

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

by

Mark N. Maunder

## CONTENTS

1. Executive summary.....	3
2. Data.....	5
3. Assumptions and parameters .....	8
4. Stock assessment.....	10
5. Status of the stock .....	18
6. Simulated effects of future fishing operations .....	22
7. Future directions .....	24
Figures.....	25
Tables .....	64
Appendices .....	69
References .....	101

## 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 2007 differs from that of 2006 in the following ways. The catch, effort, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2006 and the first quarter of 2007 and revised data for 2000-2005. New or updated longline catch data are available for Chinese Taipei (2002-2005), China (2001-2005), and the Republic of Korea (2003-2005).

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, or possibly three, different productivity regimes (1975-1982, 1983-2001, and 2002-2006) corresponding to low, high, and intermediate levels of recruitment. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomasses. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts. The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery during 1998-2001, and that these cohorts increased the biomass during 1999-2001. However, these cohorts have now moved through the population, so the biomass decreased during 2002-2006. The biomass in 2005-2007 was at levels similar to those prior to 1985.

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 and coastal 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. 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 1975-1982, but above that level for most of the following years, except for the most recent period (2003-2007). The increase in the SBR in 1984 is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. 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 below the level corresponding to AMSY. The effort levels are estimated to be above those that would support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), but recent catches are substantially below AMSY. Because of the flat yield curve, only substantial changes from the current effort level would reduce average equilibrium yield below the AMSY, given the current recruitment levels.

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.

MSY quantities based on average fishing mortality for the 2004-2006 period are similar to those based on average fishing mortality for 2004-2005 (Table 5.1). The amount by which fishing mortality would have to be reduced to support MSY is less when using the former.

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight. The AMSY calculations indicate that, theoretically at least, catches could be 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 2006 levels of effort (2004 for the longline fisheries) the biomass is predicted to increase slightly and then decrease to around the current level, and that the SBR will follow a similar trend, returning to the level corresponding to the AMSY. 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 at present, and would decline a little further in the future.

These simulations were carried out, using the average recruitment for the 1975-2006 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1983-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out using the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

## **Summary**

1. The results are similar to the previous assessments, except that the current SBR is less than that which supports AMSY.
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.

3. The recent fishing mortality rates are close to those corresponding to the AMSY.
4. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the AMSY.
5. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the levels of AMSY and the biomasses corresponding to the AMSY may differ between the regimes. The population may have recently switched from the high to an intermediate productivity regime.
6. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed.

## 2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-March 2007, plus biological data, were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2006 and 2007, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases by the start of April 2007. 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. “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 catch and effort data for 2000-2005 have been updated, and catch and effort data for 2006 and 2007 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 or updated catch data were available for Chinese Taipei (2002-2005), the People's Republic of China (2001-2005), and Korea (2003-2005).

The amount of longlining effort was estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings. Estimates of standardized CPUE were obtained 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**

A substantial proportion of the longline catch data for 2006 were not available, so effort data were assumed (see Section 2.2.2), and the catch was estimated by the stock assessment model. Therefore, the total 2006 longline catch is a function of the assumed 2006 longline effort, the estimated number of yellowfin of catchable size in the EPO in 2006, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries. Catches for the longline fisheries for the recent years for which the data were not available were set equal to the last year for which catch data were available.

Trends in the catch of yellowfin in the EPO during each quarter from January 1975 to March 2007 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 in Fisheries 1 and 2. However, this is a relatively small part of the total catch.

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**

Updated effort data for 2000-2005 and new effort data for 2006 and 2007 are used for the surface fisheries.

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 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.

Effort information from the Japanese longlining operations conducted in the EPO during 2005 or 2006 were not available for this assessment. The longline effort exerted during each quarter of 2005 and 2006 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. No longline catch data were input for 2006 (see above).

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.

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, a proximate year.

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 2006 and 2007 and updated for 2000-2005. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The length frequencies of the catches during 2006 from the four floating-object fisheries were similar to those observed over the entire modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8a). 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 for all ages were highly constrained to be similar

to a Richards growth curve. The Richards growth equation  $L_t = L_\infty \left( 1 - \frac{\exp(-K(t-t_0))}{b} \right)^b$  fit to data

from Wild (1986) was used as the prior (Figure 3.1) ( $L_\infty = 185.7$  cm, annual  $K = 0.761$ ,  $t_0 = 1.853$  years,  $b = -1.917$ ). The growth increments are also constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The size at which fish are first recruited to the fishery must be specified, and it is assumed that yellowfin are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) when they are 30 cm long and two quarters old.

Expected asymptotic length ( $L_\infty$ ) cannot be reliably estimated from data such as those of Wild (1986) that do not include many old fish. However, Hoyle and Maunder (2007) found that the results were insensitive to the value of  $L_\infty$ .

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. 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. This assumption is used to penalize the temporal recruitment deviates. It is assumed that the logarithm of the quarterly recruitment deviates is normally distributed with a standard deviation of 0.6.

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) and new research is contained in Schaefer *et al.* (2007). Schaefer *et al.* (2007) found that movements of yellowfin tuna released off southern Baja California, including those at liberty in excess of one year, are geographically confined. Therefore, the level of mixing between this area and others in the EPO should be expected to be very low. This result is consistent with the results of various tagging studies (conventional and archival) of tropical tunas throughout the Pacific. This indicates that fishery-wide controls of effort or catch will most likely be ineffective to prevent localized depletions of these stocks (Schaefer *et al.* 2007). For the purposes of the current assessment, it is assumed that movement does not affect the stock assessment results. However, given the results of Schaefer *et al.* (2007), investigation of finer spatial scale or separate sub-stocks should be considered.

#### **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.

#### **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 ≥ 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 been 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 2007;
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 2004 and 2005, 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. 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.

The results of the base case assessment are described in the text, and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis is described in the text, with figures and tables presented in Appendix A1.

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. 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).

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. However, catchability was estimated to drop in 2006.

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.

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. The previous assessment (Hoyle and Maunder 2007) estimated a recruitment larger than any other in the time series for the third quarter of 2005, but this estimate was uncertain. The current assessment estimates that this recruitment is only moderately large. The assessment model has shown a tendency to overestimate recent recruitment strengths in the last few assessments.

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). There is an indication that the recruitments in the recent four years (2002-2005) were at low levels similar to those prior to 1983, perhaps indicating a change back to a low productivity regime. The 2006 estimate, although uncertain, is higher and that argues against a shift to the earlier low productivity regime, but rather towards a more intermediate productivity regime.

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 0.59, which is close to the 0.6 assumed in the penalty applied to the recruitment deviates. 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 240,000 metric tons (t); it then increased rapidly during 1983-1986, and reached about 520,000 t in 1986. During 1986-1999 it remained relatively constant at about 450,000-550,000 t; it then peaked in 2001 and

subsequently declined to levels similar to those prior to 1984. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is well estimated.

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.

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 1975-2006 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 2001-2004. 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 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). Previous analyses have indicated that the length-frequency residuals appear to be less than the assumed standard deviation .

#### **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, data differ between these assessments, so differences may 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. The assessment model has shown a tendency to overestimate recent recruitment strengths in the last few assessments, indicating a possible retrospective pattern in recruitment estimates.

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

Sensitivity analyses were carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (Appendix A1).

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 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.

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). The results were not sensitive to the value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve or to the link function used in the general linear model (GLM) standardization of the longline effort data (Hoyle and Maunder 2007).

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

The estimated biomass and SBR trajectories are similar to those from the previous assessment presented by Hoyle and Maunder (2007) (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 estimate of the recent biomass is lower in the current 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, or possibly three, different productivity regimes (1975-1983, 1984-2000, and 2001-2006). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts. 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 2001-2006. The biomass in 2005-2007 was at levels similar to those prior to 1984.

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. 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.

## 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  $SBR_t$  can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ( $SBR_{AMSY} = S_{AMSY}/S_{F=0}$ ).

Estimates of quarterly  $SBR_t$  for yellowfin in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the first quarter of 1975 to the second quarter of 2007). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest ( $S_t$ ) are discussed in Section 4.2.3 and presented in Figure 4.9b. The equilibrium spawning biomass after a long period with no harvest ( $S_{F=0}$ ) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level expected from an unexploited population.  $SBR_{AMSY}$  is estimated to be about 0.36.

