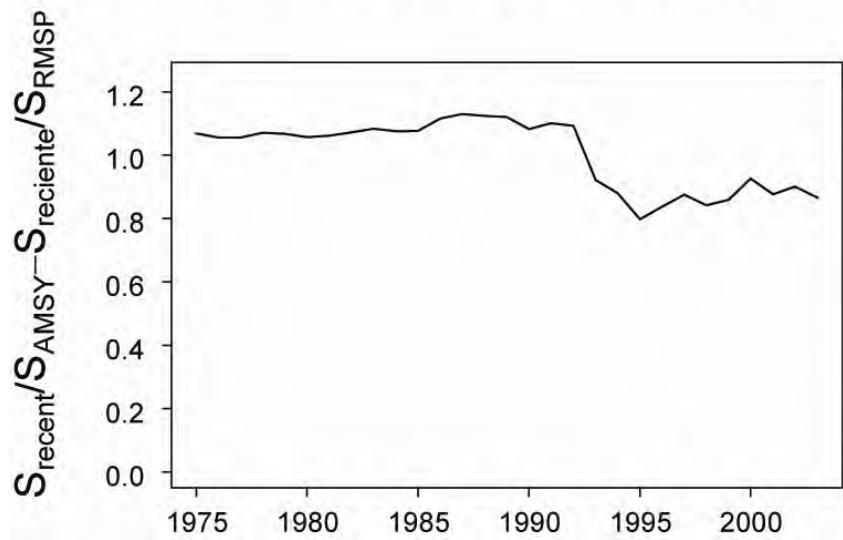
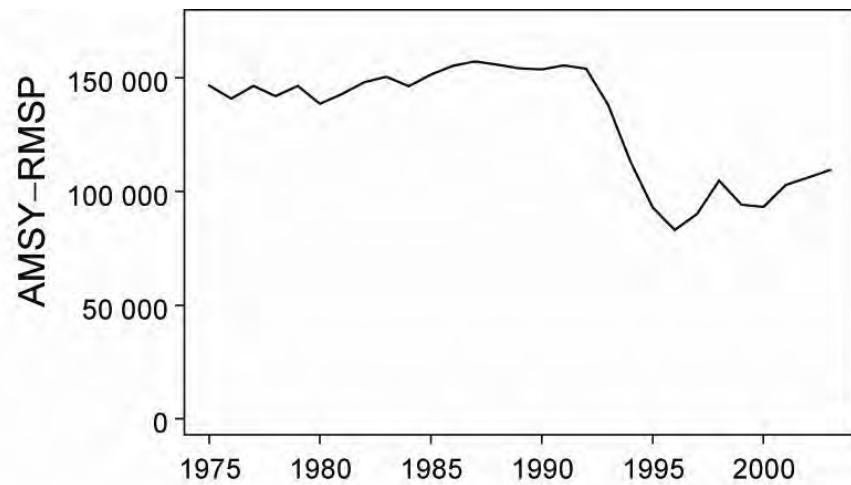
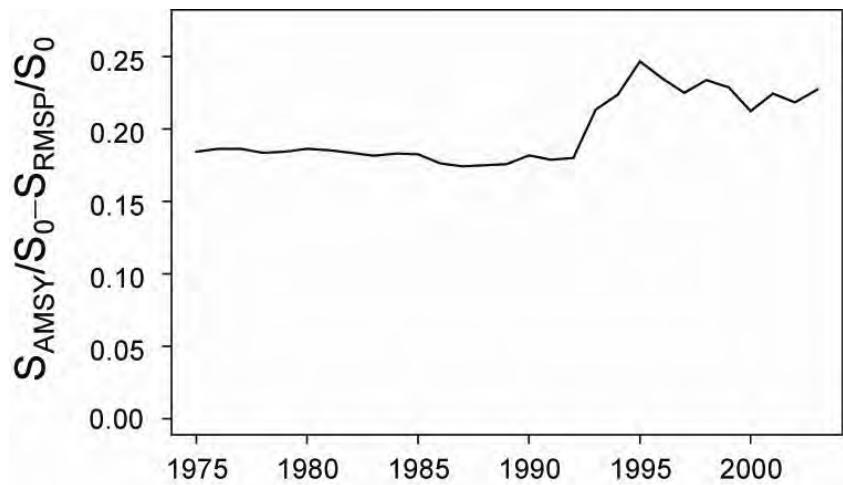
**FIGURE 5.1a.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.22) identifies the SBR at AMSY. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) 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 0,22) 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.



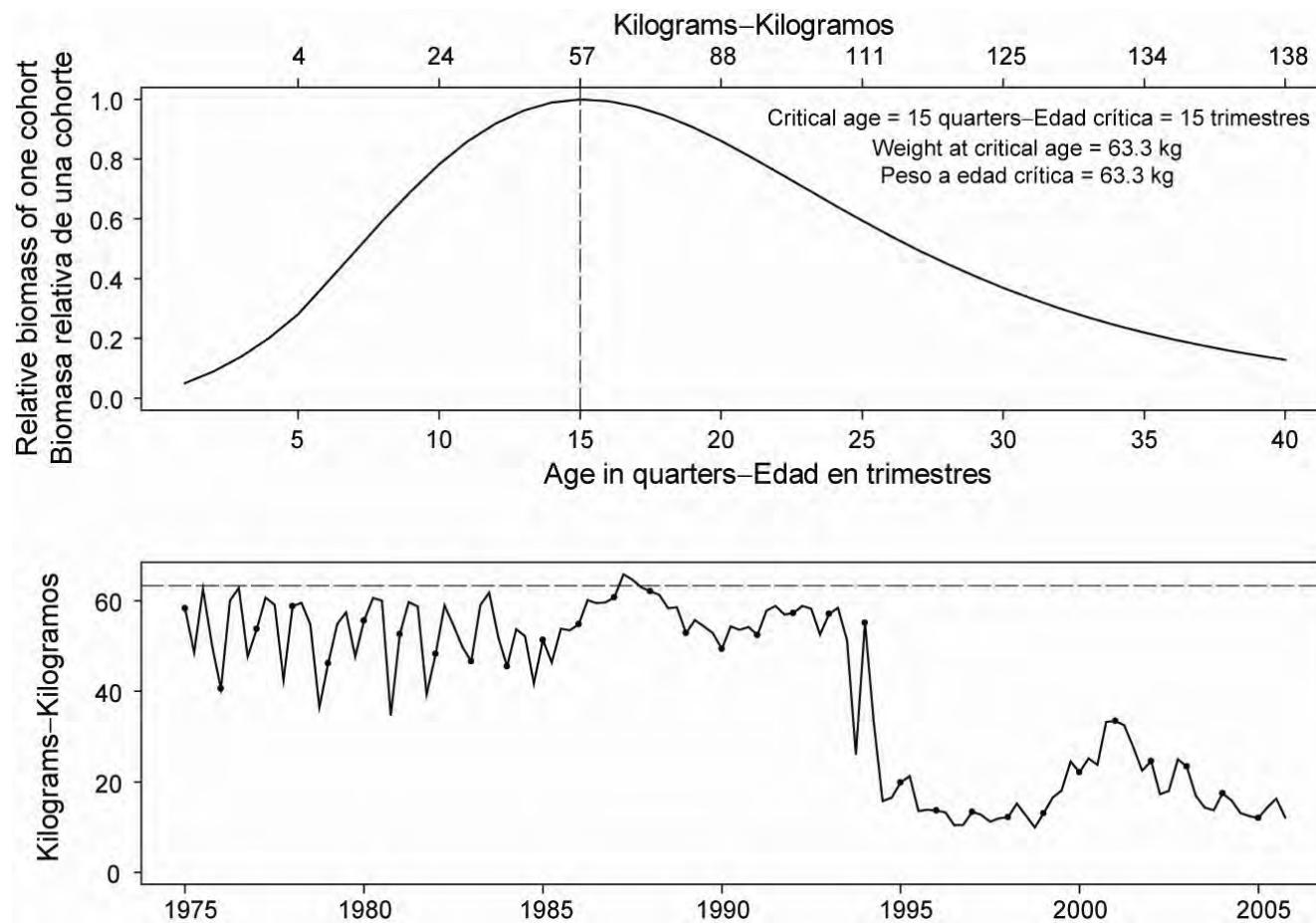
**FIGURE 5.1b.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the current assessment and the most recent previous assessment. The horizontal lines (at about 0.22 and 0.21) indicate the SBRs at AMSY.

**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 0,22 y 0,21) identifican el SBR en RMSP.



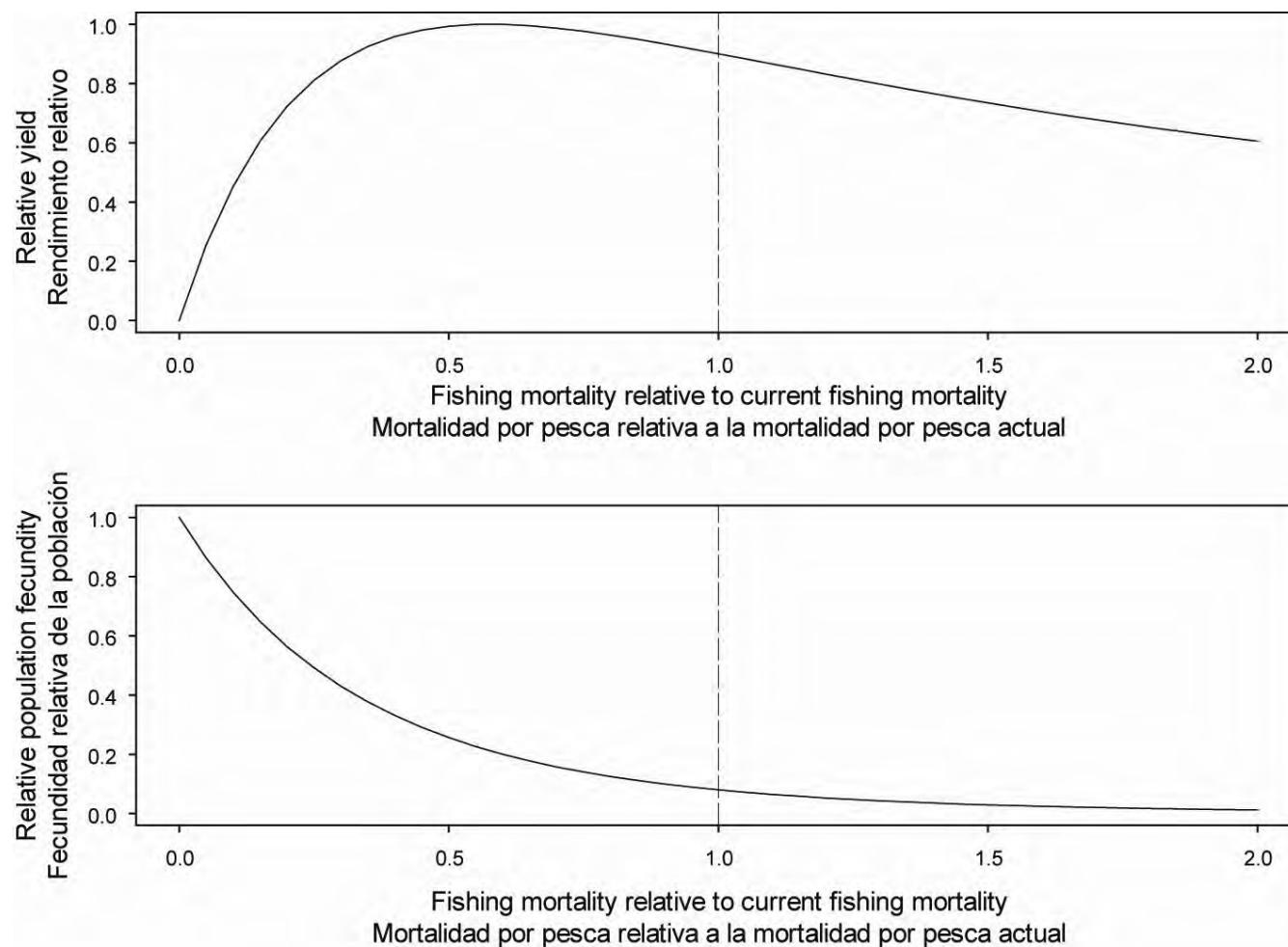
**FIGURE 5.1c.** Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. ( $S_{reciente}$  is the spawning biomass at the beginning of 2006.)

**FIGURA 5.1c.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ( $S_{reciente}$  es la biomasa reproductora al principio de 2006.)



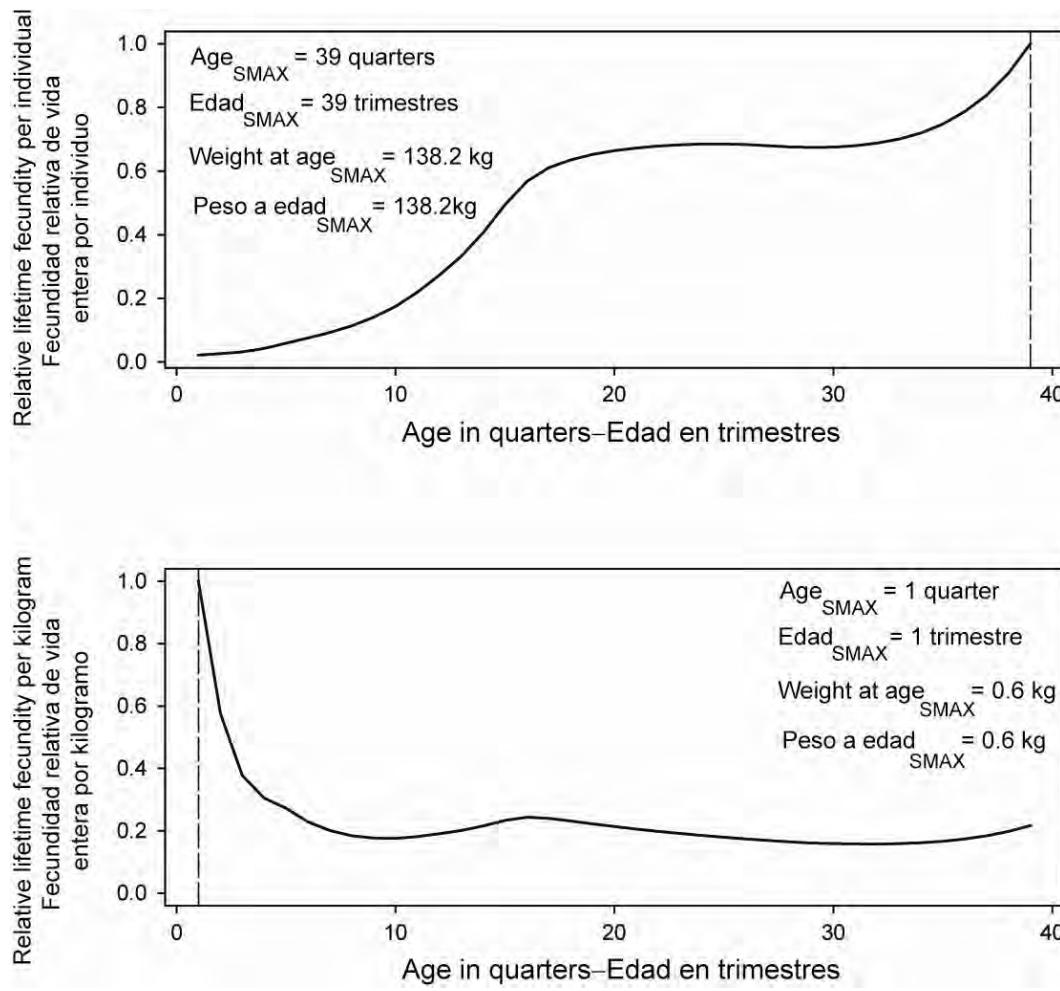
**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort, and identifies the critical age and critical weight (Section 5), and the lower panel shows the average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



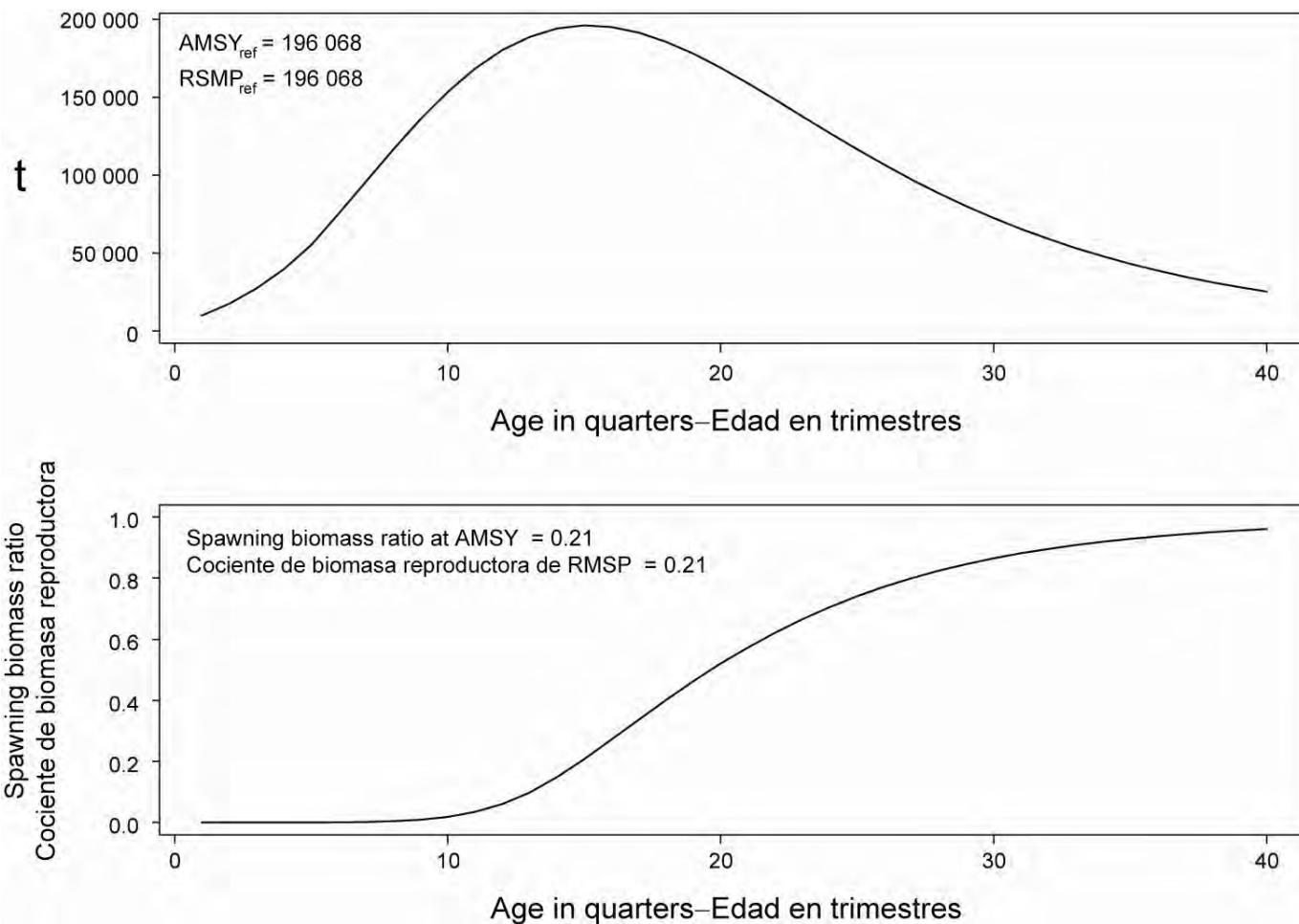
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2003 and 2004. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and 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 2003 y 2004. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



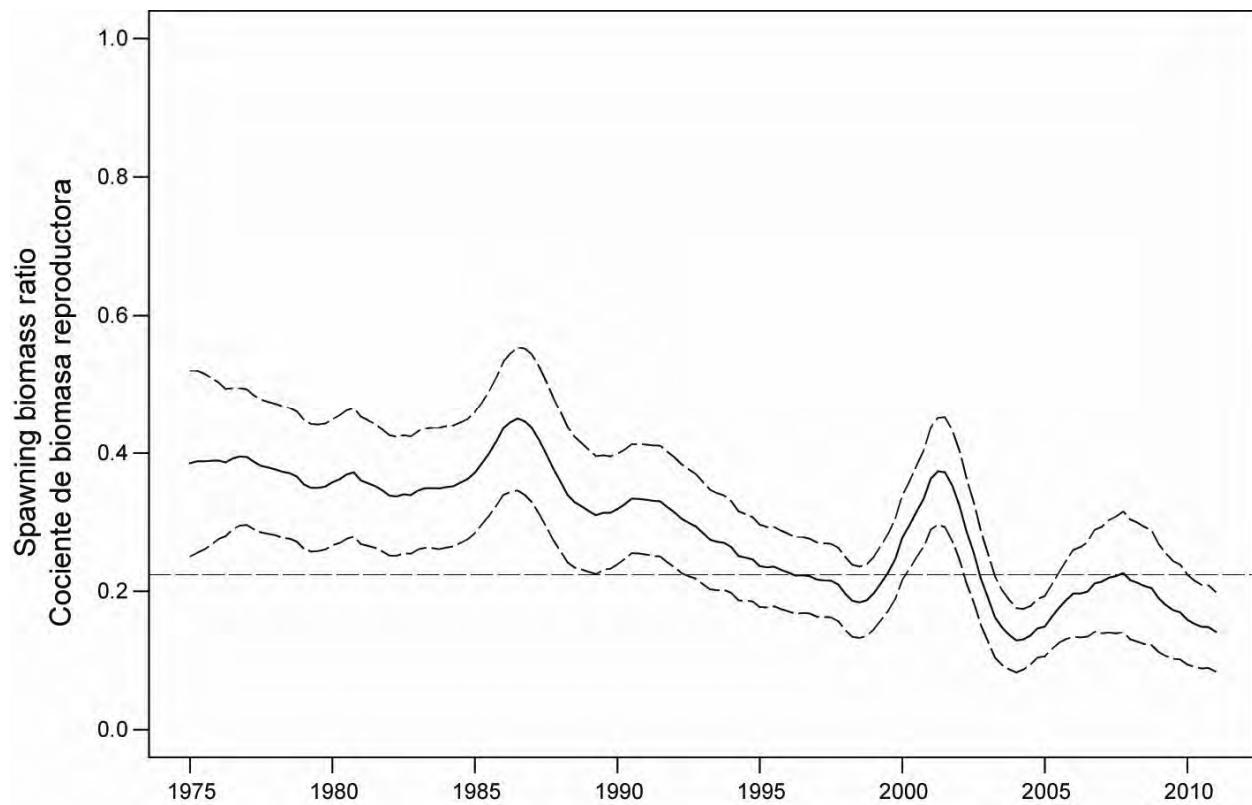
**FIGURE 5.4.** Marginal relative lifetime reproductive potential of bigeye tuna at age, based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). It was assumed, for these calculations, that the quarterly fishing mortalities equaled the average quarterly fishing mortalities for 2003-2004. The vertical 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 2003-2004. Las líneas verticales representan la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo.



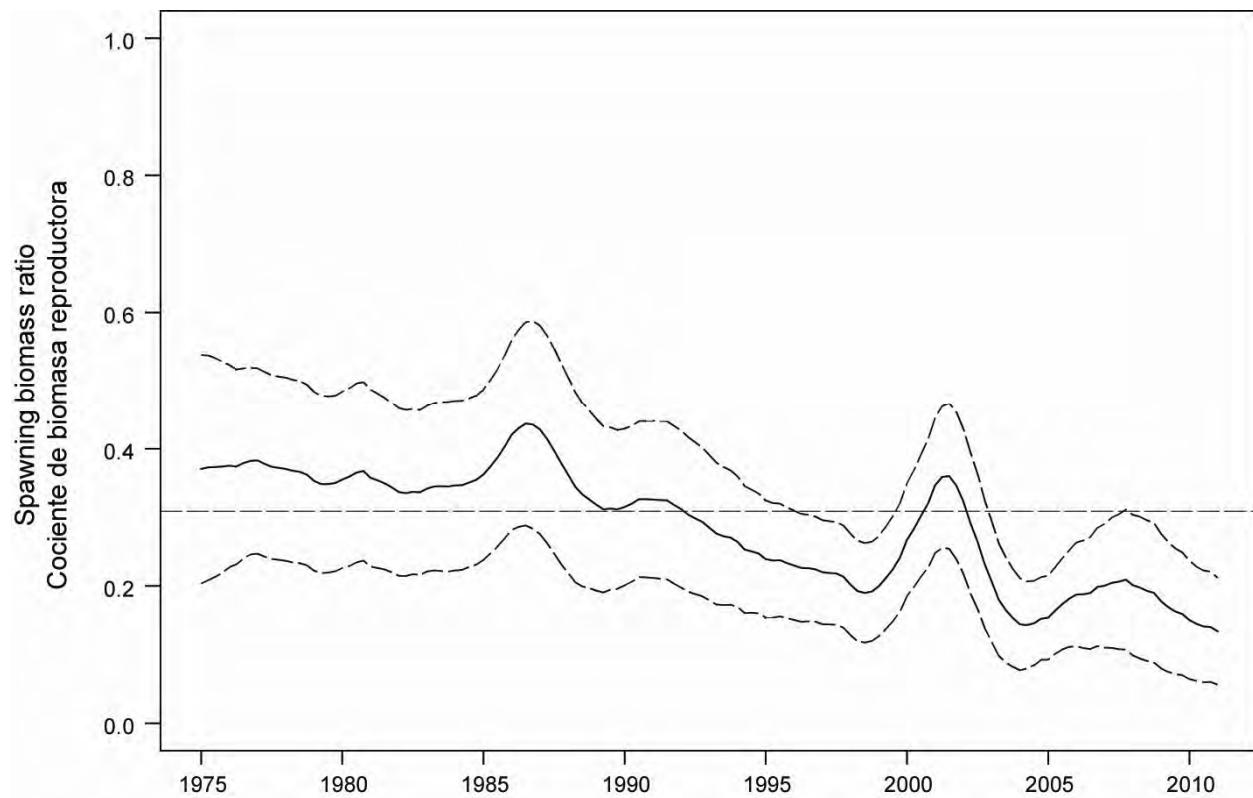
**FIGURE 5.5.** Yield of bigeye tuna calculated when catching only individuals at a single age (upper panel), and the associated spawning biomass ratio (lower panel).  $t$  = metric tons.

**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 metricas.



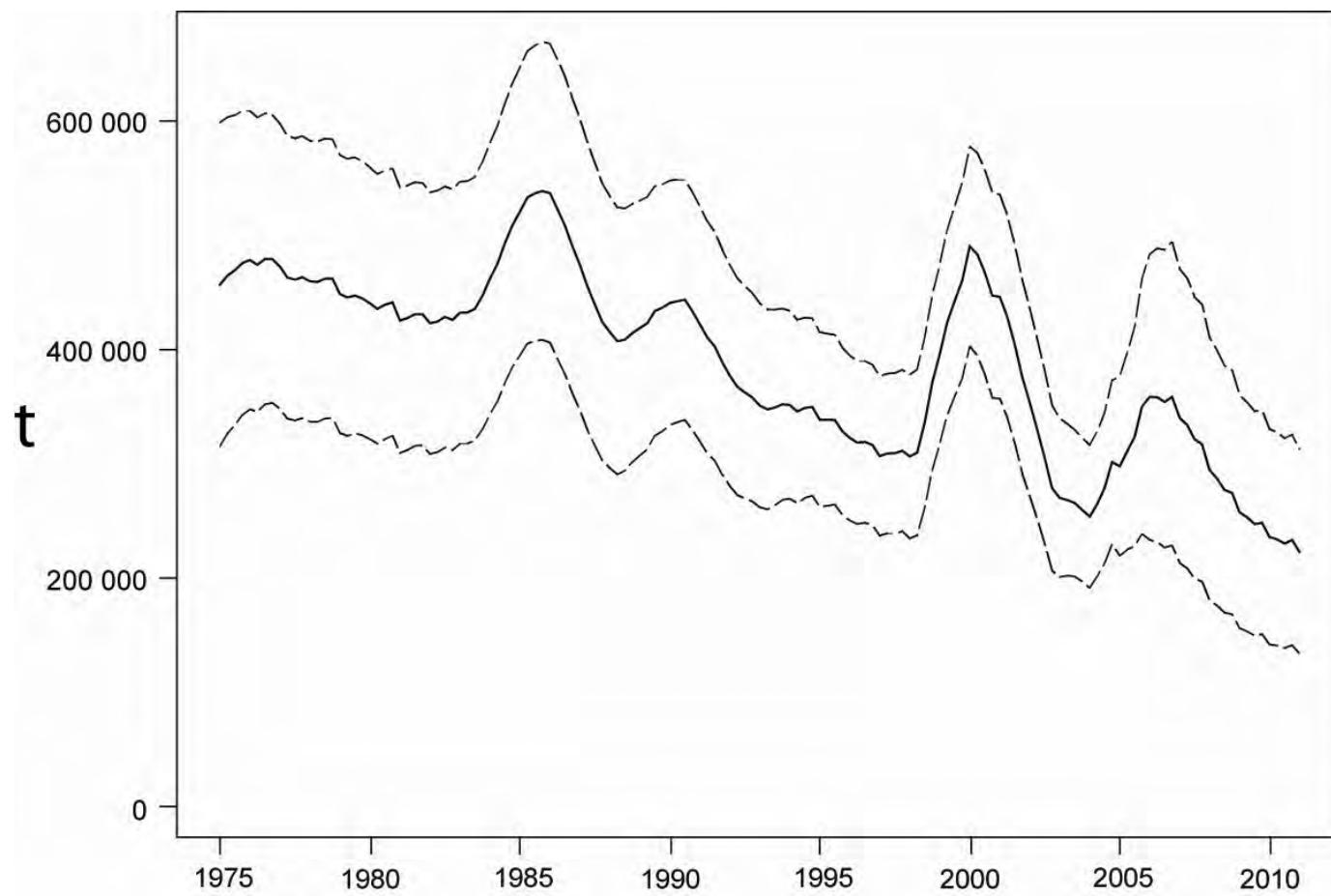
**FIGURE 6.1a.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.22) identifies the SBR at AMSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates and the thin dashed lines the 95% confidence intervals around these estimates. The estimates after 2006 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if effort continues at the average of that observed in 2005.

**FIGURA 6.1a.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.22) 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 2006 (el punto grande) señalan el SBR predicho si el esfuerzo continúa en el nivel observado en 2005.



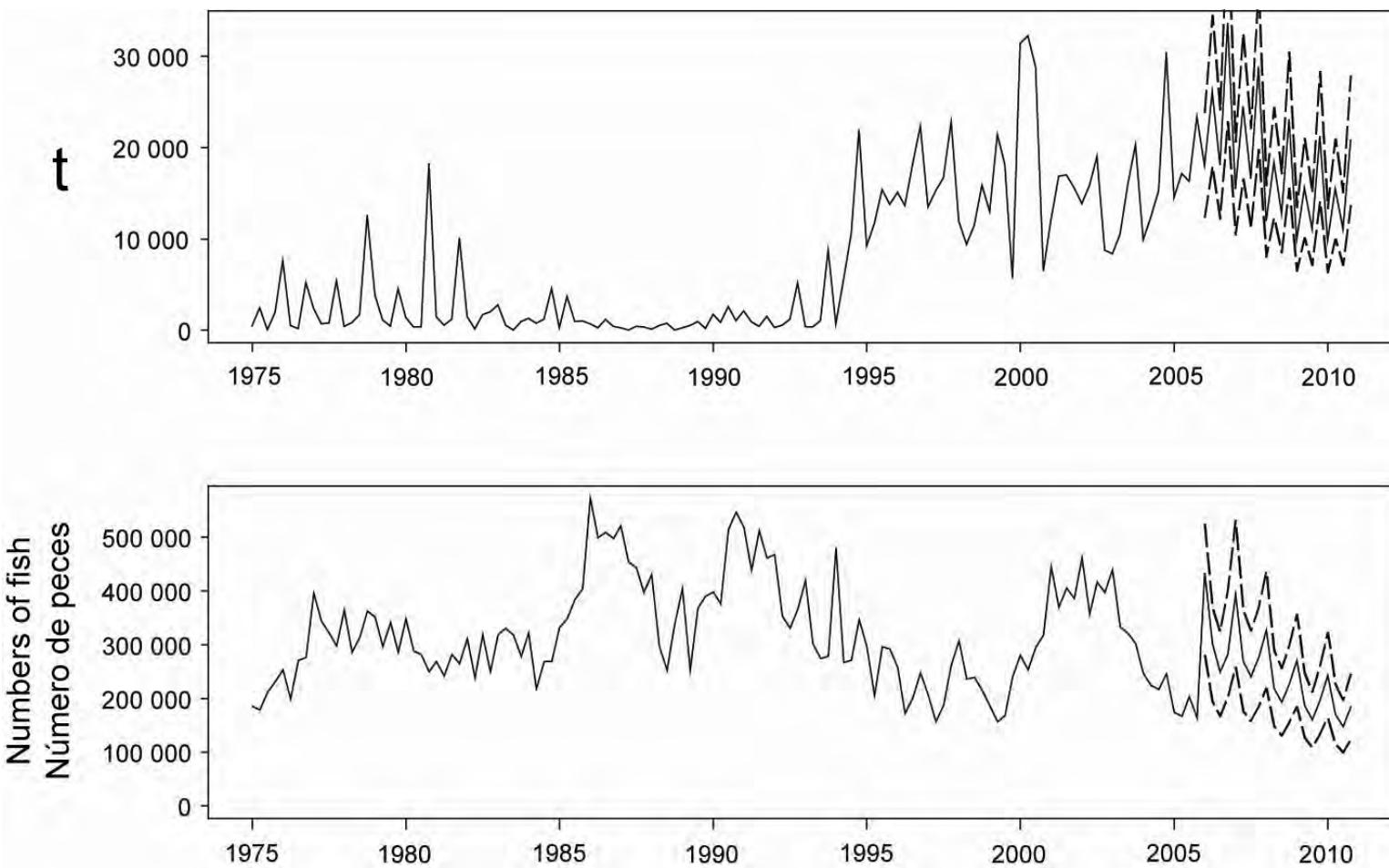
**FIGURE 6.1b.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.31) identifies the SBR at AMSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates and the thin dashed lines the 95% confidence intervals around these estimates. The estimates after 2006 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if effort continues at the average of that observed in 2005.

**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 0,31) 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 2006 (el punto grande) señalan el SBR predicho si el esfuerzo continúa en el nivel observado en 2005.



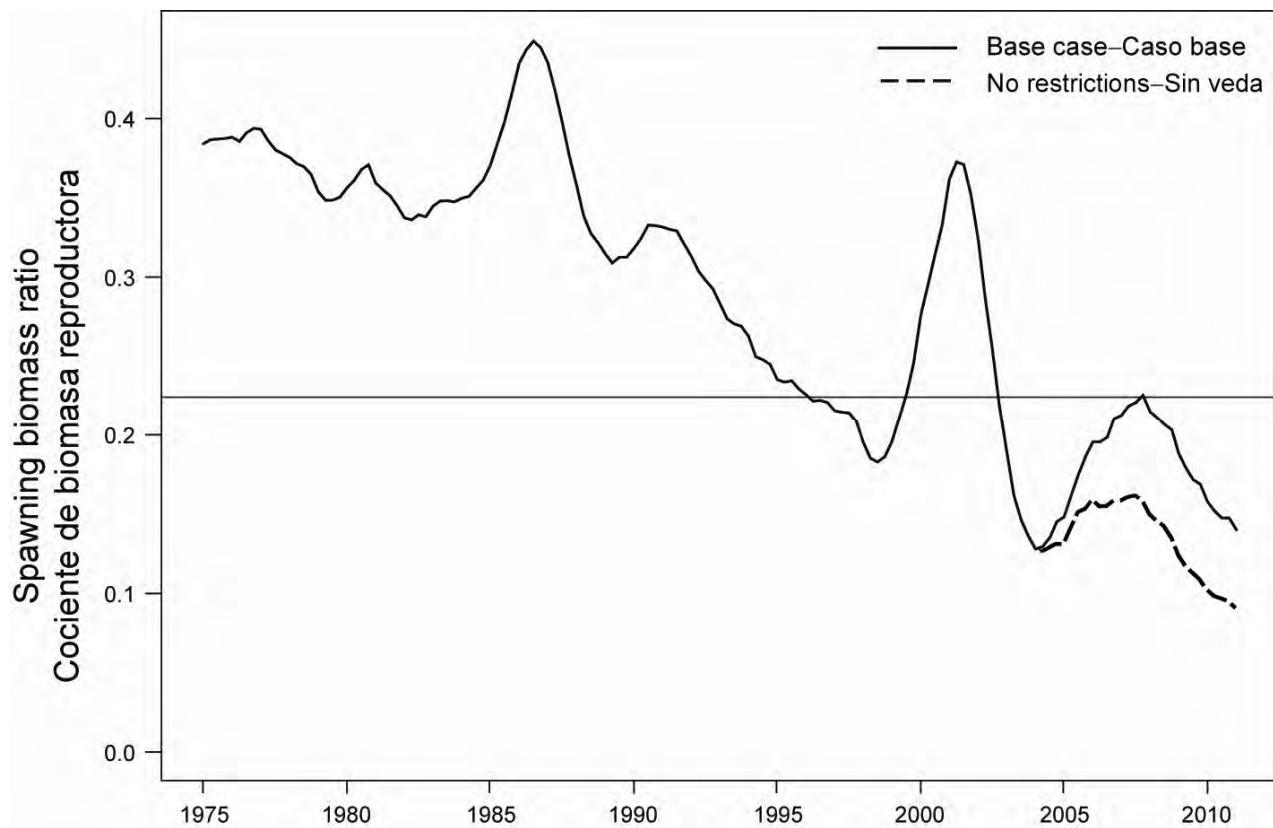
**FIGURE 6.2.** Estimated biomass of bigeye tuna of age three quarters and older, including projections for 2006-2010 with effort for 2005. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95% confidence intervals, and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2006.  $t$  = metric tons.

**FIGURE 6.2.** Biomasa estimada de atún patudo de tres trimestres o más de edad, incluyendo proyecciones para 2006-2010 con el esfuerzo de 2005. 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 2006.  $t$  = toneladas métricas.



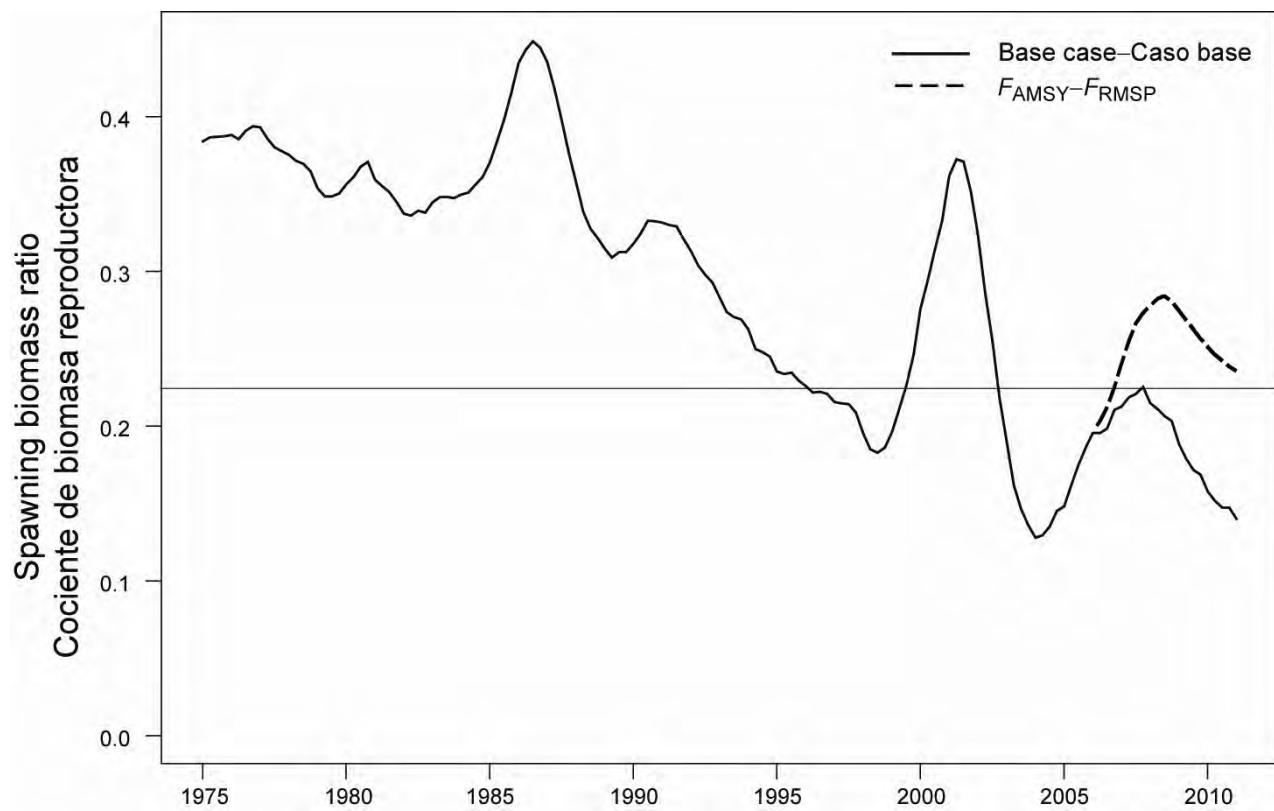
**FIGURE 6.3.** Predicted quarterly catches of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (upper panel) and longline fisheries (lower panel), based on effort for 2005. The predictions were undertaken using the maximum likelihood profile. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals 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 2005. 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 2005 and average catchability for 2003 and 2004 (“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”) for the years 2004 and later. The horizontal line indicates the  $SBR_{AMSY}$  (0.22).

**FIGURA 6.4.** Estimaciones de verosimilitud máxima de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) proyectados de atún patudo, con el esfuerzo de 2005 y la capturabilidad media de 2003 y 2004 (“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”) para los años 2004 y posteriores. La línea horizontal indica el  $SBR_{RMSP}$  (0,22).



**FIGURE 6.5.** Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2006-2010 for bigeye tuna in the EPO when fishing at  $F_{\text{AMSY}}$ , compared to the base case. The horizontal line indicates the  $SBR_{\text{AMSY}}$  (0.22).

**FIGURA 6.5.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2006-2010 para el atún patudo en el OPO con la pesca al nivel de  $F_{\text{RMSP}}$ , en comparación con el caso base. La línea horizontal señala el  $SBR_{\text{RMSP}}$  (0,22).

**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; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = 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 = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objeto flotante; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1980-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
2	PS	OBJ	1993-2005	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	OBJ	1993-2005	7, 9	
4	PS	OBJ	1993-2005	5-6, 13	
5	PS	OBJ	1993-2005	1-4, 8, 10	
6	PS LP	NOA DEL	1980-1989	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
7	PS LP	NOA DEL	1990-2005	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2005	N of 15°N–N de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
9	LL		1980-2005	S of 15°N–S de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
10	PS	OBJ	1993-2005	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	OBJ	1993-2005	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	OBJ	1993-2005	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	OBJ	1993-2005	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 2004 to 2005.

**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 2004 a 2005.

Quarter	Fishery 2	Fishery 3	Fishery 4	Fishery 5
Trimestre	Pesquería 2	Pesquería 3	Pesquería 4	Pesquería 5
1	-5%	355%	778%	-42%
2	-46%	145%	12%	112%
3	-39%	110%	741%	59%
4	15%	96%	464%	102%

**TABLE 4.2.** Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass (metric tons) in the EPO.

**TABLA 4.2.** Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (miles de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al inicio del año), y biomasa de peces reproductores (toneladas métricas) en el OPO.

Year Año	Total recruitment Reclutamiento total	Biomass of age-3 quarter+ fish Biomasa de peces de edad 3+ trimestres	Spawning biomass Biomasa de peces reproductores
1975	10,867	456,710	929
1976	9,164	478,115	939
1977	15,710	472,604	951
1978	8,837	459,585	908
1979	9,415	448,351	856
1980	13,525	440,245	862
1981	9,454	425,297	870
1982	13,322	422,874	816
1983	18,427	432,133	834
1984	9,947	461,788	846
1985	8,150	520,664	896
1986	9,404	536,653	1,052
1987	13,193	473,891	1,053
1988	13,440	414,900	867
1989	9,019	418,616	762
1990	9,013	440,644	770
1991	8,842	422,338	802
1992	12,082	377,255	758
1993	11,044	351,076	686
1994	19,792	351,491	637
1995	16,027	338,443	571
1996	25,869	322,607	548
1997	24,772	306,731	523
1998	34,909	306,301	474
1999	10,177	395,710	476
2000	11,661	490,215	669
2001	18,153	446,204	875
2002	24,585	353,460	784
2003	14,408	270,130	461
2004	27,662	253,766	312
2005	23,165	297,833	360
2006		358,408	475

**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	46.46	2.56	23	168.48	106.98
4	55.29	4.23	24	170.53	110.81
5	64.13	6.5	25	172.36	114.3
6	73.93	9.82	26	173.99	117.45
7	83.14	13.8	27	175.43	120.3
8	92.01	18.51	28	176.71	122.87
9	100.45	23.88	29	177.85	125.17
10	108.46	29.83	30	178.86	127.24
11	115.95	36.2	31	179.75	129.09
12	122.88	42.84	32	180.54	130.73
13	129.31	49.67	33	181.23	132.2
14	135.22	56.54	34	181.85	133.51
15	140.59	63.3	35	182.39	134.67
16	145.47	69.88	36	182.87	135.7
17	149.89	76.21	37	183.3	136.62
18	153.88	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	138.92

**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 2003 and 2004.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the beginning of 2006 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 2005. TWN = Chinese Taipei.