At the beginning of the second quarter of 2007 the spawning biomass of yellowfin in the EPO had increased relative to 2006, which was probably its lowest level since 1983. The estimate of SBR at the beginning of the second quarter of 2007 was about 0.34, with lower and upper 95% confidence limits of 0.26 and 0.42, respectively (Figure 5.1a). The current assessment's estimate of  $SBR_{AMSY}$  (0.36) is similar to the previous assessment (Figure 4.12b).

In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise. The relatively narrow



confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2003 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than  $S_{\text{AMSY}}$  (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.36 in Figure 5.1a. For most of the early period (1975-1984) and the most recent period (2005-2007); however, the spawning biomass was estimated to be less than  $S_{\text{AMSY}}$ . Figure 5.1b shows the historical status of the population with respect to both the SBR and fishing mortality reference points. The fishing mortality has generally been below that required to support AMSY except in recent years.

## **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 estimated to be about 36 kg (Figure 5.2).

The average weight of yellowfin in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 11 kg at the start of the second quarter of 2007 (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. To calculate AMSY, the current fishing mortality rate is scaled so that it maximizes the catch. The value  $F$  multiplier scales the “current” fishing mortality, which is taken as the average over 2004 and 2005. The value  $F_{\text{scale}}$  uses the fishing mortality in the year of interest. Therefore,  $F_{\text{scale}}$  for the most recent year may not be the same as the  $F$  multiplier.

At the beginning of the second quarter of 2007, the biomass of yellowfin in the EPO appears to have been below the level corresponding to the AMSY, and the recent catches have been substantially below 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 2004-2005) level of fishing effort is above that estimated to produce the AMSY. The effort at AMSY is 88% 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  $AMS_Y$ , and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how  $AMS_Y$  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  $AMS_Y$ , 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  $S_{AMS_Y}$ , the order is the same. The age-specific selectivity of the purse-seine fisheries alone gives slightly less than the current  $AMS_Y$  (Table 5.2c). It is not plausible, however, that the longline fisheries, which would produce the greatest  $AMS_Y$ s, would be efficient enough to catch the full  $AMS_Y$ s predicted. On its own, the effort for purse-seine fishery for dolphin-associated yellowfin would have to doubled to achieve the  $AMS_Y$ .

If it is assumed that all fisheries but one are operating, and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity, the  $AMS_Y$  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  $AMS_Y$ , the purse-seine fisheries must be reduced 9%, or the longline fisheries must be increased 24-fold. If it is also assumed that there is a stock-recruitment relationship, the  $AMS_Y$  is achieved if purse-seine fisheries are reduced by 48%, or the longline fisheries reduced by 22% (Table 5.2c).

$AMS_Y$  and  $S_{AMS_Y}$  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  $F_{scale}$ .

#### **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 2004 and 2005. 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. $MSY_{ref}$ and $SBR_{ref}$

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

$MSY_{ref}$  is associated with a SBR ( $SBR_{ref}$ ) that may also be an appropriate reference point.  $SBR_{ref}$  does not depend on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore,  $SBR_{ref}$  may be more appropriate than  $SBR_{AMSY}$  for stocks with multiple fisheries, and should be more precautionary because  $SBR_{ref}$  is usually greater than  $SBR_{AMSY}$ . However, when recruitment is assumed to be constant (*i.e.* no stock-recruitment relationship),  $SBR_{ref}$  may still be dangerous to the spawning stock because it is possible that  $MSY_{ref}$  occurs before the individuals become fully mature.  $SBR_{ref}$  may be a more appropriate reference point than the generally-suggested  $SBR_{x\%}$  (*e.g.*  $SBR_{30\%}$  to  $SBR_{50\%}$  see section 5.1) because  $SBR_{ref}$  is estimated using information on the biology of the 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 421,750 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 substantially below 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 essentially equal to AMSY, indicating that reducing effort would not greatly increase the catch.

MSY quantities based on average fishing mortality for the period 2004 through 2006 are similar to those based on average fishing mortality for 2004 and 2005 (Table 5.1). The amount by which fishing mortality would have to be reduced to support MSY is less when using average fishing mortality for 2004-2006.

### **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 following years, except for the most recent period (2003-2007). The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. 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 below the level corresponding to AMSY. The effort levels are estimated to be above those that would support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), but recent catches are substantially below 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, given the current recruitment levels.

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.

MSY quantities based on average fishing mortality for the period 2004 through 2006 are similar to those based on average fishing mortality for 2004 and 2005 (Table 5.1). The amount by which fishing mortality would have to be reduced to support MSY is less when using average fishing mortality for 2004-2006.

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight. The AMSY calculations indicate that, theoretically, at least, catches could be 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 assumed for the projection period (see below). 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. Surface fisheries effort was based on that for 2006, by quarter, scaled by the average catchability for 2004 and 2005. The longline effort was based on that for 2004, by quarter, scaled by the average catchability for 2003 and 2004.

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 2004-2006 was set equal to the effort in scenario 1, 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 1975-2006 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out with the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

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

Under 2006 levels of effort (2004 for the longline fisheries) the biomass is predicted increase slightly and then decrease to around the current level (Figure 6.1). SBR is predicted to follow a similar trend to biomass. The SBR is predicted to return to the level corresponding to the  $AMS_Y$  (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 (Figure 6.3).

### **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.

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

Under 2006 levels of effort (2004 for the longline fisheries) the biomass is predicted to increase slightly, and then decrease to around the current level. SBR is predicted to follow a trend similar to that of biomass. The SBR is predicted to return to the level corresponding to the AMSY. 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 the future.

These simulations were carried out, using the average recruitment for the 1975-2006 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1983-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out using the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

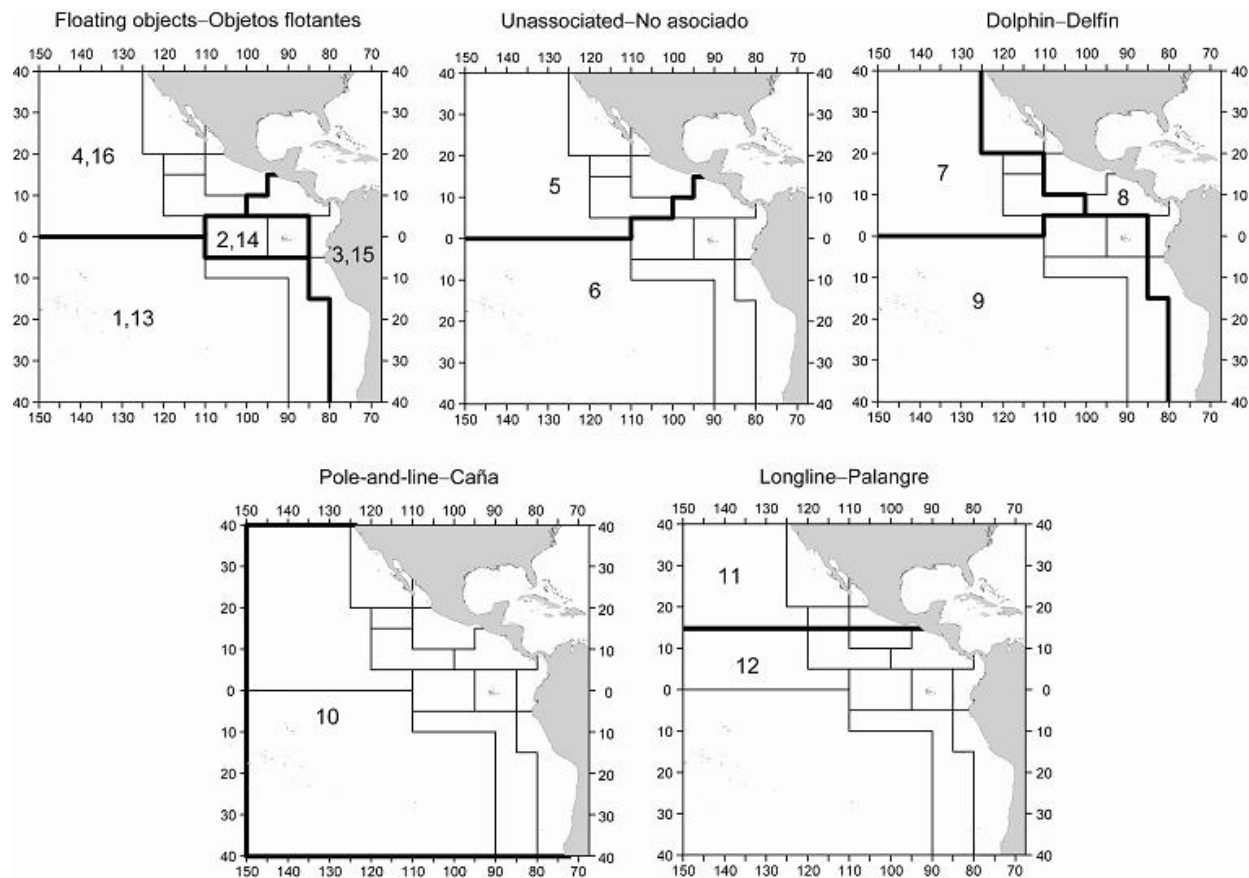
## **7. FUTURE DIRECTIONS**

### **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 and updated data will be incorporated into the next stock assessment.

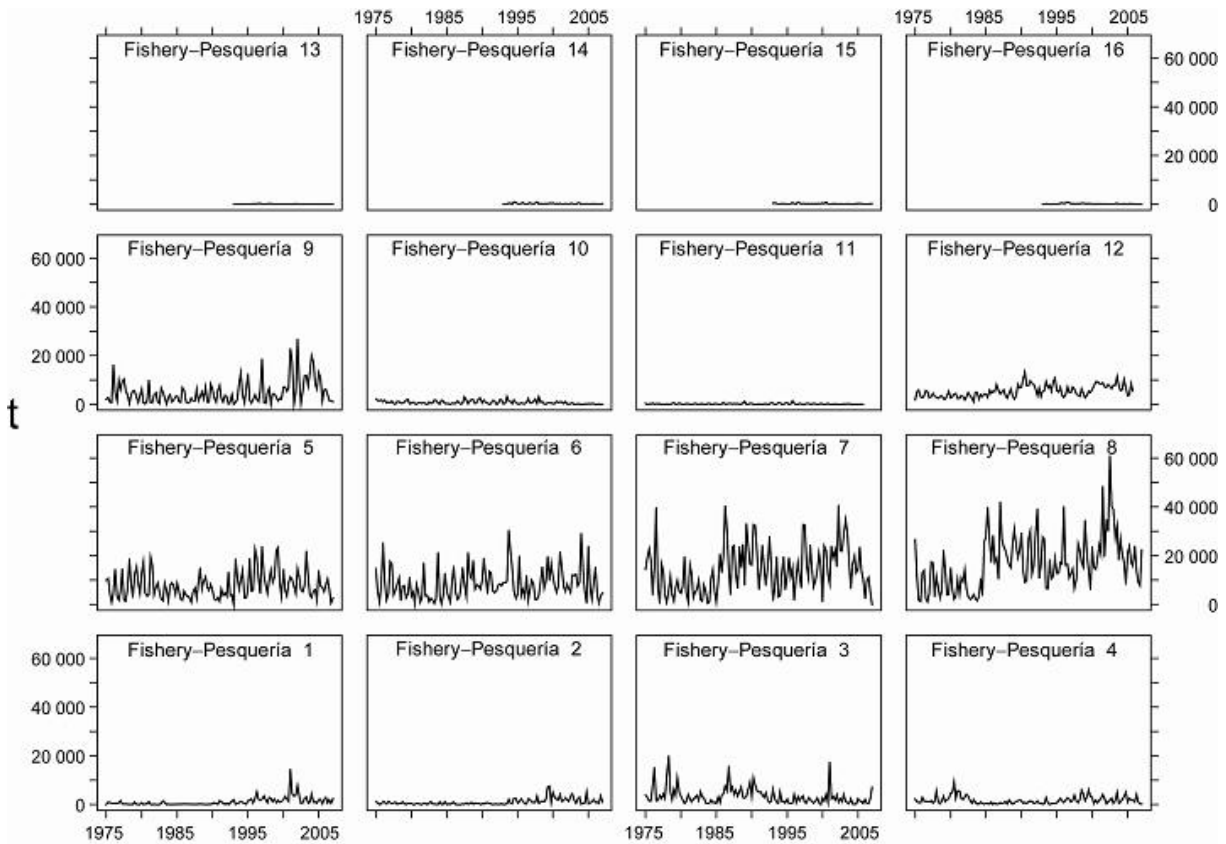
### **7.2. Refinements to the assessment model and methods**

The IATTC staff is considering changing to the *Stock Synthesis II* (SS2) 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. Preliminary assessments for yellowfin and bigeye tuna were conducted in SS2 and presented at a workshop on management strategies held in November 2006. The current bigeye assessment was conducted using SS2, and the IATTC staff intends to conduct the next yellowfin assessment using SS2.



**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.

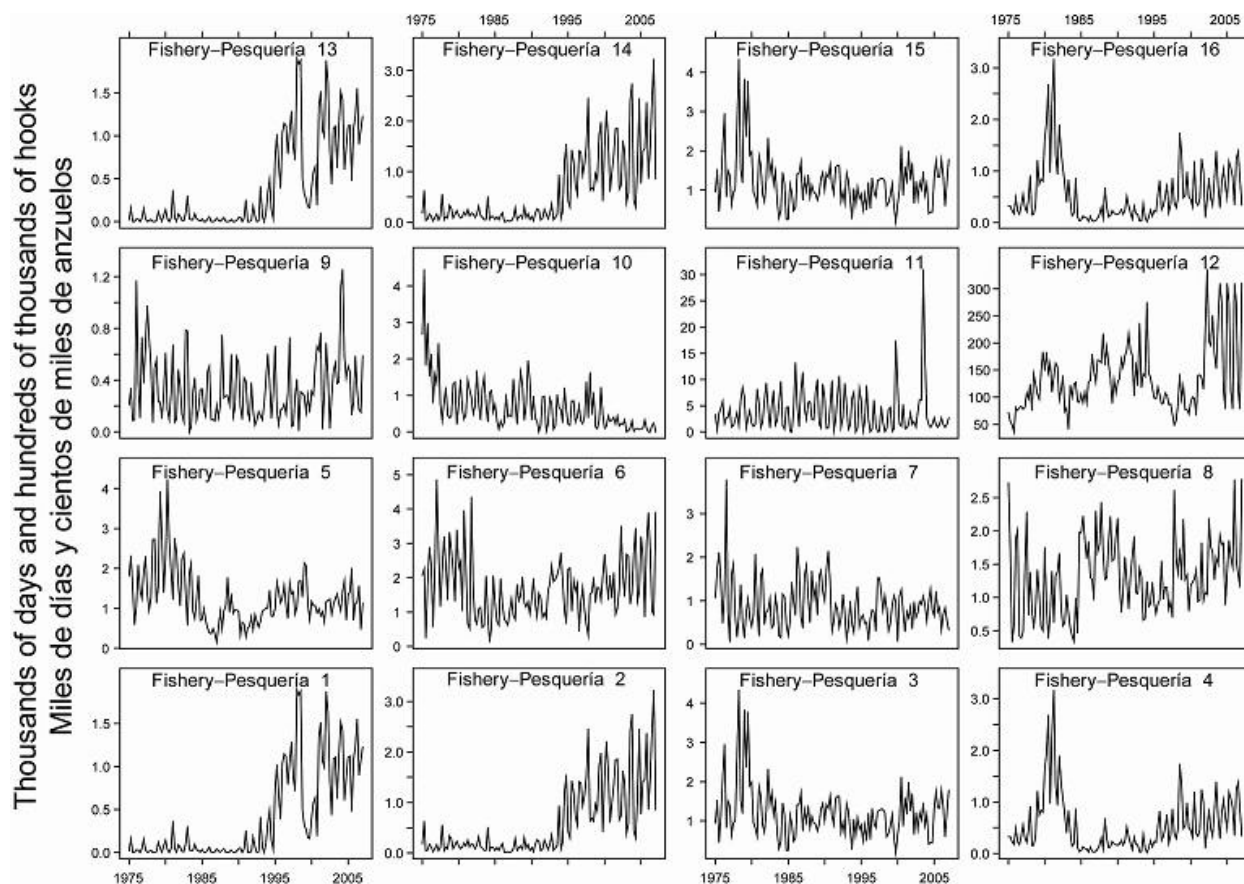
**FIGURA 2.1.** Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación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