**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 2003 y 2004. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de fish de edad 1+ años al principio de 2006 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresan en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2005. TWN = Taipei Chino.

Base case Caso base	Steepness Inclinación	$L_{\text{inf}}$ (cm)		TWN length-frequency
	0.75	171.5	201.5	Frecuencia de talla TWN
AMSY—RMSP	106,722	102,263	140,329	107,812
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	326,329	503,221	458,837	320,374
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	541	956	905	480
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.30	0.36	0.28	0.32
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.22	0.31	0.21	0.25
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.00	1.06	0.77	0.99
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.10	0.78	1.74	0.78
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.88	0.61	1.68	0.53
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.68	0.51	1.44	0.41
				0.65

**TABLE 5.2.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna based on alternative years used to calculate age-specific fishing mortality.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the beginning of 2006 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 2005.

**TABLA 5.2.** Estimaciones del RMSP y sus valores asociados para atún patudo basadas en distintos años usados para calcular la mortalidad por pesca por edad. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de peces de edad 1+ años al principio de 2006 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 2005.

	<b><math>F</math> 2003 and 2004 (Base case)</b>	<b><math>F</math> 2002 and 2003</b>	<b><math>F</math> 2004 and 2005</b>
	<b><math>F</math> 2003 y 2004 (Caso base)</b>	<b><math>F</math> 2002 y 2003</b>	<b><math>F</math> 2004 y 2005</b>
AMSY (t)—RMSP (t)	106,722	107,710	98,665
$B_{\text{AMSY}} (t)—B_{\text{RMSP}} (t)$	326,329	326,197	314,958
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	541	538	531
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.30	0.30	0.29
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.22	0.22	0.22
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.00	0.99	1.08
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.10	1.10	1.14
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.88	0.88	0.89
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.68	0.59	0.86

**TABLE 5.3.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY and  $B_{AMSY}$  are in metric tons. The  $F$  multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY based on the average fishing mortality over 2003 and 2004. “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero. “scaled” means that only that gear is scaled and the other gears are left at their current fishing mortality rates.

**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 años 2003 y 2004. “solamente” significa que se usa solamente esa arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero. “escalado” significa que se escala solamente esa arte, y se dejan las demás artes con sus tasas actuales de mortalidad por pesca.

	All gears	Purse-seine only	Longline only	Purse-seine scaled	Longline scaled
	Todas las artes	Cerco solamente	Palangre solamente	Cerco escalado	Palangre escalado
AMSY—RMSP	106,722	62,116	159,174	145,593	104,371
$B_{AMSY}—B_{RMSP}$	326,329	247,230	335,377	495,020	171,896
$S_{AMSY}—S_{RMSP}$	541	436	415	852	177
$B_{AMSY}/B_0—B_{RMSP}/B_0$	0.30	0.23	0.31	0.46	0.16
$S_{AMSY}/S_0—S_{RMSP}/S_0$	0.22	0.18	0.17	0.35	0.07
$F$ multiplier—					
Multiplicador de $F$	0.68	1.53	2.20	0.00	1.86

**TABLE 5.4.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is a stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75, that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY and  $B_{AMSY}$  are in metric tons. The  $F$  multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY based on the average fishing mortality over 2003 and 2004. “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero. “scaled” means that only that gear is scaled and the other gears are left at their current fishing mortality rates.

**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 años 2003 y 2004. “solamente” significa que se usa solamente esa arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero. “escalado” significa que se escala solamente esa arte, y se dejan las demás artes con sus tasas actuales de mortalidad por pesca.

	All gears	Purse-seine only	Longline only	Purse-seine scaled	Longline scaled
	Todas las artes	Cerco solamente	Palangre solamente	Cerco escalado	Palangre escalado
AMSY—RMSP	102,263	58,804	153,679	150,035	75,979
$B_{AMSY}—B_{RMSP}$	503,221	450,322	527,840	618,353	279,681
$S_{AMSY}—S_{RMSP}$	956	891	907	1,132	493
$B_{AMSY}/B_0$					
$B_{RMSP}/B_0$	0.30	0.33	0.38	0.45	0.20
$S_{AMSY}/S_0—S_{RMSP}/S_0$	0.22	0.29	0.29	0.37	0.16
$F$ multiplier—					
Multiplicador de $F$	0.51	1.01	1.31	0.00	0.44

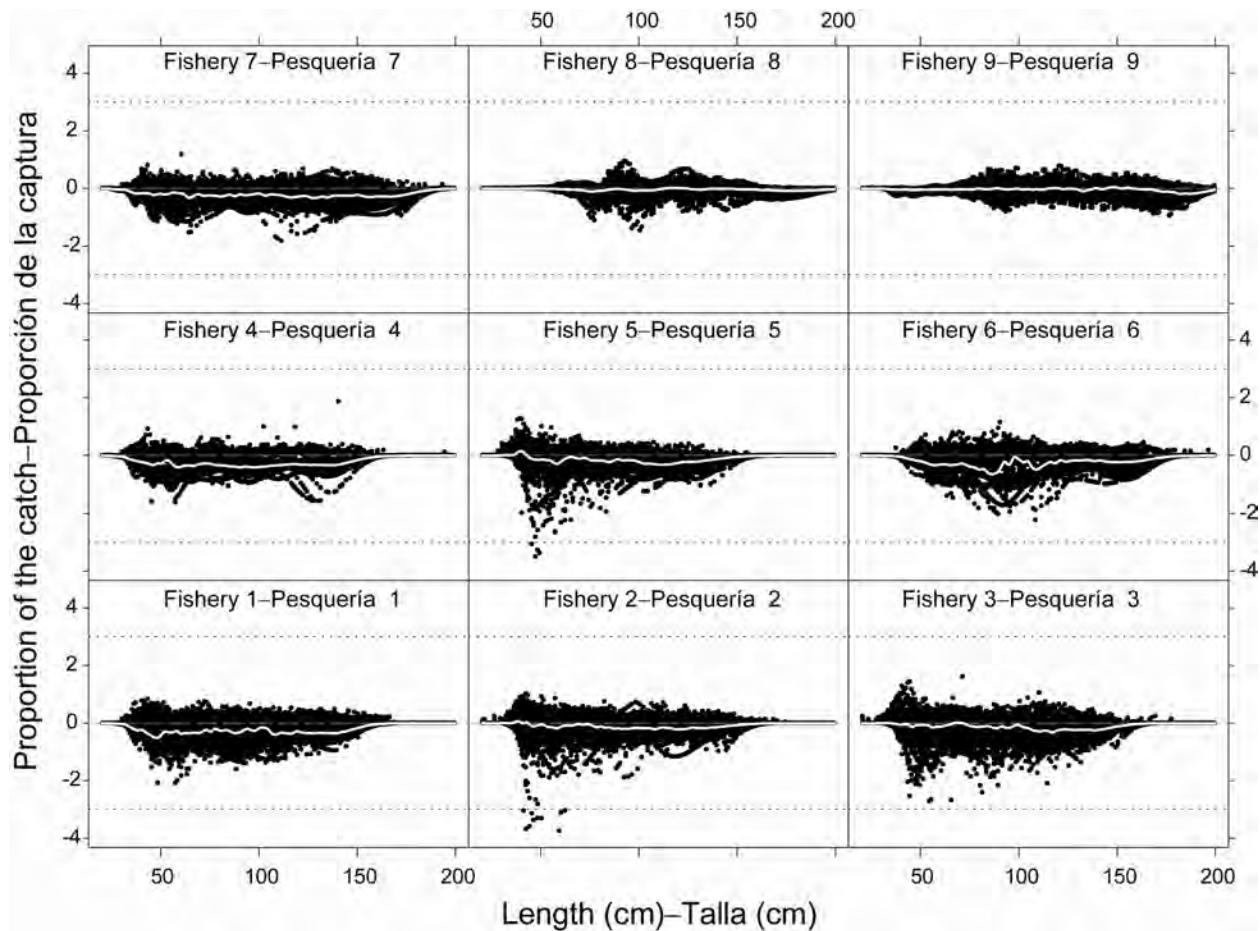
**TABLE 6.1.** SBR from the projections under three different scenarios for future effort.

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

Year	Base case	$h = 0.75$	No restrictions	$F_{AMSY}$
Año	Caso base	$h = 0.75$	Sin restricción	$F_{AMSY}$
2006	0.20	0.19	0.16	0.20
2007	0.21	0.20	0.16	0.24
2008	0.22	0.20	0.15	0.28
2009	0.19	0.18	0.12	0.27
20010	0.16	0.15	0.10	0.25
2011	0.14	0.13	0.09	0.24

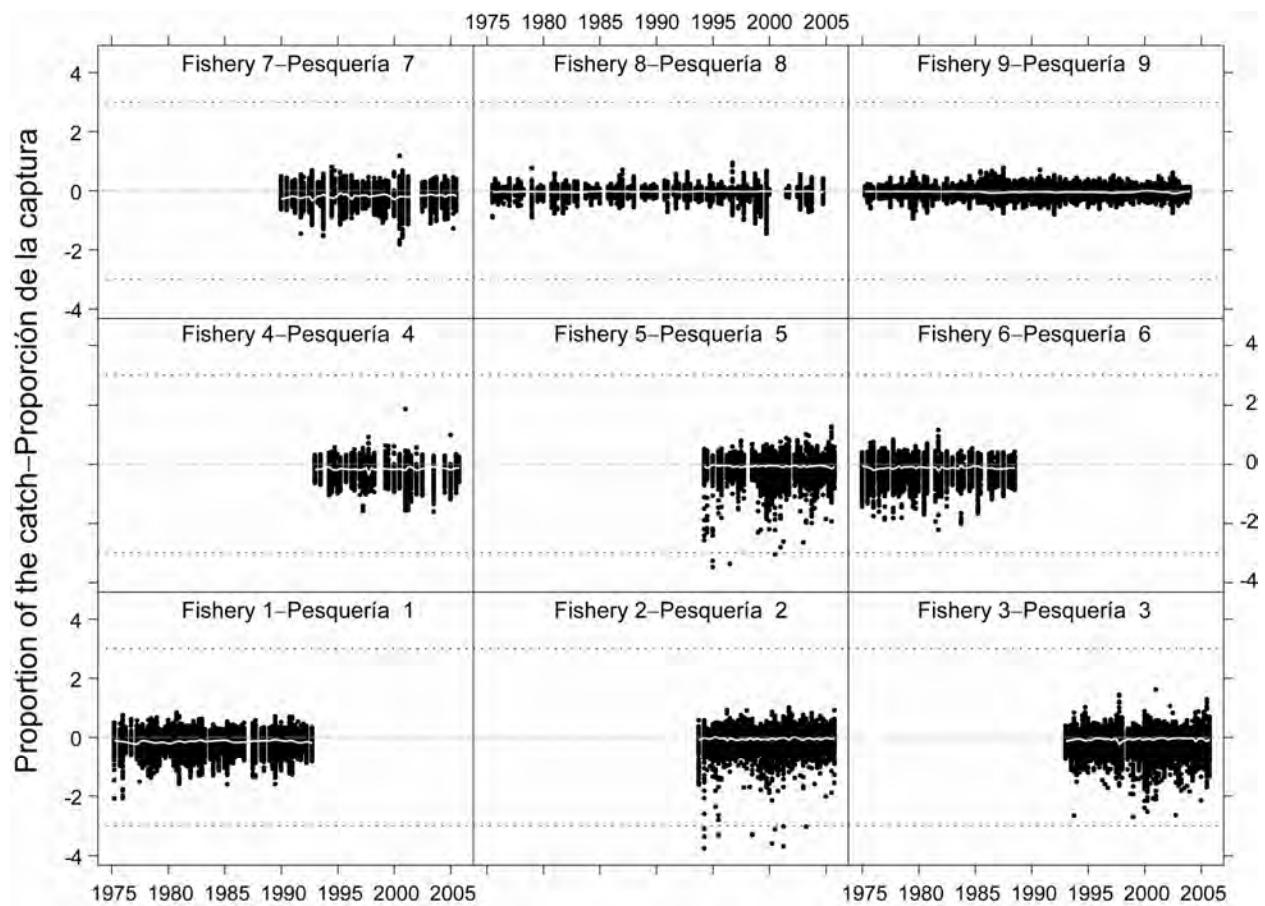
## APPENDIX A: DIAGNOSTICS

### ANEXO A: DIAGNÓSTICOS



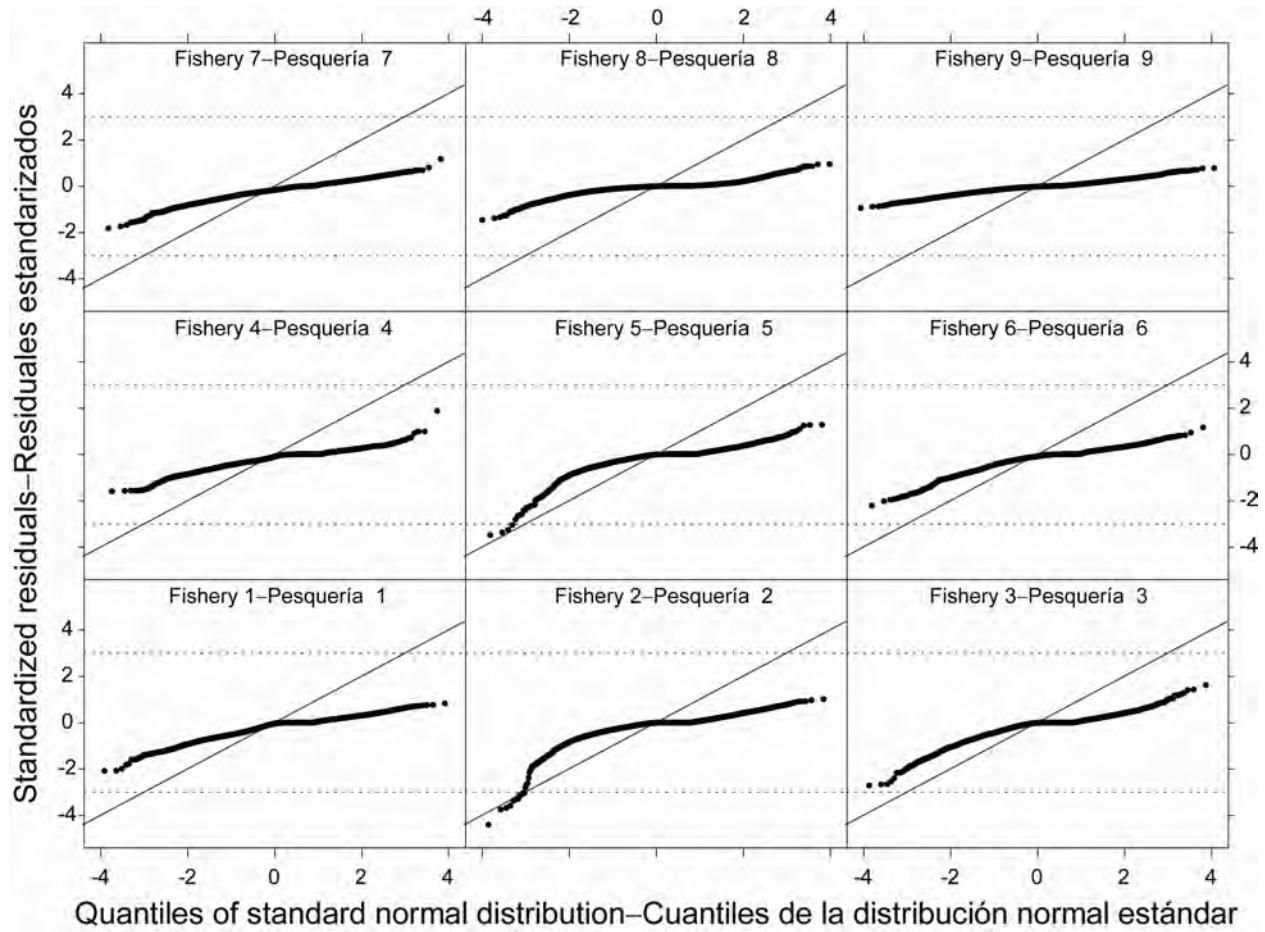
**FIGURE A.1.** Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and length class. The fitted line is a loess smoother. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

**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 a cada lado del promedio.



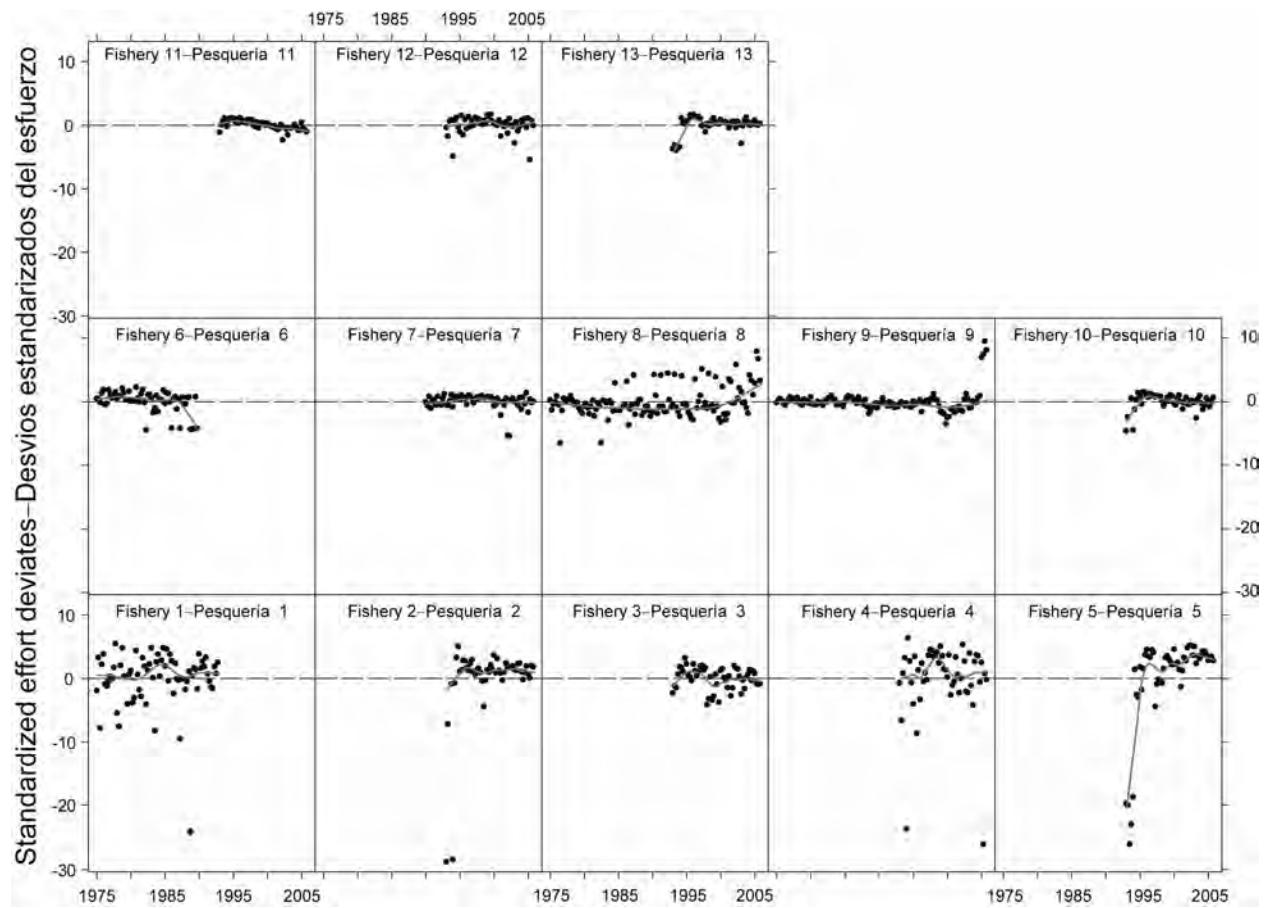
**FIGURE A.2.** Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and year. The fitted line is a loess smoother. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

**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 a cada lado del promedio.



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

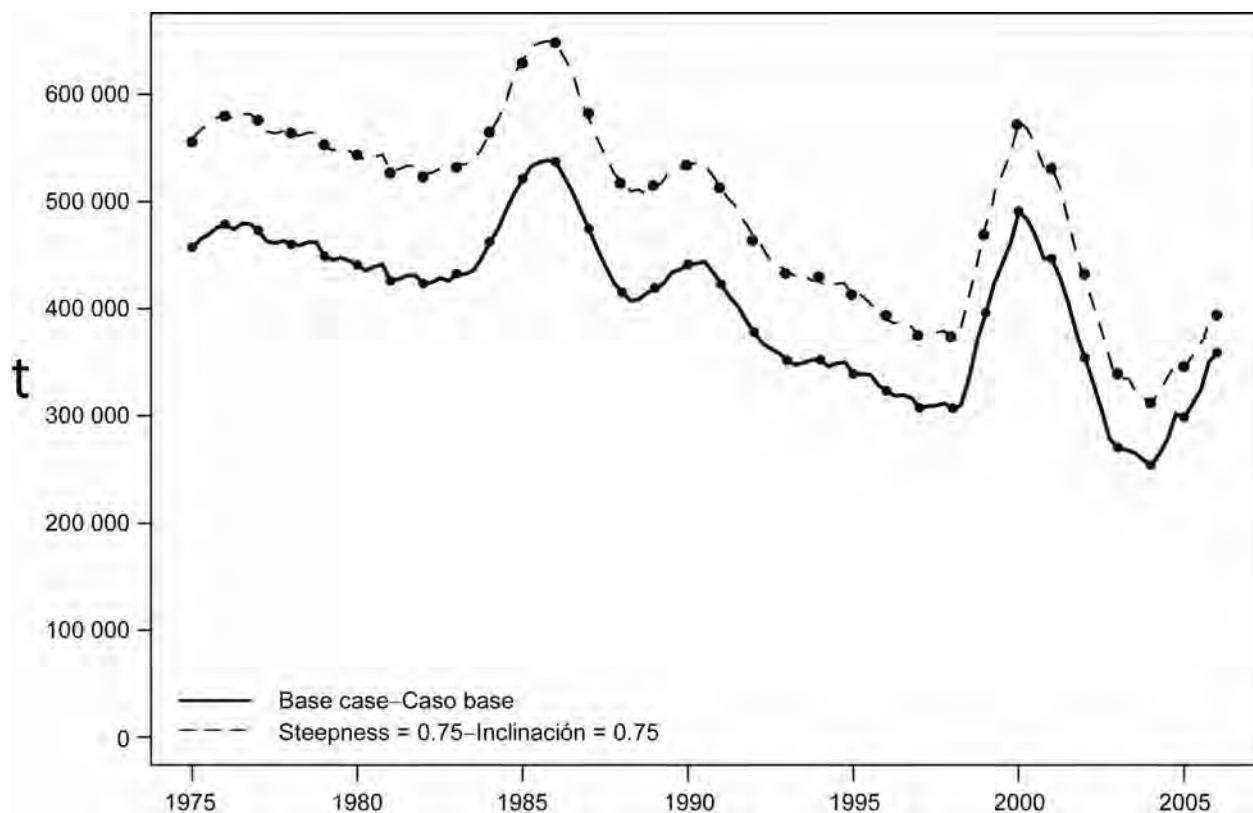
**FIGURA A.3.** Gráficos Q-Q de los residuales de los ajustes a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuales siguiendo distribuciones normales. Las líneas horizontales con puntos representan tres desviaciones estándar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



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

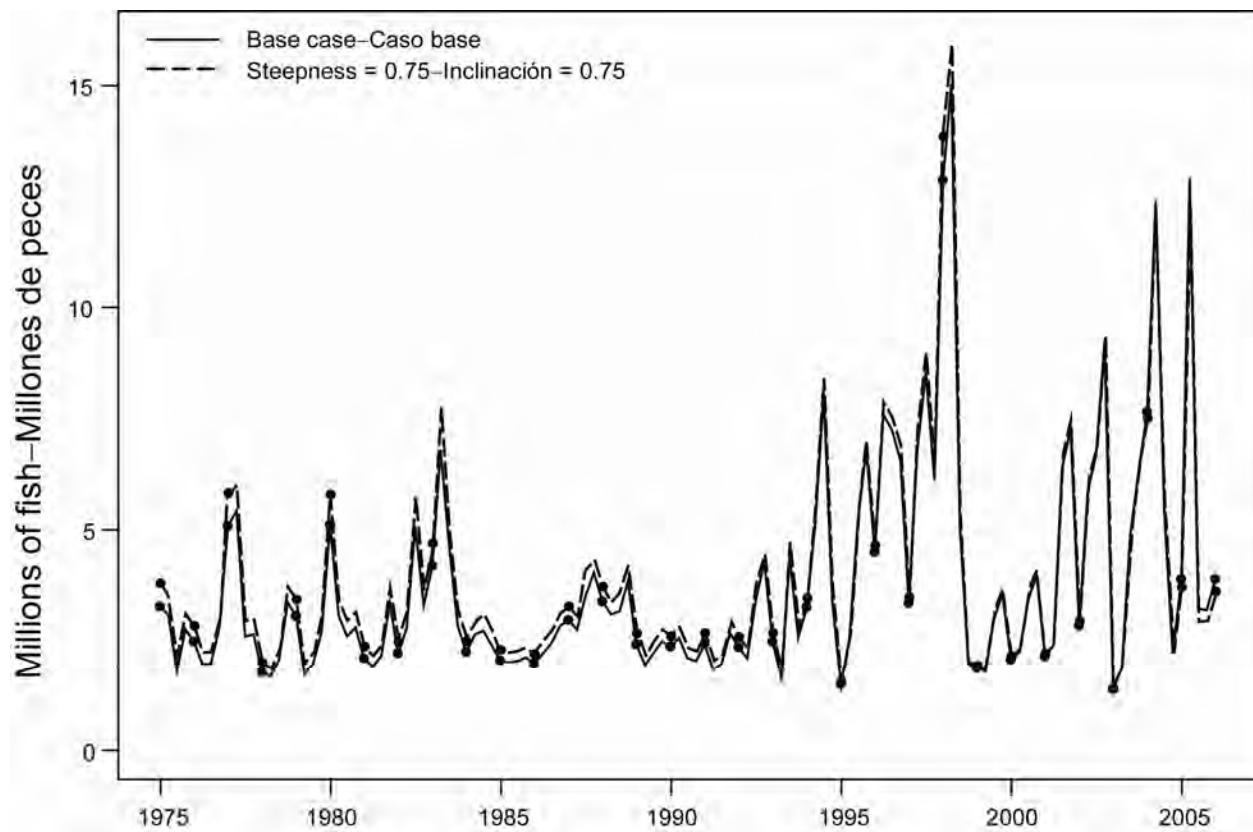
**FIGURA A.4.** Desvíos estandarizados del esfuerzo de atún patudo, por pesquería y trimestre. La línea ajustada es un suavizador loess.

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



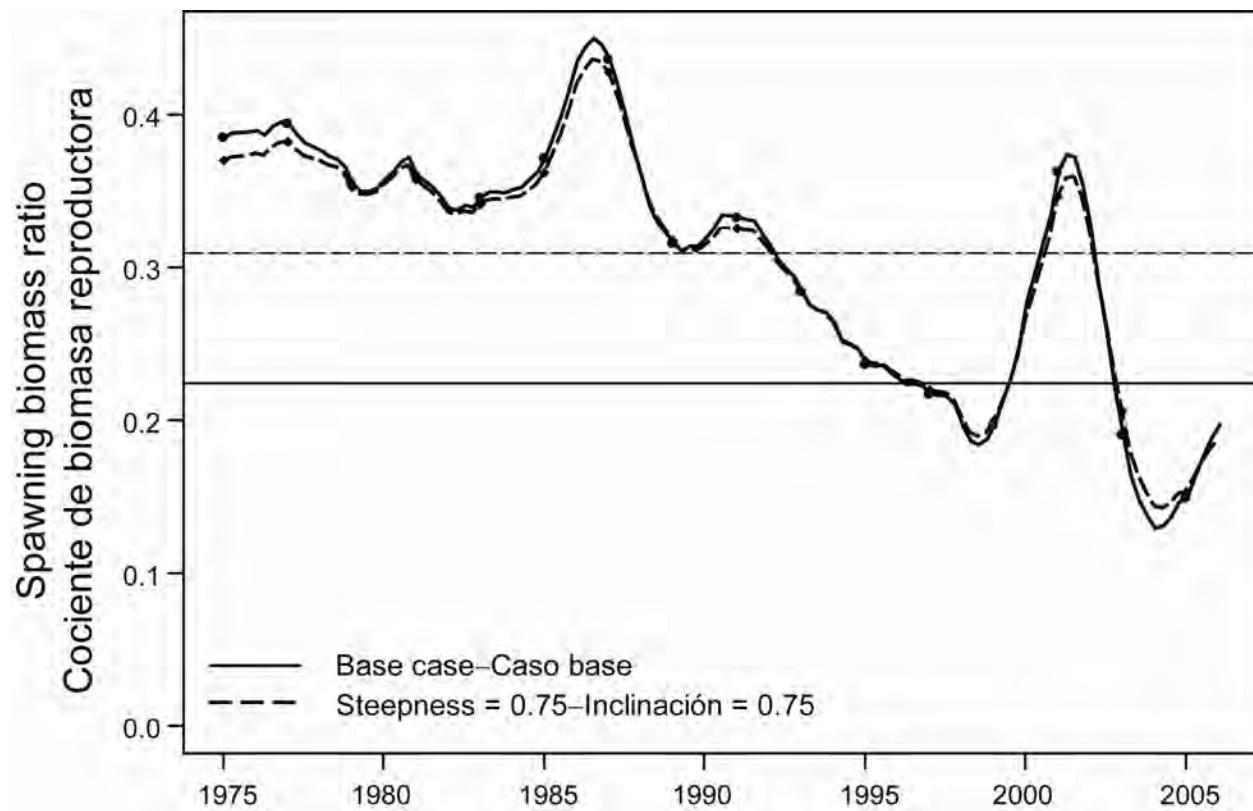
**FIGURE B.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**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).



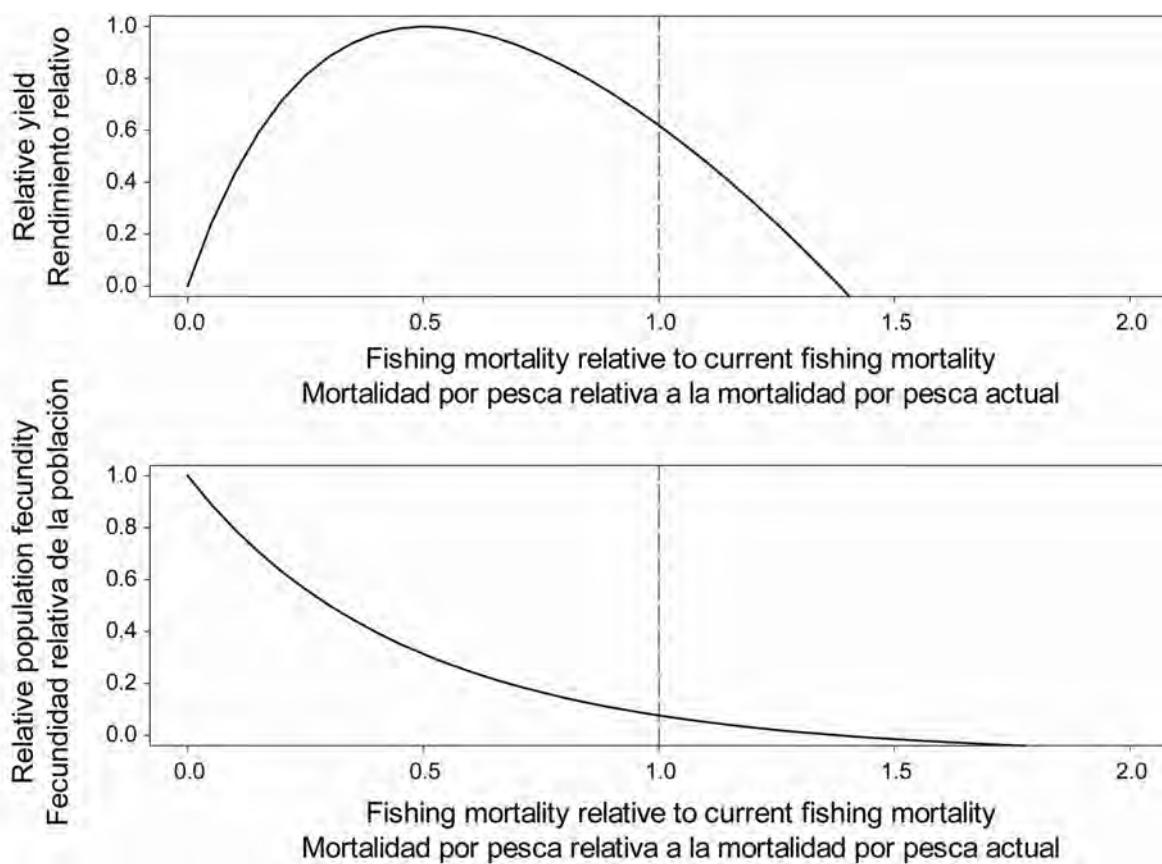
**FIGURE B.2.** Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**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).



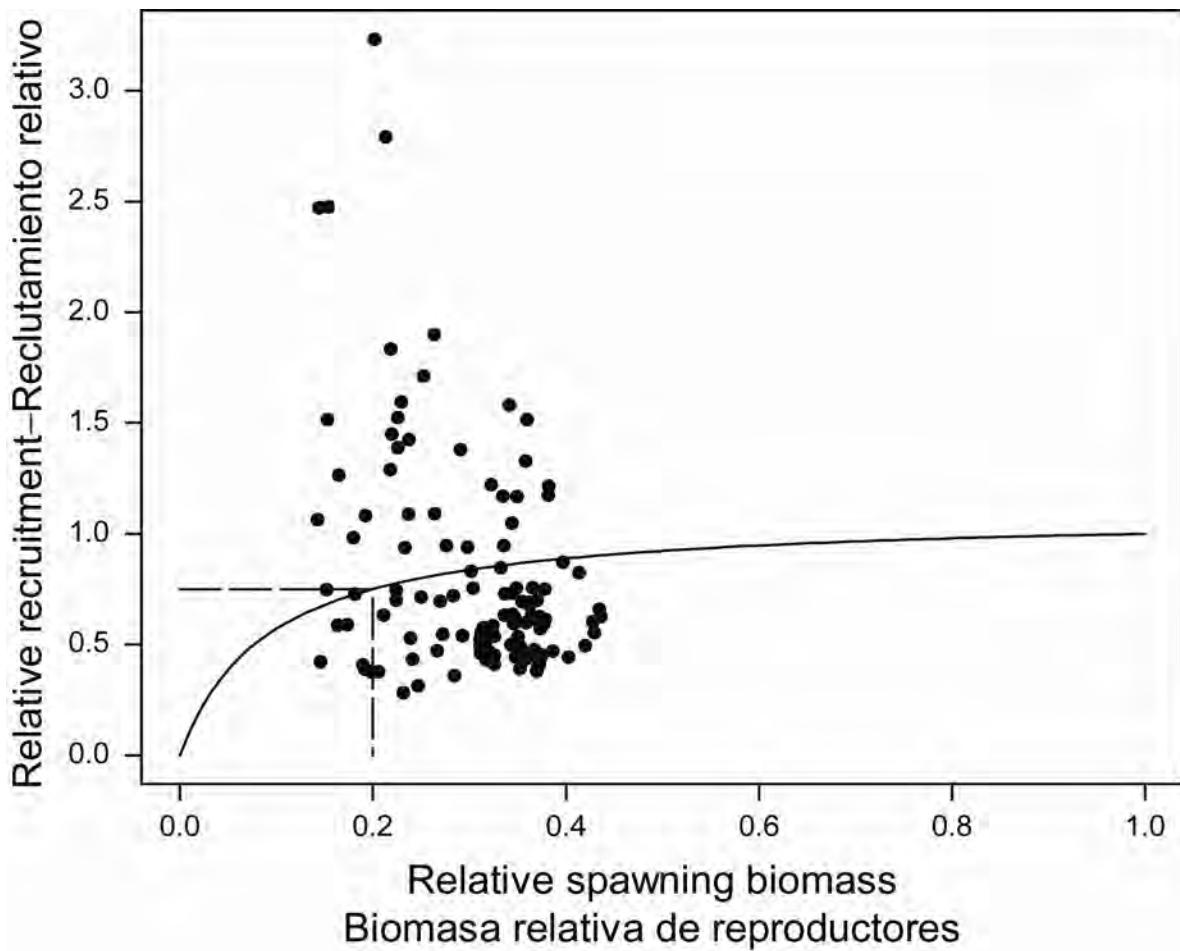
**FIGURE B.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

**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 2003 and 2004 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 2003 y 2004 y un relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75). Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.

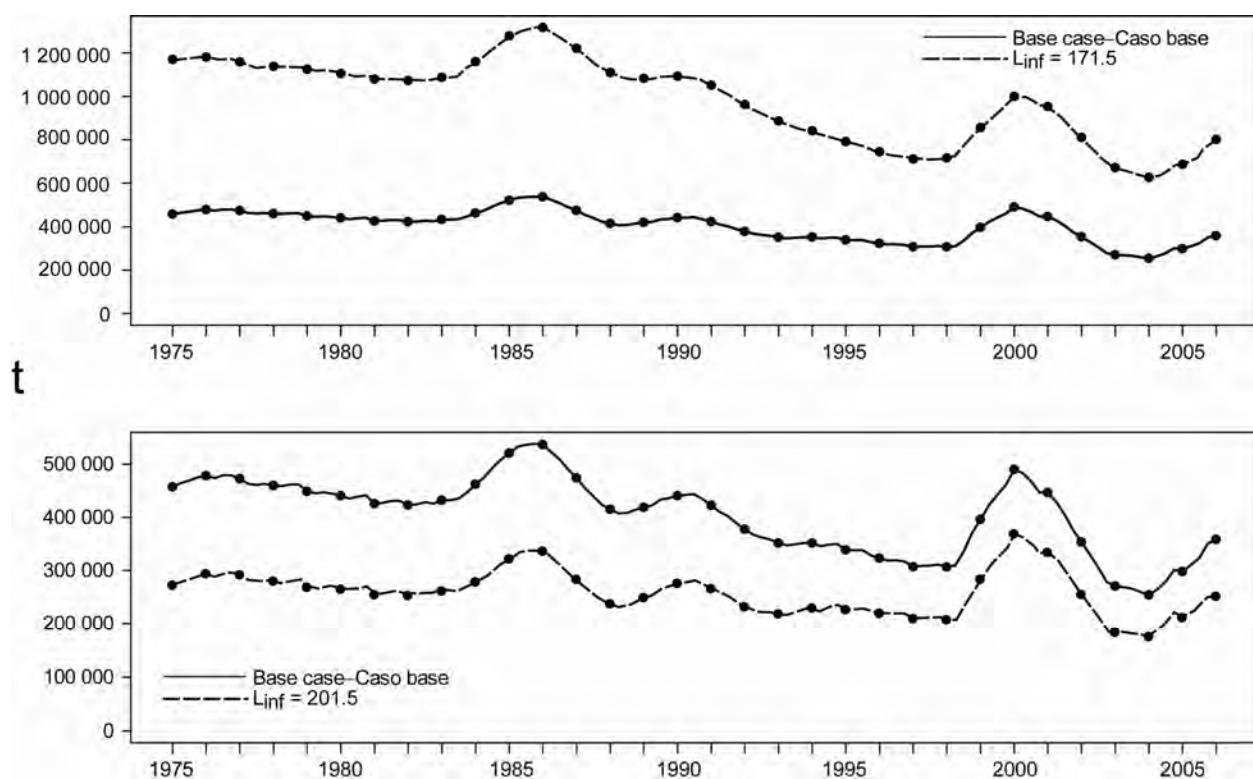


**FIGURE B.5.** Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

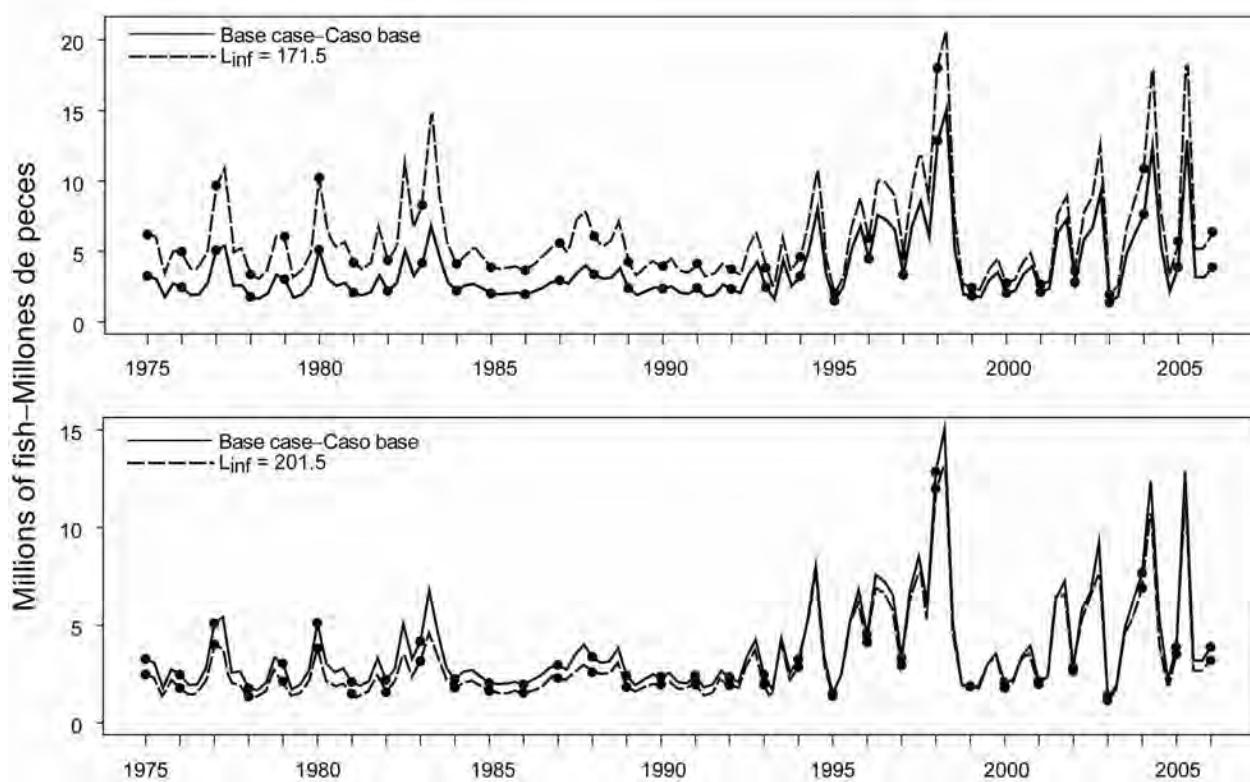
**APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS FOR  $L_{inf}$  PARAMETER OF THE GROWTH CURVE**

**ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL PARÁMETRO  $L_{inf}$  DE LA CURVA DE CRECIMIENTO**



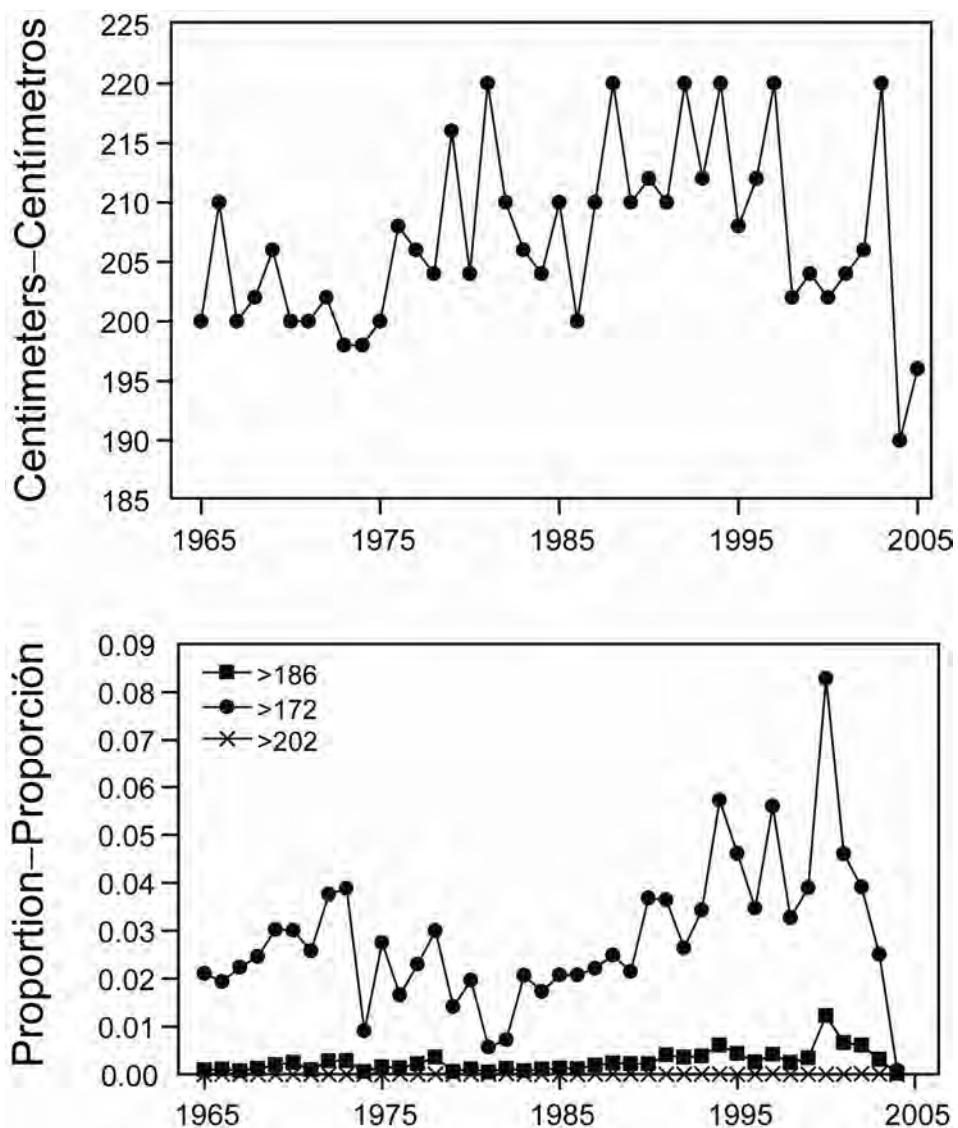
**FIGURE C.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis with  $L_{inf} = 186.5$  cm (base case) and with two alternatives ( $L_{inf} = 171.5$  cm and  $201.5$  cm).

**FIGURA C.1.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo del análisis con  $L_{inf} = 186.5$  cm (caso base) y con dos alternativas ( $L_{inf} = 171.5$  cm y  $201.5$  cm).



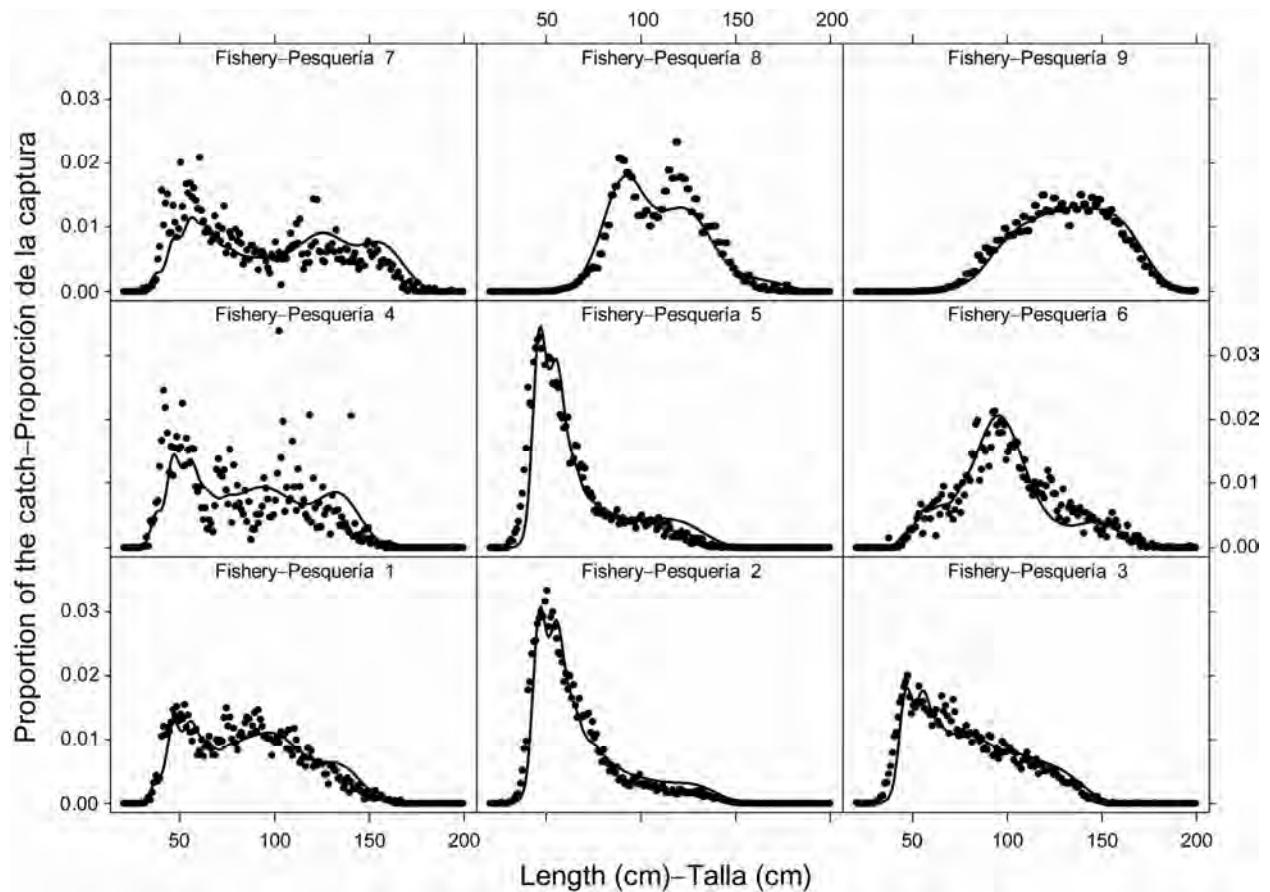
**FIGURE C.2.** Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the analysis with  $L_{inf} = 186.5$  cm (base case) and with two alternatives ( $L_{inf} = 171.5$  cm and  $201.5$  cm).

**FIGURA C.2.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento del atún patudo del análisis con  $L_{inf} = 186,5$  cm (caso base) y con dos alternativas ( $L_{inf} = 171,5$  cm y  $201,5$  cm).



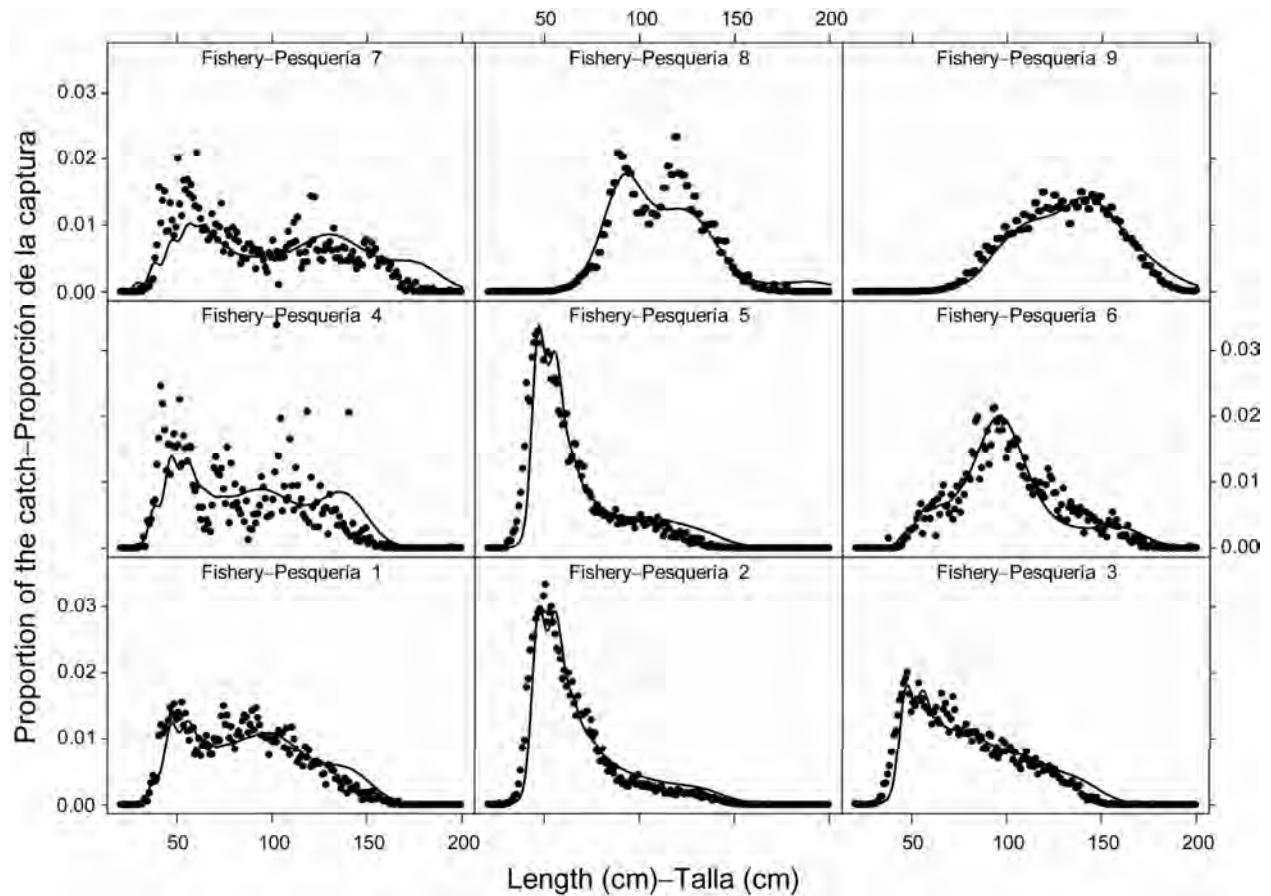
**FIGURE C.3.** Annual maximum length and proportion above a given size of bigeye tuna in the Japanese longline length-frequency data.

**FIGURA C.3.** Talla máxima y proporción de más de un tamaño dado anuales en las datos de frecuencia de talla palangreros japoneses.



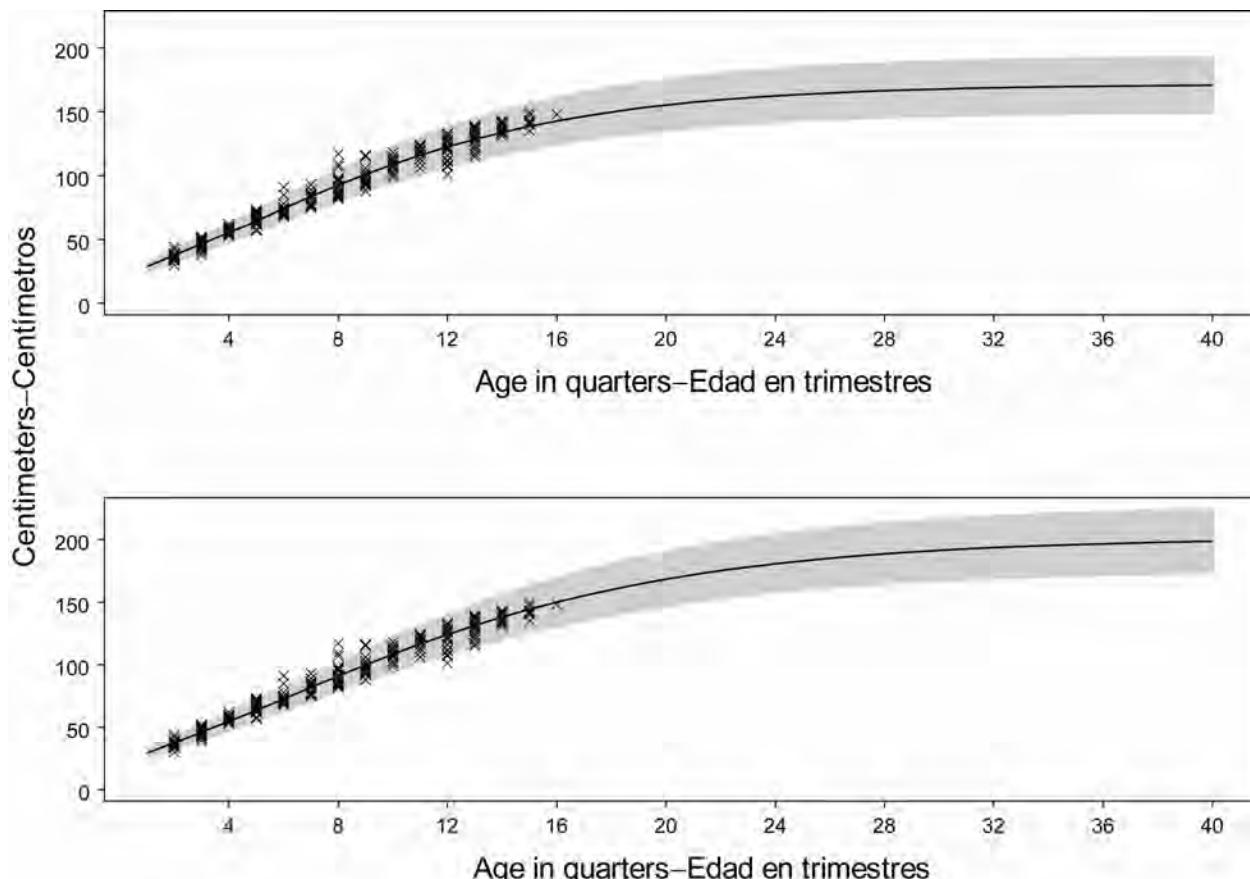
**FIGURE C.4a.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO with  $L_{inf} = 171.5$  cm.

**FIGURA C.4a.** Composición media por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas de atún patudo por las pesquerías definidas en la evaluación de la población de la especie en el OPO con  $L_{inf} = 171,5$  cm.



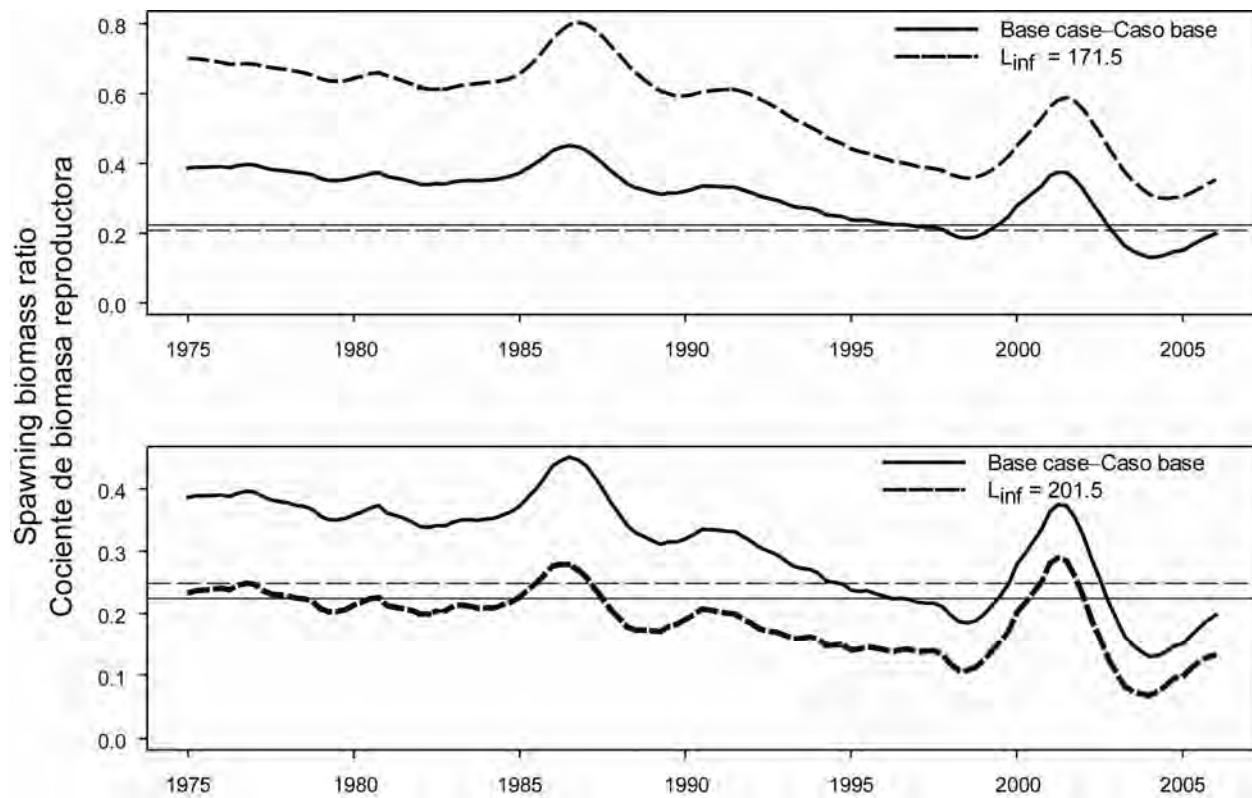
**FIGURE C.4b.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO with  $L_{inf} = 201.5$ .

**FIGURA C.4b.** Composición media por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas de atún patudo por las pesquerías definidas en la evaluación de la población de la especie en el OPO con  $L_{inf} = 201.5$ .



**FIGURE C.5.** Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO (curve) for two alternatives of  $L_{inf}$  = 171.5 cm (top) and 201.5 cm (bottom). The crosses represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006). The shaded area indicates the range of lengths estimated to be covered by two standard deviations of the length at age.

**FIGURA C.5.** Tallas a edad medias estimadas del atún patudo en el OPO (curva) correspondientes a dos alternativas de  $L_{inf}$  = 171,5 cm (arriba) y 201,5 cm (abajo). Las cruces representan los datos de edad-talla de otolitos de Schaefer y Fuller (2006). El área sombreada señala el rango de tallas que se estima cubrirían dos desviaciones estándar de la talla a edad.



**FIGURE C.6.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis with  $L_{\text{inf}} = 186.5$  cm (base case) and with two alternatives ( $L_{\text{inf}} = 171.5$  cm and  $201.5$  cm). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

**FIGURA C.6.** Comparación de las estimaciones de cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis con  $L_{\text{inf}} = 186,5$  cm (caso base) y con dos alternativas ( $L_{\text{inf}} = 171,5$  cm y  $201,5$  cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con RMSP bajo los dos escenarios.

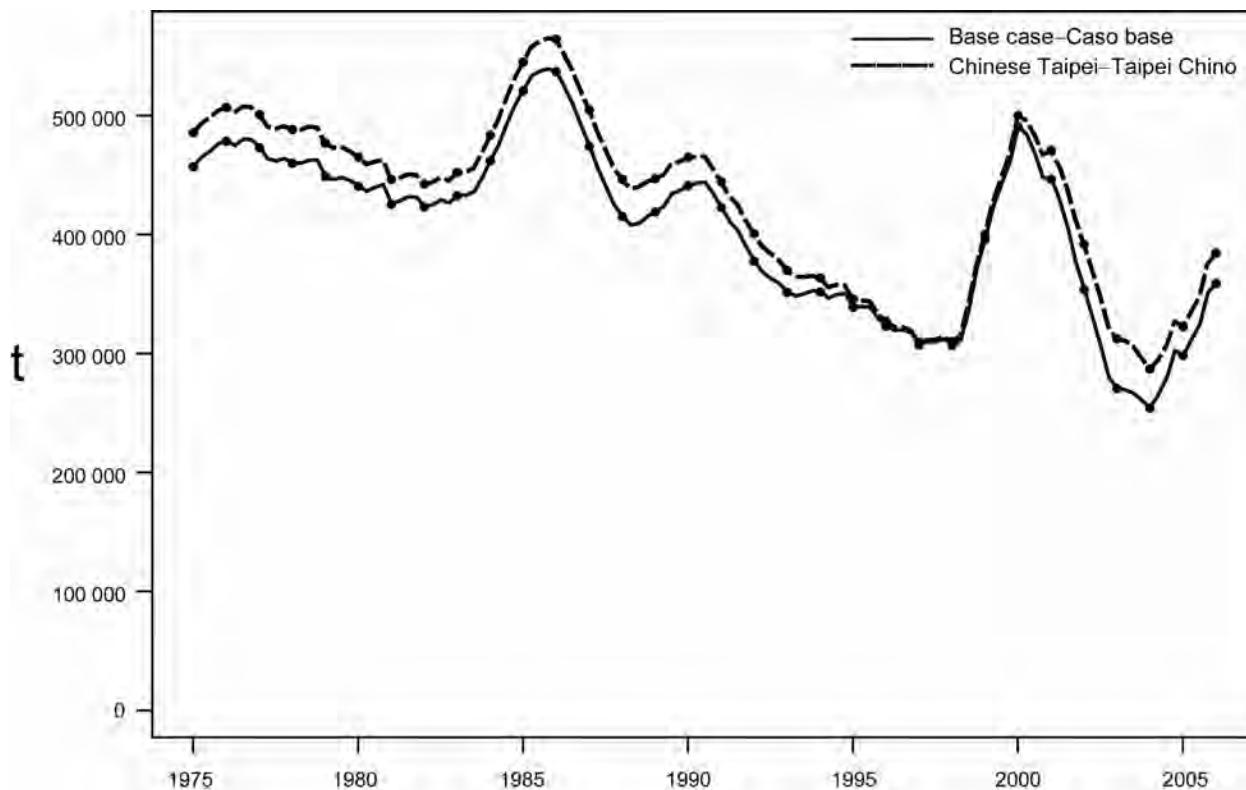
**TABLE C.1.** Changes in negative log-likelihood from the analysis with  $L_{inf} = 186.5$  cm (base case) for the two alternatives ( $L_{inf} = 171.5$  cm and  $201.5$  cm).

**TABLA C.1.** Cambios en la verosimilitud logarítmica negativa del análisis con  $L_{inf} = 186,5$  cm (caso base) correspondientes a las dos alternativas ( $L_{inf} = 171,5$  cm y  $201,5$  cm).

	<b><math>L_{inf}</math> (cm)</b>	
	<b>171.5</b>	<b>201.5</b>
Total	11.32	-14.03
Length-frequency Frecuencia de talla	-13.19	0.34
Growth Crecimiento	27.33	-25.37
Selectivity Selectividad	0.50	-0.75
Catch Captura	-0.21	0.14
Effort Esfuerzo	-0.10	4.43
Recruitment Reclutamiento	-7.16	9.41

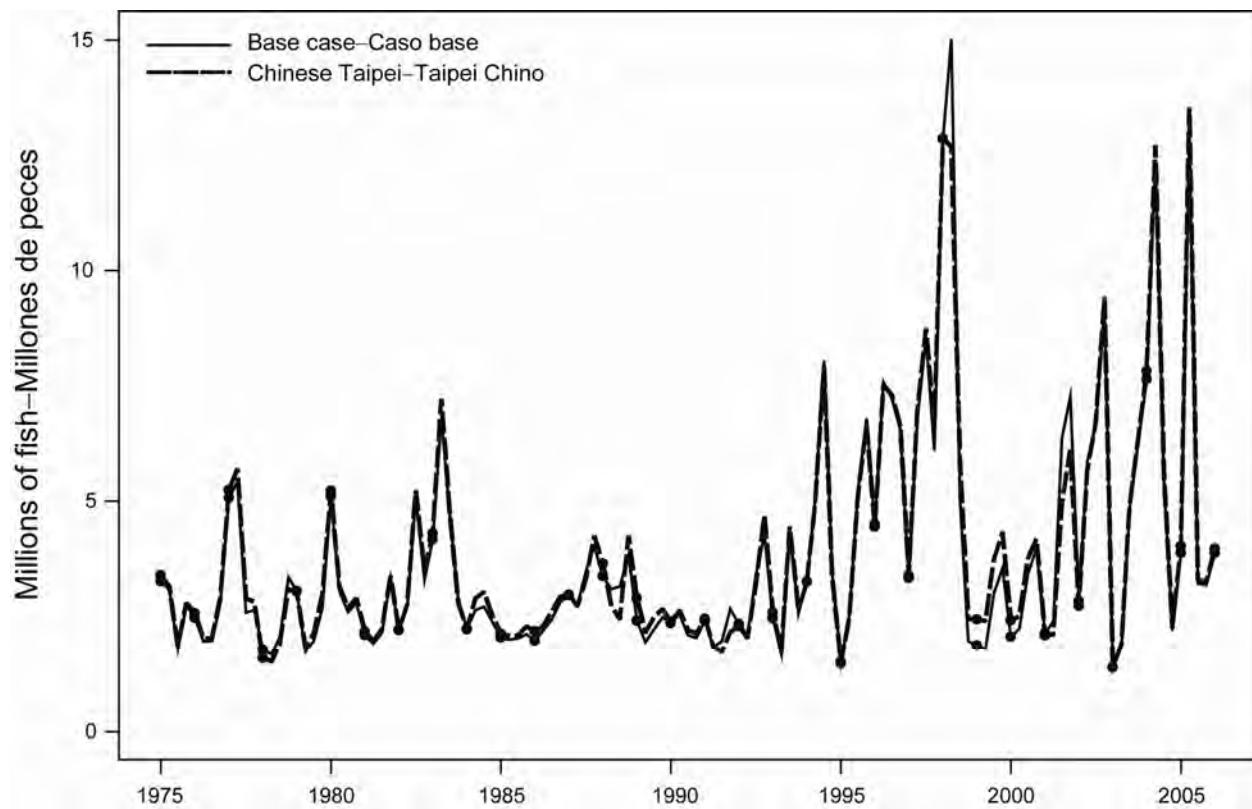
**APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS FOR INCLUDING THE CHINESE TAIPEI  
LONGLINE LENGTH-FREQUENCY DATA**

**ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLUSIÓN DE LOS DATOS DE  
FRECUENCIA DE TALLA DE LA FLOTA PALANGRERA DE TAIPEI CHINO**



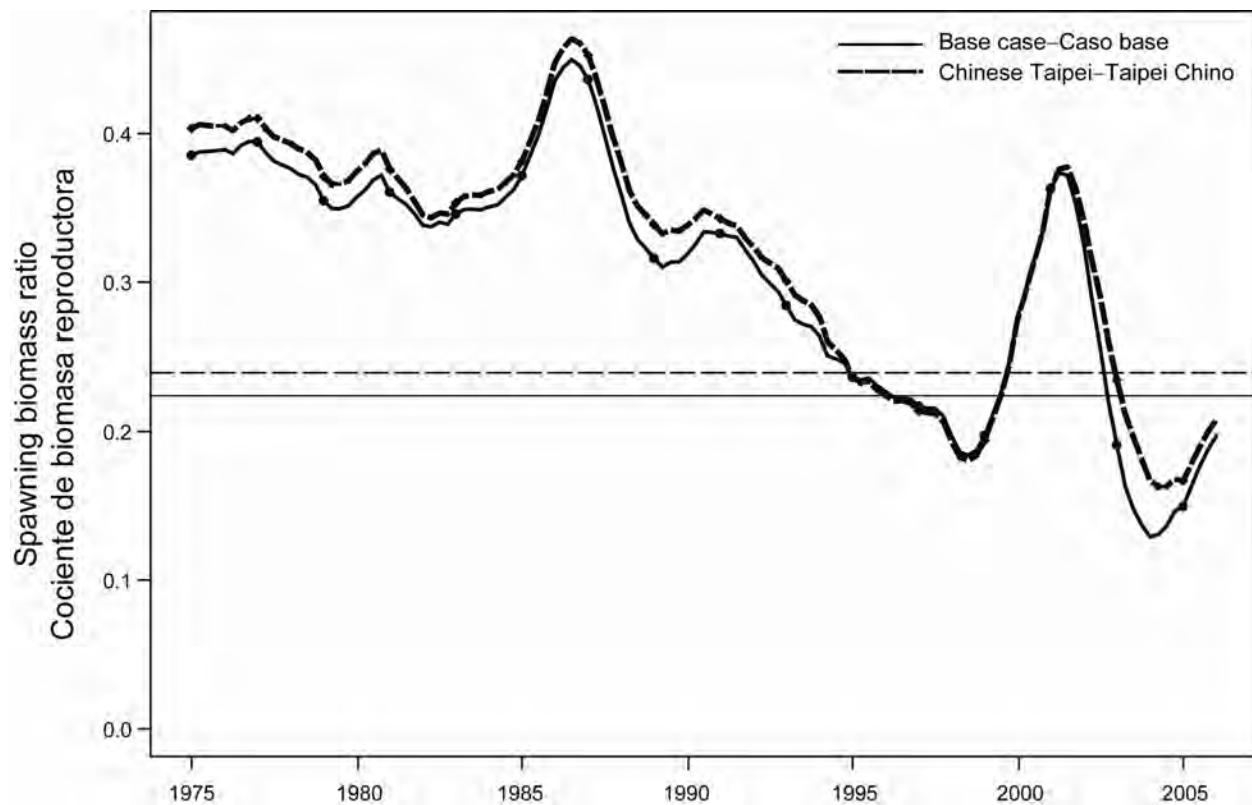
**FIGURE D.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case assessment, which groups the Chinese Taipei longline catch with the other longline catch, with an analysis that models the Chinese Taipei longline data as a separate fishery and fits them to the Chinese Taipei length-frequency data.

**FIGURA D.1.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo de la evaluación del caso base, que agrupa la captura palangrera de Taipei Chino con la otra captura palangrera, con el análisis que modela los datos palangreros de Taipei Chino como una pesquería separada y los ajusta a los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino.



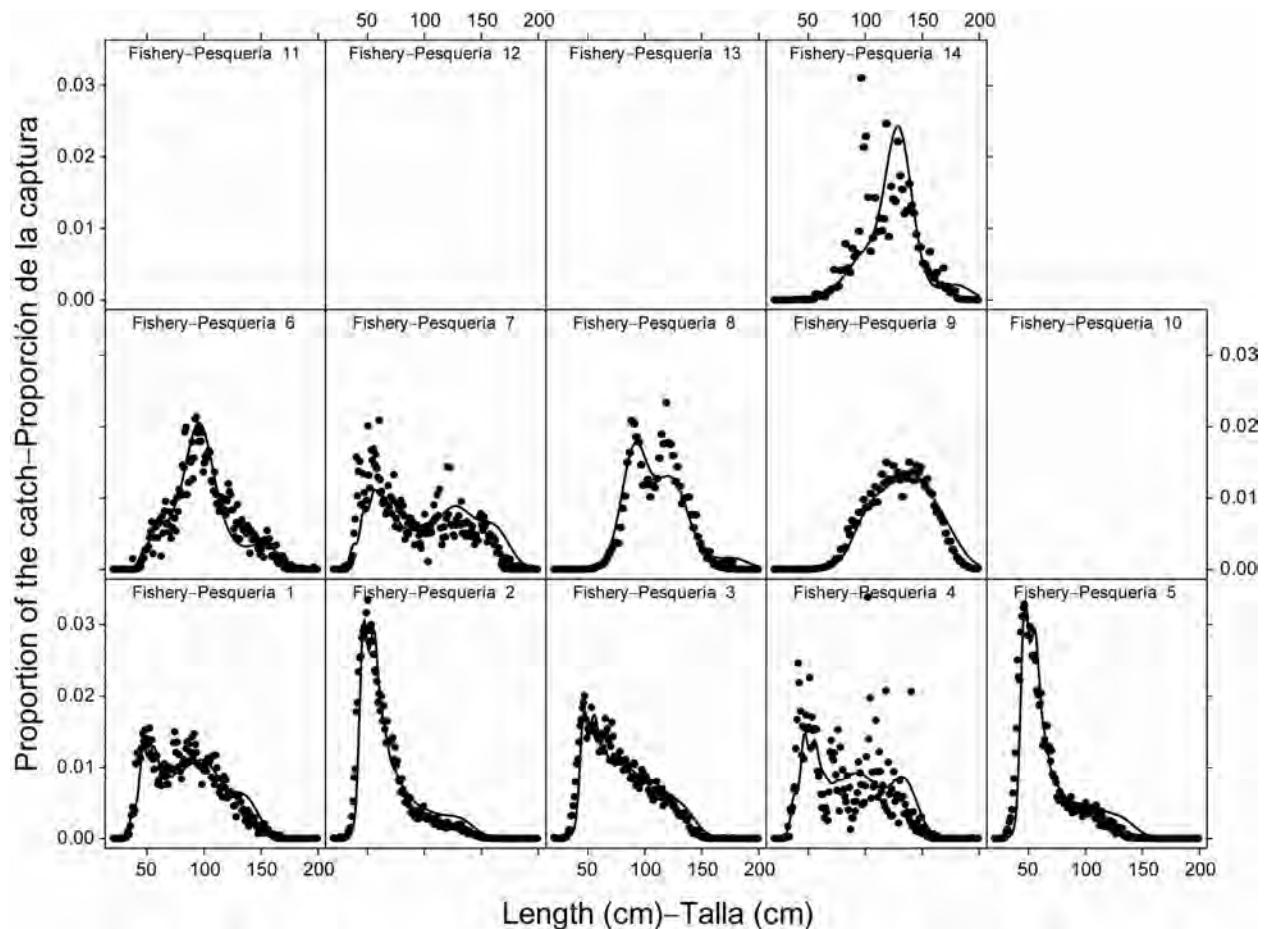
**FIGURE D.2.** Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case assessment, which groups the Chinese Taipei longline catch with the other longline catch, with the analysis that models the Chinese Taipei longline data as a separate fishery and fits them to the Chinese Taipei length-frequency data.

**FIGURA D.2.** Comparación de estimaciones de reclutamiento de atún patudo de la evaluación del caso base, que agrupa la captura palangrera de Taipei Chino con la otra captura palangrera, con el análisis que modela los datos palangreros de Taipei Chino como una pesquería separada y los ajusta a los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino.



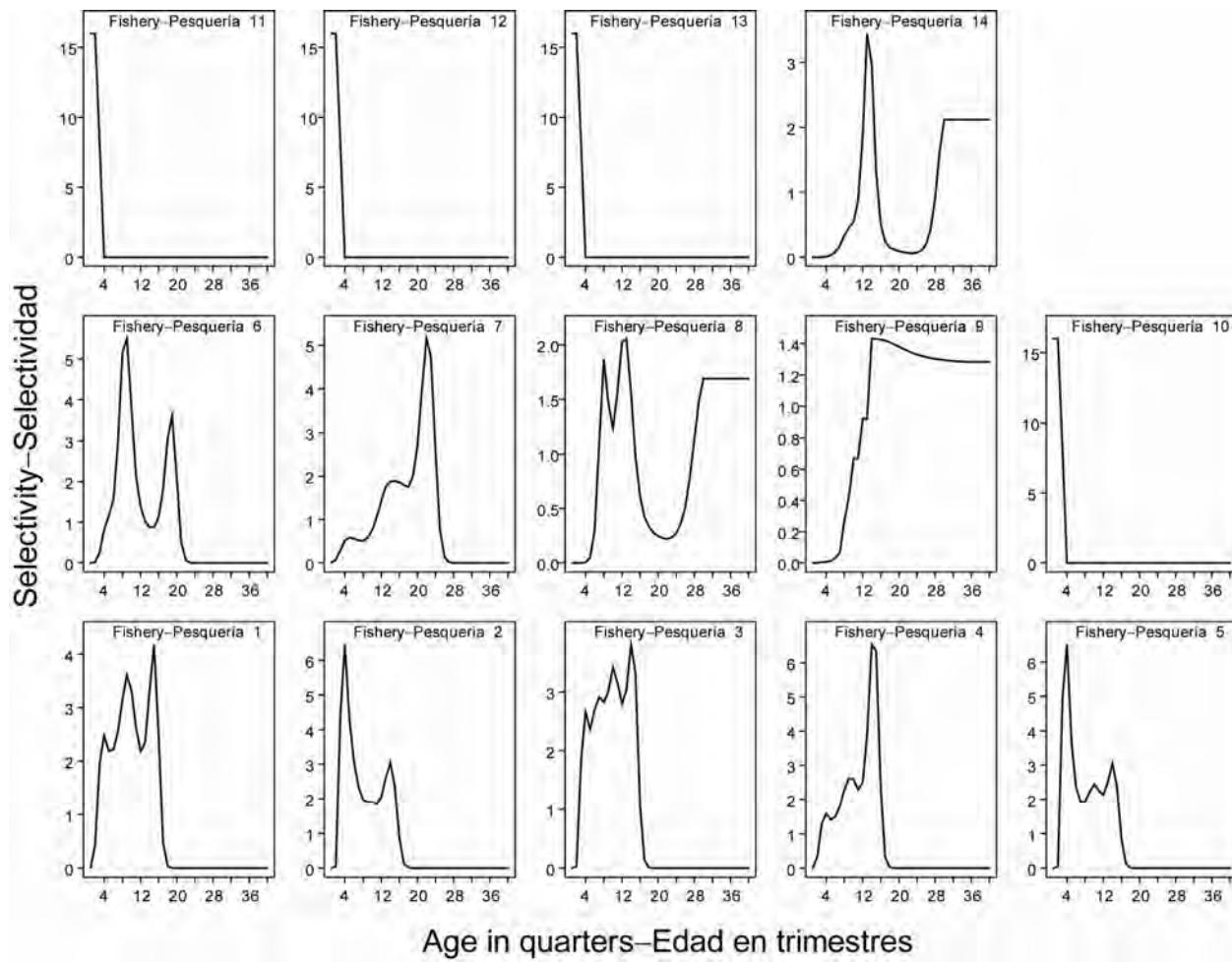
**FIGURE D.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case assessment, which groups the Chinese Taipei longline catch with the other longline catch, with the analysis that models the Chinese Taipei longline data as a separate fishery and fits them to the Chinese Taipei length-frequency data. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

**FIGURA D.3.** Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo de la evaluación del caso base, que agrupa la captura palangrera de Taipei Chino con la otra captura palangrera, con el análisis que modela los datos palangreros de Taipei Chino como una pesquería separada y los ajusta a los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RPMS bajo los dos escenarios.



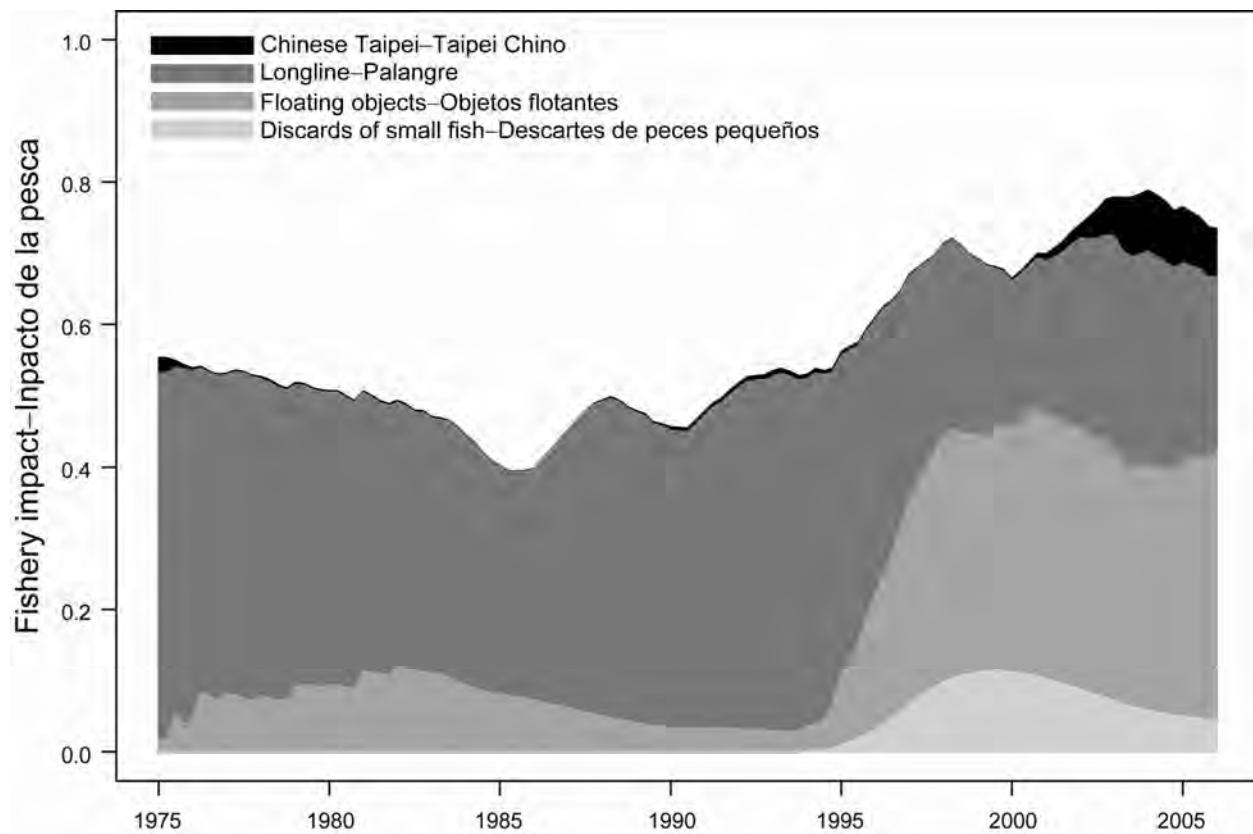
**FIGURE D.4.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO in the analysis in which the Chinese Taipei longline data are modeled as a separate fishery (Fishery 14) and fitted to the Chinese Taipei length-frequency data.

**FIGURA D.4.** Composición media por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas de atún patudo por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO en el análisis en el cual se modelan los datos palangreros de Taipeí Chino como pesquería separada (Pesquería 14) y se ajustan a los datos de frecuencia de talla de Taipeí Chino.



**FIGURE D.5.** Selectivity curves for the 14 fisheries that take bigeye tuna in the EPO in the analysis in which the Chinese Taipei longline data are modeled as a separate fishery and fitted to the Chinese Taipei length-frequency data. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 and the Chinese Taipei longline fishery (Fishery 14) were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

**FIGURA D.5.** Curvas de selectividad de las 14 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO en el análisis en el cual se modelan los datos palangreros de Taipei Chino como pesquería separada y se ajustan a los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino. Las curvas de selectividad de las Pesquerías 1 a 9 y la pesquería palangrera de Taipei Chino (Pesquería 14) fueron estimadas con el método A-SCALA, y aquéllas de las Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

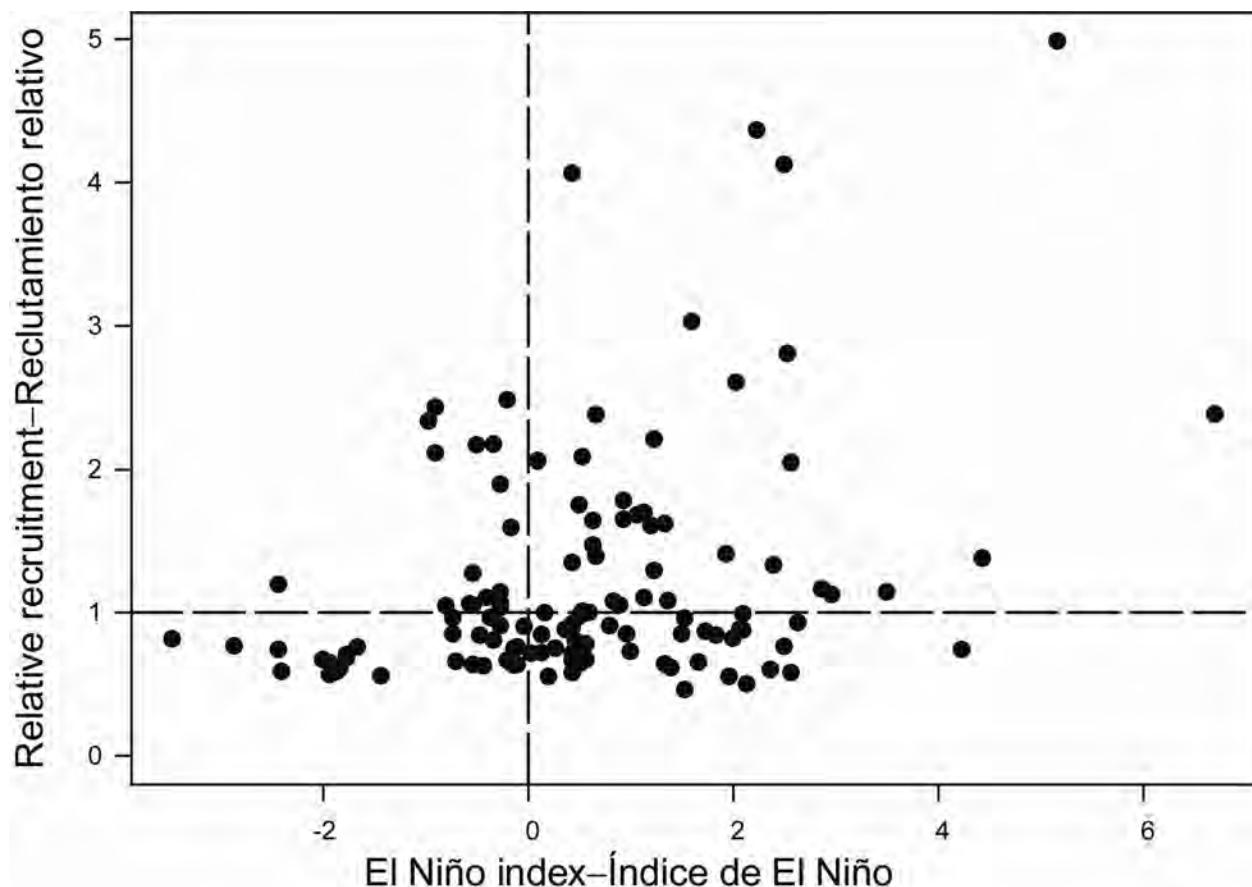


**FIGURE D.6.** Fishery impacts for the fisheries that take bigeye tuna in the EPO in the analysis in which the Chinese Taipei longline data are modeled as a separate fishery and fitted to the Chinese Taipei length-frequency data.