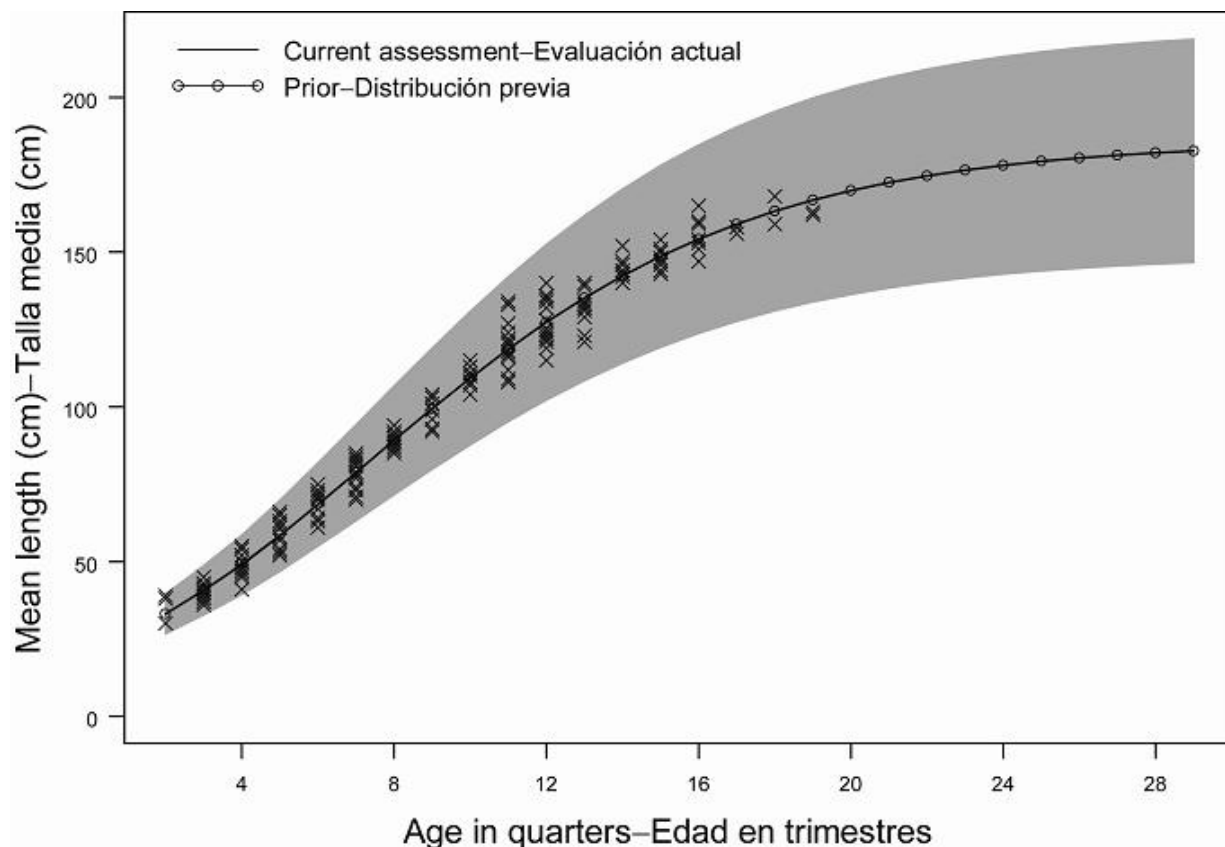
**FIGURA 2.2.** Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación del stock 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.





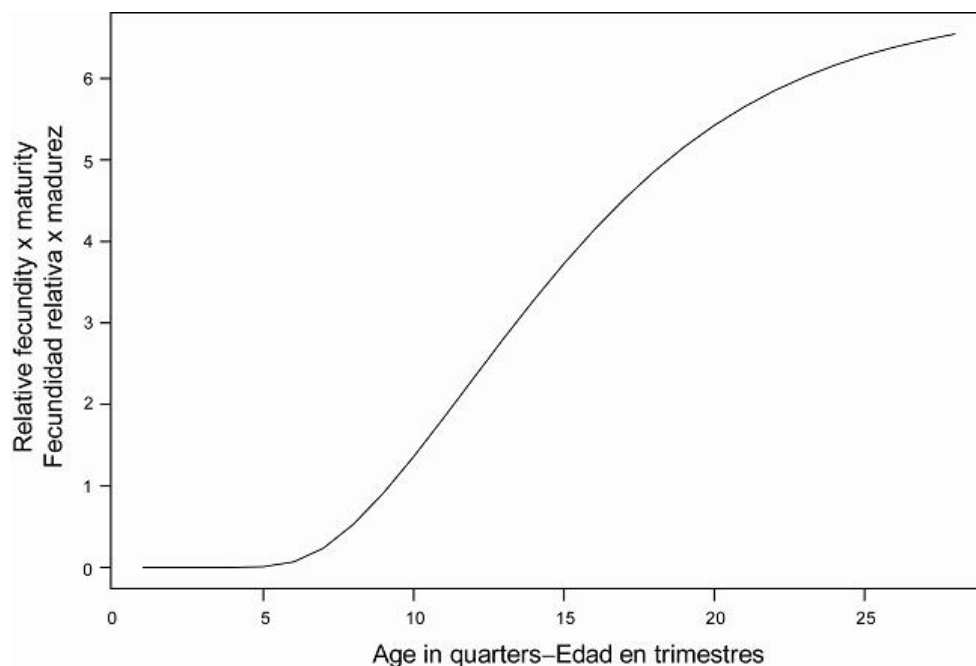
**FIGURE 2.3.** Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that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



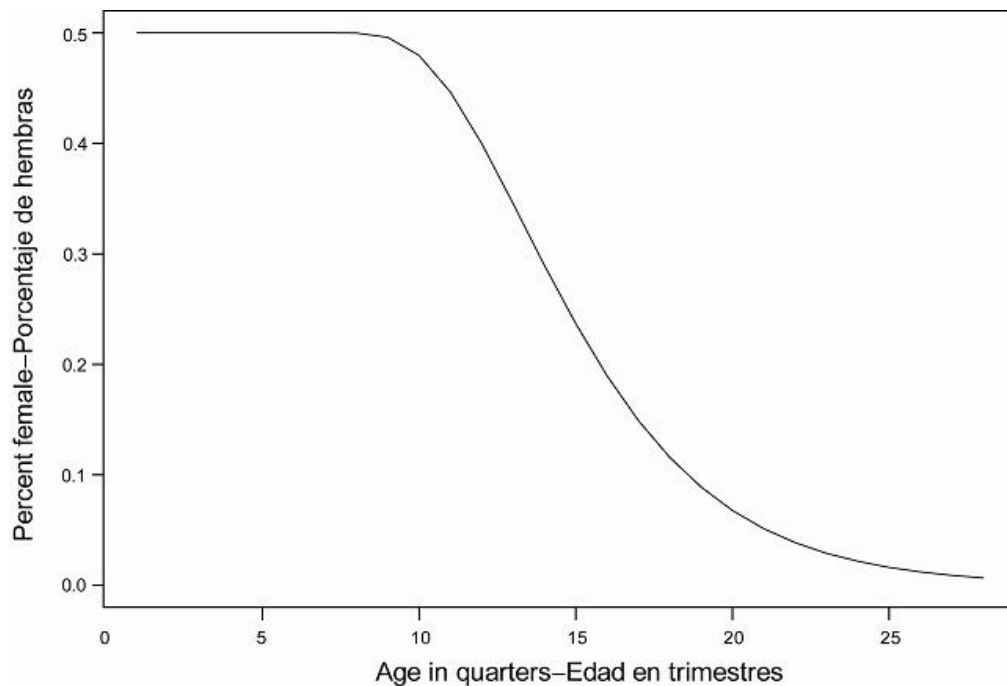
**FIGURE 3.1.** Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length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