**FIGURA D.6.** Impactos de la pesca correspondientes a las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO en el análisis en el cual se modelan los datos palangreros de Taipei Chino como pesquería separada y se ajustan a los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino.

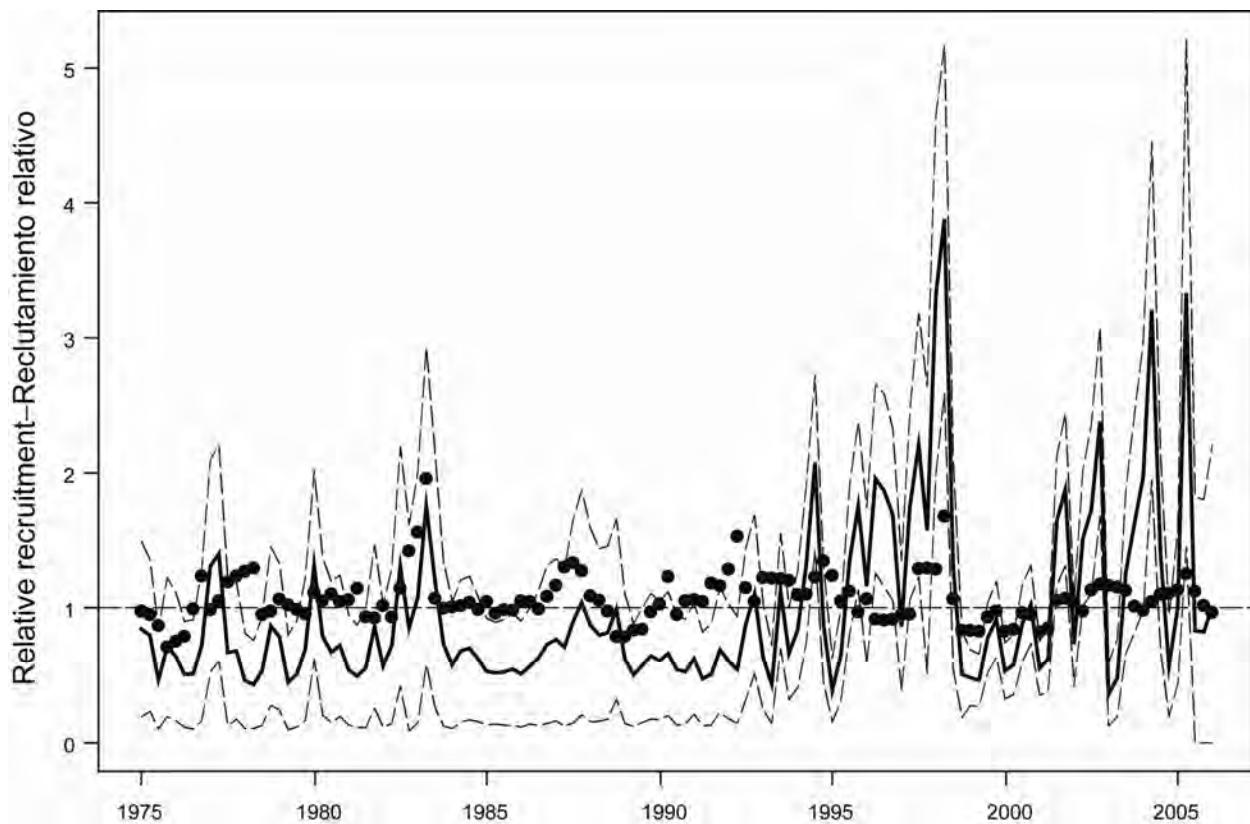
**APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS INCLUDING A RELATIONSHIP BETWEEN RECRUITMENT AND THE EL NIÑO INDEX**

**ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLUSIÓN DE UNA RELACIÓN ENTRE EL RECLUTAMIENTO Y EL ÍNDICE DE EL NIÑO**



**FIGURE E.1.** Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and the El Niño index. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the El Niño index is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0.

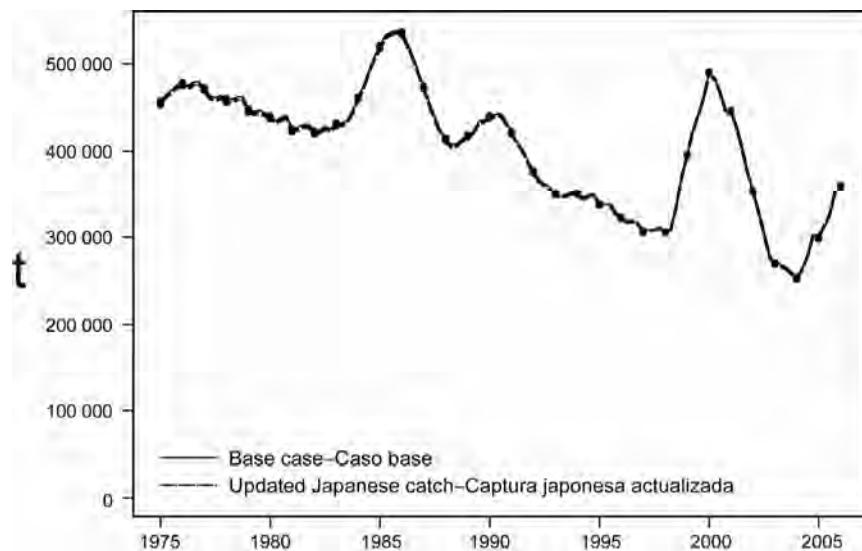
**FIGURA E.1.** Relación estimada entre el reclutamiento de atún patudo y el índice de El Niño. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0; asimismo, se escala el índice de El Niño para que la estimación de la biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0.



**FIGURE E.2.** 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 beginning of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year. The circles represent the component of recruitment predicted by the El Niño index.

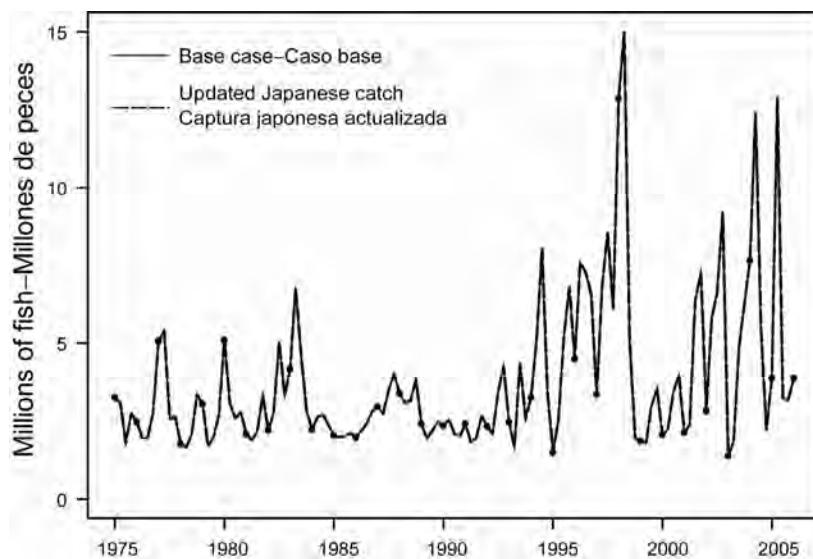
**FIGURA E.2.** Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del EPO. Es escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. La línea gruesa representa las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos 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. Los círculos representan el componente de reclutamiento predicho por el índice de El Niño.

**APPENDIX F: SENSITIVITY ANALYSIS INCLUDING UPDATED CATCH FOR THE  
JAPANESE LONGLINE FLEET**  
**ANEXO F: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLUSIÓN DE CAPTURA ACTUALIZADA  
DE LA FLOTA PALANGRERA JAPONESA**



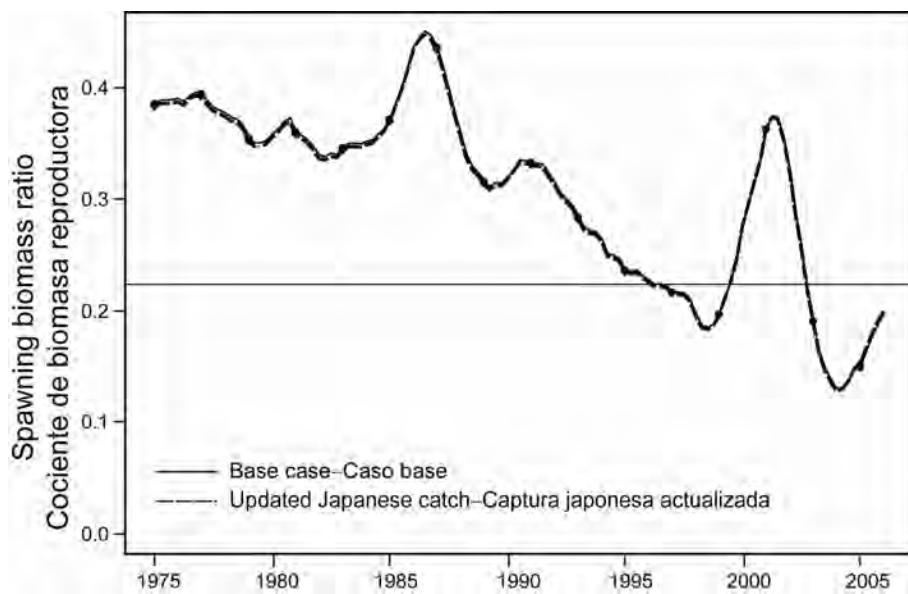
**FIGURE F.1.** Estimated total biomass from the base case assessment and the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004.

**FIGURA F.1.** Biomasa total estimada de la evaluación del caso base y la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004.



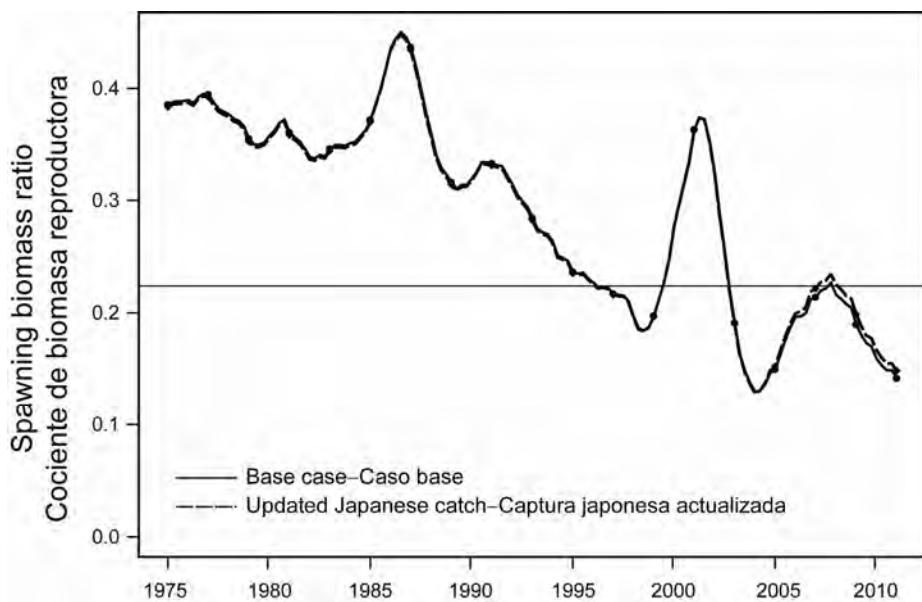
**FIGURE F.2.** Estimated recruitment from the base case assessment and the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004.

**FIGURA F.2.** Reclutamiento estimado de la evaluación del caso base y la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004.



**FIGURE F.3.** Estimated spawning biomass ratio (SBR) from the base case assessment and the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004.

**FIGURA F.3.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de la evaluación del caso base y la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004.



**FIGURE F.4.** Estimated and projected spawning biomass ratio from the base case assessment and the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004 and corresponding revised effort for 2006-2010.

**FIGURA F.4.** Cociente de biomasa reproductora estimado y proyectado de la evaluación del caso base y la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004 y el esfuerzo revisado correspondiente de 2006-2010.

**TABLE F.1.** Estimated management quantities from the base case assessment and the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004.

**TABLA F.1.** Cantidad de ordenación estimadas de la evaluación del caso base y la evaluación con las captura palangrera japonesa actualizada de 2004.

MSY	RMS	106,722	105,575
$B_0$	$B_0$	1,080,073	1,077,213
$S_0$	$S_0$	2,413	2,407
$B_{MSY}$	$B_{RMS}$	326,329	324,629
$S_{MSY}$	$S_{RMS}$	541	539
$B_{CUR}$	$B_{CUR}$	358,408	360,472
$S_{CUR}$	$S_{CUR}$	475	480
$C_{CUR}$	$C_{CUR}$	106,720	106,891
$B_{MSY}/B_0$	$B_{RMS}/B_0$	0.30	0.30
$S_{MSY}/S_0$	$S_{RMS}/S_0$	0.22	0.22
$C_{CUR}/MSY$	$C_{CUR}/RMS$	1.00	1.01
$B_{CUR}/B_{MSY}$	$B_{CUR}/B_{RMS}$	1.10	1.11
$S_{CUR}/S_{MSY}$	$S_{CUR}/S_{RMS}$	0.88	0.89
Fscale	Escala F	0.68	0.69

**TABLE F.2.** Estimated and projected spawning biomass ratio (SBR) and catch (kg) from the base case assessment and the assessment with the updated Japanese longline catch for 2004 and corresponding revised effort for 2006-2010.

**TABLA F.2.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) y captura (kg) estimados y proyectados de la evaluación del caso base y la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004 y el esfuerzo revisado correspondiente de 2006-2010.

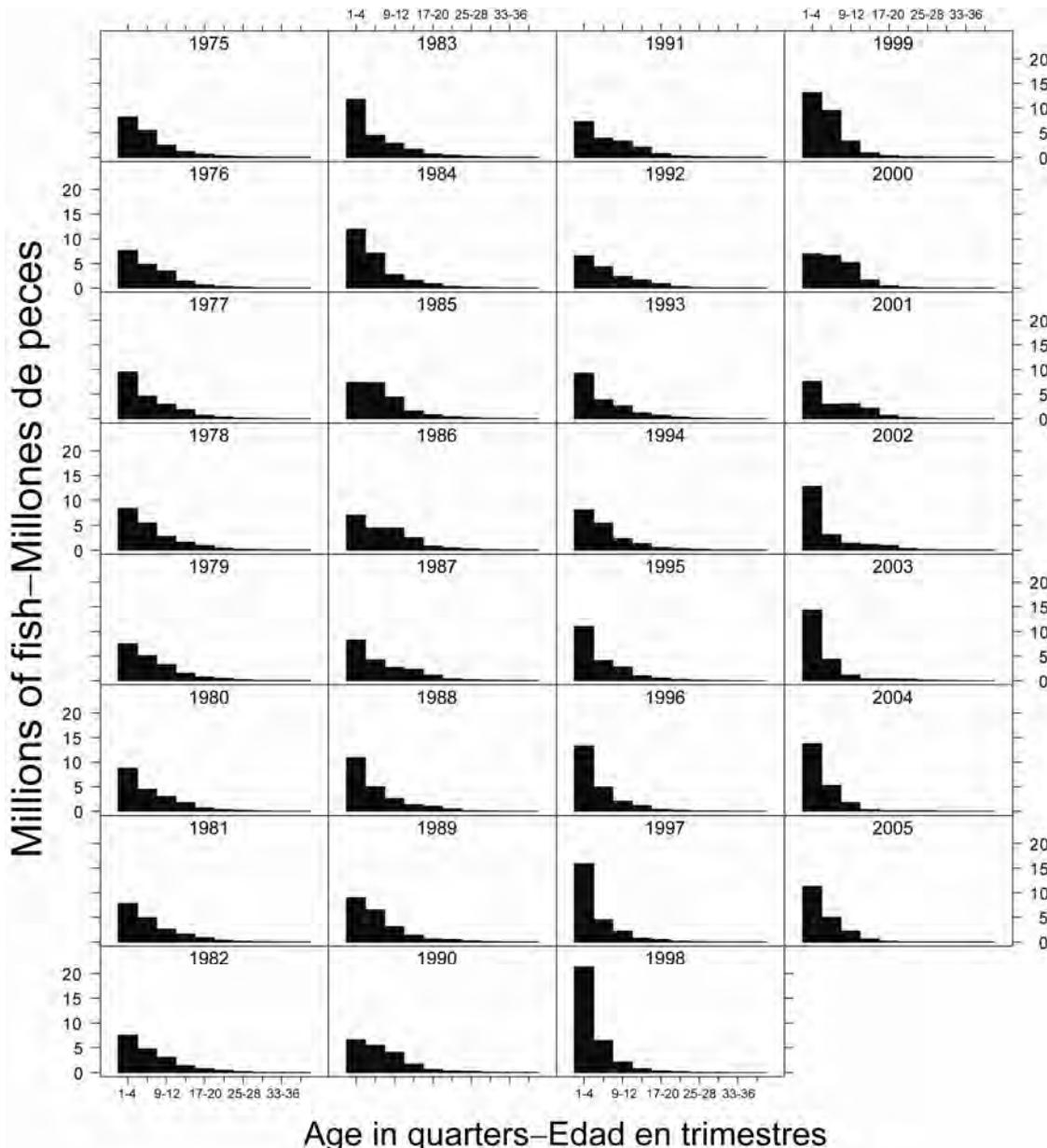
Base case			Updated Japanese catch			% change			
End-of-year SBR	Purse seine	Longline	End-of-year SBR	Purse seine	Longline	End-of-year SBR	Purse seine	Longline	
Caso base			Captura japonesa actualizada			Cambio %			
SBR fin de año	Cerco	Palangre	SBR fin de año	Cerco	Palangre	SBR fin de año	Cerco	Palangre	
2004	0.15	68,074	43,534	0.15	68,072	38,426	0.02	0.00	-0.13
2005	0.20	71,370	34,213	0.20	71,370	34,384	0.01	0.00	0.00
2006	0.21	95,863	60,049	0.22	96,871	54,218	0.04	0.01	-0.11
2007	0.22	85,470	60,149	0.23	86,695	57,349	0.04	0.01	-0.05
2008	0.19	66,136	54,371	0.20	66,968	52,519	0.05	0.01	-0.04
2009	0.16	57,862	46,317	0.17	58,466	45,013	0.05	0.01	-0.03
2010	0.14	57,179	40,837	0.15	57,727	39,578	0.05	0.01	-0.03

## APPENDIX G: 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 G: RESULTADOS 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 G.1.** Estimated numbers of bigeye tuna present in the EPO on 1 January of each year.

**FIGURA G.1.** Número estimado de atunes patudo presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

**TABLE G.1.** Average annual fishing mortality rates for bigeye tuna in the EPO for the base case assessment.**TABLA G.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

**TABLE G.2.** Number of days fished in the four floating-object fisheries that operated since 1993, by quarter, and totals for each year.

**TABLA G.2.** Número de días de pesca en las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes que operaron desde 1993, por trimestre, y los totales de cada año.

Trimestre	Fishery--Pesquería				Total	
	2	3	4	5		
1993	1	413	49	1439	30	1931
	2	67	98	1243	33	1440
	3	0	150	764	364	1279
	4	102	940	266	107	1415
	Total	581	1237	3712	534	6065
1994	1	336	76	1043	19	1474
	2	486	207	632	97	1421
	3	140	1200	1072	243	2655
	4	37	1549	782	128	2496
	Total	999	3031	3529	487	8046
1995	1	733	419	895	230	2277
	2	1021	305	500	212	2039
	3	666	1433	888	532	3519
	4	386	1203	492	822	2904
	Total	2806	3361	2775	1796	10738
1996	1	1035	741	1201	251	3228
	2	1145	558	528	327	2559
	3	1118	1410	1316	494	4338
	4	790	1388	936	756	3869
	Total	4087	4097	3980	1828	13993
1997	1	1063	936	831	197	3027
	2	1288	1143	1240	354	4026
	3	866	1505	1271	861	4502
	4	715	2461	1300	392	4868
	Total	3932	6046	4642	1803	16423
1998	1	1894	635	1294	292	4114
	2	1830	686	1211	473	4201
	3	1876	633	599	1737	4846
	4	492	962	682	1344	3480
	Total	6092	2916	3786	3847	16641
1999	1	322	837	866	486	2512
	2	264	1710	1152	532	3658
	3	173	1980	582	984	3719
	4	163	418	196	493	1269
	Total	922	4945	2796	2495	11158

Trimestre	Fishery--Pesquería				Total	
	2	3	4	5		
2000	1	401	1498	655	452	3005
	2	575	2208	991	314	4088
	3	640	1591	2122	1189	5543
	4	191	600	862	393	2046
	Total	1806	5897	4630	2348	14682
2001	1	1343	996	1596	337	4272
	2	1517	1332	1166	461	4475
	3	1064	1845	1991	1236	6136
	4	993	1855	1260	980	5088
	Total	4917	6028	6012	3014	19971
2002	1	1874	654	1692	100	4319
	2	1617	732	651	453	3453
	3	853	1617	1219	863	4553
	4	435	1390	780	484	3088
	Total	4779	4393	4341	1900	15413
2003	1	1061	362	1128	309	2861
	2	1094	542	962	772	3370
	3	622	2339	1361	1303	5624
	4	1104	2675	808	675	5261
	Total	3880	5918	4260	3059	17117
2004	1	1463	408	1124	270	3265
	2	1397	279	377	730	2783
	3	596	1053	421	979	3050
	4	854	2423	427	657	4360
	Total	4310	4164	2348	2636	13458
2005	1	1143	778	1376	517	3814
	2	1142	1458	1693	1264	5556
	3	495	1415	1319	1082	4311
	4	1048	2381	1224	900	5553
	Total	3828	6032	5611	3763	19234

# **CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2005 Y PERSPECTIVAS PARA 2006**

**por**

**Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle**

## **ÍNDICE**

1. Resumen ejecutivo .....	218
2. Datos .....	221
3. Supuestos y parámetros.....	224
4. Evaluación de la población .....	228
5. Condición de la población.....	237
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	243
7. Direcciones futuras .....	245
Figuras .....	143
Tablas.....	180
Anexos .....	187
References.....	246

### **1. RESUMEN EJECUTIVO**

Este documento presenta la evaluación actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). 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 el supuesto que hay una sola población de patudo en el OPO, y que no hay intercambio de atún patudo en el Pacífico entero entre el OPO y el Océano Pacífico occidental y central.

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 2005 y la de 2004 son las siguientes:

1. Se actualizaron los datos de captura y de frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2005 y datos revisados de 1975-2004.
2. Los datos de esfuerzo de las pesquerías de superficie han sido actualizados para incluir datos nuevos de 2005 y datos revisados de 1975-2004.
3. En el momento de la evaluación, se disponía datos de captura palangrera de 2005 completos de Vanuatu y parciales de China, Corea, Japón, y Taipeí Chino.
4. Los datos de captura de las pesquerías palangreras japonesas de 2000-2004 han sido actualizados.
5. Los datos de captura de las pesquerías palangreras de Taipeí Chino de 2002 han sido actualizados, y han sido añadidos datos nuevos de 2003.
6. Los datos de captura de las pesquerías palangreras de Corea han sido actualizados para incluir datos nuevos de 2003.
7. Los datos de captura de las pesquerías palangreras de China de 2003 y 2004 han sido actualizados.
8. Los datos de captura palangrera por talla de 2002-2003 han sido actualizados, y han sido

añadidos datos nuevos de 2004.

9. Los datos de esfuerzo palangrero, que se basan en una estandarización de la captura por unidad de esfuerzo con un modelo general lineal delta logarítmico normal, han sido actualizados para incluir datos de 2004.

Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) la inclinación de la relación población-reclutamiento; (2) el valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards; (3) la inclusión de los datos de frecuencia de talla palangreros de Taipeí Chino; (4) la inclusión de una relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño; y (5) datos de captura actualizados de la flota palangrera japonesa. La evaluación del caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de 0,75 para los análisis de sensibilidad. Se analizó la sensibilidad al valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards usando un valor mínimo de 171,5, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y un valor máximo de 201,5 cm. Se analizó la sensibilidad de los resultados a la inclusión de los datos de la flota palangrera de Taipeí Chino tratándolos como una pesquería separada con los datos asociados de frecuencia de talla. Los datos actualizados de captura de la flota palangrera japonesa redujo la captura de esta pesquería de 24.000 t a 18.500 t.

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 desde entonces. 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.

Dentro del rango de biomasas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. 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, y hubo picos en 2004 y 2005. 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 537.000 toneladas (t) en 1986, tras lo cual disminuyó a un mínimo histórico de unas 254.000 toneladas al principio de 2004. La biomasa ha aumentado en 2004 y 2005 debido a dos picos recientes en el reclutamiento. 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. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores han aumentado en los últimos años.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Las estimaciones de reclutamiento y biomasa fueron muy sensibles al valor supuesto de la talla asintótica en la ecuación de crecimiento de Richards. Un valor menor produjo

una biomasa y reclutamiento mayores. Las estimaciones de reclutamiento y biomasa no fueron sensibles a la inclusión de los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino y la relación El Niño-reclutamiento. Se descubrió que la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño era significativo, pero explicó solamente una pequeña porción de la variación del reclutamiento. Los resultados no son sensibles a la captura palangrera japonesa actualizada.

Al principio de enero de 2006, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba aumentando de un nivel bajo histórico reciente (Figura 5.1a). 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 0,20, un 12% menor que el nivel correspondiente al RMSP, con límites de confianza superior e inferior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0,13 y 0,26. La estimación del límite de confianza superior es superior a la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0,22).

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, y 2001-2002, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que aquélla correspondiente al RMSP.

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor 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 68% de nivel de esfuerzo actual (2003-2004). Si se mantuviera este nivel de esfuerzo, el rendimiento a largo plazo sería aproximadamente el 95% del RMSP. Reducir el esfuerzo un 32% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo un 5%, y la biomasa reproductora de la población un 75%. 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 más grandes 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, excepto el valor bajo supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards, 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, excepto aquél de valor bajo supuesto de la talla asintótica, la mortalidad por pesca está muy por encima del nivel correspondiente al RMSP.

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles incrementados de SBR y capturas palangreras en los próximos pocos años, pero se espera que los altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsiguientemente el SBR. Con los niveles actuales de esfuerzo, es poco probable que la población siga en niveles que soportarían el RMSP a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o 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 permanecer en niveles que soportarían el RMSP. Si se redujera el esfuerzo a los niveles correspondientes al RMSP, la población seguiría por encima de  $S_{RMSP}$  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 las prácticas con respecto a los objetivos de la pesca, o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

## **2. DATOS**

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2005 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2005, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta mediados de marzo de 2006. 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; Maunder y Hoyle 2006). 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**

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. Las capturas realizadas en un año dado son asignadas a ese año, aun si no son descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar o captura total (descartes más captura retenida) o captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan 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 las evaluaciones de Harley y Maunder (2005) y Maunder y Hoyle (2006), 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 a sesgos introducidos en el algoritmo de composición por especies al determinar la composición por especies en estratos para los cuales no se dispone de muestras de composición por especie. En la presente evaluación, se calcularon factores de escala medios para 2000-2005 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especie par la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones estándar, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7, usamos el promedio de las Pesquerías 2-5, para las Pesquerías 2 y 3 usamos el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 el promedio de las Pesquerías 4 y 5. 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). Los informes mensuales de datos de captura brindaron, en el momento de la evaluación, datos de captura de 2005 completos para Vanuatu y parciales para China, Corea, Japón y Taipei Chino. Los datos de captura de las pesquerías japonesas de 2000-2004 han sido actualizados. Los datos de captura de 2002 de las pesquerías de Taipei Chino han sido actualizados, y se han añadido datos nuevos de 2003. Los datos de captura de las pesquerías de Corea han sido actualizados para incluir datos nuevos de 2003. Los datos de captura de 2003 y 2004 de las pesquerías de China han sido actualizados.

Al igual que en las dos evaluaciones previas del patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004, 2005; Maunder y Hoyle 2006), 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), redes neuronales (Harley y Maunder 2004, 2005), o un modelo estadístico basado en hábitat (Maunder y Hoyle 2006). En la presente evaluación, usamos CPUE de 1975-2004 estandarizada con un modelo general delta logarítmico normal, con latitud, longitud, y anzuelos por canasta como variables explicativas.

### **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 2005. 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, aumentó a partir de 2000, pero luego comenzó a disminuir de nuevo en 2003.

En el caso de las pesquerías palangreras, se dispuso de CPUE estandarizada para estimar el esfuerzo efectivo en cada trimestre durante 1975-2004. 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 2005 fue igual que aquél estimado para la pesquería palangrera en 2004, pero la información de abundancia en los datos de captura y esfuerzo de 2005 fue asignada una ponderación muy baja en el modelo.

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 cualquier caso, 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 2005 para el análisis, por lo que se supuso que la tasa de descarte por trimestre fue igual que en 2004.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas retenidas 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/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, la del año previo.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (ver Figura 4.5). Watters y Maunder (2001) presentan una justificación por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se calculan estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque se cree que este tipo de clasificación es infrecuente en las demás pesquerías cerqueras.

En la Figura 2.4 se presenta una serie de tiempo de descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las pesquerías más importantes sobre objetos flotantes (2, 3 y 5), la proporción de la captura descartada ha

sido baja durante los siete últimos años con respecto a 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 a partir de 1997, pero recientemente han ocurrido des reclutamientos grandes (Figura 4.9). Es posible que los reglamentos que prohíben los descartes de atún hayan causado una reducción de la proporción de pescado descartado.

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 2005 y actualizados de 1975-2004 para las pesquerías de superficie. Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa para 2004, y los datos de 2002-2003 han sido actualizados. No se usan en la evaluación los datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras. Se dispone de datos de frecuencia de talla de 1981-2003 de la flota palangrera de Taipeí Chino.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En evaluaciones previas (por ejemplo, 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 capturen 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 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 entonces 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 pescado mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (Figura 4.2); en la zona al sur de 15°N, capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (Figura 4.2, Pesquería 9).

Los datos de frecuencia de talla de la flota de Taipeí Chino incluyen más peces pequeños que aquéllos de la flota japonesa, pero existen preocupaciones acerca de la representatividad de las muestras de frecuencia de talla de la flota de Taipeí Chino (Stocker 2005, Anónimo 2006). Se realizó un análisis de sensibilidad usando la flota de Taipeí Chino como pesquería separada.

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 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 de crecimiento para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizás de la literatura) o fijados para permitir tratar la curva de crecimiento como algo conocido con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres, se constriñen para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monotónicamente. Se diseña el modelo modificado de tal forma que se necesita especificar el tamaño y la edad a las cuales se reclutan inicialmente los peces a la pesquería. Para la presente evaluación, se supone que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) a una talla de 28,8 cm y una edad de un trimestre.

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 igual a 30 cm, y la edad de reclutamiento a la pesquería igual a 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, 2001b; 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 en la 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 (Hampton y Fournier 2001b) fueron consistentes con los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central. 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 (2006) usaron datos de marcado y recaptura y de los incrementos diarios en los otolitos para estimar curvas de crecimiento para el atún patudo en el OPO. Ambas fuentes de datos brindaron estimaciones similares, con un sesgo aparente 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 (después que fueron almacenados congelados). 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 que el crecimiento es 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 talla observada. 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 en los datos (186,5 cm).

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

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 la estimación de la mortalidad natural.

Hampton y Maunder (2005) descubrieron que los resultados de la evaluación de la población son muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica. Por lo tanto, fueron efectuados análisis de sensibilidad para investigar la influencia del valor supuesto de ese parámetro. Se investigaron un valor mínimo de 171,5, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y un valor máximo de 201,5.

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos por edad de la captura por talla es la variación en 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 (2006), 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 amplia 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 en 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; Schaefer *et al.* 2005).

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 cuyo caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cuyo 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 pueden causar 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.

Los insumos de reproducción se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos provistos por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad a talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir en edad la madurez, fecundidad, y proporción madura por talla (Figura 3.2). 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 se basan en ajustes a proporciones de hembras por edad, madurez a edad, y estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) (Figura 3.1). 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 intercambio de peces neto entre estas dos regiones. El personal de la CIAT está realizando una evaluación del patudo del Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) y del NRIFSF del Japón en. 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 posibilitó 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 evaluación previa más reciente (Maunder y Hoyle 2006), pruebas de hipótesis indicaron que el índice ambiental ya no es estadísticamente significativo, por lo que no se usa en la evaluación. Se realizó un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño.

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 seis evaluaciones previas del patudo (Watters y Maunder 2001, 2002, Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004, 2005; Maunder y Hoyle 2006). 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 algo mayores y algo 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 2006 (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 basaran en estimaciones de mortalidad por pesca o capturabilidad (capturabilidad media más desvíos del esfuerzo) trimestrales para 2003 y 2004, 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, 2005; Maunder y Hoyle 2006). 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 2005 con aquéllas de 2004 señala que el desempeño de estas pesquerías es bastante variable. No hay un patrón perceptible en los cambios de las CPUE de 2004 a 2005. Las CPUE de las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) han sido generalmente bajas en los siete últimos años (Sección 4.2.2).

#### **4.2. Resultados de la evaluación**

A continuación describimos los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los cuatro

análisis de sensibilidad (2-5):

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 1975, CPUE estandarizada por el modelo general lineal delta logarítmico normal, y tamaños de muestra supuestos para los datos de frecuencia de talla;
2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0.75 para el análisis de sensibilidad.
3. Sensibilidad al valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards. Fueron investigados un valor mínimo de 171,5 cm, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y un valor máximo de 201,5 cm.
4. Sensibilidad a la inclusión de la flota palangrera de Taipei Chino como pesquería separada con los datos de frecuencia de talla asociados.
5. Sensibilidad a la inclusión de una relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño (el índice mensual de las anomalías de la presión atmosférica estándar al nivel del mar en Tahiti y Darwin (Australia), obtenido del Climate Prediction Center de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU.<sup>3</sup>, promediado sobre el trimestre y negado).

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 construye 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). 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 dos cohortes moderadamente fuertes que pasaron por la frecuencia de talla de los peces capturados en asociación con objetos flotantes en 2004 y 2005. 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.

<sup>3</sup> <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>

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. La lista siguiente indica las penas más importantes (un valor grande indica que el constreñimiento tuvo influencia):

Verosimilitud logarítmica negativa total = -383389  
Verosimilitud logarítmica negativa de los datos de captura = 5,7  
Verosimilitud logarítmica negativa de los datos de composición por tamaño = -384392  
Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de reclutamiento = 34  
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 = 550  
Constreñimientos para los parámetros de selectividad = 65

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 peces 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, y en la Figura 4.6b la incertidumbre en las estimaciones recientes. 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. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca demuestra 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 G (Tabla G.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. Hubo poco cambio en la capturabilidad de patudo por la flota palangrera (Figura 4.7b, Pesquerías 8 y 9). 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 evaluación previa (Maunder y Hoyle 2006), el índice ambiental no fue estadísticamente significativo, y por lo tanto no fue incluido en el análisis.

Dentro del rango de biomassas 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 biomassas 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 del reclutamiento estimado de patudo, y en la Tabla 4.2 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las técnicas para capturar patudos pequeños asociados con objetos flotantes no estaban en uso. 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, y hubo picos en 2004 y 2005. 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 537.000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 254.000 toneladas al principio de 2004. La biomasa ha aumentado en 2004 y 2005, debido a dos picos recientes en el reclutamiento.

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 biomassas 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 0,12, y el de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,16.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de la biomasa y del 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), al igual que el incremento reciente de la biomasa.

A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluyó cada arte y se extendió 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 de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de 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 25% 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) gracias al ingreso de cohortes fuertes a las pesquerías. Se atribuye el incremento de la talla media al crecimiento de estas cohortes. Durante 2001, sin embargo, el peso medio del pescado disminuyó (Figuras 4.13 y 5.2). 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 1999 y luego disminuyó (Figura 4.13). El peso medio del patudo capturado por las dos pesquerías palangreras combinadas parece haber disminuido durante 1997 y 1998, 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 palangreros (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 Watters 2003). Los residuales de la frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta (Figuras A.1 y A.3, o sea, el tamaño de muestra supuesto es demasiado pequeño. Tienen un sesgo negativo (Figura A.1), y la variabilidad es mayor para algunas tallas que para otras (Figura A.1), pero suelen ser consistentes con el tiempo (Figura A.2). El sesgo negativo se debe al gran número de observaciones cero. Una observación cero causa un residual negativo, y también una pequeña desviación estándar, que infla el residual normalizado.

En la Figura A.4 se presentan las desviaciones del esfuerzo trimestrales estimadas graficadas contra tiempo. Se supone que estos residuales están distribuidos normalmente (el residual es exponenciado antes de multiplicar por el esfuerzo, por lo que la distribución es en realidad logarítmica normal) con un promedio de cero y una desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que queda violado el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia. La evaluación supone que la pesquería palangrero 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 descarte 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). No hay 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 (Figura A.4). Las desviaciones del esfuerzo son mayores en 2005, pero esto se debe a que la desviación estándar asociada de la pena por desvío del esfuerzo fue incrementada debido a la falta de datos de CPUE de 2005. 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 descarte. 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 2005 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 descarte. 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, ya que el método de evaluación no ha cambiado desde la evaluación previa (Maunder y Hoyle 2006), pero Harley y Maunder (2004) describen los resultados de análisis retrospectivos previos.

#### 4.5. Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para la presente evaluación: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo B), el valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards (Anexo C), y a la inclusión de la flota palangrera de Taipei Chino como pesquería separada con los datos de frecuencia de talla asociados (Anexo D). 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 B.1) y reclutamiento (Figura B.2) son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. 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.

El valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards fue fijado en un valor mínimo de 171,5 cm, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y en un valor máximo de 201,5 cm. La biomasa y el reclutamiento estimados son muy sensibles al valor del parámetro de talla asintótica (Figuras C.1 y C.2); son mayores con un valor menor de dicho parámetro. Esto se explica con la necesidad de ajustar los datos de frecuencia de talla con selectividad asintótica de la pesquería palangrera del sur. Hay muy pocos individuos en los datos de frecuencia de talla de más de 186,5 cm de talla (Figura C.3). Si el parámetro de talla asintótica es mucho más que 186,5 cm, el modelo estima tasas de explotación altas, para eliminar los individuos de mayor edad, y si el parámetro de talla asintótica es mucho menos que 186,5 cm, el modelo estima tasas de explotación bajas, para asegurar que haya individuos de mayor edad para predecir los datos de frecuencia de talla. El mejor ajuste a los datos es del modelo con el valor alto del parámetro de talla asintótica, con la mayor parte de la mejora proveniente de una reducción de las penas relacionadas con el crecimiento (Tabla C.1). No obstante, esto podría ser engañoso, porque la mayor parte de la pena es de una distribución previa sobre crecimiento. Hampton y Maunder (2005) usaron un crecimiento fijo, y descubrieron que valores menores del parámetro de talla asintótica produjeron ajustes mejores a los datos. El modelo con el valor mayor del parámetro de talla asintótica todavía se ajusta bien a los datos de frecuencia de talla (Figura C.4, Tabla C.1), pero la verosimilitud de la frecuencia de talla es mejor con el valor menor del parámetro (Tabla C.1). La variación de la talla a edad es ligeramente mayor en el caso de las edades mayores en el análisis con el valor mayor del parámetro de talla asintótica (Figura C.5).

Los datos de captura palangrera de Taipei Chino fueron eliminados de las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) y usados para crear una pesquería separada (Pesquería 14), en la cual se incluyeron dichos datos. Se fijó el esfuerzo en 1 para todos los años, y la desviación estándar por la pena por desvíos de esfuerzo en 2 para asegurar que los datos de captura y esfuerzo de esta pesquería no afectaran la abundancia estimada. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento fueron muy similares a aquéllas del caso base (Figuras D.1 y D.2). Los datos de frecuencia de talla de la flota palangrera de Taipei Chino no incluyen los peces grandes observados en los datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa (Figura D.4), y la curva de selectividad estimada es correspondientemente en forma de domo (Figura D.5).

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa del análisis de sensibilidad que incluyó una relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño (el índice mensual de las anomalías de la presión atmosférica estándar al nivel del mar en Tahiti y Darwin (Australia), obtenido del Climate Prediction Center de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU.<sup>4</sup>, promediado sobre el trimestre y negado) fueron casi idénticas. El análisis demostró que hubo una relación negativa significativa entre el reclutamiento y el índice de El Niño, pero esto explicó solamente una pequeña porción de la variabilidad total del reclutamiento (Figuras E.1 y E.2).

Después de que se completó la evaluación de la condición del atún patudo en el OPO en 2005, se recibió una estimación actualizada de la captura de dicha especie por la flota palangrera japonesa en el OPO en 2004 de 18,500 t, aproximadamente 23% menos que el valor usado en la evaluación (24,000 t). La captura palangrera japonesa en 2005 se basa en informes mensuales, y por lo tanto no es afectada por los datos actualizados. Las estimaciones de biomasa (Figura F.1) y reclutamiento (Figura F.2) de la evaluación con la captura palangrera japonesa de 2004 actualizada son muy similares a aquéllas del caso base.

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

La tendencia en la abundancia es similar a la evaluación del caso base para 2005 (Figura 4.15). Las mayores diferencias ocurren al principio y al fin de la serie de tiempo.

#### **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 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 biomassas 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 no estaban capturando cantidades importantes de patudo pequeño. 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, y hubo picos en 2004 y 2005. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras 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.

---

<sup>4</sup> <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1980-1984, y alcanzó su nivel pico de unas 537,000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de unas 254,000 toneladas al principio de 2004. La biomasa ha aumentado en 2004 y 2005 debido a dos picos recientes en el reclutamiento. 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 biomassas 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 en el OPO. Se predijo que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores ha aumentado en los últimos años.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Las estimaciones de reclutamiento y biomasa fueron muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica en la ecuación de crecimiento de Richards. Un valor menor produjo una biomasa y reclutamiento mayores. Las estimaciones de reclutamiento y biomasa no fueron sensibles a la inclusión de los datos de frecuencia de talla de Taipei Chino y la relación El Niño-reclutamiento. Se descubrió que la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño era significativo, pero explicó solamente una pequeña porción de la variación del reclutamiento. Los resultados no son sensibles a la captura palangrera japonesa actualizada.

## 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,
2.  $F_{RMSP}$ , la mortalidad por pesca correspondiente al RMSP,
3.  $S_{min}$ , la biomasa reproductora mínima estimada para el período del modelo.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el 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 cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. 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.

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 ( $S_{\text{BR}}^{\text{RMSP}} = S_{\text{RMSP}} / S_{F=0}$ ).

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 ( $S_{\text{BR}}^{\text{RMSP}}$ ) en un 0,22.

Al principio de enero de 2006, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo aumentando de un nivel bajo histórico reciente (Figura 5.1a). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,20, un 12% menos que el nivel correspondiente al RMSP, con límites de confianza inferior y superior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0,13 y 0,26. El límite de confianza superior es mayor que el  $S_{\text{BR}}^{\text{RMSP}}$  estimado (0,22). Las evaluaciones previas predijeron que la biomasa reproductora se reduciría por debajo del nivel de  $S_{\text{BR}}^{\text{RMSP}}$  (Watters y Maunder 2002; Maunder y Harley 2002; Harley y Maunder 2004), pero no que se recuperaría, lo cual se debe a los picos recientes en el reclutamiento.

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,39 (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 0,45. Este aumento puede ser atribuido al reclutamiento superior al promedio 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 0,37 para mediados de 2001. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1994-1998 (Figura 4.9). Desde fines de 2001 hasta fines de 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles desde 1998, las capturas grandes de las pesquerías de superficie, y las capturas palangreras incrementadas, pero aumentó durante 2004 y 2005, alcanzando 0,20 al principio de 2006.

El SBR muestra una tendencia con el tiempo similar a la evaluación previa, con las mayores diferencias al principio y fin del período del modelo (Figura 5.1b).

Las estimaciones del SBR son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,13. Los intervalos de confianza relativamente estrechos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1975-2002 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue mayor que el  $S_{\text{RMSP}}$  (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,22 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 que permitan capturar el 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 2003 y 2004. 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  $F_{RMSP}$  es aproximadamente el 68% del nivel actual de esfuerzo. Si se mantuviera este nivel de esfuerzo, el rendimiento a largo plazo sería aproximadamente el 95% del RMSP. Reducir el esfuerzo un 32% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en un 5%, e incrementaría la biomasa reproductora de la población en un 75% (Figura 5.3). Los resultados del análisis de sensibilidad (Sección 5.4) presentan los resultados de una evaluación con una relación población-reclutamiento.

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. Por ejemplo, las capturas de patudo por dicha flota disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no eran vulnerables a esas 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 grupo de pesquerías (Tabla 5.3). Si estuviese operando solamente la pesquería de cerco, el RMSP sería aproximadamente 42% menos (62.116 toneladas en lugar de 106.722 toneladas en el caso de la evaluación del caso base). Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMSP sería aproximadamente 50% mayor que lo que se estima para todas las artes combinadas (159.174 toneladas en lugar de 106.722 toneladas, en el caso de la evaluación del caso base). Para lograr este nivel de RMSP, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 120%. Si se cambiara la pesquería cerquera solamente (es decir, se mantuviera igual el esfuerzo palangrero), el rendimiento sostenible requeriría una veda completa de la pesquería cerquera, y el RMSP sería tan sólo ligeramente inferior a aquél que corresponde a las pesquerías palangreras solamente (Tabla 5.3). Si se cambiaran las pesquerías palangreras solamente (es decir, se mantuviera igual el esfuerzo cerquero), el esfuerzo palangrero se incrementaría un 86%, pero el rendimiento sostenible sería aproximadamente igual que el RMSP con la distribución actual del esfuerzo entre los métodos (Tabla 5.3), pero el SBR sería muy reducido.

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

Se estimó el potencial total de reproducción para cada clase trimestral de edad. Ya que se incluye la mortalidad por pesca actual, los cálculos se basan en cambios marginales (el cambio marginal en la producción de huevos si se elimina un individuo o una unidad de peso de la población) y cambios grandes en la captura provocarían resultados algo diferentes debido a cambios en las tasas futuras de mortalidad por pesca. En los cálculos se usa la mortalidad por pesca media a edad durante 2003 y 2004.

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 todavía grande para todos los individuos de unos 15 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 o cuatro toneladas en la captura de patudo de edad mayor.

### 5.5. RMS<sub>ref</sub> y SBR<sub>ref</sub>

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMS (rendimiento máximo sostenible) 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<sub>ref</sub> y sugirió que dos tercios de RMS<sub>ref</sub> 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<sub>ref</sub>). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis de otros investigadores que indicaron que los mejores patrones prácticos de selectividad eran capaces de producir el 70-80% de RMS<sub>ref</sub>, 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<sub>ref</sub> está asociado con un SBR (SBR<sub>ref</sub>) que podría también ser un punto de referencia apropiado. El SBR<sub>ref</sub> no depende de la selectividad del arte de pesca ni la distribución del esfuerzo entre las artes. Por tanto, SBR<sub>ref</sub> podría ser más apropiado que SBR<sub>RMS</sub> para poblaciones con múltiples pesquerías y deberían ser más precautorias porque SBR<sub>ref</sub> es normalmente mayor que SBR<sub>RMS</sub>. Sin embargo, cuando se supone que reclutamiento es constante (es decir, no hay una relación población-reclutamiento), SBR<sub>ref</sub> podría todavía ser peligroso para una población reproductora porque es posible que el RMS<sub>ref</sub> ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros. No obstante, 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 pudiera 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 analizadas por Maunder (2002b). SBR<sub>ref</sub> podría ser un punto de referencia más apropiado que el SBR<sub>x%</sub> normalmente propuesto (por ejemplo SBR<sub>30%</sub> a SBR<sub>50%</sub>; ver Sección 5.1) porque se estima SBR<sub>ref</sub> con base en la biología de la población. Sin embargo, SBR<sub>ref</sub> 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<sub>ref</sub> en 196.068 toneladas y el SBR<sub>ref</sub> en 0,21 (Figura 5.5). El SBR<sub>ref</sub> 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 54% del RMS<sub>ref</sub>. Si se explotara la pesquería suponiendo el mismo patrón de selectividad que en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9), el RMS sería el 81% del RMS<sub>ref</sub>. Es necesaria una mayor investigación para determinar si los puntos de referencia basados en RMS<sub>ref</sub> y SBR<sub>ref</sub> 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 estimada de 2003 y 2004.

El análisis de sensibilidad que incluía un modelo población-reclutamiento con una inclinación de 0,75 estimó que el SBR requerido para sostener el RMSP es 0,31, comparado con 0,22 para la evaluación del caso base (Tabla 5.1). Este valor es ligeramente mayor para la talla asintótica incrementada y la inclusión de Taipei Chino como pesquería separada. El análisis de sensibilidad a inclinación estima un multiplicador de  $F$  considerablemente menor que la evaluación del caso base (0,51). El multiplicador de  $F$  es considerablemente mayor con una talla asintótica mayor, indicando que el esfuerzo debería ser incrementado, pero considerablemente menor con la talla asintótica reducida (Tabla 5.1). Todos los análisis excepto aquél que supone una talla asintótica mayor estiman que el SBR actual es menor que el  $SBR_{RMSP}$ .

Las cantidades de ordenación son tan sólo moderadamente 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 mantenido en aproximadamente el mismo nivel para permitir a la población producir el RMSP (Tabla 5.4). Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el esfuerzo en esa pesquería podría ser incrementado un 31% para permitir a la población estar en el nivel correspondiente al RMSP (Tabla 5.4).

Se estima que la flota de Taipei Chino tiene un impacto mucho menor sobre la población que las otras pesquerías, pero su impacto ha aumentado con el tiempo (Figura D.6).

Las estimaciones del SBR (Figura F.3) y de las cantidades de ordenación (Tabla F.1) de la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004 son muy similares a aquéllas del caso base.

### 5.7. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2006, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba aumentando de un nivel bajo histórico reciente (Figura 5.1a). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,20, un 12% menor que el nivel correspondiente al RMSP ( $SBR_{RMSP}$ ), con límites de confianza inferior y superior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0,13 y 0,26. La estimación del límite de confianza superior es superior a la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0,22).

Los intervalos de confianza relativamente estrechos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de las estimaciones de SBR sugieren que, en la mayoría de los trimestres durante 1975-1993 y 2001-2002, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que aquélla correspondiente al RMSP. La línea de trazos en 0,22 en la Figura 5.1a representa este nivel.

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor 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 68% de nivel de esfuerzo actual (2003-2004). Si se mantuviera este nivel de esfuerzo, el rendimiento a largo plazo sería aproximadamente el 95% del RMSP. Reducir el esfuerzo al 32% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo en un 5%, e incrementaría la biomasa reproductora de la población un 75%. 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  $F_{RMSP}$  (Figura 5.1c).

Todos los análisis, excepto aquél que incorpora el valor bajo supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards, señalan que, al principio de 2005, la biomasa reproductora estuvo por debajo de  $S_{RMSP}$  (Tablas 5.1 y 5.2). El RMSP y el multiplicador de  $F$  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, excepto aquél que incorpora el valor bajo supuesto de la talla asintótica, la mortalidad por pesca está muy por encima de  $F_{RMSP}$ . Los resultados no son sensibles a la captura palangrera japonesa actualizada.

## 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 método basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud (Maunder *et al.* en prensa). El método usado previamente (Maunder y Watters 2001) tomó en consideración la incertidumbre acerca de 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 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 no son a menudo 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 cinco años adicionales con datos de esfuerzo trimestral iguales a los de 2005 (excepto la pesquería palangrera, que usa los de 2004) escalados a la capturabilidad media de 2003 y 2004 (excepto la pesquería palangrera del norte, que usa estimaciones de 2003 para el trimestre 2, y de 2002 y 2003 para el trimestre 3, debido a falta de índices de CPUE). No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y se estiman los reclutamientos de los cinco 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 2003 y 2004 (excepto la pesquería palangrera del norte, tal como se comentó anteriormente).

Los escenarios investigados fueron:

1. El esfuerzo trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al esfuerzo trimestral en 2005 (2004 en el caso de las pesquerías palangreras), 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 y 2005 fue fijado igual al esfuerzo en (1), 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 2005 (incluyendo las restricciones de esfuerzo y captura de la Resolución C-04-09).

Se estima que el SBR ha aumentado en los últimos años (Figura 5.1a). Se atribuye el aumento a dos picos en el reclutamiento reciente. Si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad, se predice que el SBR aumentará a alrededor del nivel que soportaría el RMSP en 2008, y luego disminuirá (Figura 6.1a). Se estima que la biomasa total está actualmente en su punto máximo, y que probablemente disminuirá en el futuro (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 aumentarán moderadamente en 2006, pero que luego disminuirán con el esfuerzo actual (Figura 6.3, recuadro inferior). 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.

### **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). Sin las restricciones, el SBR aumentaría tan sólo ligeramente y luego disminuiría a niveles más bajos (0,09).

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 mantener niveles correspondientes al RMSP. Esto es respaldado por las estimaciones del multiplicador de  $F$  que sugieren que son necesarias reducciones del esfuerzo de 32% (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  $F_{RMSP}$ , el SBR se recuperaría rápidamente a por encima de  $S_{RMSP}$  y permanecería por encima de ese nivel durante el 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).

Las estimaciones de la evaluación con la captura palangrera japonesa actualizada de 2004 son muy similares a aquéllas del caso base. Sin embargo, hay una diferencia mayor para las cantidades

proyectadas (Figura F.4 y Tabla F.2) que para las estimaciones históricas, pero el efecto es solamente leve, excepto en el caso de la captura palangrera (Tabla 2).

### **6.3. Resumen de los resultados de la simulación**

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles de SBR y capturas palangreras incrementados en los próximos años, pero se espera que altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsecuentemente el SBR. Con los niveles de esfuerzo actuales, es poco probable que la población permanezca en niveles que soportarían el RMSP, 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 permanecer en niveles que soportarían el RMSP. Si se redujera el esfuerzo a los niveles que soportarían el RMSP, la población permanecería por encima de  $S_{RMSP}$  durante el 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 2005 y nuevos datos recabados durante 2005.

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, se procurará obtener datos para pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

### **7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación**

El personal de la CIAT está considerando cambiar al modelo general *Stock Synthesis II* (elaborado por Richard Methot en el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU.) para sus evaluaciones de poblaciones, con base en el resultado de la reunión técnica sobre métodos de evaluación de poblaciones celebrada en noviembre de 2005.

Continuará la colaboración con el personal de la secretaría de la comunidad del pacífico en el modelo del patudo del pacífico entero.

## REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 2006. Report of the Albacore Working Group Meeting (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p.  
([http://isc.acaffrc.go.jp/isc6/ISC06\\_Annex%206\\_ISC-ALBWG\\_Report\\_Final.pdf](http://isc.acaffrc.go.jp/isc6/ISC06_Annex%206_ISC-ALBWG_Report_Final.pdf))
- 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>)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP, 19p.  
([http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1\\_SA\\_WP\\_2\\_SUP.pdf](http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.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., 12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p.  
([http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99\\_WPBT-2.pdf](http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99_WPBT-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 Assess. Rep. 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 Assess. 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 Assess. Rep. 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. 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., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. 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.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 23: 33-76.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 23: 1-32.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p.

(<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>)

- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. Nankai Reg. Fish. Res. Lab, Rep. 25: 91-104.
- Sun, C, C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. Fish. Bull. 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Data Rep. 10: 100 p.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 147-246.

# STATUS OF THE SWORDFISH STOCK IN THE SOUTHEASTERN PACIFIC OCEAN

by

Michael G. Hinton and Mark N. Maunder

1. Executive summary.....	249
2. Data.....	249
3. Assumptions and parameters .....	251
4. Stock assessment.....	252
5. Stock status .....	254
6. Future directions .....	254
Figures .....	256
Tables.....	273
References.....	282

## 1. EXECUTIVE SUMMARY

Genetic and fishery data indicate that the swordfish of the southeastern Pacific Ocean (SEPO, south of 5°S) constitute a distinct stock.

Preliminary analyses of the status of the SEPO stock of swordfish indicate that the spawning biomass has declined significantly over the 1945-2003 period, and that it is now at about twice the level which will support fisheries at the average maximum sustained yield (AMSY) of 13,000-14,000 metric tons (t). Catches have increased substantially since 2001, and recent harvests are on the order of 14,000-15,000 t of swordfish annually.

## 2. DATA

The principal fisheries that capture swordfish in the EPO are discussed by Hinton *et al* (2005). In the southeastern Pacific Ocean (SEPO, south of 5°S), the principal and most persistent of these are the fisheries of Chile (Barbieri *et al*, 1998; Yáñez *et al*, 2003) and Japan (Okamoto and Bayliff 2003; Yokawa 2005), which have taken a combined average annual catch of about 5,200 metric tons (t) during the 1990s and about 5,500 t since. The dominant fishery in most recent years is that of Spain, which has taken on average about 5,700 t annually since 2002 (Mejuto and García-Cortés 2005).

### 2.1. Definitions of the fisheries

Seven fisheries are defined for the stock assessment of swordfish in the SEPO. These fisheries are defined based on the gear type, country, and/or spatial distribution so that, in general, there is little change over time in the age-specific selectivity of the fishery.

Fishery	Description
Japanese coastal	Japanese longline east of 90°W (Hinton 2003, Figure 2, Area 4) (pre-1999 only for Scenario B)
Japanese offshore	Japanese longline west of 90°W (Hinton 2003, Figure 2, Area 5)
Spanish early	Spanish longline before 2001
Spanish late	Spanish longline 2001 and later
Chilean artisanal	Artisanal fishery catch from Chile, Peru, and other coastal nations
Chilean industrial	Chilean industrial longline
Japanese coastal (Scenario B only)	Japanese longline east of 90°W, 1999 and later

The Japanese longline fishery was separated into a coastal and an offshore fishery (Figure 2.1). The model was run with two scenarios (A and B) for the Japanese coastal fishery, based on the observed increasing catch rates of smaller fish beginning in the late 1990s. Scenario A did not include two time

periods for the coastal fishery, while Scenario B was conducted by separating the Japanese coastal fishery into early (pre-1999) and late (1999 and later) periods. Longline fisheries that are considered similar in style and area to the Japanese offshore longline fishery were included therein: these were China, Chinese Taipei, Ecuador, French Polynesia, Korea, Uruguay, and Vanuatu.

The Spanish fleet changed from its traditional gear to American gear around 2001, which changed the characteristics of the fishery (Mejuto and García-Cortes 2005). Therefore, the Spanish fishery is split into two time periods, early and late. The remaining fisheries, mainly from Chile, were separated into artisanal fisheries, which catch larger fish using predominantly harpoon and gillnet gear, and an industrial longline fishery, which catches younger, smaller fish.

## 2.2. Catch

Total catch ( $t$ ) by flag is shown in Table 2.1, and catch by fishery ( $t$  and numbers of fish) is shown in Figure 2.2.

Catch data (number of fish) for the Japanese longline fisheries were provided by the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan for the 1955-2003 period.

Catch data (numbers of fish and kilograms [kg]) for the Spanish fisheries were provided by the Instituto Español de Oceanografía (IEO) (A Coruña, Spain) for the 1991-2003 period. Mejuto and García-Cortes (2005) present an updated description of the operations of the Spanish fishery, which began in the EPO in 1990. They note in this update a significant difference between catch rates of gear used in the early (traditional gear-period) and late (American gear-period) periods of the fishery.

Catch data for the Chilean fisheries are described in Table 2.2.1c of Hinton *et al.* 2005. This catch series was augmented by adding data for Peru (Weidner and Serrano 1997, Appendix B2a, Columns “Smith” and “FAO”, p. 401), and it was extended to 1945 for Chile (Weidner and Serrano 1997, Appendix E2a1, p. 776).

## 2.3. Indices of abundance

Several indices of abundance, all based on catch-per-unit-of-effort (CPUE) data, are available for the stock assessment of swordfish in the SEPO.

Catch and effort data for Japanese fisheries were provided by the NRIFSF in numbers of fish and hooks fished by 5-degree area and month. Raw CPUE time series were generated for the Japanese coastal and Japanese offshore fisheries. The CPUE series starts in 1952 for the Japanese offshore fishery, but the geographical expansion of the Japanese fishery into the EPO did not reach the coastal regions of the SEPO (Hinton 2003, Figure 2, Area 4) until about 1967 (Joseph *et al.* 1974, Figure 1).

Catch and effort data for the Spanish fisheries were provided by the IEO in numbers of fish and kg by 5-degree area and month for the 1991-2003 period. Raw CPUE time series were generated for the early and late periods in the Spanish fishery.

Catch rate data for Chile were obtained from Yáñez *et al.* (2003) [artisanal: 1987-1999; longline, 1994-1999] and Barría *et al.* (2003) [longline: 2001-2002]. The artisanal and longline fisheries capture fish of significantly different ages and operate in different areas (Yáñez *et al.* 2003), so they were modeled individually to account for differences in their selectivities.

## 2.4. Size and age composition

### 2.4.1. Size composition

Length-frequency data from the Spanish fishery were available in lower jaw-fork length (LJFL), and from Japanese fisheries in eye-fork length (EFL). LJFL was used in the stock assessment model. The EFL data were converted to LJFL using the method of Uchiyama *et al.* (1999). Length frequencies used in the model for the Japanese fisheries are shown in Figure 2.3.a, and for Spanish fisheries, in Figure 2.3.b.

## **2.4.2. Age composition**

Age composition data for the combined artisanal and longline Chilean fishery for 1987-2001, and length-frequency data for the Chilean artisanal fishery for 1994-2001 were available (Yáñez *et al.* 2003). The age frequencies for the 1987-1997 period were reconstructed from the combined artisanal and longline data by converting the length-frequency data for the two fisheries using a combined-sex age frequency distribution developed from the sex-specific growth models of Montiel (1996: cited by Barbieri 1998). The proportions at age by fishery were then used to separate the age-frequency data into the two fisheries. Age composition data for the industrial longline and the artisanal fisheries were also available for the 1998-2001 period (Anonymous 2005). Age frequencies used in the model for Chilean fisheries are shown in Figure 2.3c.

## **3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS**

### **3.1. Biological and demographic information**

Detailed discussion and background information on biological parameters are given in Hinton *et al.* (2005).

### **3.2. Stock structure**

The IATTC staff has undertaken and supported collaborative investigations of stock structure of swordfish in the Pacific Ocean (*e.g.* Alvarado *et al.* 2006). Hinton *et al.* (2005) reviewed the hypothesized stock structures of swordfish in the Pacific Ocean, with emphasis on the EPO, noting the Hinton and Deriso (1998) northern limit of the swordfish stock in the SEPO was at 5°S. Since a 2005 preliminary assessment of swordfish in the SEPO (Hinton and Maunder 2005) using this northern boundary, Alvarado *et al.* (2006) have rejected the hypotheses of mixing stocks in the Pacific Ocean, finding strong signals of distinct stocks of swordfish in the southeastern and northeastern Pacific Ocean by nDNA analysis, with the latter region distinguishable from the Hawaiian-central Pacific area (Table 3.1). IATTC-supported analyses are currently in progress which double in number the sample sizes of Alvarado *et al.* (2006) and extend the analyses beyond the region of the eastern and central Pacific to the Pacific basin; preliminary results of this work are consistent with those reported in Alvarado *et al.* (2006).

### **3.3. Growth**

We used sex-specific growth models of Montiel (1996: cited by Barbieri *et al.* 1998). The coefficient of variation (CV) of length at age in the model was assumed equal to 0.075. A common weight-length relationship [Round weight = 2.8872e-6\*(LGFL^3.2968); Uchiyama *et al.* 1999, Table 2] was used.

### **3.4. Recruitment and reproduction**

The age of first maturity for swordfish has been estimated as being between 4–6 years; in this study, age at 50% maturity was set at about 5 years. No *a priori* estimate of the stock-recruitment relationship was available for this stock, so a Beverton-Holt model with a steepness of 0.75 was assumed. The standard deviation of the log-normal distributional assumption for annual recruitment deviates was set at 0.6.

### **3.5. Movement**

There is little information about movement of swordfish in the SEPO. However, genetic analysis (Section 3.2) suggests that there is little or no exchange of fish with the rest of the Pacific Ocean. No spatial structure was included in the population dynamics, and therefore no movement parameters were built into the model.

### **3.6. Natural mortality**

It has been estimated that natural mortality ( $M$ ) of swordfish is in the range of 0.2-0.5 (Hinton *et al.* 2005); in this study it was assumed to be 0.4.

## **4. STOCK ASSESSMENT**

A stock assessment was carried out using Stock Synthesis II version 1.23b (SS2; Methot 2005). SS2 is an age-structured statistical stock assessment model programmed in AD Model Builder (<http://otterrsch.com/admodel.htm>). SS2 is general, fits to multiple data types, and allows for a range of assumptions about the dynamics of the population and the fisheries. In general, for the swordfish application, the model is fitted to multiple CPUE-based indices of relative abundance, catch-at-length, and catch-at-age data.

In this study, the stock was considered to be at an equilibrium exploited population level in 1945, based on knowledge of existing fisheries (Weidner and Serrano 1997). The modeling period began in 1945 and ended in 2003. The model was configured with 15 age classes, with the oldest age class acting as an accumulator for all fish 15 years of age and older.

Two scenarios were modeled for the stock assessment of swordfish in the SEPO. Scenario A had six fisheries: Japanese coastal longline, Japanese offshore longline, Spanish longline early period, Spanish longline late period, Chilean artisanal, and Chilean industrial longline. Scenario B was conducted by separating the Japanese costal fishery into early (pre-1999) and late (1999 and later) fisheries.

The catch data for the Chilean and Spanish fisheries were available in weight. For most of the catch of the Japanese-like fisheries, catch data were in numbers of fish. In cases of Japanese-like fisheries for which only weight data were available, catches in numbers of fish were estimated from annual estimates of average weight.

The age-specific selectivity for the Chilean artisanal fishery was constrained to be asymptotic because this fishery catches the largest fish, and the size of capture does not appear to have an upper limit. The other fisheries were assigned a dome-shaped age-specific selectivity (Figure 4.1), because even when fishing in regions near where large fish are known in catches of the Chilean artisanal fishery, the catches of these fisheries regularly lack the largest individuals, and the modes of the age/length distributions are left-shifted (*i.e.* shifted to younger fish). The modes of the selectivity curves were fixed based on initial runs of the model.

The approximate effective sample size for the length- and age-frequency data likelihood was calculated from the estimated residuals from an initial run of the model. The abundance indices were all given the same value for the standard deviation of the likelihood function, as there was no prior reason to support one over another.

### **4.1. Assessment results**

The results from the SS2 model fitted to the CPUEs for swordfish fisheries are shown in Figure 4.2. In general, the model fits the CPUE data at about the level suggested by the assumed CV of 0.2. However, there is substantial autocorrelation in the residuals. The poorest fits occur in the most recent time period for the Japanese fisheries and in the Chilean artisanal fishery. There is substantial conflict between the two Japanese longline fisheries in recent years. The CPUE index for the coastal fishery shows a substantial increase, while the offshore fishery has a steady decline. The model is unable to reconcile these conflicts in the data. The Chilean artisanal fishery has shown a continuous decline in catch rates over the 1987-1998 period, but the model was unable to predict the extent of the decline.

Gear selectivity for each of these fisheries is also shown in Figure 4.2. There are substantial differences in age-specific selectivity among the fisheries. The Chilean artisanal fishery captures much older fish than the other fisheries. The Chilean industrial longline fishery also tends to capture older fish than do the other longline fisheries. The late-period Japanese coastal fishery appears to not catch the fish aged more than 5 years that were caught in the earlier period and in the offshore fishery.

### **4.2. Recruitment**

The current estimate of annual total recruitment, and a comparison to an estimate from the previous

assessment (Hinton and Maunder 2005), are shown in Figure 4.3.

The stock experienced a steep decline in recruitment during the early to mid-1950s, followed by a period of slowly increasing recruitment to the pre-1950 level, which was reached in about 1971. The recruitment index remained at about the average level (1,300 t) from around 1971 through 2000. The index value increased to about 2,800 t in 2001 and 4,200 t in 2002, and then returned to near average levels.

#### **4.3. Biomass**

The estimated vulnerable biomass from the model fit is shown in Figure 4.4. Though the estimated vulnerable biomass and the spawning biomass (Figure 4.5) have both cycled during the modeling period, the spawning biomass has declined steadily since about 1980, in contrast to the vulnerable biomass, which has risen since the mid-1990s. This is due mainly to an age at first vulnerability that is less than the age at maturity. By 1961 the vulnerable biomass was already reduced due to low recruitment. The high recruitment seen at the end of the period has kept vulnerable biomass high, but the high exploitation rates do not allow the cohorts entering the fishery to reach maturity, thus preventing them from entering the spawning population.

#### **4.4. Residual plots**

Bubble plots of residuals for model fits to the length and age data following fitting the SS2 model to the CPUE series are shown in Figures 4.6.a.1-4.6.a.3 for Scenario A, and 4.6.b.1-4.6.b.3 for Scenario B.

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

No additional sensitivity analyses were conducted.

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

The results are substantially different from those estimated by Hinton and Maunder (2005). The overall decline in abundance over the modeling period is less in the current assessment (Figure 4.7), and though the estimated trends in recruitment are similar through the mid-1970s, there are significant differences for the more recent years (Figure 4.3, lower panel). These differences result from the structural differences between the model and the inputs. In the 2005 assessment a single standardized CPUE series was used for the Japanese fishery. The standardization model for 2005 included structure for area, gear, and other factors, but the structure of the SS2 model included only two fisheries (Japanese-like and Spanish-like) and it lacked area substructure. The current model included six (or seven) fisheries based on selectivities, including allowances for domed selectivities for fisheries that tend to not capture the largest individuals, and it incorporated spatial structure that is related to operation of fisheries and related in a general sense to the oceanographic features of the southeastern Pacific region off the coasts of Chile and Peru. This area structure was a significant factor in the CPUE standardization model for Japanese longline catch rates for swordfish (Hinton *et al.* 2005), which made it an important factor for inclusion in this model, as well. The evidence of difference is seen in the fits for Japanese-like fisheries in Areas 4 and 5 (Hinton 2003) for 2005. The importance of including the information from the additional fisheries of Chile in this assessment cannot be overstated. The Chilean fisheries data, including age-structure data from the catch, made a significant impact on this assessment, adding the ability to separate the impact of the fisheries on the entering recruits from that on the older fish that contribute significantly to the spawning biomass. This added significantly to the ability of the model to resolve the overall status of the stock. The resulting differences may also be seen in the qualitatively similar trends of the spawning biomass ratio (SBR: the ratio of the spawning biomass to that of the unfished stock,  $S_0$ ), which declines over the modeling period in both the current assessment and that of Hinton and Maunder (2005) (Figure 4.8).

#### **4.7. Summary of the results from the assessment model**

The population has experienced considerable changes in biomass and is currently at a moderate level of depletion. There is strong evidence of one or two large cohorts entering the fishery; however its strength is uncertain. Size and age-frequency data for 2004 and 2005 will improve the estimates of the size of

these cohorts.

## 5. STOCK STATUS

### 5.1. Assessment of the stock based on spawning biomass

The trends in spawning biomass and in SBR for the swordfish stock in the SEPO are shown in Figure 4.4. The SBR is estimated to have been between about 0.5 and 0.9 during the entire period of monitoring (1945-2003), having dipped as low as about 0.5 in the mid-1960s, and again in the mid-1990s. Under Scenario A, the SBR is currently estimated to be 0.67, and under Scenario B, 0.51. The SBR at average maximum sustained yield (AMSY) ( $SBR_{AMSY}$ ) is estimated to be about 0.26 under both scenarios. Therefore, the spawning biomass is estimated to be well above the level which would support the AMSY.

### 5.2. Assessment of the stock based on AMSY

The AMSY for the southern EPO swordfish stock is about 13,000–14,000 t under both scenarios, and  $SBR_{AMSY}$  is about 0.26. At current biomass levels, the SBR is at about 0.56 under Scenario A and 0.41 under Scenario B. Therefore, the stock is estimated to be well above the biomass that would support the AMSY.

The average annual catch from the stock during the 1993-2000 period was about 6,900 t (range: 4,800–8,600 t). Catches in recent years have been on the order of 12,000-13,000 t, which is about the estimated AMSY catch level. In addition, there have been indications of increasing efficiency and targeting of swordfish in the southern EPO, which has resulted in increased harvests of this stock. It is also noted also that some of the increased catch may have resulted from the above average recruitments noted previously. It is unlikely that further increases in the high catch levels observed in recent years would be sustainable.

No calculations have been made to determine the level of AMSY that could be obtained by each fishery operating exclusively. However, it is likely that the fisheries that capture younger fish (*e.g.* the longline fisheries of Chile, Japan, and Spain) are less efficient at maximizing yield. There is potential for yield over-fishing analogous to that of longline and purse seine fisheries harvesting bigeye tuna in the EPO (Maunder and Hoyle 2005), with the Chilean artisanal fishery in the role of longline fishery and the Chilean/Japanese/Spanish longliners, which capture the younger fish, in the role of the purse seine fishery.

### 5.3. Summary of the stock status

The stock biomass is above the level that would support AMSY. The current catch levels are estimated to be about the AMSY level. However, there have been recent increases in the longline fisheries that are harvesting the younger age classes of swordfish, which may result in lesser numbers of individuals entering the spawning biomass. The model shows a continuing decrease in spawning biomass, and if this trend continues it suggests that at some point it will be necessary to recommend restriction of fishing activities for one or more components of the current fishing fleets. There is also the potential for yield overfishing due to the small average size of the fish caught.

## 6. FUTURE DIRECTIONS

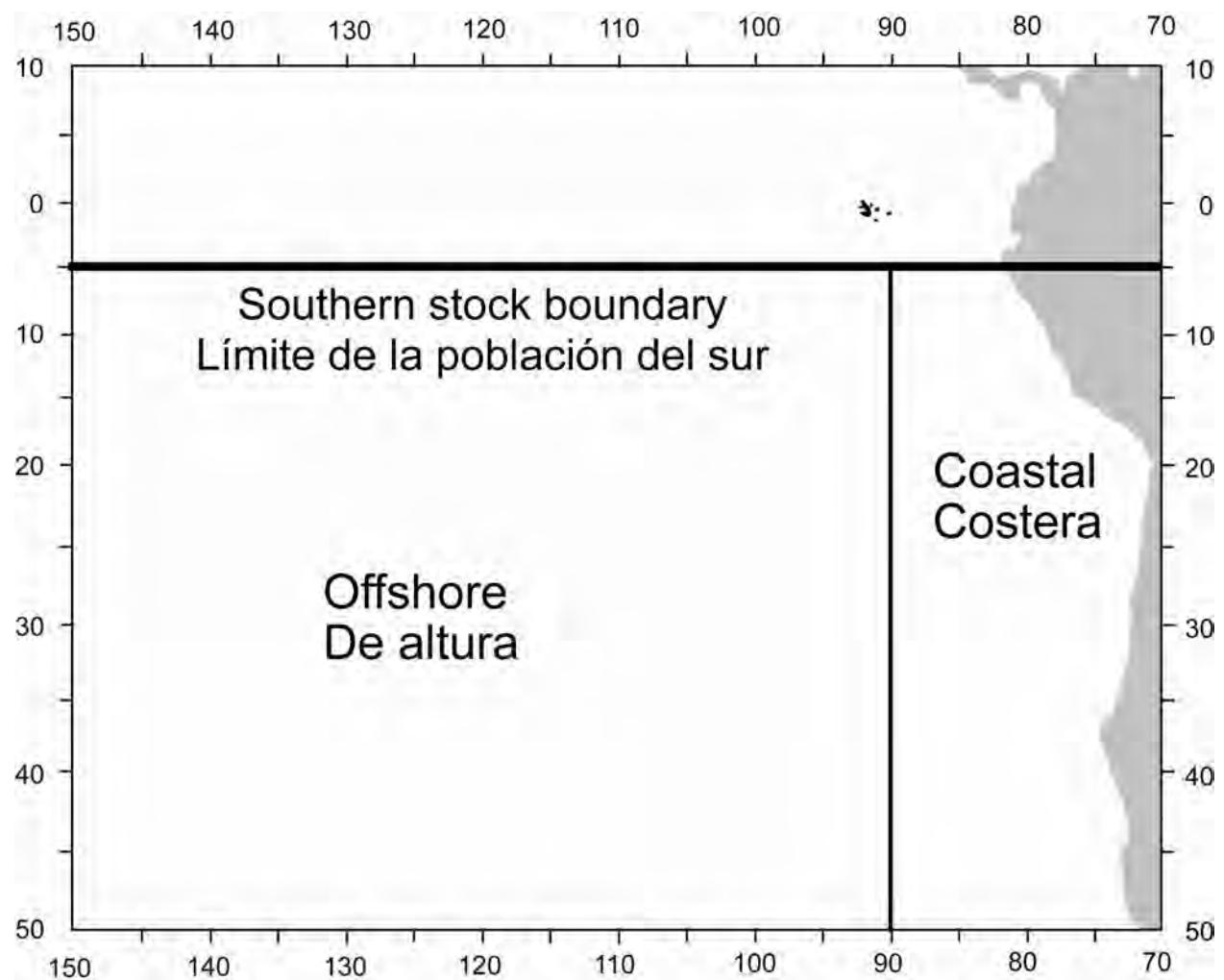
It is recommended that yield-per-recruit type analysis be conducted to explore more fully the status of swordfish stock.

It is recommended that complete information on fisheries (*e.g.* catch, effort, age- and length-frequency data) be obtained from participants in the fishery for incorporation in modeling work.

It is recommended that comprehensive CPUE standardization be carried out for all CPUE times series used in the assessment model.

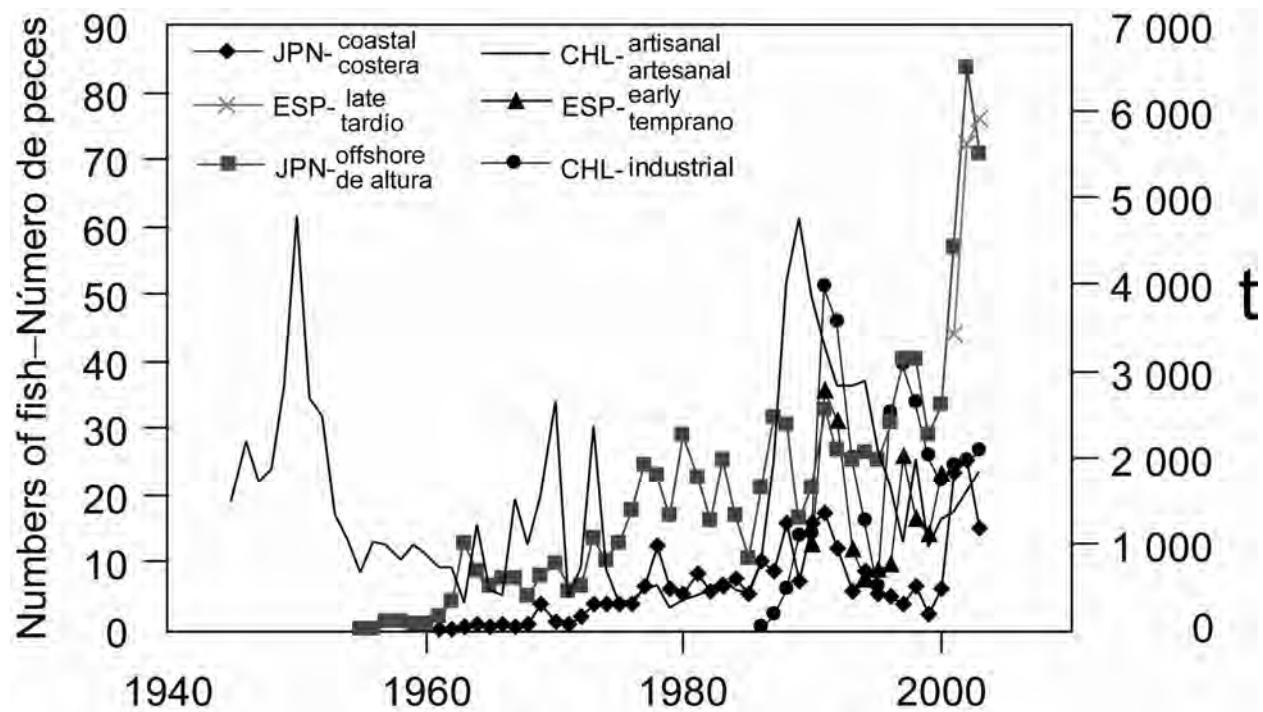
It was recognized during this assessment that access to information from Chile is problematic, and it is recommended that such information be sought through all identifiable means.

It is recommended that fisheries in the region be closely monitored for changes, and, given the increase in fisheries directed at swordfish and the decreasing trend in spawning biomass, that the status of the stock be updated in 2007.



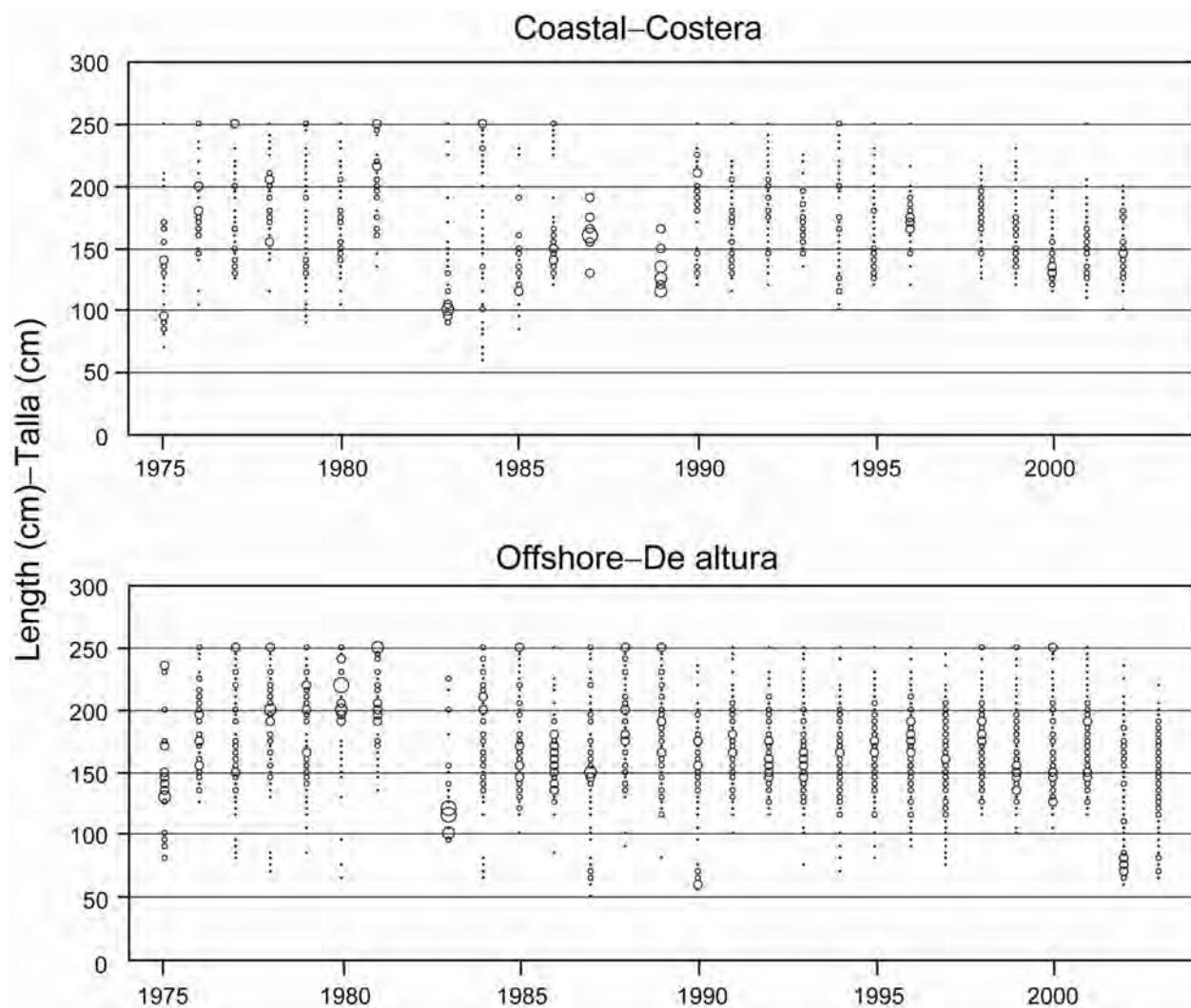
**FIGURE 2.1.** SEPO swordfish stock area—south of 5°S, and subareas for Japanese coastal and offshore longline fisheries.

**FIGURA 2.1.** El área de la población de pez espada del OPSE, y las subáreas de las pesquerías japonesas costera y de altura.



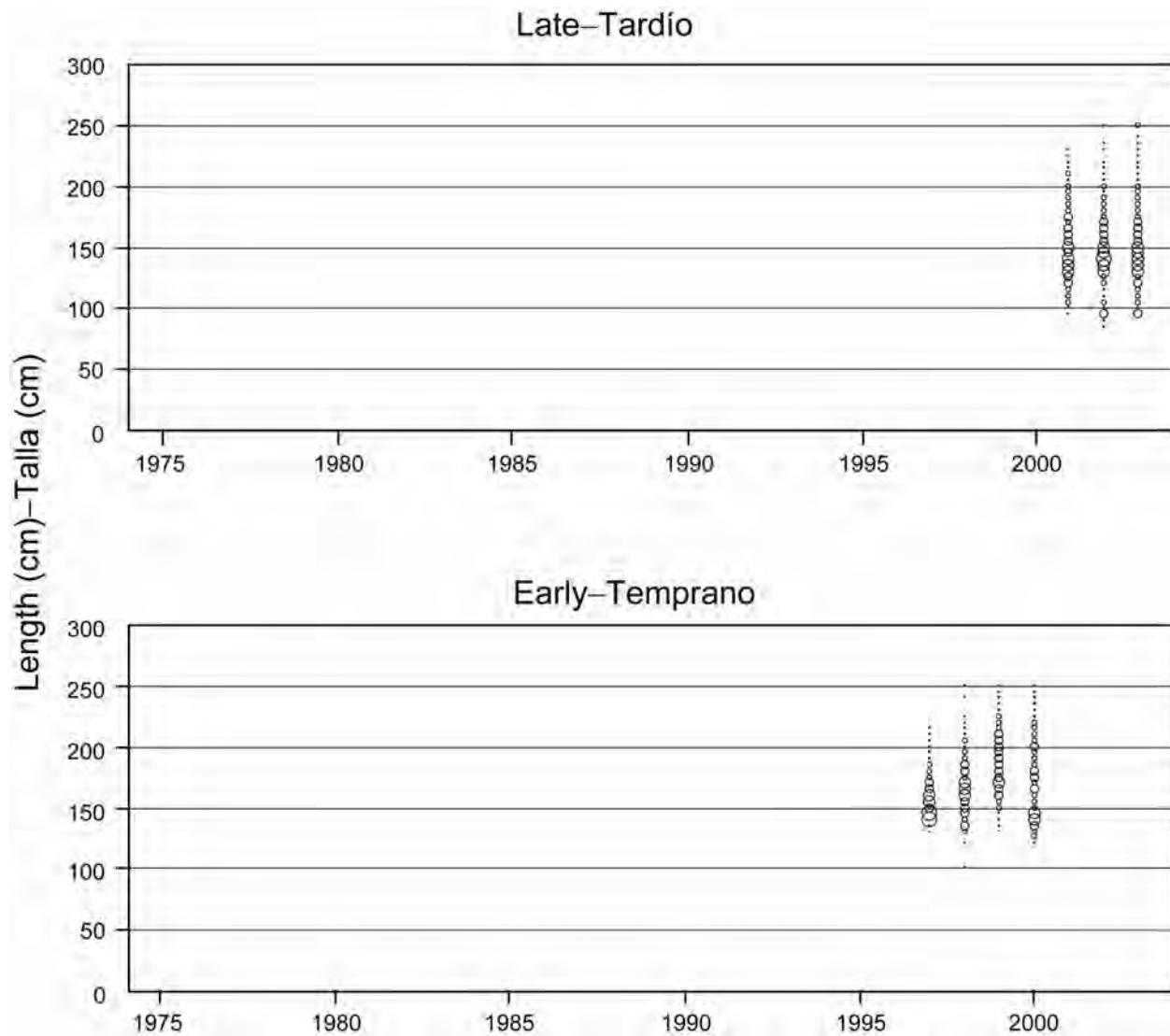
**FIGURE 2.2.** Catch of SEPO swordfish, by fishery, in weight (t) and numbers of fish, used in the 2006 SEPO swordfish assessment. CHL = Chile; ESP = Spain; JPN = Japan; t = metric tons.

**FIGURA 2.2.** Captura de pez espada del OPSE, por pesquería, en peso (t) y número de peces, usada en la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE. CHL = Chile; ESP = España; JPN = Japón; t = toneladas métricas.