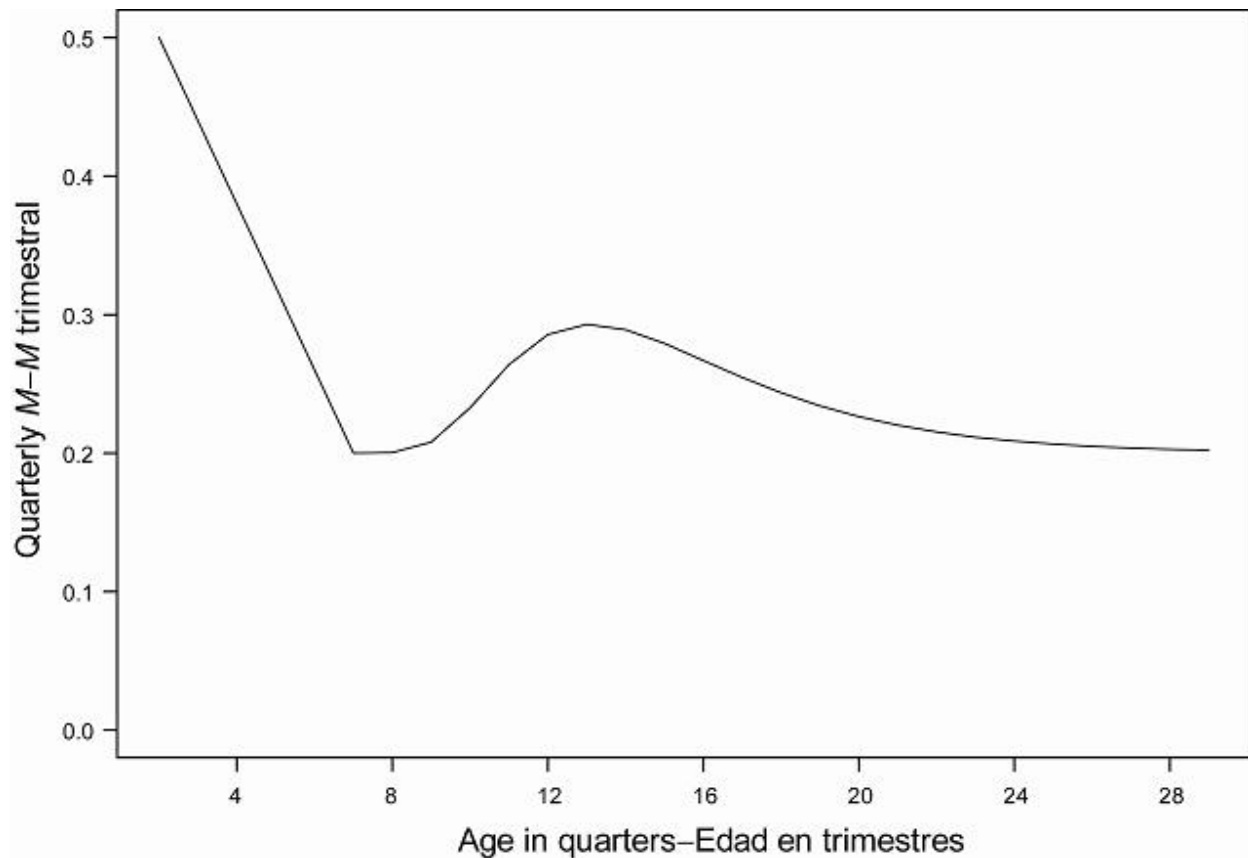
**FIGURE 3.2.** Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

**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.



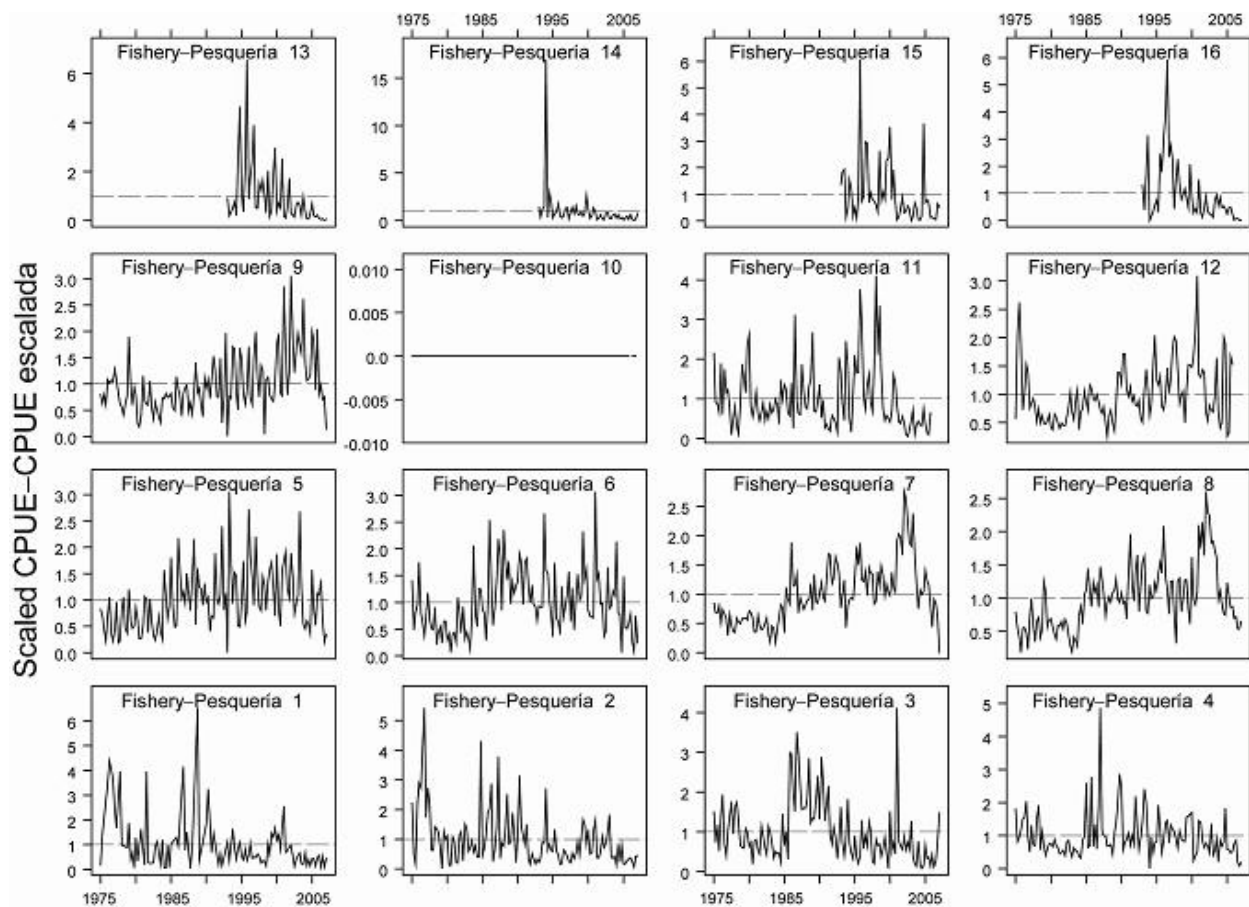
**FIGURE 3.3.** Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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