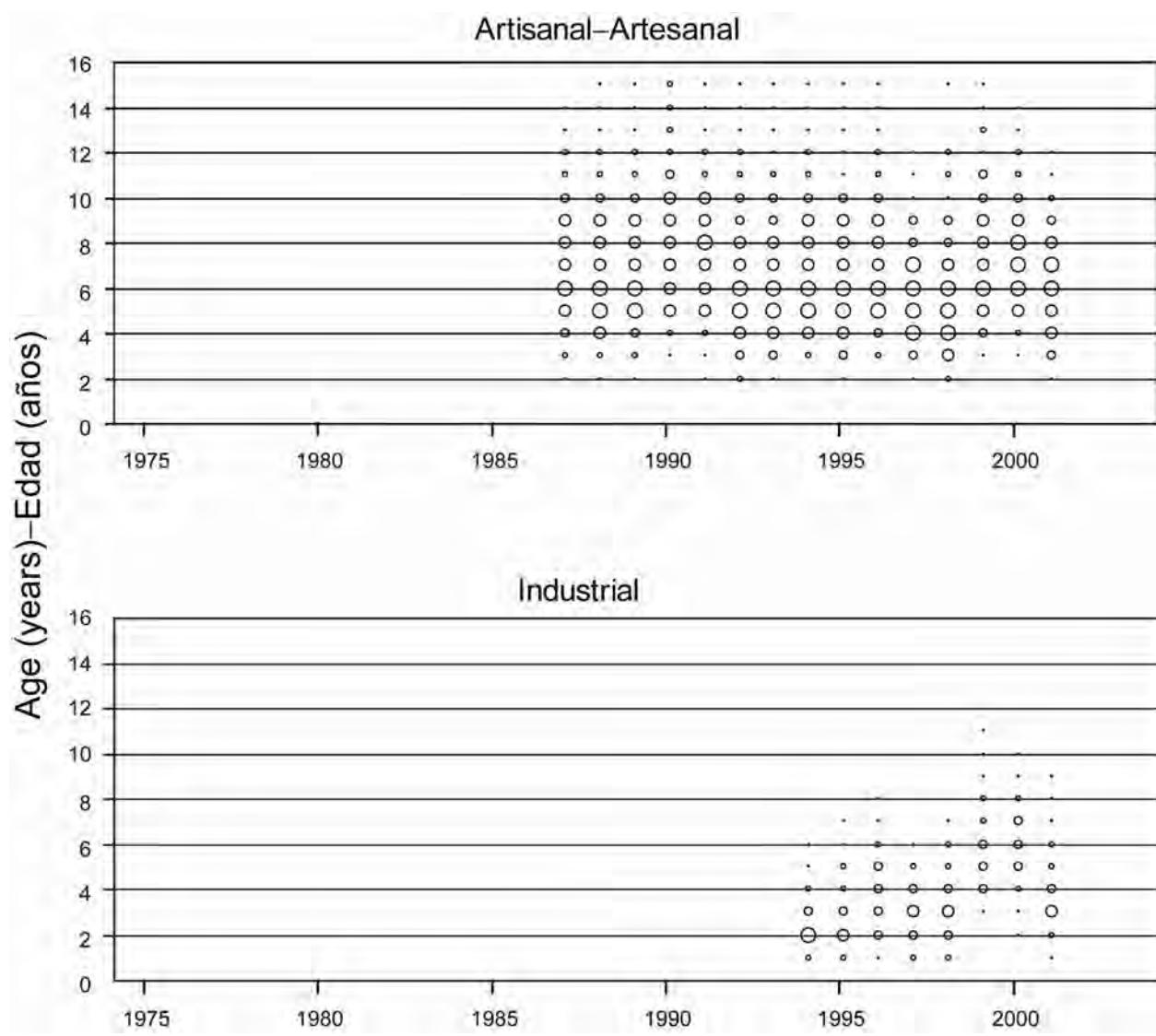
**FIGURE 2.3.a.** Length-frequency (lower jaw-fork length) distributions of swordfish from the SEPO, from Japanese coastal and offshore fisheries.

**FIGURA 2.3.a.** Distribuciones de frecuencia de talla (mandíbula inferior-cauda furcal) del pez espada del OPSE, de las pesquerías japonesas costera y de altura.



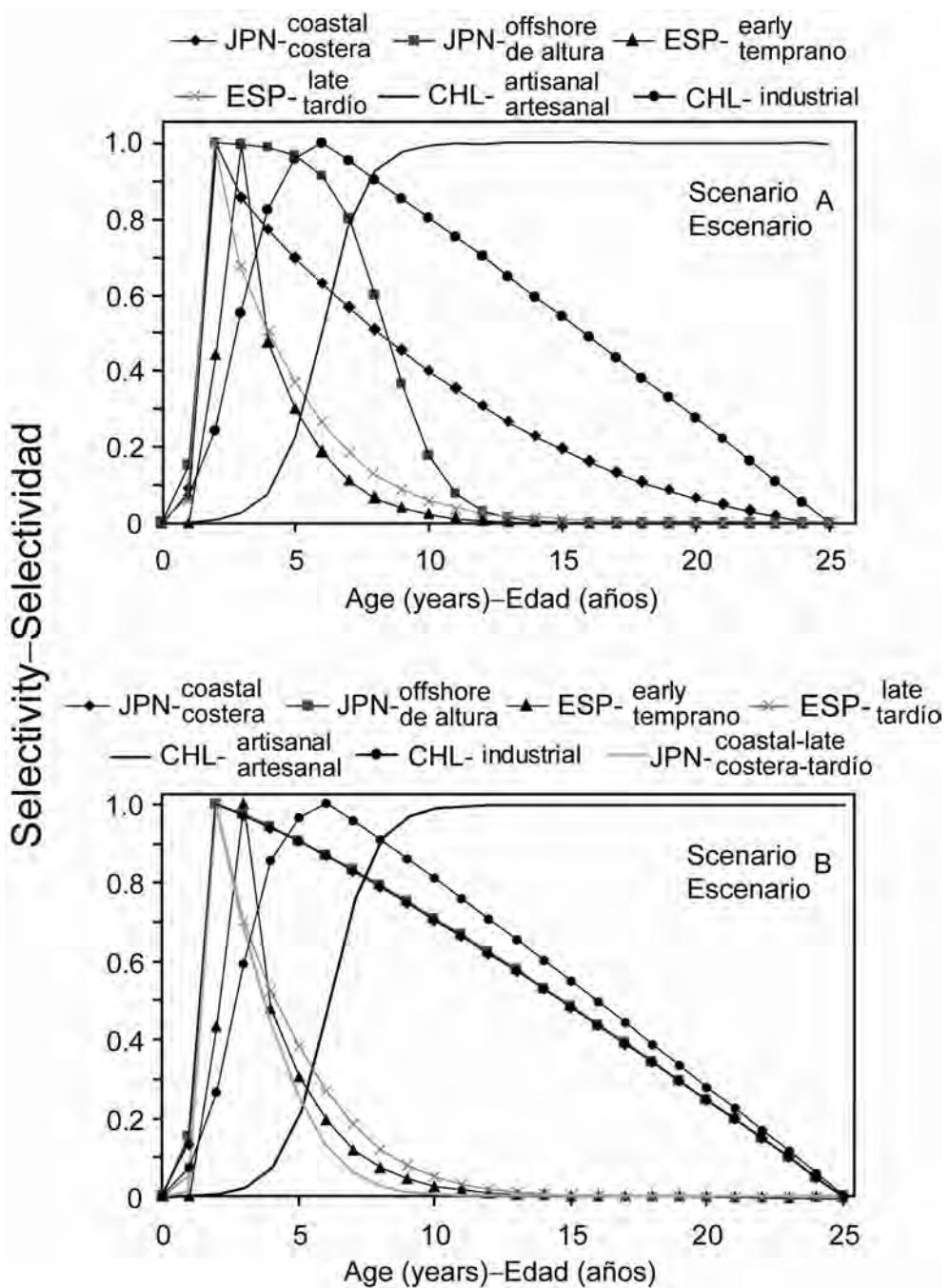
**FIGURE 2.3.b.** Length-frequency (lower jaw-fork length) distributions of swordfish from the SEPO, from Spanish early- and late-period fisheries.

**FIGURA 2.3.b.** Distribuciones de frecuencia de talla (mandíbula inferior-cauda furcal) del pez espada del OPSE, de las pesquerías españolas de período temprano y tardío.



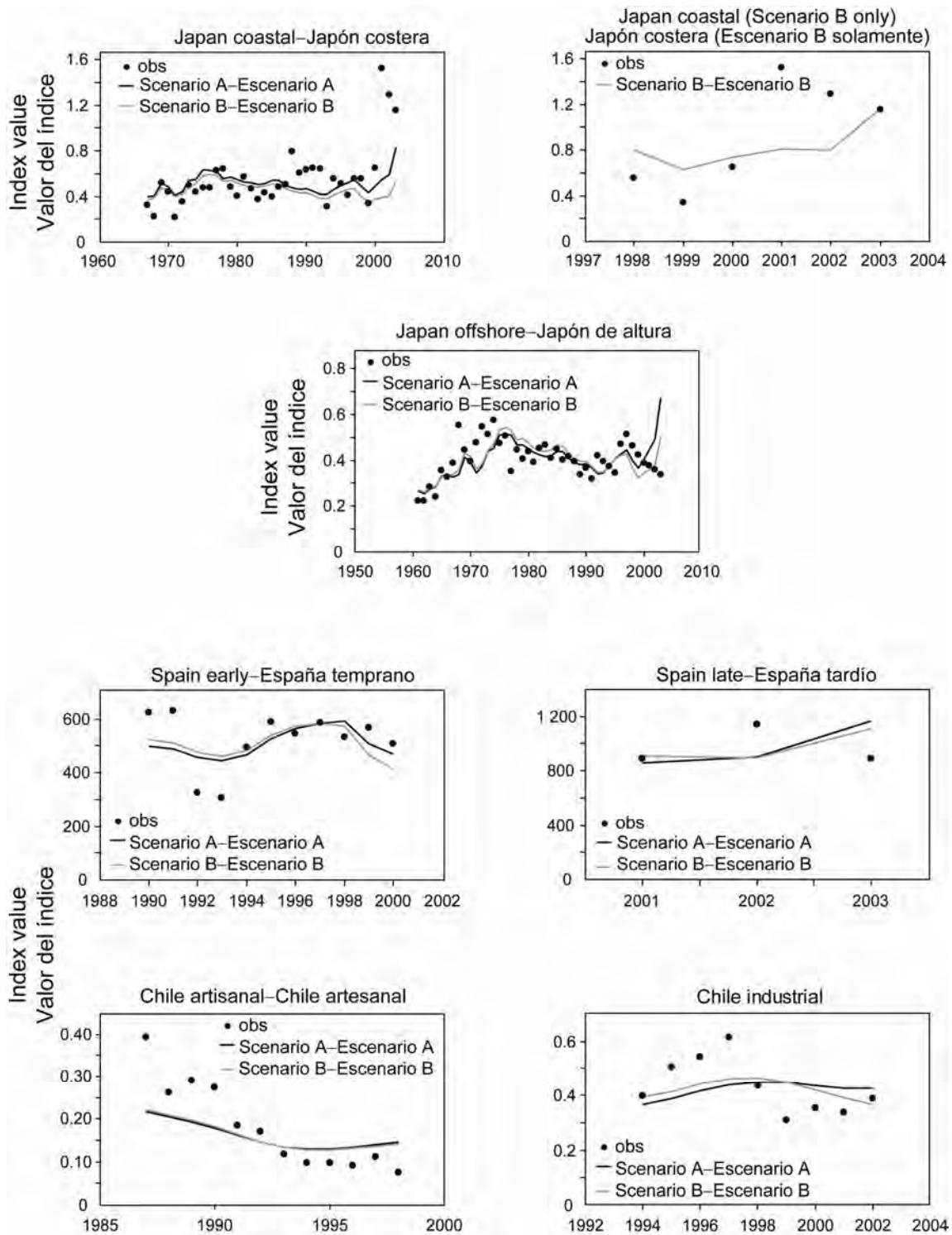
**FIGURE 2.3.c.** Age-frequency distributions of swordfish from the SEPO from Chilean artisanal and Chilean industrial longline fisheries.

**FIGURA 2.3.c.** Distribuciones de frecuencia de edad del pez espada del OPSE, de las pesquerías chilenas de palangre artesanal e industrial.



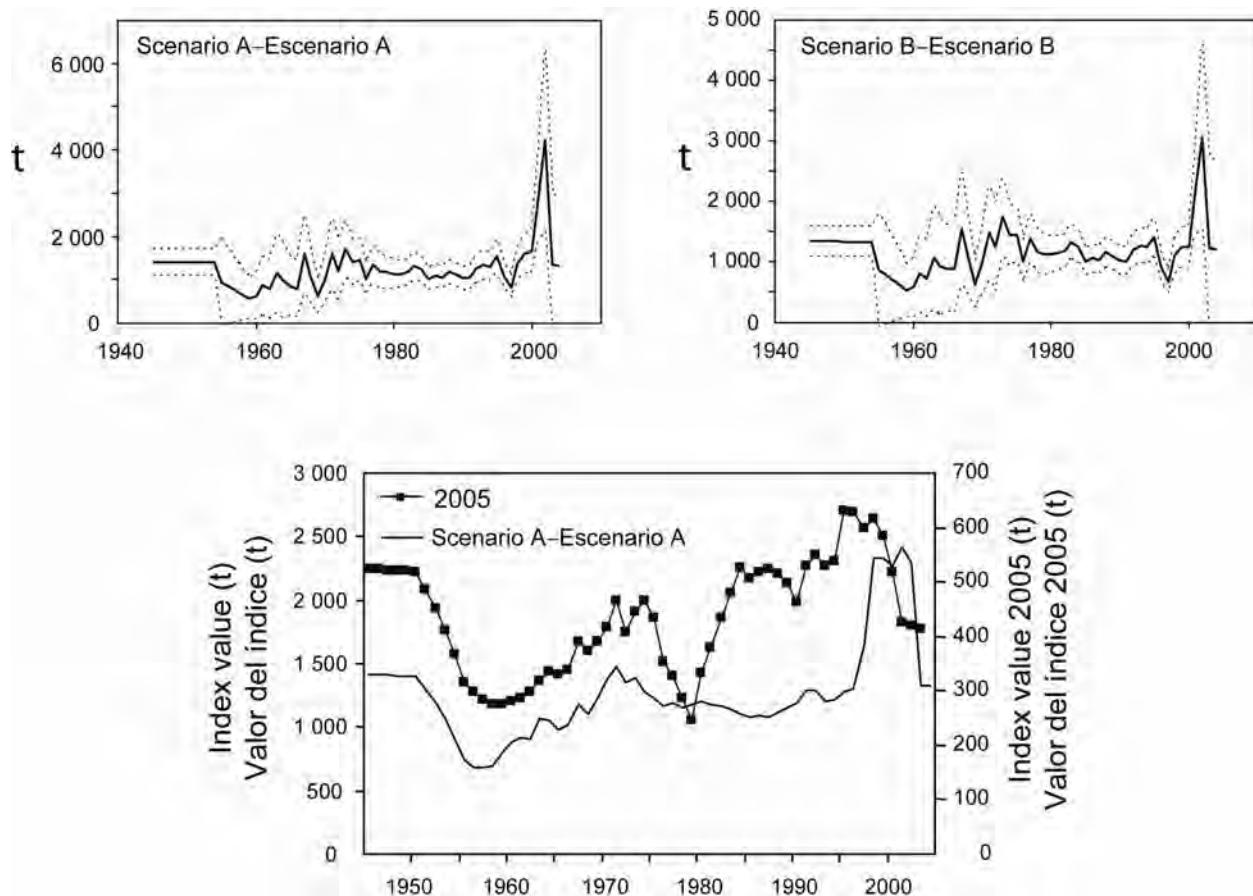
**FIGURE 4.1.** Selectivity for fisheries used in the 2006 SEPO swordfish assessment for Scenarios A and B. CHL = Chile; ESP = Spain; JPN = Japan.

**FIGURA 4.1.** Selectividad de las pesquerías usada en la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE para los Escenarios A y B. CHL = Chile; ESP = España; JPN = Japón.



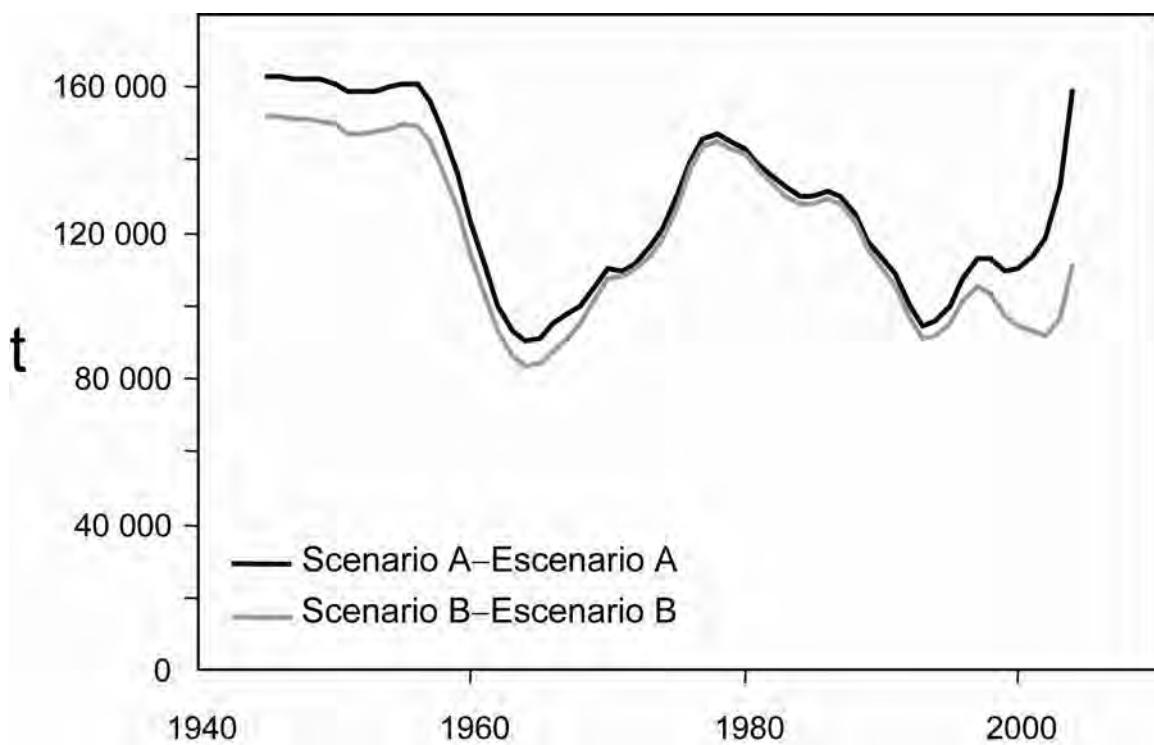
**FIGURE 4.2.** Observed catch rates used in, and fitted indices from, the 2006 SEPO swordfish assessment for Scenarios A and B. obs = observed.

**FIGURA 4.2.** Tasas de captura observadas usadas en la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE para los Escenarios A y B, y los índices ajustados obtenidos de la misma. obs = observado.



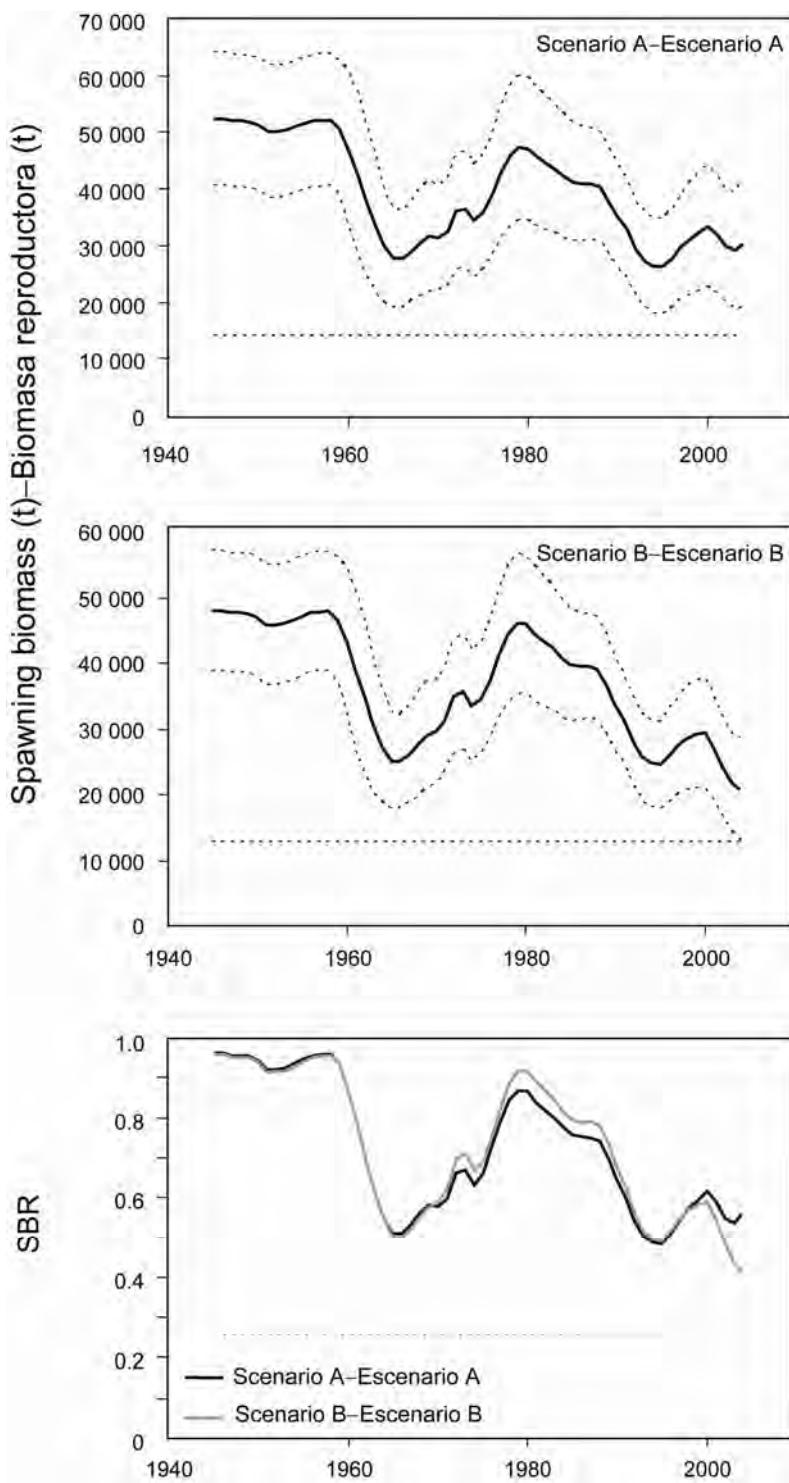
**FIGURE 4.3.** Estimated annual recruitment and comparison of smoothed recruitment indices from the 2006 assessment of SEPO swordfish, Scenario A, and from Hinton and Maunder (2005). t = metric tons.

**FIGURA 4.3.** Reclutamiento anual estimado, y comparación de los índices suavizados de reclutamiento de la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE, Escenario A, y de Hinton y Maunder (2005). t = toneladas métricas.



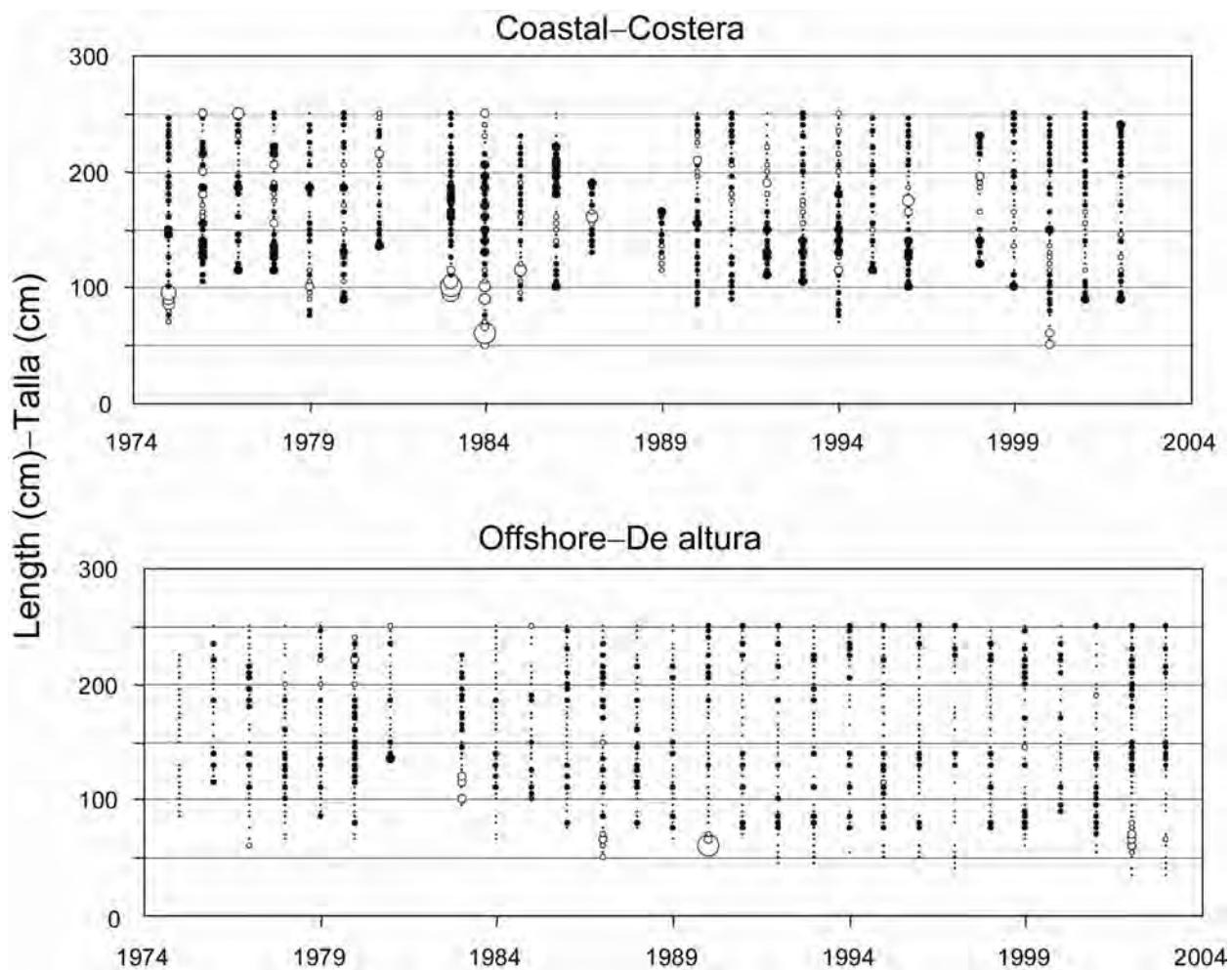
**FIGURE 4.4.** Estimated trend in vulnerable biomass of SEPO swordfish, in metric tons, from the 2006 assessment for Scenarios A and B. t = metric tons.

**FIGURA 4.4.** Tendencia estimada de la biomasa vulnerable del pez espada del OPSE, en toneladas, de la evaluación de 2006, para los Escenarios A y B. t = toneladas métricas.



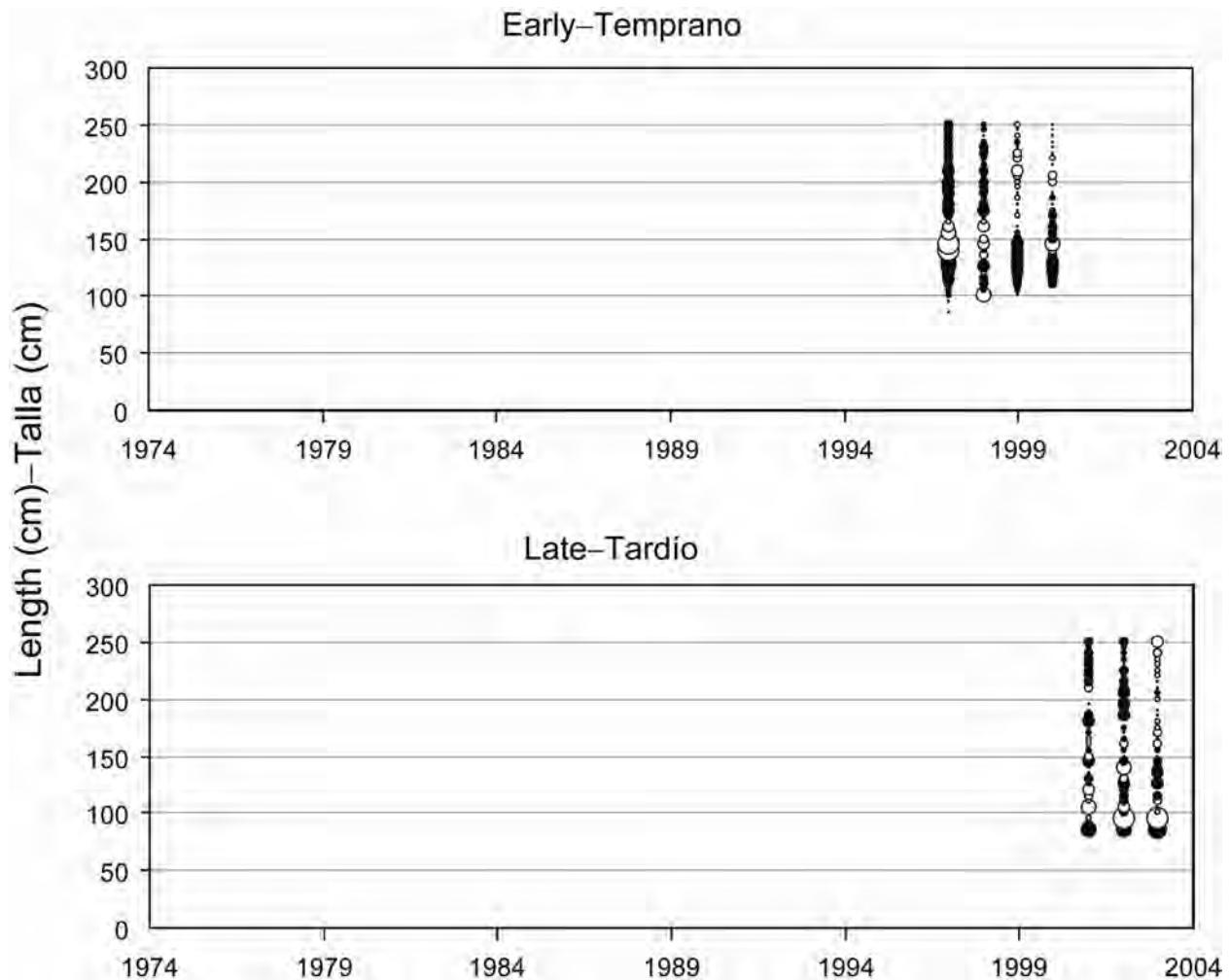
**FIGURE 4.5.** Trends in spawning biomass, with 95% confidence intervals (Scenarios A and B, upper and middle panel), and spawning biomass ratio (SBR, lower panel) from the 2006 assessment of SEPO swordfish. t = metric tons.

**FIGURA 4.5.** Tendencias de la biomasa reproductora, con intervalos de confianza de 95% (Escenarios A y B, panel superior y medio), y del cociente de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) de la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE. t = toneladas métricas.



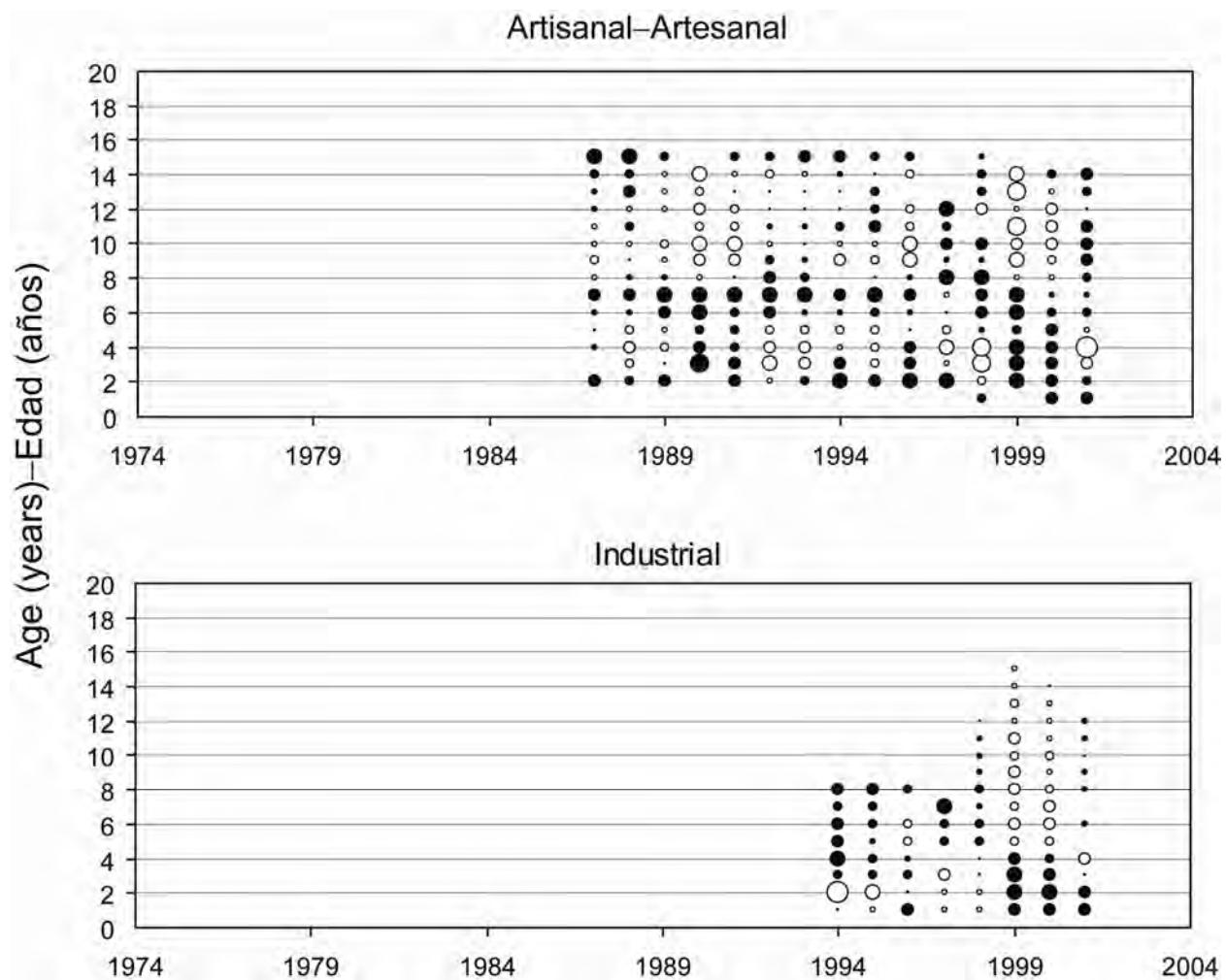
**FIGURE 4.6.a.1.** Residuals of the fit to the age- and length-frequency data for Japanese fisheries (Scenario A).

**FIGURA 4.6.a.1.** Residuales del ajuste a los datos de frecuencia de edad y talla de las pesquerías japonesas (Escenario A).



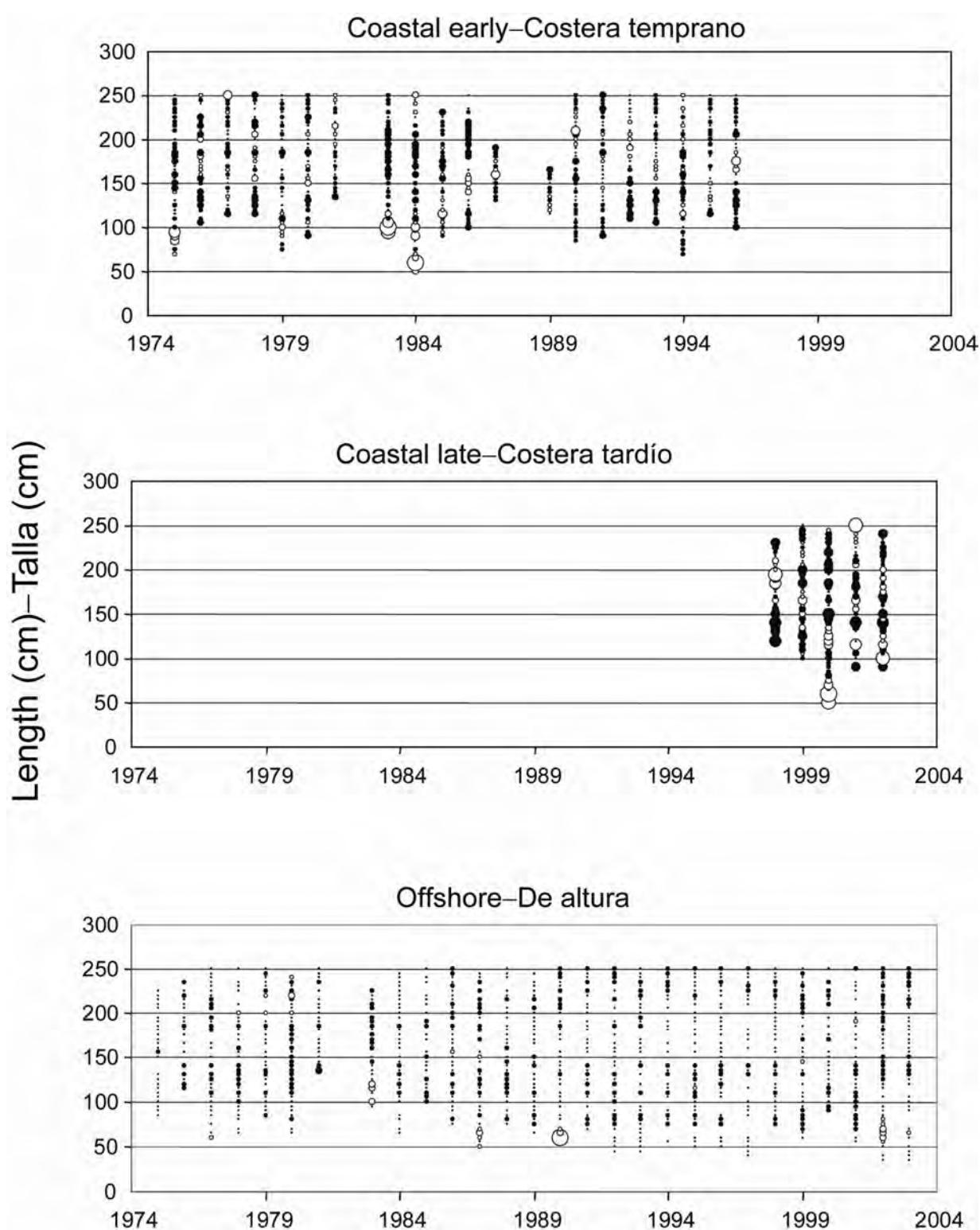
**FIGURE 4.6.a.2.** Residuals of the fit to the age- and length-frequency data for Spanish fisheries (Scenario A).

**FIGURA 4.6.a.2.** Residuales del ajuste a los datos de frecuencia de edad y talla de las pesquerías españolas (Escenario A).



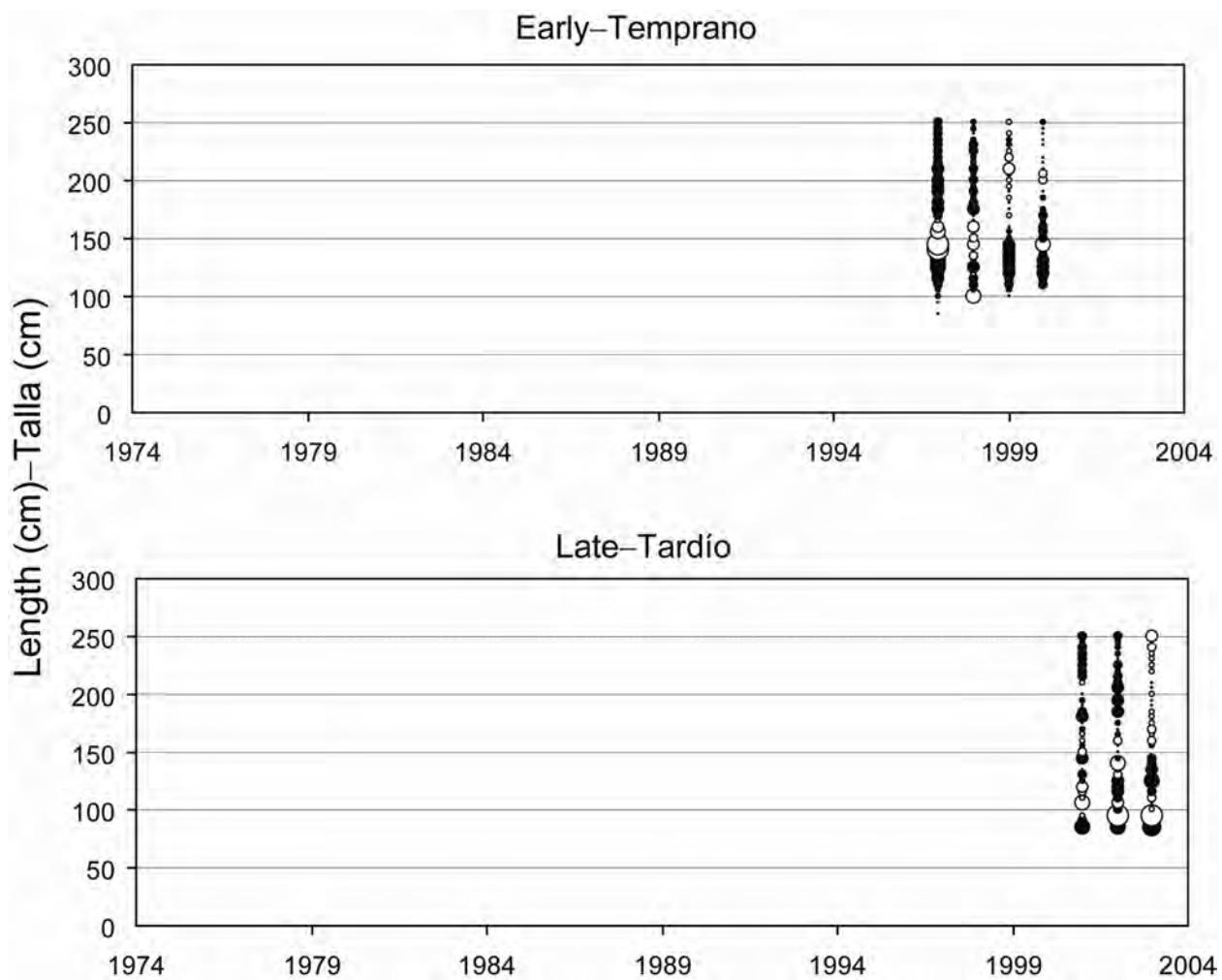
**FIGURE 4.6.a.3.** Residuals of the fit to the age- and length-frequency data for Chilean fisheries (Scenario A).

**FIGURA 4.6.a.3.** Residuales del ajuste a los datos de frecuencia de edad y talla de las pesquerías chilenas (Escenario A).



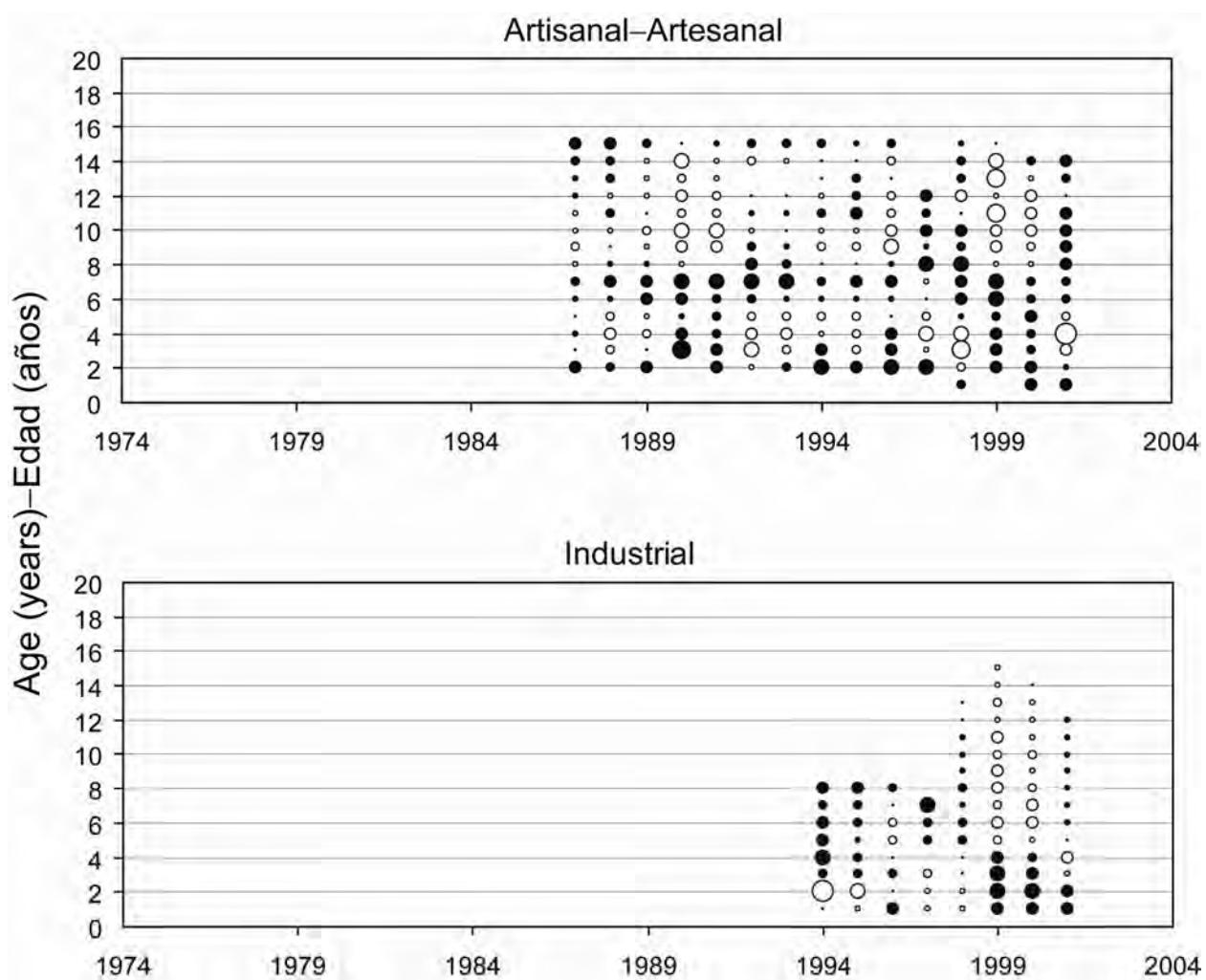
**FIGURE 4.6.b.1.** Residuals of the fit to the age- and length-frequency data for Japanese fisheries (Scenario B).