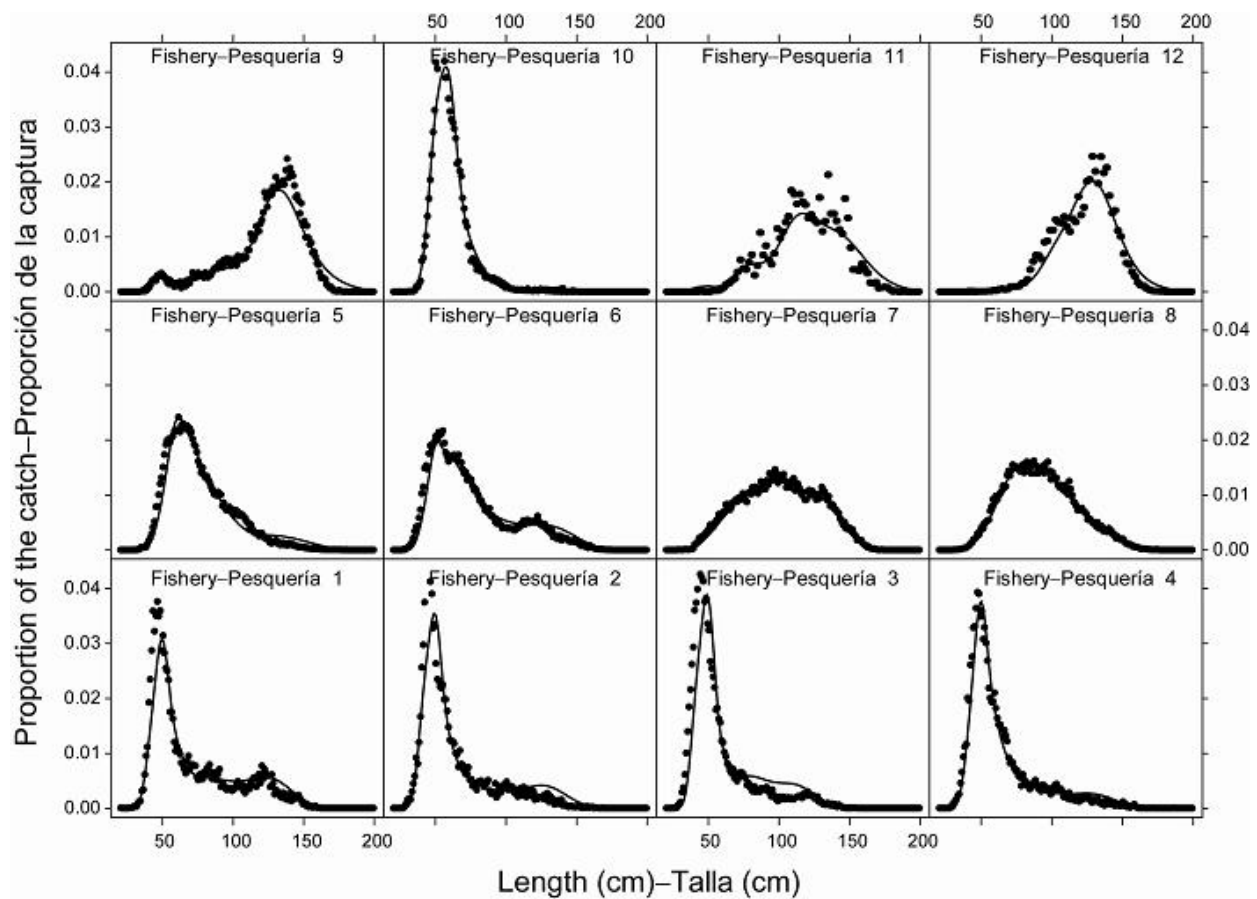
**FIGURE 3.4.** Natural mortality ( $M$ ) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

**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.



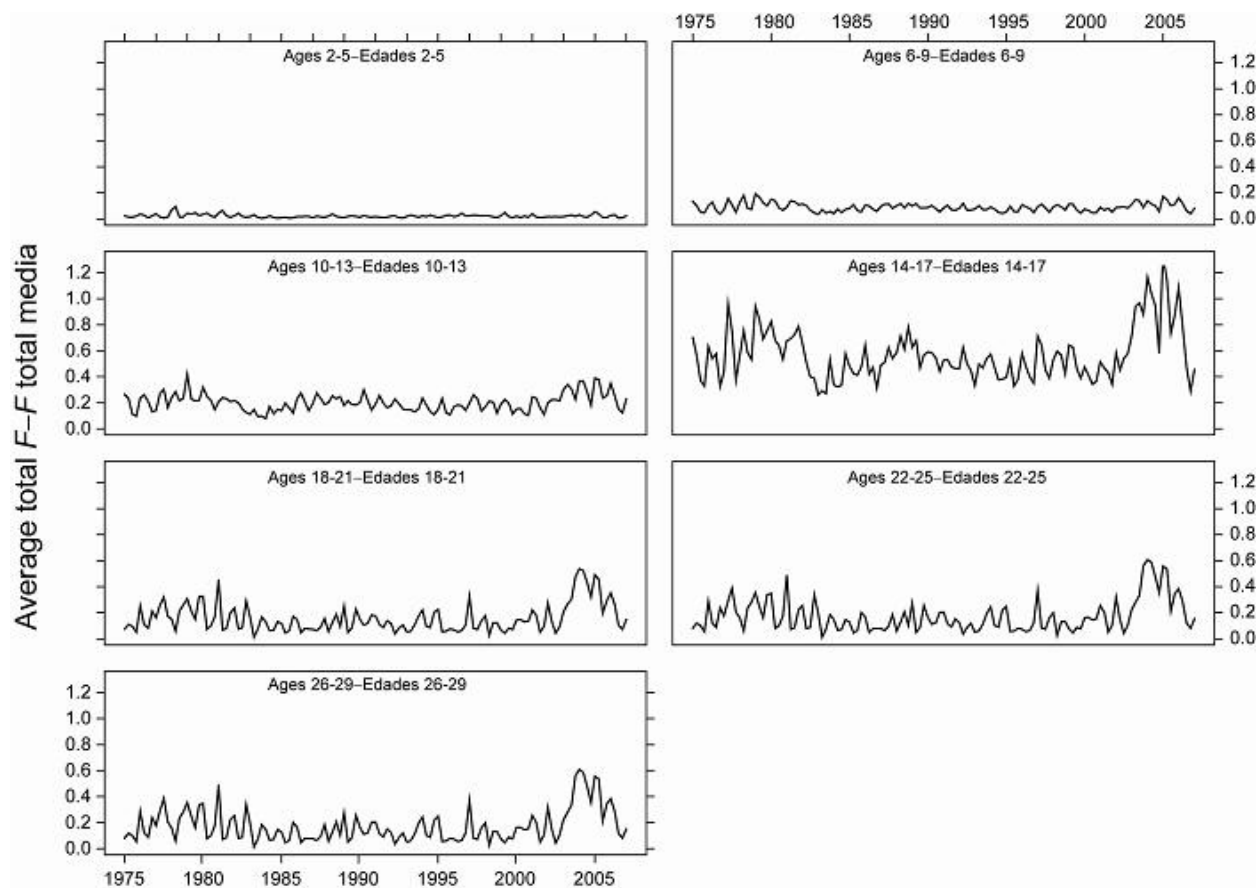
**FIGURE 4.1.** CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those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



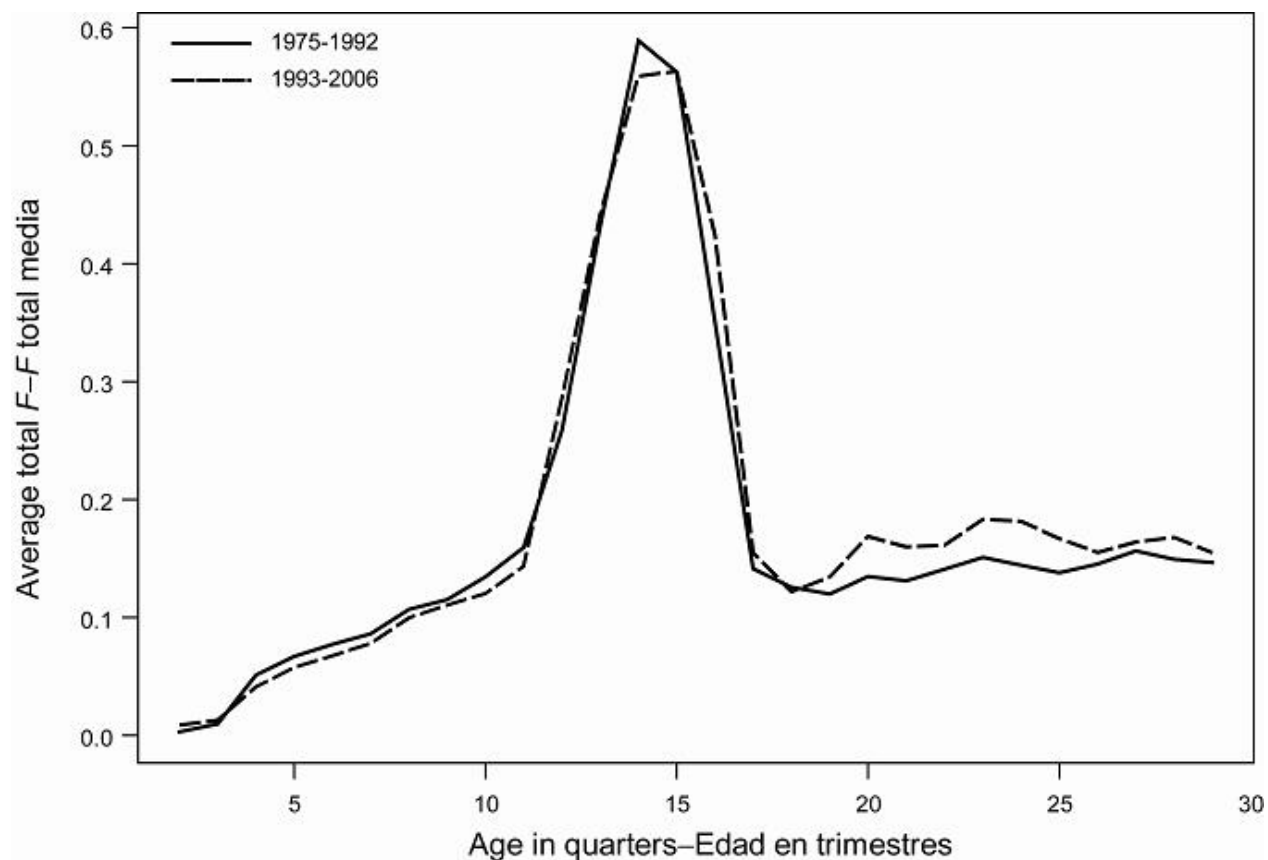
**FIGURE 4.2.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

**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, of 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.

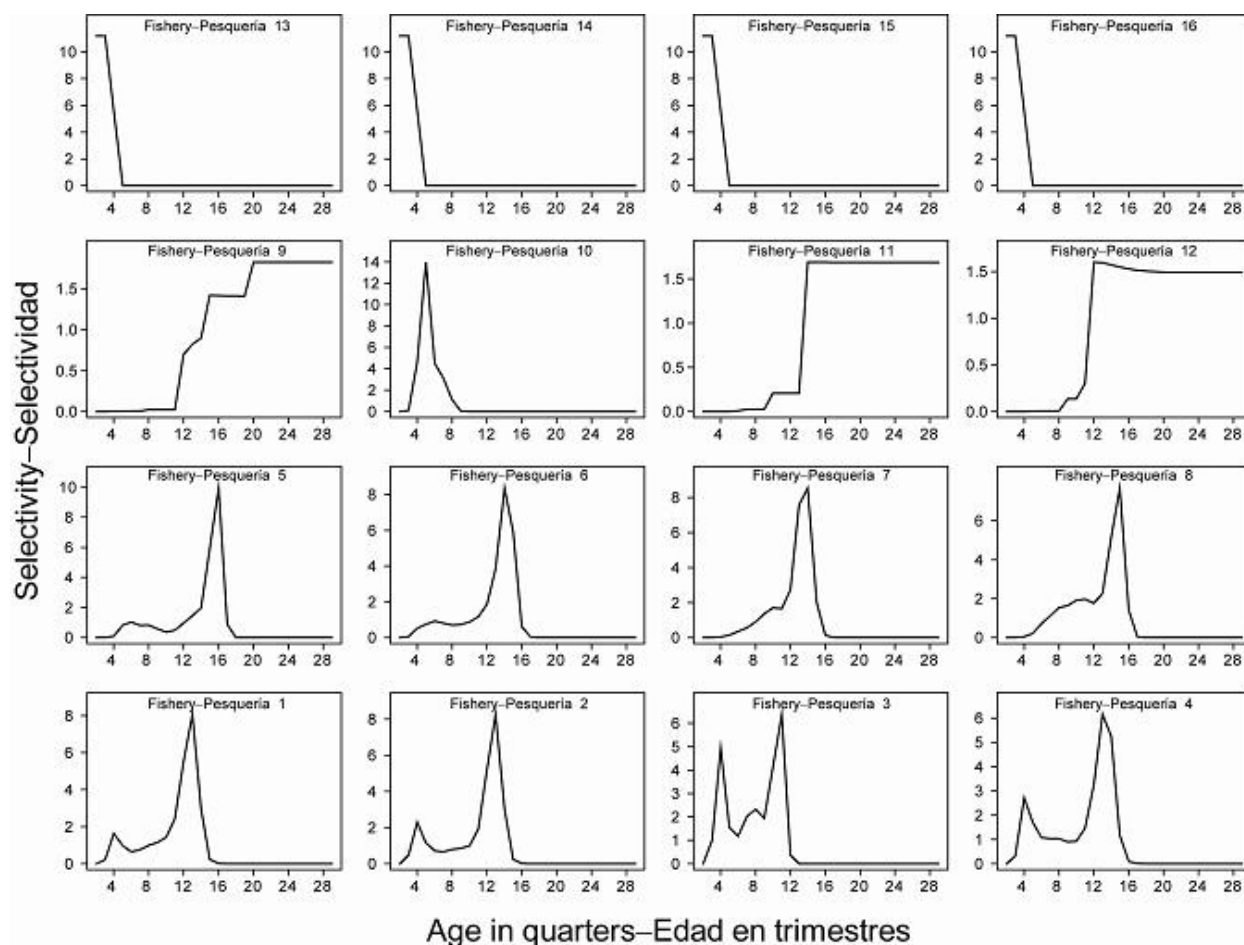
**FIGURA 4.3a.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) trimestral media por edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de 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 ( $F$ ) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for two periods, before and after the increase in effort associated with floating objects.

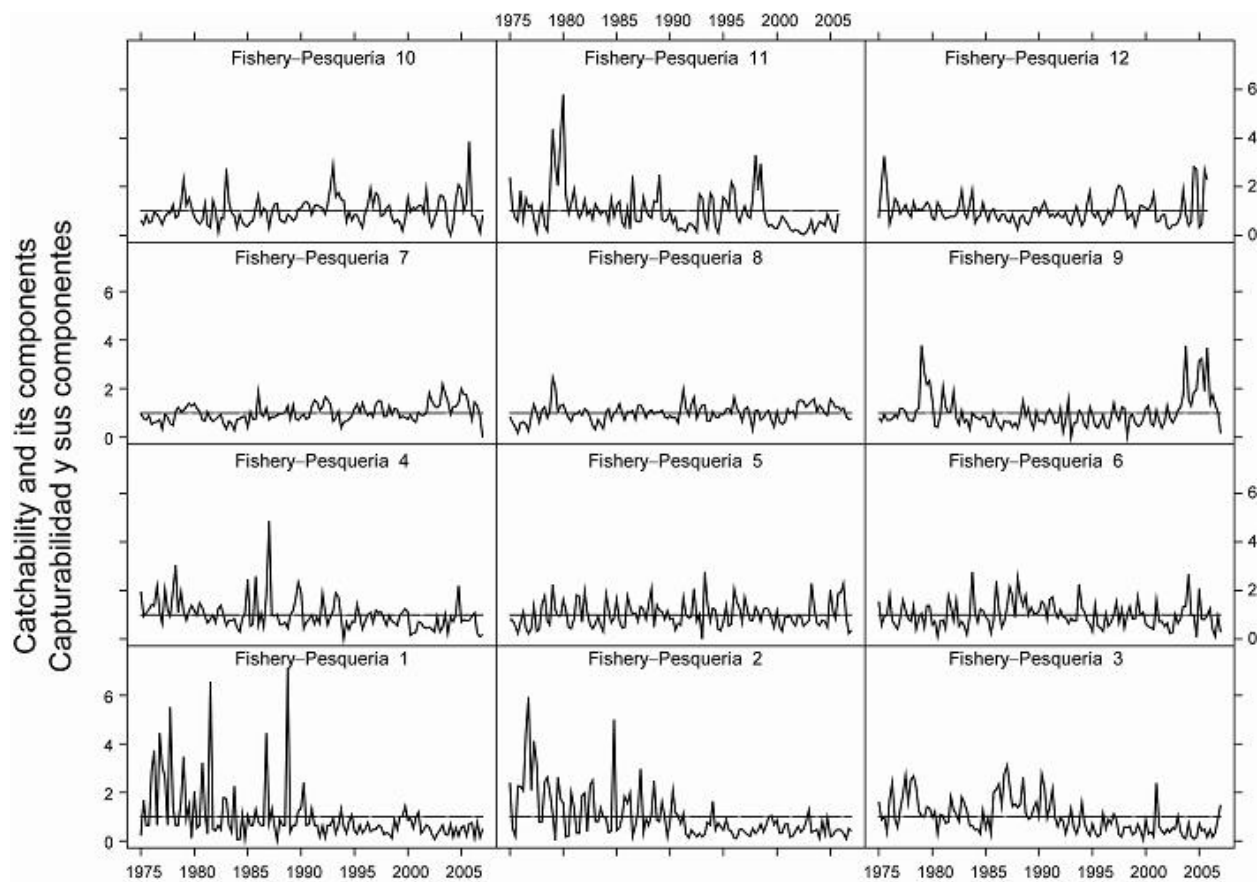
**FIGURA 4.3b.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) trimestral media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para dos periodos, antes y después del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.