**FIGURA 4.6.b.1.** Residuales del ajuste a los datos de frecuencia de edad y talla de las pesquerías japonesas (Escenario B).



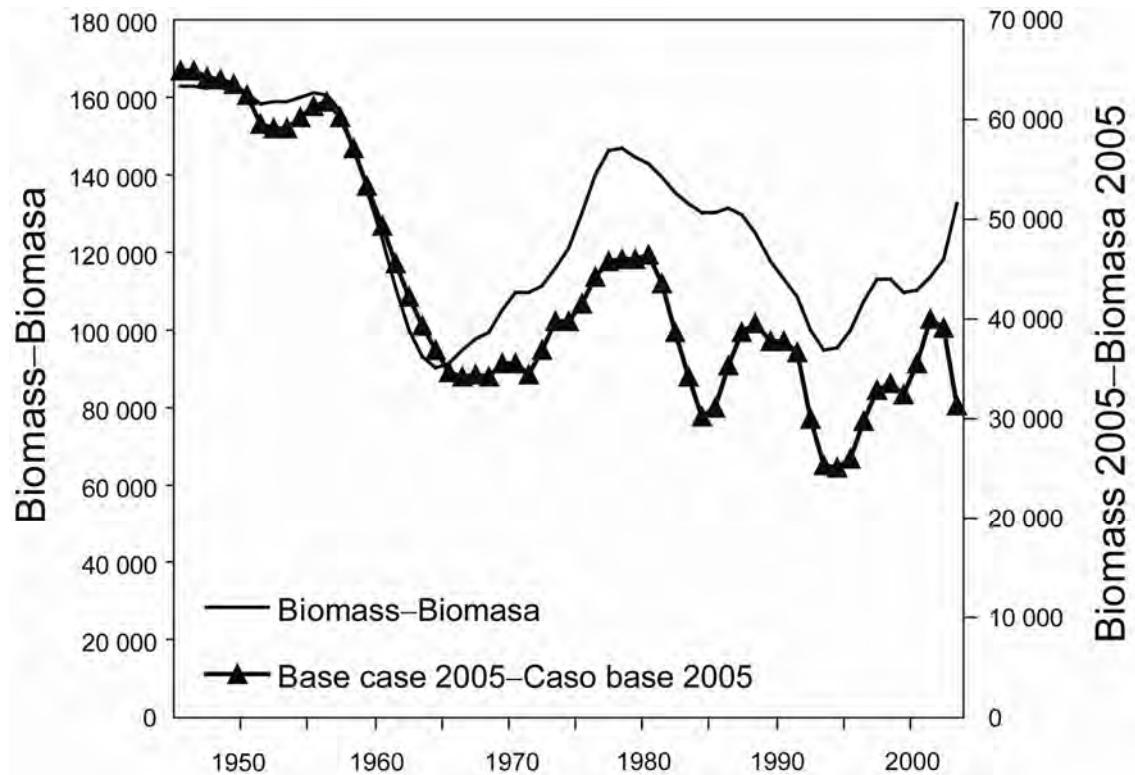
**FIGURE 4.6.b.2.** Residuals of the fit to the age- and length-frequency data for Spanish fisheries (Scenario B).

**FIGURA 4.6.b.2.** Residuales del ajuste a los datos de frecuencia de edad y talla de las pesquerías españolas (Escenario B).



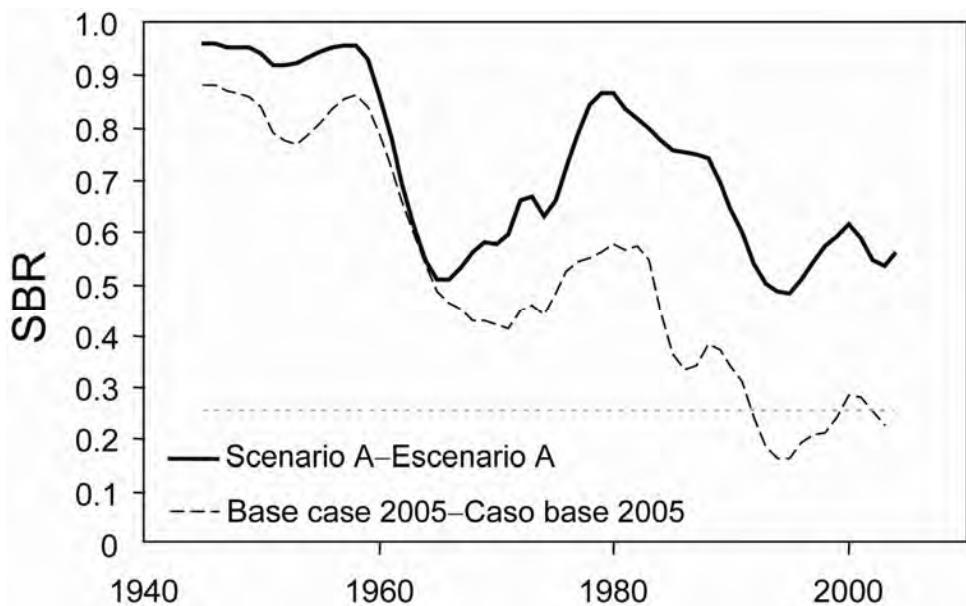
**FIGURE 4.6.b.3.** Residuals of the fit to the age- and length-frequency data for Chilean fisheries in (Scenario B).

**FIGURA 4.6.b.3.** Residuales del ajuste a los datos de frecuencia de edad y talla de las pesquerías chilenas (Escenario B).



**FIGURE 4.7.** Trend in biomass from the 2006 assessment of SEPO swordfish and from Hinton and Maunder (2005) (Base case 2005).

**FIGURA 4.7.** Tendencia de la biomasa de la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE y de Hinton y Maunder (2005) (Caso base 2005).



**FIGURE 4.8.** Trend in spawning biomass ratio (SBR) from the 2006 assessment of SEPO swordfish, Scenario A, and from Hinton and Maunder (2005) (Base case 2005).

**FIGURA 4.8.** Tendencia del cociente de biomasa reproductora (SBR) de la evaluación de 2006 del pez espada del OPSE, Escenario A, y de Hinton y Maunder (2005) (Caso base 2005).

**TABLE 2.1.** Catches of swordfish from the SEPO, in metric tons.  
**TABLA 2.1.** Capturas de pez espada del OPSE, en toneladas métricas.

	<b>CHL</b>	<b>CHN</b>	<b>COL</b>	<b>CRI</b>	<b>ESP</b>	<b>JPN</b>	<b>KOR</b>	<b>PAN</b>	<b>PER</b>	<b>PYF</b>	<b>TWN</b>	<b>OTR</b>	<b>Total</b>
1945	1,455												1,455
1946	2,166												2,166
1947	1,701												1,701
1948	1,209												1,209
1949	690												690
1950	786							6,900					7,686
1951	870							2,400					3,270
1952	570							1,900					2,470
1953	416							900					1,316
1954	334							700					1,034
1955	237					1		400					638
1956	386					4		600					990
1957	357					54		600					1,011
1958	392					64		400					856
1959	555					32		400					987
1960	456					36		400					892
1961	394					104		300					798
1962	297					211		400					908
1963	94					676		200					970
1964	312					471		900		0			1,684
1965	151					344		300		0			795
1966	175					402		200		0			777
1967	203					390		1,300		31			1,924
1968	175					261		800		17			1,253
1969	314					570		1,200		6			2,090
1970	243					542		2,396		26			3,206
1971	181					261		185		18			645
1972	141					368		550		38			1,097
1973	410					912		1,941		30			3,293
1974	218					694		470		34			1,416
1975	137					882	3	158		9			1,189
1976	13					1,210	15	295		34			1,567
1977	32					1,654	16	420		31			2,154
1978	56					2,045	29	436		8			2,574
1979	40					1,226	13	188		30			1,497
1980	104					2,103	32	216		17			2,472
1981	294					1,653	79	91		33			2,150
1982	285					1,144	26	154		31			1,640
1983	342					1,771	28	238		9			2,388
1984	103					1,538	37	343		15			2,036
1985	342					868	70	55		12			1,347
1986	764					1,473	60	21		12			2,330
1987	2,059					1,661	144	73		28			3,965
1988	4,455					2,233	110	54		38			6,891
1989	5,824					1,216	43	3		74			7,160
1990	4,955					1,007	1,596	170	1	24			7,753
1991	7,255	29	107	2,794	1,896	402			3	28			12,515
1992	6,379		27	2,435	2,020	172			16	2	27		11,079

**TABLE 2.1.** (continued)  
**TABLA 2.1.** (continuación)

	<b>CHL</b>	<b>CHN</b>	<b>COL</b>	<b>CRI</b>	<b>ESP</b>	<b>JPN</b>	<b>KOR</b>	<b>PAN</b>	<b>PER</b>	<b>PYF</b>	<b>TWN</b>	<b>OTR</b>	<b>Total</b>
1993	4,712			20	928	1,505	159		76	2	19		7,421
1994	3,801			27	575	1,627	121		310	16	44		6,523
1995	2,594			29	698	1,213	290		7	25	6		4,861
1996	3,145			315	772	1,186	332		1,013	25	12		6,800
1997	4,040			1,072	2,018	1,169	250		24	23	37		8,634
1998	4,492		6	419	1,293	2,004	357		98	20	78		8,767
1999	2,925			99	1,118	1,257	401		15	30	84		5,929
2000	2,973			407	1,807	1,184	353	2	2	46	110	1	6,885
2001	3,262	111		653	3,427	2,436	350	432		47	462	1	11,180
2002	3,523	321		638	5,629	2,367	325	433	14	4	2,080	43	15,378
2003	3,848	816		286	5,913	2,306	161	287	26	87	1,396	355	15,481
2004	3,268	236		179	5,607	1,507	1,014	*	19	63	1,083	3	12,980

CHL: Chile; CHN: China; COL: Colombia; CRI: Costa Rica; ESP: España-Spain; JPN: Japan-Japón; KOR: Republic of Korea-República de Corea; MEX: México; PAN: Panamá; PER: Perú; PYF: French Polynesia-Polinesia Francesa TWN: Chinese Taipei-Taipei Chino.

**TABLE 3.1.** Allele frequencies, number of alleles (n), and descriptive statistics for pooled regional samples of Pacific swordfish. Probability values (P-val) for Hardy-Weinberg Equilibrium (HWE) probability test (HWE-P) and HWE heterozygote deficit test (HWE-D) are included. Deviation from HWE after sequential Bonferroni corrections for multiple tests (initial  $\alpha = 0.05/4 = 0.0125$ ) is indicated \*\*\*. (From: Alvarado *et al.*, 2006: Table 4). NCPO: north central Pacific Ocean; NEPO: northeastern Pacific; SWPO: southwestern Pacific; SEPO: southeastern Pacific.

**TABLA 3.1.** Frecuencias de alelos, número de alelos (n), y estadísticas descriptivas correspondientes a muestras regionales agrupadas de pez espada del Pacífico. Se incluyen los valores de probabilidad (P-val) de la prueba Hardy-Weinberg Equilibrium (HWE) de probabilidad (HWE-P) y la prueba HWE de déficit de heterocigotos (HWE-D). \*\*\* señala una desviación de HWE después de correcciones Bonferroni secuenciales para pruebas múltiples ( $\alpha$  inicial = 0,05/4 = 0,0125). (De Alvarado *et al.*, 2006: Tabla 4). NCPO: Océano Pacífico norte central; NEPO: Pacífico noreste; SWPO: Pacífico sudoeste; SEPO: Pacífico sureste.

Region	Allele number—						n	Heterozygosity—			HWE-P P-val	HWE-D P-val
	1	2	3	5	7	14		H <sub>E</sub>	H <sub>O</sub>	F <sub>is</sub>		
Región	1	2	3	5	7	14	15					
NCPO	0.400	0.096	0.484		0.028		250	0.599	0.573	0.043	0.297	0.245
	(100)	(24)	(121)		(7)							
NEPO	0.378	0.077	0.481	0.051	0.006		0.006	156	0.621	0.526	0.155	0.020
	(59)	(12)	(75)	(8)	(1)		(1)					
SWPO	0.467	0.089	0.378	0.044	0.022			90	0.636	0.667	-0.048	0.983
	(42)	(8)	(34)	(4)	(2)							
SEPO	0.324	0.036	0.631		0.009			111	0.498	0.345	0.301	0.055
	(36)	(4)	(70)		(1)							
Total	237	48	300	12	10	1	1	607	0.562	0.482	0.176	0.009***

**CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DEL PEZ ESPADA EN EL OCÉANO PACÍFICO SURESTE**  
**por**  
**Michael G. Hinton y Mark N. Maunder**

1. Resumen ejecutivo .....	275
2. Datos .....	275
3. Supuestos y parámetros.....	277
4. Evaluación de la población .....	278
5. Condición de la población.....	280
6. Direcciones futuras .....	281
Referencias.....	282
Figuras .....	256
Tablas.....	273

## **1. RESUMEN EJECUTIVO**

Datos genéticos y de la pesca indican que el pez espada del Océano Pacífico sureste (OPSE, al sur de 5°S) constituye una población genéticamente separada.

Los análisis preliminares de la condición de la población del pez espada del OPSE indican que la biomasa reproductora ha disminuido de forma significativa durante el período de 1945-2003, y que ahora está en aproximadamente el doble del nivel que soportará la pesca en el rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) de 13.000-14.000 toneladas (t). Las capturas han aumentado sustancialmente desde 2001, y las capturas anuales recientes han sido de unas 14.000-15.000 t.

## **2. DATOS**

Hinton *et al.* (2005) tratan en detalle las pesquerías principales que capturan pez espada en el Océano Pacífico oriental (OPO). En el Océano Pacífico sureste (OPSE, al sur de 5°S), las principales y más persistentes de éstas son las pesquerías de Chile (Barbieri *et al.* 1998; Yáñez *et al.* 2003) y Japón (Okamoto y Bayliff 2003; Yokawa 2005), que tomaron una captura anual media combinada de unas 5.200 toneladas (t) en los años 1990 y unas 5.500 desde entonces. La pesquería dominante en la mayoría de los últimos años es la de España, que ha capturado en promedio unas 5.700 t anuales desde 2002 (Mejuto y García-Cortés 2005).

### **2.1. Definiciones de las pesquerías**

Se definen siete pesquerías para la evaluación de la población del pez espada en el OPSE. Se definen con base en el tipo de arte, país, y/o distribución espacial, para que, en general, ocurra poco cambio con el tiempo en la selectividad por edad de la pesquería.

Pesquería	Descripción
Japonesa costera	Palangreros japoneses al este de 90°O (Hinton 2003, Figura 2, Area 4) (antes de 1999 solamente en el caso del Escenario B)
Japonesa de altura	Palangreros japoneses l oeste de 90°O (Hinton 2003, Figura 2, Area 5)
Española temprano	Palangreros españoles antes de 2001
Española tardío	Palangreros españoles en 2001 y años posteriores
Chilena artesanal	Captura de las pesquerías artesanales de Chile, Perú, y otras naciones costeras
Chilena industrial	Palangreros industriales chilenos
Japonesa costera (Escenario B solamente)	Palangreros japoneses al este de 90°O, 1999 y años posteriores

La pesquería palangrera japonesa fue separada en pesquerías costera y de altura (Figura 2.1). Se ejecutó el modelo con dos escenarios (A y B) para la pesquería japonesa costera, con base en las tasas de captura

crecientes observadas de peces pequeños a partir de fines de los años 1990. El Escenario A no incluyó dos períodos del tiempo para la pesquería costera, mientras que, en el Escenario B, se separó la pesquería japonesa costera en períodos temprano (antes de 1999) y tardío (1999 y años posteriores). Las pesquerías palangreras que son consideradas similares en estilo y área a la pesquería palangrera japonesa de altura-aquellas de China, Corea, Ecuador, Polinesia Francesa, Taipeí Chino, Uruguay, y Vanuatu—fueron incluidas en la misma.

La flota española cambió de su arte tradicional al arte americano alrededor de 2001, lo cual cambió las características de la pesquería (Mejuto y García-Cortes, 2005). Por lo tanto, se divide la pesquería española en dos períodos de tiempo, temprano y tardío. Las pesquerías restantes, principalmente de Chile, fueron separadas en pesquerías artesanales, que capturan peces de mayor tamaño, predominantemente con arpón y redes de transmalle, y una pesquería palangrera industrial, que captura peces más jóvenes y pequeños.

## 2.2. Captura

En la Tabla 2.1 se presenta la captura total, en toneladas (t), por pabellón, y en la Figura 2.2 la captura por pesquería, en toneladas y en número de peces.

Los datos de captura, en número de peces, de las pesquerías palangreras japonesas fueron provistos por el Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) del Japón para el período de 1955-2003.

Los datos de captura, en número de peces y en kilogramos (kg), de las pesquerías españolas fueron provistos por el Instituto Español de Oceanografía (A Coruña, España), para el período de 1991-2003. Mejuto y García-Cortes (2005) presentan una descripción actualizada de las operaciones de la pesquería españolas, que comenzó en el OPO en 1990. Señalan una diferencia significativa entre las tasas de captura de las artes usadas en los períodos temprano (período de arte tradicional) y tardío (período de arte americano) de la pesquería.

Los datos de captura de las pesquerías chilenas son descritos en la Tabla 2.2.1c de Hinton *et al.* 2005. Esta serie de captura fue incrementada con la añadidura de datos de Perú (Weidner y Serrano 1997, Anexo B2a, Columnas “Smith” y “FAO”, pág. 401), y fue extendida a 1945 en el caso de Chile (Weidner y Serrano 1997, Anexo E2a1, pág. 776).

## 2.3. Índices de abundancia

Se dispone de varios índices de abundancia, todos basados en datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), para la evaluación de la población de pez espada en el OPSE..

Los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías japonesas fueron provistos por el NRIFSF, en número de peces y anzuelos calados por cuadrícula de 5° y mes. Fueron generadas series de CPUE bruta para las pesquerías japonesas costera y de altura. La serie de CPUE comienza en 1952 en el caso de la pesquería japonesa de altura, pero la expansión geográfica de la pesquería japonesa al OPO no alcanzó las regiones costeras del OPSE (Hinton 2003, Figura 2, Área 4) hasta aproximadamente 1967 (Joseph *et al.* 1974, Figura 1).

Los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías españolas fueron provistos por el IEO, en número de peces y kg por cuadrícula de 5° y mes, para el período de 1991-2003. Fueron generadas series de CPUE bruta para los períodos temprano y tardío de la pesquería española.

Los datos de tasas de captura de Chile fueron obtenidos de Yáñez *et al.* (2003) [artesanal: 1987-1999; palangreras, 1994-1999] y Barría *et al.* (2003) [palangreras: 2001-2002]. Las pesquerías artesanales y palangreras capturan peces de edades significativamente diferentes, y faenan en distintas áreas (Yáñez *et al.* 2003), por lo que fueron modeladas individualmente para tomar en cuenta las diferencias entre sus selectividades.

## **2.4. Composición por talla y edad**

### **2.4.1. Composición por talla**

Se dispuso de los datos de frecuencia de talla de la pesquería española en talla de la mandíbula inferior a la cauda furcal (LJFL), y de las pesquerías japonesas en talla del ojo a la cauda furcal (EFL). Se usó LJFL en el modelo de evaluación de la población. Los datos de EFL fueron convertidos en LJFL usando el método de Uchiyama *et al.* (1999). En las Figuras 2.3.a y 2.3.b se ilustran las frecuencias de talla usadas en el modelo para las pesquerías japonesas y españolas, respectivamente.

### **2.4.2. Composición por edad**

Se dispuso de datos de composición por edad de 1987-2001 en el caso de la pesquerías chilenas artesanal y palangrera combinadas, y de datos de frecuencia de talla de 1994-2001 en el caso de la pesquería chilena artesanal (Yáñez *et al.*, 2003). Las frecuencias de edad del período de 1987-1997 fueron reconstruidas de los datos artesanales y de palangre combinados, convirtiendo los datos de frecuencia de talla de las dos pesquerías con una distribución de frecuencia de edad de ambos sexos combinados elaborada de los modelos de crecimiento por sexo de Montiel (1996: citado por Barbieri 1998). Las proporciones por edad por pesquería fueron entonces usadas para separar los datos de frecuencia de edad en las dos pesquerías. Se dispuso asimismo de datos de composición por edad de las pesquerías palangrera industrial y artesanal del período de 1998-2001 (Anónimo, 2005). En la Figura 2.3.c se ilustran las frecuencias de edad usadas en el modelo para las pesquerías chilenas.

## **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

### **3.1. Información biológica y demográfica**

En Hinton *et al.* (2005) se presenta una discusión detallada e información fundamental sobre los parámetros biológicos.

### **3.2. Estructura de la población**

El personal de la CIAT ha emprendido y apoyado investigaciones cooperativas de la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico (por ejemplo, Alvarado *et al.* 2006). Hinton *et al.* (2005) presentaron un resumen de las hipótesis sobre la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico, con énfasis en el OPO, notando el límite septentrional de Hinton y Deriso (1998) de 5°S para la población del pez espada en el OPSE. Desde una evaluación preliminar en 2005 del pez espada en el OPSE (Hinton y Maunder 2005) que usó este límite, Alvarado *et al.* (2006) rechazaron las hipótesis de mezcla de poblaciones en el Océano Pacífico, descubriendo, mediante análisis de nADN, señales fuertes de poblaciones separadas de pez espada en el Océano Pacífico sureste y noreste, con esta última región distinguible del área de Hawái-Pacífico central (Tabla 3.1). Análisis actualmente en curso, apoyados por la CIAT, duplican en número los tamaños de muestra de Alvarado *et al.* (2006) y extienden los análisis más allá de la región del Pacífico oriental y central a la cuenca del Pacífico: los resultados preliminares de este trabajo son consistentes con aquéllos de Alvarado *et al.* (2006).

### **3.3. Crecimiento**

Usamos los modelos de crecimiento por sexo de Montiel (1996: citado por Barbieri 1998). Se supuso que el coeficiente de variación (CV) de la talla a edad en el modelo equivalía a 0,075. Se usó una relación peso-talla común [Peso entero = 2.8872e-6\*(LGFL^3.2968); Uchiyama *et al.* 1999, Tabla 2].

### **3.4. Reclutamiento y reproducción**

Se ha estimado la edad de primera madurez del pez espada en entre 4 y 6 años; en el presente estudio, se fijó la edad de 50% de madurez en aproximadamente 5 años. No se dispuso de una estimación a priori de la relación población-reclutamiento para esta población, y se supuso un modelo Beverton-Holt con una inclinación de 0,75. Se fijó la desviación estándar del supuesto distribucional logarítmico normal para los desvíos del reclutamiento anual en 0,6.

### **3.5. Desplazamientos**

Hay poca información sobre los desplazamientos del pez espada en el OPSE, pero un análisis genético (ver Sección 3.2) sugiere que ocurre poco o ningún intercambio de peces con el resto del Océano Pacífico. No se incluyó una estructura espacial en la dinámica de la población, y por lo tanto no se incorporó en el modelo ningún parámetro de desplazamiento.

### **3.6. Mortalidad natural**

Se ha estimado que la mortalidad natural ( $M$ ) del pez espada es por el orden de 0,2-0,5 (Hinton *et al.* 2005); en el presente estudio se supuso ser 0,4.

## **4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN**

Se realizó una evaluación de la población usando *Stock Synthesis II*, versión 1.23b (SS2; Methot 2005). SS2 es un modelo estadístico de evaluación de poblaciones por edad programado en *AD Model Builder* (<http://otter-rsch.com/admodel.htm>). SS2 es general, se ajusta a múltiples tipos de datos, y permite un rango de supuestos sobre la dinámica de la población y las pesquerías. En general, para la aplicación al pez espada, el modelo es ajustado a múltiples índices de abundancia relativa basados en CPUE, datos de captura por talla, y datos de captura por edad.

En el presente estudio, se consideró que la población estaba en un nivel explotado de equilibrio en 1945, con base en los conocimientos de las pesquerías existentes (Weidner y Serrano 1997). El período del modelo comenzó en 1945 y terminó en 2003. El modelo fue configurado con 15 clases de edad, con la clase de edad mayor como acumulador para todos los peces de 15 años y más de edad.

Se modelaron dos escenarios para la evaluación de la población de pez espada en el OPSE. El Escenario A contenía seis pesquerías: japonesa palangrera costera, japonesa palangrera de altura, española palangrera del período temprano, española palangreras del período tardío, chilena artesanal, y chilena palangrera industrial. En el Escenario B se dividió la pesquería japonesa costera en pesquerías temprana (antes de 1999) y tardía (1999 y posterior).

Se dispuso de las capturas de las pesquerías chilena y española en peso. Para la mayor parte de la captura de las pesquerías similares a la japonesa, los datos de captura fueron en número de peces. En los casos de las pesquerías similares a la japonesa para las que se disponía solamente de datos de peso, se estimó la captura en número de peces a partir de estimaciones anuales del peso promedio.

La selectividad por edad de la pesquería artesanal chilena fue limitada a ser asintótica, porque esta pesquería captura los peces más grandes y la talla de captura no parece tener un límite superior. Se asignó a las otras pesquerías una selectividad por edad en forma de domo (Figura 4.1), porque aun cuando pescan en regiones cercanas a donde se observan peces grandes en las capturas, rara vez capturan los individuos de mayor tamaño, y las modas de las distribuciones de edad/talla están desplazadas a la izquierda (o sea, hacia los peces de menor edad). Se fijaron las modas de las curvas de selectividad con base en las primeras pruebas del modelo.

Se calculó la talla de muestra efectiva aproximada de la verosimilitud de los datos de frecuencia de talla y edad a partir de los residuales estimados de una prueba inicial del modelo. Se asignó el mismo valor de la desviación estándar de la función de verosimilitud a todos los índices de abundancia, ya que no hubo ninguna razón previa por elegir uno u otro.

### **4.1. Resultados de la evaluación**

En la Figura 4.2 se ilustran los resultados del ajuste del modelo SS2 a las CPUE de las pesquerías de pez espada. En general, el modelo se ajusta a los datos de CPUE en aproximadamente el nivel sugerido por el CV supuesto de 0,2. Sin embargo, hay una autocorrelación sustancial en los residuales. Los peores ajustes ocurren en el período de tiempo más reciente para las pesquerías japonesas y en la pesquería artesanal chilena. Hay un conflicto sustancial entre las dos pesquerías palangreras japonesa en los últimos años. El índice de CPUE de la pesquería costera señala un incremento sustancial, mientras que la

pesquería de altura muestra una disminución constante. El modelo es incapaz de conciliar estos conflictos en los datos. La pesquería artesanal chilena ha mostrado una disminución continua de las tasas de captura tasas durante el período de 1987-1998, pero el modelo no pudo predecir la magnitud de la disminución.

En la Figura 4.2 se ilustra también la selectividad del arte de cada una de estas pesquerías. Hay diferencias sustanciales entre las pesquerías en la selectividad por edad. La pesquería artesanal chilena captura peces de edades mucho mayores que las otras pesquerías. La pesquería palangrera industrial chilena también suele capturar peces de mayor edad que las otras pesquerías palangreras. La pesquería japonesa costera del período tardío no parece capturar los peces de más de 5 años de edad que son capturados en el período temprano o en la pesquería de altura.

#### **4.2. Reclutamiento**

En la Figura 4.3 se presenta la estimación actual del reclutamiento total anual, y una comparación con una estimación de la evaluación previa (Hinton y Maunder 2005).

La población pasó por una disminución brusca del reclutamiento durante la primera mitad de los años 1950, seguida por un período de crecimiento lento del reclutamiento al nivel de antes de 1950, que fue alcanzado alrededor de 1971. El índice de reclutamiento siguió alrededor del nivel promedio (1.300 t) desde 1971 hasta 2000; subió a aproximadamente 2.800 t en 2001 y 4.200 t en 2002, y luego volvió a niveles cercanos al promedio.

#### **4.3. Biomasa**

En la Figura 4.4 se ilustra la biomasa vulnerable estimada del ajuste del modelo. Aunque la biomasa vulnerable estimada y la biomasa reproductora (Figura 4.5) han pasado por ciclos durante el período del modelo, la biomasa reproductora ha disminuido constantemente desde aproximadamente 1980, a diferencia de la biomasa vulnerable, que ha aumentado desde mediados de los años 1990. Esto se debe principalmente a una edad de primera vulnerabilidad que es menor que la edad de madurez. Para 1961 la biomasa vulnerable estaba ya reducida, debido a reclutamientos bajos. El reclutamiento alto observado al fin del período ha mantenido elevada la biomasa vulnerable, pero las altas tasas de explotación no permiten a las cohortes que ingresan a la pesquería alcanzar la madurez, impidiéndoles así ingresar a la población reproductora.

#### **4.4. Gráficos de residuales**

En las Figuras 4.6.a.1-4.6.a.3 y 4.6.b.1-4.6.b.3 se presentan gráficos de burbujas de los residuales de los ajustes del modelo a los datos de talla y edad después del ajuste del modelo SS2 a la serie de CPUE, correspondientes a los Escenarios A y B, respectivamente.

#### **4.5. Sensibilidad a supuestos**

No se realizaron análisis de sensibilidad adicionales.

#### **4.6. Comparación con evaluaciones previas**

Los resultados son sustancialmente diferentes de aquéllos estimados por Hinton y Maunder (2005). La reducción general en la abundancia durante el período del modelo es menor en la evaluación actual (Figura 4.7), y aunque las tendencias estimadas del reclutamiento son similares hasta mediados de los años 1970, hay diferencias significativas en los años más recientes (Figura 4.3, recuadro inferior). Estas diferencias resultan de las diferencias estructurales entre el modelo y los insumos. En la evaluación de 2005, se usó una sola serie de CPUE estandarizada para la pesquería japonesa. El modelo de estandarización de 2005 incluyó estructura por área, arte, y otros factores, pero la estructura del modelo SS2 incluyó solamente dos pesquerías (similar a la japonesa y similar a la española) y careció de subestructura por área. El modelo actual incluyó seis (o siete) pesquerías basadas en selectividad, incluyendo concesiones por selectividades en forma de domo para pesquerías que no suelen capturar los individuos más grandes, e incorporó una estructura espacial que está relacionada con la operación de las pesquerías y relacionada en un sentido general con las características oceanográficos de la región del

Pacífico sureste frente al litoral de Chile y Perú. Esta estructura por área fue un factor significativo en el modelo de estandarización de CPUE para las tasas de captura palangrera japonesa de pez espada (Hinton *et al.* 2005), y es por lo tanto un factor importante para inclusión en el presente modelo también. Se observa la evidencia de diferencia en los ajustes de las pesquerías similares a las japonesas en las Áreas 4 y 5 (Hinton 2003) para 2005. No se puede exagerar la importancia de incluir la información de las pesquerías adicionales de Chile en la presente evaluación. Los datos de la pesca chilena, incluyendo datos de estructura por edad de la captura, ejerció un impacto significativo sobre la presente evaluación, añadiendo la capacidad de separar el impacto de las pesquerías sobre los reclutas entrantes de aquél sobre los peces de mayor edad que contribuyen de forma importante a la biomasa reproductora. Esto añadió significativamente a la capacidad del modelo de resolver la condición general de la población. Las diferencias resultantes pueden ser observadas asimismo en las tendencias cualitativamente similares del cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada,  $S_0$ ), que disminuye durante el período del modelo tanto en la presente evaluación como en aquélla de Hinton y Maunder (2005) (Figura 4.8).

#### **4.7. Resumen de los resultados del modelo de evaluación**

La población ha pasado por cambios considerables en biomasa y se encuentra actualmente moderadamente reducido. Hay evidencias fuertes de una o dos cohortes grandes que entran a la pesquería, pero su fuerza es incierta. Datos de talla y frecuencia de edad de 2004 y 2005 mejorarán las estimaciones de la talla de dichas cohortes.

### **5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN**

#### **5.1. Evaluación de la población basada en biomasa reproductora**

En la Figura 4.4 se ilustran las tendencias de la biomasa reproductora y del SBR de la población del pez espada del OPSE. Se estima que el SBR estuvo entre aproximadamente 0,5 y 0,9 durante el período entero de seguimiento (1945-2003), y que disminuyó hasta 0,5 a mediados de los años 1960, y de nuevo a mediados de los 1990. Bajo el Escenario A, se estima el SBR actual en 0,67, y bajo el Escenario B, en 0,51. Se estima que el SBR en el rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) ( $SBR_{RMSP}$ ) es aproximadamente 0,26 bajo ambos escenarios. Por lo tanto, se estima que la biomasa reproductora está bastante por encima del nivel que soportaría el RMSP.

#### **5.2. Evaluación de la población basada en RMSP**

El RMSP de la población del pez espada del OPO sur es aproximadamente 13.000-14.000 t bajo ambos escenarios, y el  $SBR_{RMSP}$  es aproximadamente 0,26. En los niveles actuales de biomasa reproductora, el SBR se encuentra en aproximadamente 0,56 bajo el Escenario A y 0,41 bajo el Escenario B. Por lo tanto, se estima que la población está muy por encima de la biomasa que soportaría el RMS.

La captura anual media de esta población durante el período de 1993-2000 fue aproximadamente 6.900 t (rango: 4.800 a 8.600 t). Las capturas en los últimos años han estado por las 12.000-13.000 t, alrededor del nivel de captura de RMSP estimado. Además, hay indicios de una mayor eficacia y pesca de pez espada en el OPO sur, que han resultado en mayores capturas de esta población. Se señala también que parte de la captura incrementada podría haber resultado de los reclutamientos superiores al promedio antes comentados. Es poco probable que mayores aumentos de los altos niveles de captura observados en los últimos años sean sostenibles.

No se realizaron cálculos para determinar el nivel de RMSP que podría obtener cada pesquería si operara exclusivamente, pero es probable que las pesquerías que capturan los peces más jóvenes (por ejemplo, las pesquerías palangreras de Chile, España, y Japón) son menos eficaces para maximizar el rendimiento. Existe el potencial de sobrepesca de rendimiento, análoga a aquélla de las pesquerías de palangre y cerco que capturan atún patudo en el OPO (Maunder y Hoyle, 2005), con la pesquería artesanal chilena en el papel de la pesquería de palangre y los palangreros chilenos/japoneses/españoles, que capturan los peces más jóvenes, en el papel de la pesquería de cerco.

### **5.3. Resumen de la condición de la población**

La biomasa de población está por encima del nivel que soportaría el RMSP. Se estima que los niveles actuales de captura están alrededor del nivel de RMSP. No obstante, los incrementos recientes de las pesquerías palangreras que capturan peces espada de las clases de edad más jóvenes podrían causar que menos individuos ingresen a la biomasa reproductora. El modelo señala una disminución continua de la biomasa reproductora, y si esta tendencia continúa, sugiere que en algún momento será necesario recomendar la restricción de las actividades de pesca de uno o más componentes de las flotas pesqueras actuales. Existe también el potencial de sobrepesca de rendimiento, debido a la baja talla promedio de los peces capturados.

## **6. DIRECCIONES FUTURAS**

Se recomienda que se realice un análisis de tipo rendimiento por recluta, para explorar más a fondo la condición de la población del pez espada.

Se recomienda que se obtenga información completa sobre las pesquerías (por ejemplo, datos de captura, esfuerzo, edad y frecuencia de talla) de todos los participantes en la pesquería, para incorporar en el trabajo de modelado.

Se recomienda que se realice una estandarización exhaustiva de la CPUE para todas las series de tiempo de CPUE usadas en el modelo de evaluación.

Se reconoció durante la presente evaluación que acceso a la información de Chile es problemático, y se recomienda que se busque esta información por todos los medios identificables.

Se recomienda que las pesquerías en la región sean estrechamente vigiladas para detectar cambios, y dados el aumento de las pesquerías dirigidas al pez espada y la tendencia descendente de la biomasa reproductora, que la condición de la población sea actualizada en 2007.

## REFERENCES—REFERENCIAS

- Alvarado Bremer, J.R., M.G. Hinton, and T.W. Greig. in press. Evidence of spatial genetic heterogeneity in Pacific swordfish (*Xiphias gladius* L.) revealed by the analysis of *ldh-A* sequences. Bull. Mar. Sci.
- Anonymous. 2005. II Taller tecnico-científico sobre el pez espada en el Pacífico sudeste. Comisión Permanente del Pacífico Sur. Valparaíso, May 16-17, 2005. 88 p.  
([www.cpps-int.org/spanish/cientifico/informe%20Taller%20Pez%20espada%20v%20final.pdf](http://www.cpps-int.org/spanish/cientifico/informe%20Taller%20Pez%20espada%20v%20final.pdf))
- Barbieri, M.A., C. Canales, V. Correa, M. Donoso, A.G. Casanga, B. Leiva, A. Montiel, and E. Yáñez. 1998. Development and present state of the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in Chile. NOAA Technical Report NMFS 142: 1-10.
- Barría M., P. M. Donoso P., and J. Acededo V. 2003. Pesquería pez espada: investigación situación pesquería recursos altamente migratorios, 2002. Informe de difusión, Instituto de Fomento Pesquero, Chile: 11 p.  
([www.ifop.cl/doc\\_enlinea/Migratorios2002.pdf](http://www.ifop.cl/doc_enlinea/Migratorios2002.pdf))
- Hinton, M.G. 2003. Status of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean estimated using data from Japanese tuna longline fisheries. Mar. Freshwat. Res. 54: 393-399.
- Hinton, M.G., and M.N. Maunder. 2005. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific Ocean. Report to the Multilateral Consultation of Swordfish in the South-East Pacific Ocean. June 2005, Lanzarote, Spain: 10 p.
- Hinton, M.G., W.H. Bayliff, and J. Suter. 2005. Assessment of swordfish in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep. 5: 291-326.
- Joseph, J., W.L. Klawe, and C.J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. NOAA Tech. Rep. NMFS/SSRF-675: 309-331.
- Maunder, M.N., and S.D. Hoyle. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 5: 168-290.
- Mejuto, J., and B. García-Cortés. 2005. Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002 and 2003. Manuscript. Doc BSTC 2005, Lanzarote, Spain, June 26-27, 2005: 17 p.
- Methot, R. 2005. Pers. Comm. Technical Description of the Stock Synthesis II Assessment Program.
- Montiel, A. 1996. Determinación de la edad y del crecimiento del pez espada (*Xiphias gladius*) explotado frent a las costas de Chile. Thesis, Univ. Católica de Valparaíso, Chile: 79 p.
- 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.
- Uchiyama, J.H., E.E. DeMartini, and H.A. Williams. 1999. Length-weight interrelationships for swordfish, *Xiphias gladius* L., caught in the central north Pacific. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-284: 82 p.
- Weidner, D.M., and J.A. Serrano. 1997. World Swordfish Fisheries. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-26 Vol. IV: 843 p.
- Yáñez R., E., M.A. Barbieri B., F. Ponce M., M. Donoso P., C. Canales R., R. Toro N., and J. Acevedo V. 2003. Monitoreo y evaluación de la pesquería Chilena de pez espada. Actividad Pesquera y de Acuicultura en Chile. Escuela de Ciencias del Mar, Facultad de Recursos Naturales, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso: 143-156.
- Yokawa, K. 2005. Swordfish catch of Japanese distant-water longliners in the eastern Pacific. Report to the Multilateral Consultation of Swordfish in the South-East Pacific Ocean, June 2005, Lanzarote, Spain: 8 p.

**A NOVEL METHOD TO ESTIMATE RELATIVE ABUNDANCE FROM PURSE-SEINE  
CATCH-PER-SET DATA USING KNOWN ABUNDANCE OF ANOTHER SPECIES**

by

**Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle**

**CONTENTS**

1. Abstract.....	283
2. Introduction.....	283
3. Methods .....	284
4. Application.....	285
5. Results.....	285
6. Discussion .....	285
Figures .....	287
Table .....	292
References.....	297

**1. ABSTRACT**

A method is developed to generate indices of relative abundance from purse-seine catch-per-set data. The ratios through time of catches of the species of interest to a species for which reliable estimates of abundance are available are used to create the index, which is adjusted by the abundance of the second species. The method is put into a general linear model (GLM) context to eliminate variation caused by other factors (*e.g.* latitude). The method is applied to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean caught in purse-seine sets on floating objects, using the abundance of bigeye tuna from stock assessments. Additional analyses for yellowfin tuna are used as a test of the method by comparing the index of relative abundance obtained by this new method with stock assessment estimates of abundance. The results show some consistency with the stock assessment. However, adjusting for the abundance of bigeye tuna reduced the correlation. Including additional explanatory variables in the GLM had little influence on the index of relative abundance.

**2. INTRODUCTION**

Indices of relative abundance estimated from catch-per-unit-of-effort (CPUE) data are one of the most commonly used data types in stock assessments. However, there are many problems with using CPUE data to create indices of relative abundance (Hilborn and Walters 1992; Hampton *et al.* 2005; Maunder *et al.* 2006). Analyses that attempt to overcome these problems are frequently applied in stock assessment (Maunder and Punt 2005). For example, general linear models (GLMs) are frequently used to standardize CPUE for factors such as month and area.

Purse-seine CPUE data are particularly problematic, as it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In general, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine.

There are three types of sets in the tuna purse-seine fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO): 1) on tuna associated with dolphins; 2) on tuna associated with floating objects; and 3) on unassociated schools of tuna. These different types of sets have different characteristics and catch different species and/or sizes of tuna. Therefore, the applicability of each type of purse-seine set to standard CPUE analysis varies. Since about 1993, most floating objects are man-made devices, called fish-aggregating devices (FADs), which are planted by the fishermen and have locator beacons so that they can be found easily. These sets are particularly unsuitable for developing indices of abundance, because there is essentially no time spent searching for the FADs.

Currently, there is no reliable index of relative abundance for skipjack tuna in the EPO. This means that the stock assessments (*e.g.* Maunder and Harley 2005) are uncertain. Few skipjack are caught in the

longline fisheries or in purse-seine sets on tuna associated with dolphins. Purse-seine sets on tunas in unassociated schools are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets. Therefore, the only data set that can be used to estimate a index of relative abundance for skipjack is that for the floating-object purse-seine fishery. A method to analyze the CPUE data from purse-seine sets on tuna associated with floating objects is required to improve the assessments of skipjack tuna in the EPO.

We present a method to estimate relative abundance of skipjack, using purse-seine catch data from sets on tuna associated with floating objects. The method works on the change in ratio of skipjack to a species for which there are reliable estimates of abundance (henceforth referred to as “known” abundance). In this analysis we use estimates of abundance of bigeye tuna from a recent stock assessment (Maunder and Hoyle 2006). To test whether the method works, we apply the approach to yellowfin tuna and compare the results to a recent yellowfin stock assessment (Hoyle and Maunder 2006).

### 3. METHODS

We develop a method to estimate an index of relative abundance from catch data that are independent of effort. The method is based on the assumption that the ratio of the abundance of the species of interest

(A) to the known abundance of species (B) is the same in the purse-seine catch ( $\frac{A^{set}}{B^{set}}$ ) as in the population ( $\frac{A^{pop}}{B^{pop}}$ ), or at least that the relationship between the ratios is independent of the population size of either species.

$$\frac{A^{set}}{B^{set}} = q \frac{A^{pop}}{B^{pop}}$$

Therefore, the abundance of species A is proportional to the known quantities

$$A^{pop} \propto \frac{A^{set}}{B^{set}} B^{pop}$$

A simple index of relative abundance can be calculated by

$$I_t = \frac{\sum_{i \in t} A_i^{set}}{\sum_{i \in t} B_i^{set}} B_t^{pop}$$

Summing the catch over all sets in a time period for each species, rather than averaging the ratio of the species in each set, avoids dividing by-zero problems in cases for which there is no catch of species B.

However, each set may have different characteristics, so this should be taken into consideration. A general linear modeling approach can be used to model  $q$ .

$q$  is modeled using a log-linear model which ensures that the predicted ratio is positive

$$\hat{r}_i = \exp[\beta \mathbf{X}_i] \frac{A_t^{pop}}{B_t^{pop}}$$

$$\text{where } r_i = \frac{A_i^{set}}{B_i^{set}}$$

$$\ln[r_i] = \beta \mathbf{X}_i + \ln[A_t^{pop}] - \ln[B_t^{pop}] + \varepsilon_i$$

$$\text{where } \varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$$

The logarithm of the ratio can be modeled, using a linear model with an offset equal to the negative of the

logarithm of the abundance of species B and a time categorical variable to represent  $\ln [A_t^{pop}]$ .

If either  $A^{set}$  or  $B^{set}$  is zero, numerical problems occur. Therefore, a small constant (*e.g.* 0.1) is added to each.

#### 4. APPLICATION

The change-in-ratio method is applied to skipjack in the EPO, using data from the purse-seine fishery directed at fish associated with floating objects. Initially, the raw catch ratios are computed, and then the full GLM analysis is applied.

For the GLM analysis, all the sets that have a combined catch of species A (skipjack) and species B (bigeye) equal to zero are removed. We used only data for class-6 purse seiners (over 363 tons carrying capacity) which made at least 50 qualifying sets for which data on latitude, longitude, and sea-surface temperature (SST) were available. The GLM uses a monthly time step, but the stock assessments are run on a quarterly time step. Therefore, the bigeye abundance for each quarter from the stock assessment is applied to each month in that quarter for the regression.

In addition, the method is applied to yellowfin so that the results can be compared to estimates of abundance from a stock assessment.

#### 5. RESULTS

The numbers of floating-object sets greatly increased during the 1990s (Figure 1), and catches of tunas also increased during that period (Figure 2). (In Figures 2-9 and Table 1, BET, SKJ, and YFT refer to bigeye, skipjack, and yellowfin tuna, respectively.) However, it was not until late 1994 that the catch of bigeye increased (Figure 2), which is evident in the catch-per-set data (Figure 3). This is probably because of the introduction of FADs at about this time. The lower catch rates of bigeye during the early period caused the ratios of the yellowfin and skipjack catches to the bigeye catches to be much higher in the earlier period (Figure 4). Therefore, data before 1995 were not used in the analyses.

The ratio of yellowfin to bigeye catch in a set shows a trend similar to the relative abundance for floating-object vulnerable yellowfin from the stock assessment (Figure 5). However, the ratio is more variable, and the coefficient of correlation squared (r-square) between the ratio of yellowfin to bigeye in a set and the relative abundance for floating-object vulnerable yellowfin is only 0.11. The low r-square is probably due to the large spike in 2000. The relationship appears to deteriorate when the ratio is adjusted by the known bigeye abundance (Figure 6), but has a higher r-square value of 0.15. The full GLM appears slightly better (Figure 7).

The influence of the known bigeye abundance is less obvious for skipjack, although it is the same because it uses the same bigeye abundance data (Figure 8). For the GLM analysis the data set is reduced, and this may influence the results. However, if only a time effect is added to the GLM, there is little influence on the index of relative abundance (Figure 8).

The first variable included in the model based on the AIC criteria is latitude included as a factor, followed by SST as a quadratic and then vessel (Table 1). The model selection was stopped at this stage despite changes in AIC due to the large number of data points in the analysis and the lack of change in the index of relative abundance. For all models, the time effect was automatically included. The final index of relative abundance is similar to the index of relative abundance when only the time effect is included (Figure 9).

Changing the added constant to 1.0 or 0.01 had essentially no impact on the relative year effect.

#### 6. DISCUSSION

There is a marked change in the catch rates of bigeye in the floating-object fishery around 1994. This is probably due to the increase in the proportion of FADs in the fishery. Future applications of this method should focus just on the FAD fishery (*i.e.* not using the data for sets on flotsam) or the type of floating

object should be included as an explanatory variable in the GLM analysis.

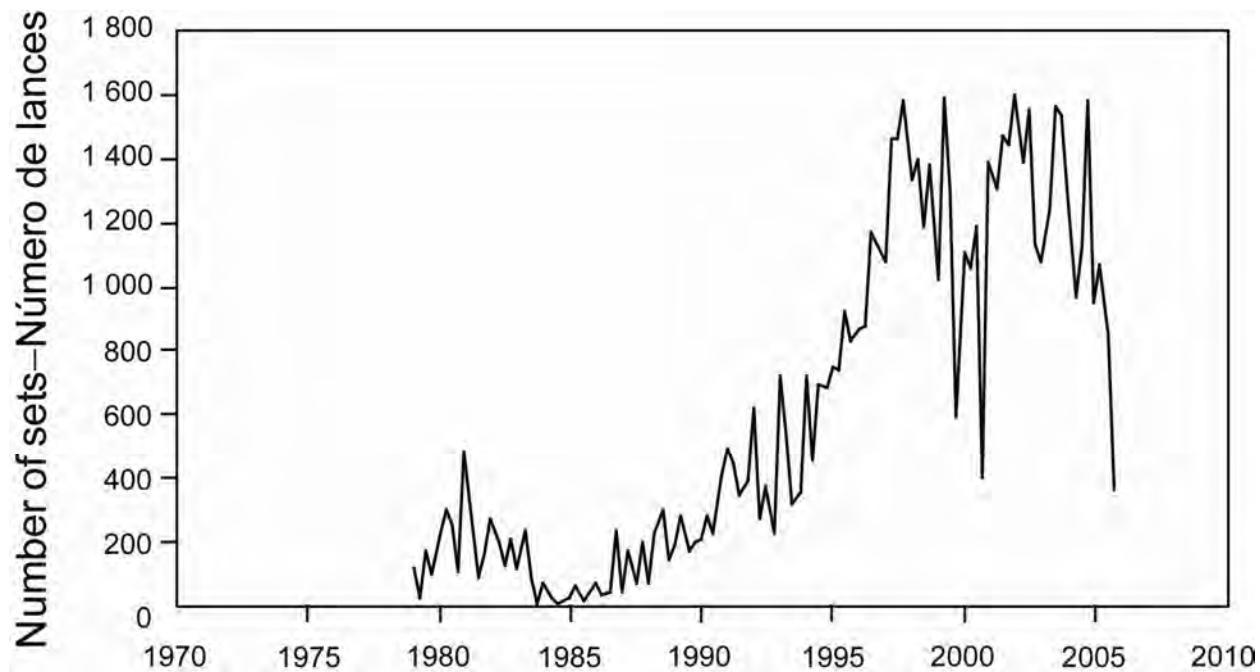
Zero catches in a set for the species of interest or the species with known abundance causes numerical problems in the analysis. A constant was added to both catches to avoid this problem. The analysis was not sensitive to the value of this constant. However, data from periods before 1995 have many more zero catches, particularly for bigeye, and these zero values may cause greater problems for an extended analysis.

The ratio of yellowfin catch to bigeye catch showed trends similar to those for the abundance of floating-object-vulnerable yellowfin from the stock assessment, but it is more variable. However, this relationship in trends was degraded when the ratio was adjusted for the known bigeye abundance. This may indicate that the method is inadequate, or some inadequacies in the yellowfin or bigeye abundance estimates from the stock assessments. Improvements to the analysis may include incorporating spatial structure or fish size into the analysis, as larger fish may show more variation in spatial distribution. Other explanatory variables could be included in the analysis (*e.g.* the catch of other species).

There may be a saturation effect in schools around FADs. This can be taken into consideration by modeling the logarithm of catch of species A, rather than the ratio, and including the catch of species B as an explanatory variable, possibly as a higher-order term.

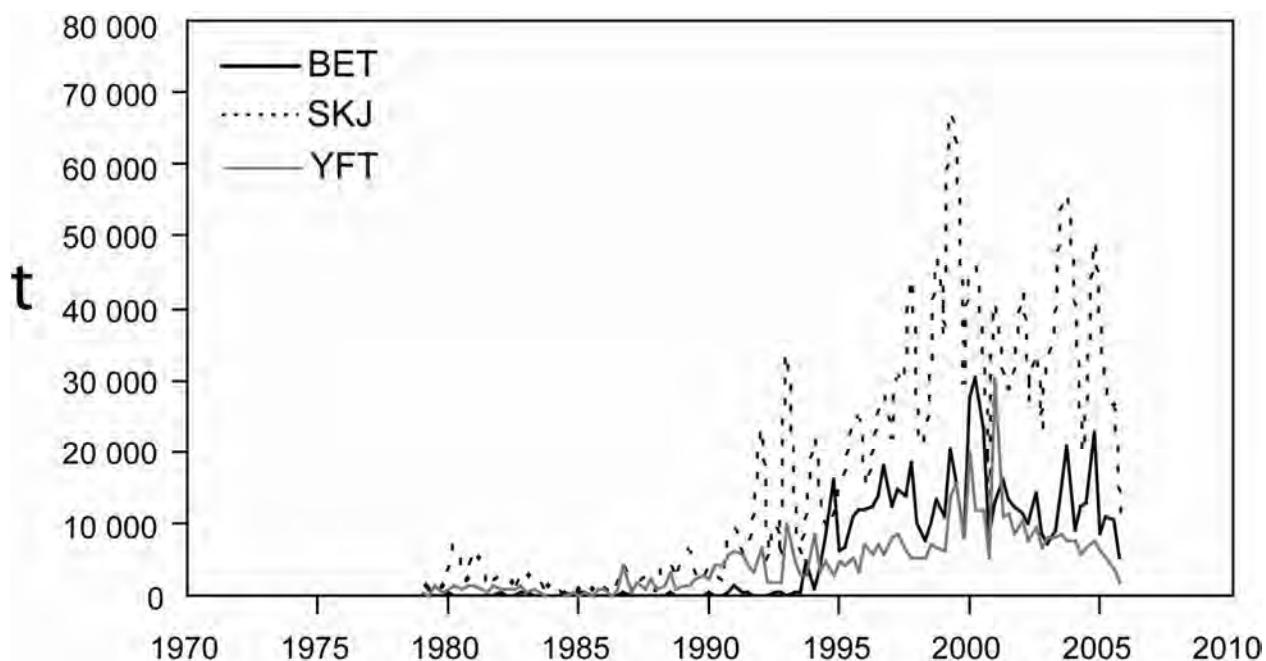
$$\ln[A_i^{set}] = \beta \mathbf{X}_i + \beta_2 \ln[B_i^{set}] + \beta_3 \ln[B_i^{set}]^2 + \ln[A_t^{pop}] - \ln[B_t^{pop}] + \varepsilon_i$$

The estimated index of relative abundance for skipjack indicates that the population is highly variable. There is an order of magnitude difference between the high and low abundance. The abundance was particularly high in 1999, with peaks in 2003 and 2004, which is consistent with the stock assessment (Maunder and Harley 2005).



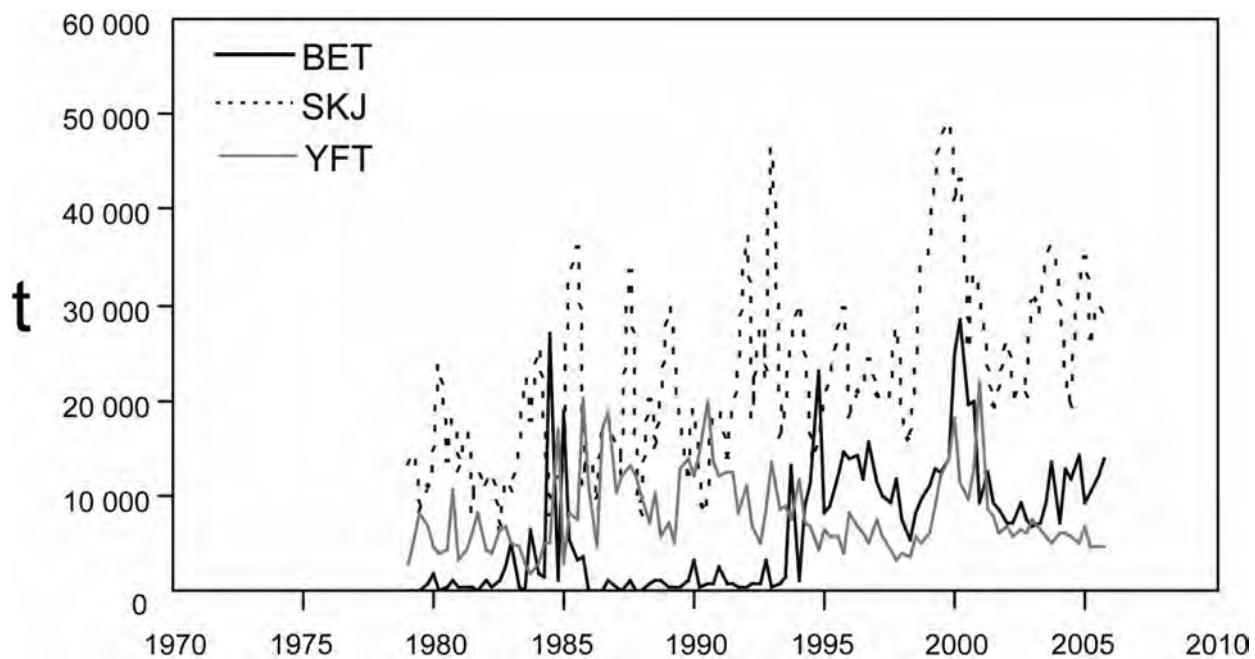
**FIGURE 1.** Number of sets on fish associated with floating objects in the data base.

**FIGURA 1.** Número de lances sobre peces asociados con objetos flotantes en la base de datos.



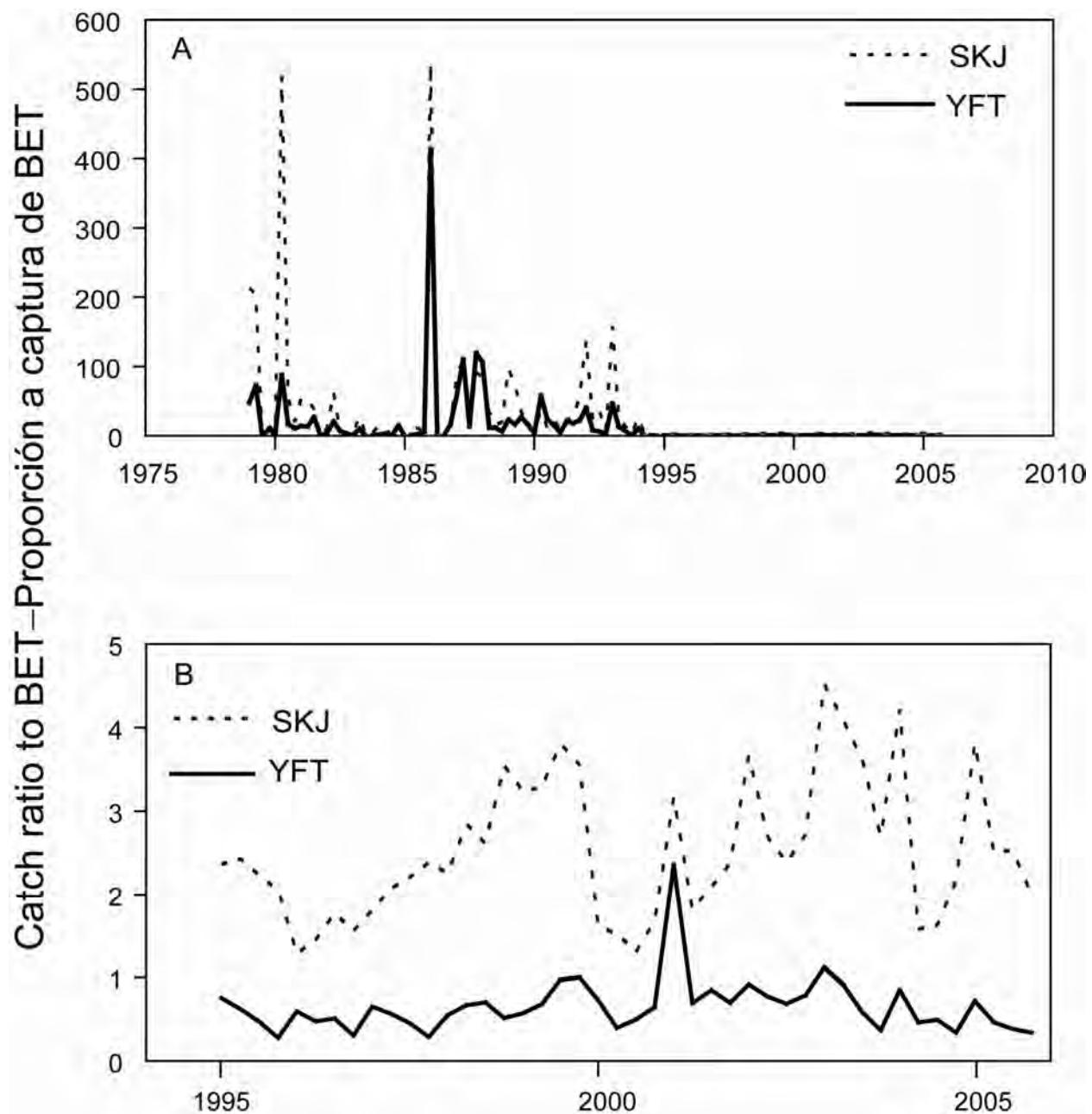
**FIGURE 2.** Catches of tunas, by species, in the eastern Pacific Ocean by purse-seine vessels with carrying capacities greater than 363 metric tons. t = metric tons.

**FIGURA 2.** Capturas de atunes, por especie, en el Océano Pacífico oriental por buques cerqueros de más de 363 toneladas métricas de capacidad de acarreo. t = toneladas métricas.



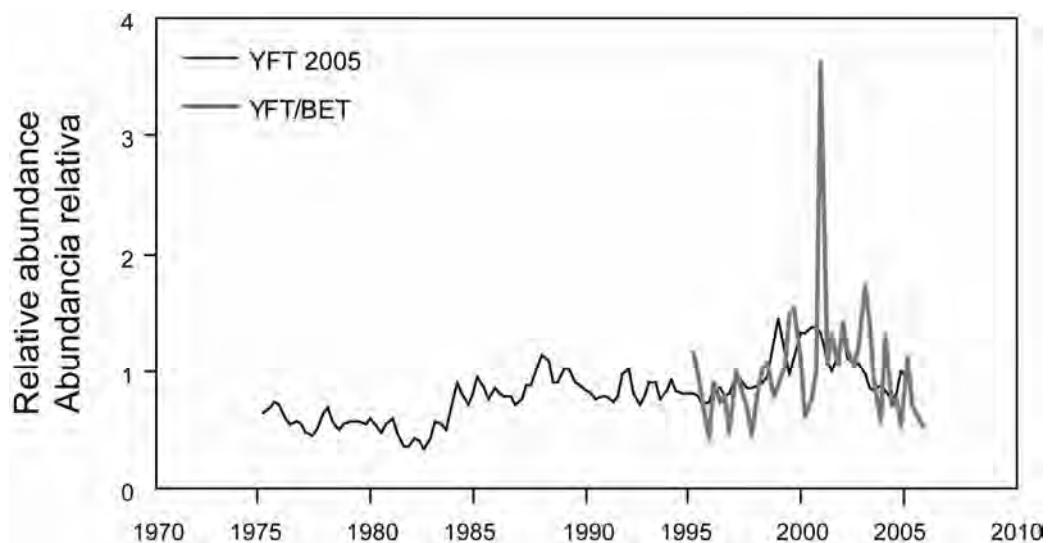
**FIGURE 3.** Catches per set of tunas, by species, in the eastern Pacific Ocean by purse-seine vessels with carrying capacities greater than 363 metric tons. t = metric tons.

**FIGURA 3.** Capturas por lance de atunes, por especie, en el Océano Pacífico oriental por buques cerqueros de más de 363 toneladas métricas de capacidad de acarreo. t = toneladas métricas.



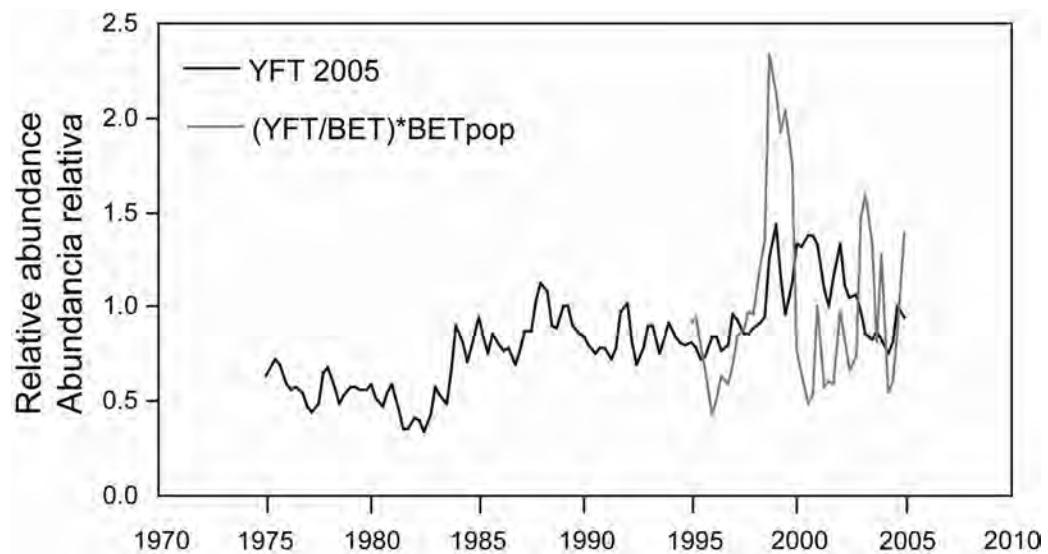
**FIGURE 4.** Ratio of skipjack and yellowfin to bigeye in the catch, using all floating-object data for the entire time period (upper panel) and the period after the FAD fishery had expanded (lower panel).

**FIGURA 4.** Proporción de barrilete y aleta amarilla a patudo en la captura, usando todos los datos de objetos flotantes del período de tiempo entero (panel superior) y el período después de la expansión de la pesquería sobre plantados (panel inferior).



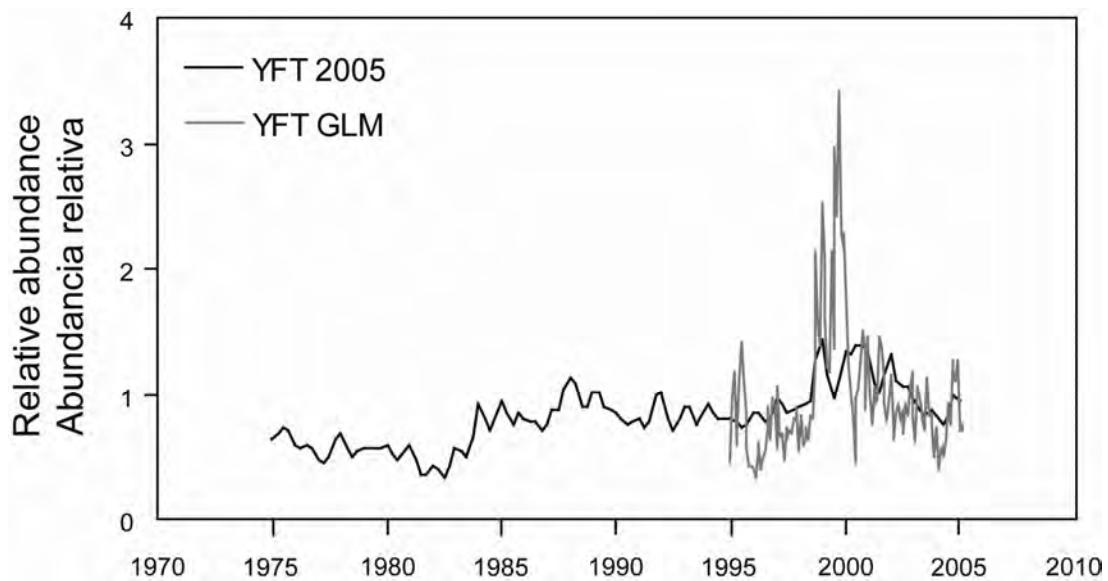
**FIGURE 5.** Comparison of the ratio of yellowfin to bigeye in the catch (YFT/BET), using all floating-object data for the period after the expansion of the FAD fishery, with the relative abundance of floating object-vulnerable fish from the 2005 assessment (YFT 2005).

**FIGURA 5.** Comparación de la proporción de aleta amarilla a patudo en la captura (YFT/BET), usando todos los datos de objetos flotantes durante el período después de la expansión de la pesquería sobre plantados, con la abundancia relativa de la evaluación de 2005 (YFT 2005) de los peces vulnerables a los objetos flotantes.



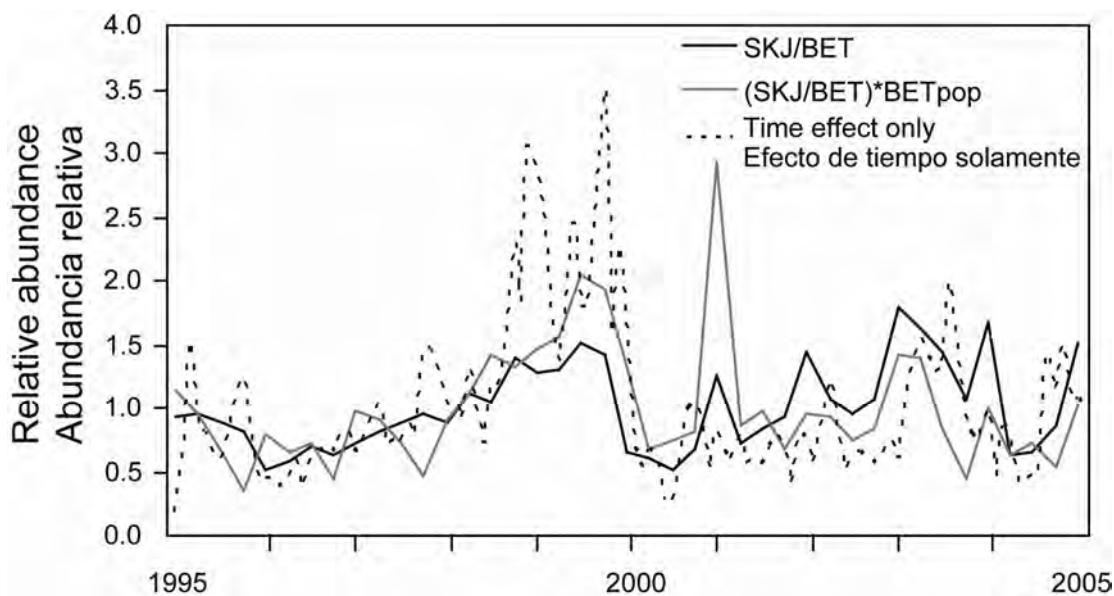
**FIGURE 6.** Comparison of the ratio of yellowfin to bigeye in the catch, using all floating-object data for the period after the expansion of the FAD fishery, adjusting for the known bigeye abundance ((YFT/BET)\*BETpop) with the relative abundance of floating object-vulnerable fish from the 2005 assessment (YFT 2005).

**FIGURA 6.** Comparación de la proporción de aleta amarilla a patudo en la captura, usando todos los datos de objetos flotantes durante el período después de la expansión de la pesquería sobre plantados ajustando para la abundancia conocida de patudo ((YFT/BET)\*BETpop), con la abundancia relativa de los peces vulnerables a los objetos flotantes de la evaluación de 2005 (YFT 2005).



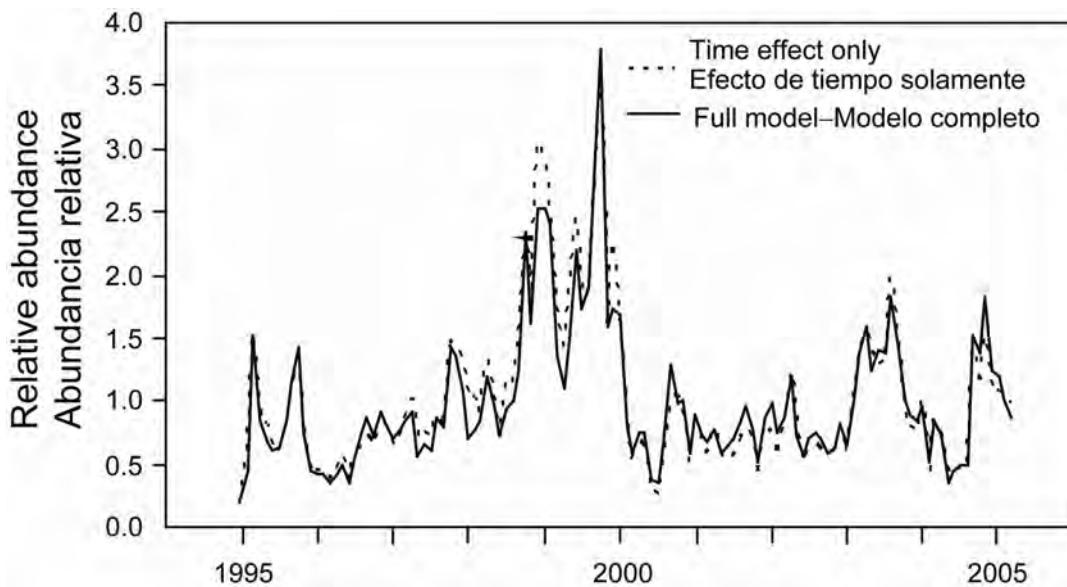
**FIGURE 7.** Comparison of the index of relative abundance from the GLM for yellowfin (YFT GLM) with the relative abundance of floating object-vulnerable fish from 2005 assessment (YFT 2005).

**FIGURA 7.** Comparación del índice de abundancia relativa del MLG de aleta amarilla (YFT GLM) con la abundancia relativa de los peces vulnerables a los objetos flotantes de la evaluación de 2005 (YFT 2005).



**FIGURE 8.** Comparison of the ratio of skipjack to bigeye in the catch, using all floating-object data over the period after the expansion of the FAD fishery with  $((SKJ/BET)*BETpop)$  and without  $(SKJ/BET)$  adjusting for the known abundance of bigeye, with the relative abundance estimated from the GLM on the limited data set using only the time effect.

**FIGURA 8.** Comparación de la proporción de barrilete a patudo en la captura usando todos los datos de objetos flotantes durante el período después de la expansión de la pesquería sobre plantados con  $((SKJ/BET)*BETpop)$  y sin  $(SKJ/BET)$  un ajuste por la abundancia conocida de patudo, con la abundancia relativa de patudo estimada a partir del MLG sobre el conjunto limitado de datos que usa el efecto de tiempo solamente.



**FIGURE 9.** Comparison of the index of relative abundance from the full model with that using only the time effect.

**FIGURA 9.** Comparación del índice de abundancia relativa del modelo completo con aquél que usa el efecto de tiempo solamente.

**TABLE 1.** AIC values for models tested for skipjack. SST = sea-surface temperature).

**TABLA 1.** Valores de AIC de los modelos probados para el barrilete. TSM = temperatura superficial del mar.

Model	Modelo	AIC
SKJ.time	SKJ.tiempo	92857
SKJ.time.Lat	SKJ.tiempo.Lat	92766
SKJ.time.Lon	SKJ.tiempo.Lon	92859
SKJ.time.SST	SKJ.tiempo.TSM	92327
SKJ.time.Vessel	SKJ.tiempo.Buque	92565
SKJ.time.SST2	SKJ.tiempo.TSM2	92320
SKJ.time.Lat2	SKJ.tiempo.Lat2	92768
SKJ.time.Lon2	SKJ.tiempo.Lon2	92817
SKJ.time.LatF	SKJ.tiempo.LatF	91942
SKJ.time.LonF	SKJ.tiempo.LonF	92712
SKJ.time.LatLon	SKJ.tiempo.LatLon	92757
SKJ.time.LatF.SST2	SKJ.tiempo.LatF.TSM2	91777
SKJ.time.LatF.Vessel	SKJ.tiempo.LatF.Buque	91591
SKJ.time.LatF.SST2.Vessel	SKJ.tiempo.LatF.TSM2.Buque	91423

**UN MÉTODO NOVEDOSO PARA ESTIMAR LA ABUNDANCIA RELATIVA A PARTIR DE  
DATOS DE CAPTURA CERQUERA POR LANCE USANDO LA ABUNDANCIA CONOCIDA  
DE OTRA ESPECIE**

**por**

**Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle**

**ÍNDICE**

1. Resumen.....	293
2. Introducción .....	293
3. Métodos .....	294
4. Aplicación .....	295
5. Resultados .....	295
6. Discusión.....	296
Referencias.....	297
Figuras .....	287
Tabla .....	292

**1. RESUMEN**

Se elabora un método para generar índices de abundancia relativa a partir de datos de captura cerquera por lance. Para crear el índice, se usan los cocientes por el tiempo de las capturas de la especies de interés a una especie para la cual se dispone de estimaciones fidedignas de abundancia; este índice es ajustado por la abundancia de la segunda especie. El método es incorporado en un contexto de modelo lineal general (MLG) para eliminar variación causada por otros factores (latitud, por ejemplo). Se aplica el método al atún barrilete en el Océano Pacífico oriental capturado en lances cerqueros sobre objetos flotantes, usando la abundancia del atún patudo de la evaluación de poblaciones. Se usan análisis adicionales del atún aleta amarilla como prueba del método mediante una comparación del índice de abundancia relativa obtenido con este nuevo método con las estimaciones de abundancia de la evaluación de poblaciones. Los resultados muestran cierta consistencia con la evaluación de poblaciones, pero el ajuste por la abundancia del atún patudo redujo la correlación. La inclusión de variables explicatorias adicionales en el MLG ejerció poca influencia sobre el índice de abundancia relativa.

**2. INTRODUCCIÓN**

Los índices de abundancia relativa estimados a partir de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) datos son uno de los tipos de datos de uso más común en la evaluación de poblaciones. No obstante, existen muchos problemas con el uso de datos de CPUE para crear índices de abundancia relativa (Hilborn y Walters 1992; Hampton *et al.* 2005; Maunder *et al.* 2006). Análisis que procuran superar estos problemas son aplicados frecuentemente en la evaluación de poblaciones (Maunder y Punt 2005); por ejemplo, se usan a menudo modelos lineales generales (MLG) para estandarizar la CPUE para factores tales como mes y área.

Los datos de CPUE cerquera son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En general, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo necesario para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red de cerco.

Se efectúan tres tipos de lance en las pesquerías atuneras de cerco en el Océano Pacífico oriental (OPO): 1) sobre atunes asociados con delfines; 2) sobre atunes asociados con objetos flotantes; y 3) sobre atunes no asociados. Estos distintos tipos de lances tienen características diferentes y capturan atunes de diferentes especies y/o tamaños. Por lo tanto, la aplicabilidad de cada tipo de lance cerquero al análisis de CPUE estándar varía. Desde aproximadamente 1993, la mayoría de los objetos flotantes son los llamados “plantados”, objetos artificiales “sembrados” por los pescadores que llevan balizas localizadoras para permitir encontrarlos fácilmente. Estos lances son particularmente inadecuados para elaborar índices

de abundancia, porque esencialmente no se pasa ningún tiempo buscando el plantado.

Actualmente, no existe un índice fidedigno de abundancia relativa para el barrilete en el OPO. Esto significa que las evaluaciones de poblaciones (por ejemplo, Maunder y Harley 2005) son inciertas. Se captura poco barrilete en las pesquerías palangreras o en lances cerqueros sobre atunes asociados con delfines. Los lances cerqueros sobre atunes no asociados están generalmente entremezclados con lances sobre objetos flotantes o delfines. Por lo tanto, el único conjunto de datos que se puede usar para estimar un índice de abundancia relativa para el barrilete es aquél de la pesquería cerquera sobre objetos flotantes. Es necesario un método para analizar los datos de CPUE de lances cerqueros sobre atunes asociados con objetos flotantes para mejorar las evaluaciones del barrilete en el OPO.

Presentamos un método para estimar la abundancia relativa del barrilete, usando datos de captura cerquera de lances sobre atunes asociados con objetos flotantes. El método funciona sobre el cambio en el cociente de barrilete a una especie para la cual existen estimaciones fidedignas de abundancia (en lo sucesivo la abundancia “conocida”). En el presente análisis usamos estimaciones de abundancia del patido de una evaluación de poblaciones reciente (Maunder y Hoyle 2006). Para probar si el método funciona, lo aplicamos al aleta amarilla y comparamos los resultados a una evaluación de poblaciones reciente de esa especie (Hoyle y Maunder 2006).

### 3. MÉTODOS

Elaboramos un método para estimar un índice de abundancia relativa de los datos de captura que son independientes del esfuerzo. El método se basa en el supuesto que el cociente de la abundancia de la especie de interés ( $A$ ) a la abundancia conocida de la especie ( $B$ ) es igual en la captura cerquera ( $\frac{A^{set}}{B^{set}}$ )

que en la población ( $\frac{A^{pop}}{B^{pop}}$ ), o al menos que la relación entre los cocientes es independiente del tamaño de la población de cualquiera de las dos especies.

$$\frac{A^{set}}{B^{set}} = q \frac{A^{pop}}{B^{pop}}$$

Por lo tanto, la abundancia de la especie  $A$  es proporcional a las cantidades conocidas

$$A^{pop} \propto \frac{A^{set}}{B^{set}} B^{pop}$$

Se puede calcular un sencilla índice de abundancia relativa con

$$I_t = \frac{\sum_{i \in t} A_i^{set}}{\sum_{i \in t} B_i^{set}} B_t^{pop}$$

Sumar la captura sobre todos los lances en un período de tiempo para cada especie, en lugar de promediar la proporción de la especie en cada lance, evita problemas de dividir por cero en los casos en los cuales no hay captura de especie  $B$ .

Sin embargo, cada lance puede tener características diferentes, y se debería tomar esto en consideración. Se puede usar un enfoque de modelo lineal general para modelar  $q$ .

Se modela  $q$  usando un modelo lineal logarítmico que asegura que el cociente predicho es positivo

$$\hat{r}_i = \exp[\beta \mathbf{X}_i] \frac{A_i^{pop}}{B_t^{pop}}$$

$$\text{donde } r_i = \frac{A_i^{set}}{B_i^{set}}$$

$$\ln[r_i] = \beta \mathbf{X}_i + \ln[A_i^{pop}] - \ln[B_t^{pop}] + \varepsilon_i$$

$$\text{donde } \varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$$

El logaritmo del cociente puede ser modelado, usando un modelo lineal con un retraso igual al negativo del logaritmo de la abundancia de la especie B y una variable categórica de tiempo para representar  $\ln[A_t^{pop}]$ .

Si  $A^{set}$  o  $B^{set}$  es cero, ocurren problemas numéricos. Por lo tanto, se añade una pequeña constante (por ejemplo, 0,1) a cada uno.

#### 4. APPLICACIÓN

Se aplica el método de cambio en cociente al barrilete en el OPO, usando datos de la pesquería cerquera dirigida hacia peces asociados con objetos flotantes. Inicialmente, se computan los cocientes brutos de captura, y entonces se aplica el análisis MLG completo.

Para el análisis MLG, se eliminan todos los lances con una captura combinada de especie A (barrilete) y especie B (patudo) igual a cero. Usamos solamente los datos de cerqueros de clase 6 (de más de 363 toneladas de capacidad de acarreo) que realizaron al menos 50 lances calificados de los cuales contamos con datos de latitud, longitud, y temperatura superficial del mar (TSM). El MLG usa períodos mensuales, mientras que la evaluación de poblaciones se basa en trimestres. Por lo tanto, la abundancia del patudo en cada trimestre de la evaluación de poblaciones es aplicada a cada mes en ese trimestre para la regresión.

Además, se aplica el método al aleta amarilla para que los resultados puedan ser comparados con las estimaciones de abundancia de una evaluación de poblaciones.

#### 5. RESULTADOS

El número de lances sobre objetos flotantes aumentó mucho durante los años 1990 (Figura 1), y las capturas de atunes también aumentaron durante esa década (Figura 2), pero no fue sino hasta fines de 1994 que aumentó la captura de patudo (Figura 2), lo cual es evidente en los datos de captura por lance (Figura 3). (En las Figuras 2-9 y la Tabla 1, las siglas BET, SKJ, y YFT significan atún patudo, barrilete, y aleta amarilla, respectivamente.) Esto se debe probablemente a que los plantados fueron introducidos en ese tiempo. Las tasas de captura menores de patudo durante el período temprano causaron que las proporciones de las capturas de aleta amarilla y barrilete a las capturas de patudo fuesen mucho más altas en el período más temprano (Figura 4). Por lo tanto, no se usaron los datos de antes de 1995 en los análisis.

La proporción de captura de aleta amarilla a patudo en un lance muestra una tendencia similar a la abundancia relativa en el caso del aleta amarilla vulnerable a los objetos flotantes de la evaluación de poblaciones (Figura 5). Sin embargo, la proporción es más variable, y el coeficiente de correlación cuadrado ( $r$  cuadrado) entre la proporción de aleta amarilla a patudo en un lance y la abundancia relativa del aleta amarilla vulnerable a los objetos flotantes es solamente 0,11. El  $r$  cuadrado bajo se debe probablemente al gran pico en 2000. La relación parece deteriorar cuando se ajusta la proporción por la abundancia conocida del patudo (Figura 6), pero tiene un valor de  $r$  cuadrado mayor de 0,15. El MLG completo parece ligeramente mejor (Figura 7).

La influencia de la abundancia conocida del patudo es menos obvia en el caso del barrilete, aunque es igual porque usa los mismos datos de abundancia de patudo (Figura 8). Para el análisis de MLG el conjunto de datos es reducido, y esto podría afectar los resultados. No obstante, si se añade al MLG un efecto de tiempo solamente, hay poca influencia sobre el índice de abundancia relativa (Figura 8).

La primera variable incluida en el modelo basado en los criterios AIC es latitud incluida como factor, seguida por TSM como cuadrático y luego buque (Tabla 1). La selección del modelo fue parada en esta etapa a pesar de cambios en AIC debido al gran número de puntos de datos en el análisis y la falta de cambio en el índice de abundancia relativa. Para todos los modelos, el efecto de tiempo fue incluido automáticamente. El índice de abundancia relativa final es similar al índice de abundancia relativa cuando se incluye solamente el efecto de tiempo (Figura 9).

Cambiar la constante añadida a 1,0 o 0,01 no ejerció esencialmente ningún impacto sobre el efecto relativo de año.

## 6. DISCUSIÓN

Hay un cambio marcado en las tasas de captura de patudo en la pesquería sobre objetos flotantes alrededor de 1994. Esto se debe probablemente al incremento en la proporción de plantados en la pesquería. Las aplicaciones futuras de este método debería enfocar solamente en la pesquería sobre plantados (o sea, sin usar los datos de lances sobre objetos flotantes naturales) o el tipo de objeto flotante debería ser incluido como variable explicativa en el análisis MLG.

Capturas nulas en un lance de la especie de interés o la especie de abundancia conocida causa problemas numéricos en el análisis. Se añadió una constante a ambas capturas para evitar este problema. El análisis no fue sensible al valor de esta constante. Los datos de los períodos antes de 1995 tienen muchas más capturas nulas, particularmente de patudo, y estos valores nulos podrían causar mayores problemas para un análisis extendido.

La proporción de captura de aleta amarilla a captura de patudo mostró tendencias similares a aquéllas de la abundancia relativa en el caso del aleta amarilla vulnerable a la pesca sobre objetos flotantes de la evaluación de poblaciones, pero esta relación en tendencias fue degradada cuando la proporción fue ajustada por la abundancia conocida del patudo. Esto podría indicar que el método es inadecuado, o ciertas insuficiencias en las estimaciones de abundancia del aleta amarilla o patudo de la evaluación de poblaciones. Las mejoras del análisis podrían incluir la incorporación de estructura especial o tamaño del pescado en el análisis, ya que los peces de mayor tamaño podrían mostrar más variación en la distribución espacial. Otras variables explicativas podrían ser incluidas en el análisis (por ejemplo, la captura de otras especies).

Podría haber un efecto de saturación en los cardúmenes asociados con plantados. Esto puede ser tomado en consideración mediante el modelado del logaritmo de la captura de especie A, en lugar del cociente, y la inclusión de la captura de la especie B como variable explicativa, posiblemente como término de orden mayor.

$$\ln \left[ A_i^{set} \right] = \beta \mathbf{X}_i + \beta_2 \ln \left[ B_i^{set} \right] + \beta_3 \ln \left[ B_i^{set} \right]^2 + \ln \left[ A_t^{pop} \right] - \ln \left[ B_t^{pop} \right] + \varepsilon_i$$

El índice de abundancia relativa estimado para el atún barrilete indica que la población es altamente variable. Hay una diferencia de un orden de magnitud entre la abundancia alta y baja. La abundancia fue particularmente alta en 1999, con picos en 2003 y 2004, lo cual es consistente con la evaluación de poblaciones (Maunder y Harley 2005).

## **REFERENCIAS**

- Hampton, J., J.R. Sibert, P. Kleiber, M.N. Maunder, and S.J. Harley. 2005. Decline of Pacific tuna populations exaggerated? *Nature*, 43 (7037): E1-E2.
- Hilborn, R. and C.J. Walters. 1992 Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York: 570 p.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 3-102.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and A.E. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.*, 70 (2-3): 141-159.
- Maunder, M.N., J.R. Sibert, A. Fonteneau, J. Hampton, P. Kleiber, and S. Harley. 2006. Interpreting catch-per-unit-of-effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Jour. Mar. Sci.*, 63 (8): 1373-1385.