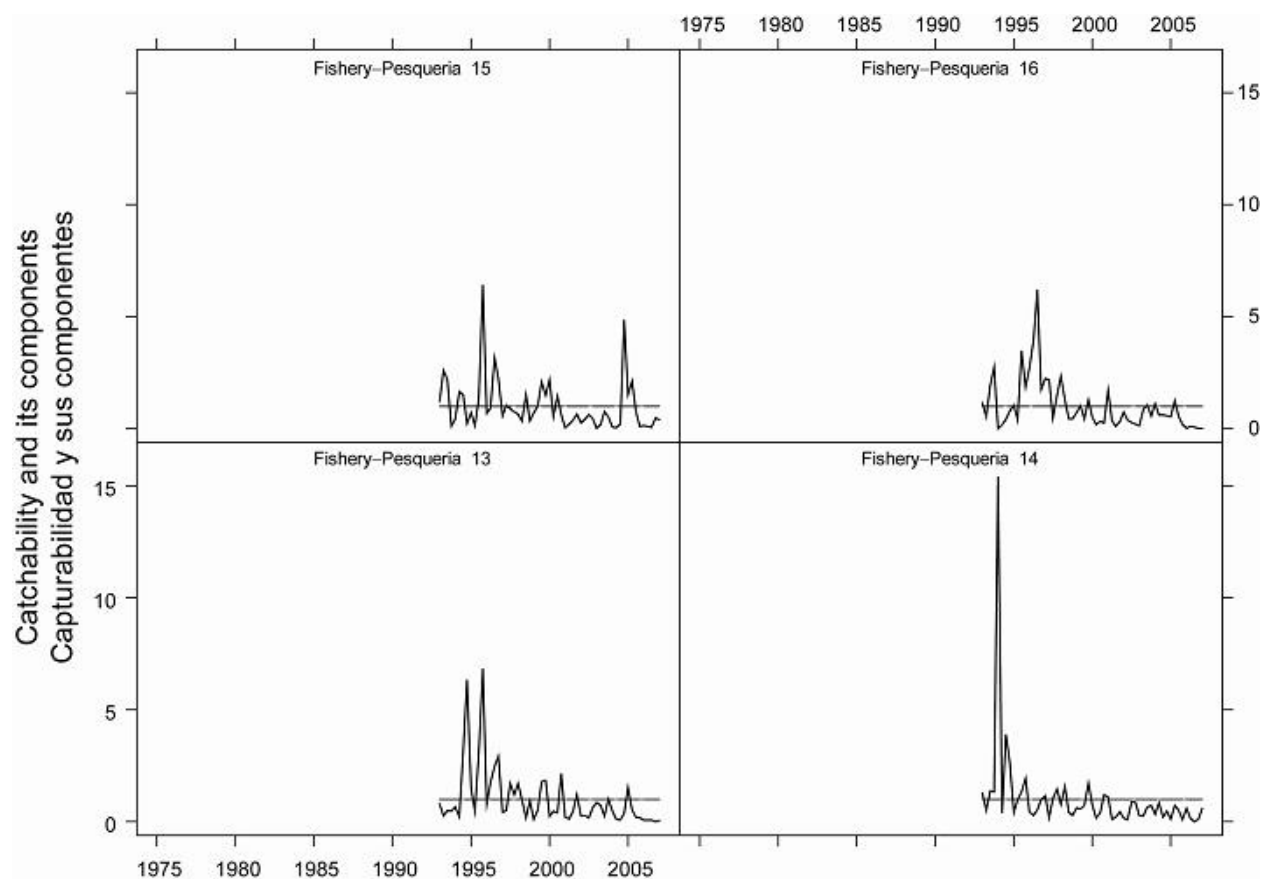
**FIGURE 4.4.** Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

**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.



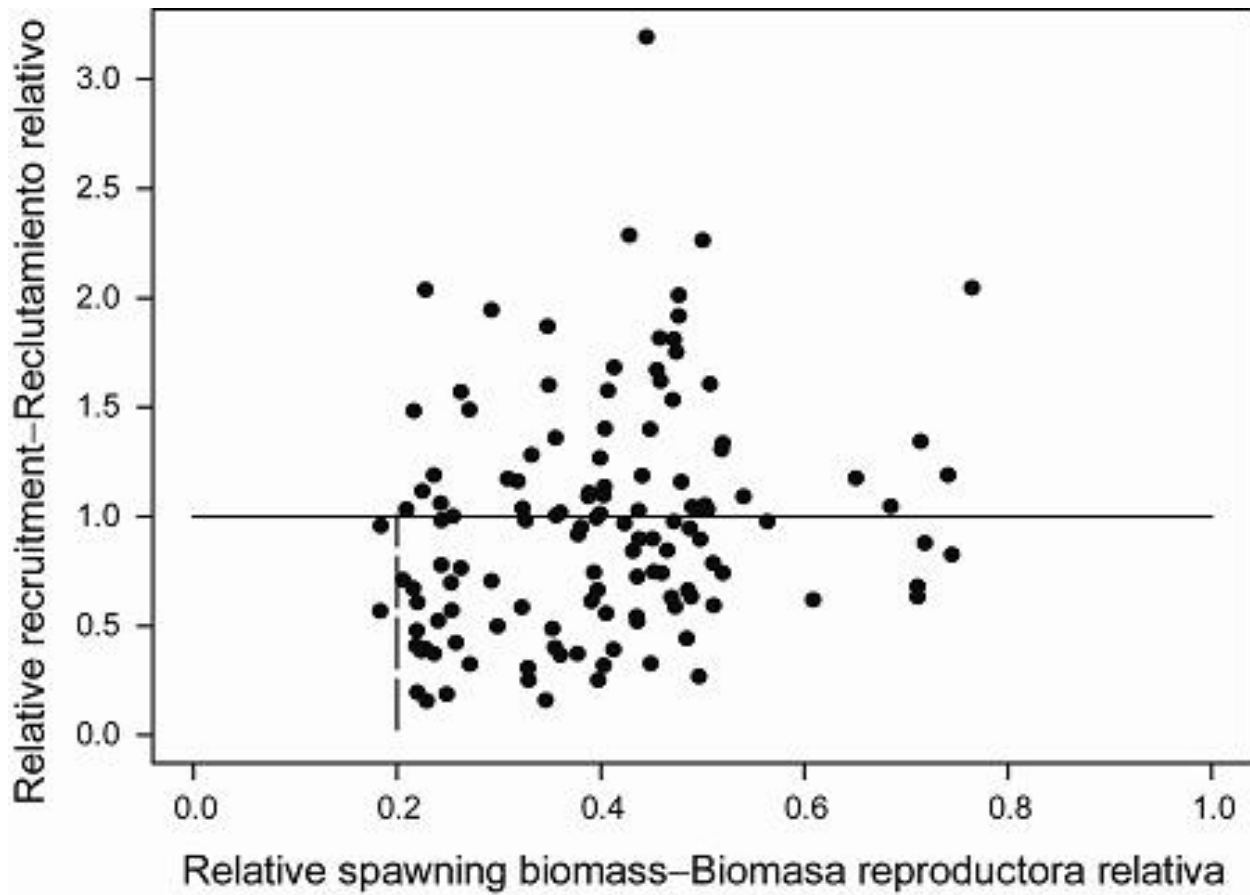
**FIGURE 4.5a.** Trends in catchability ( $q$ ) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

**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.



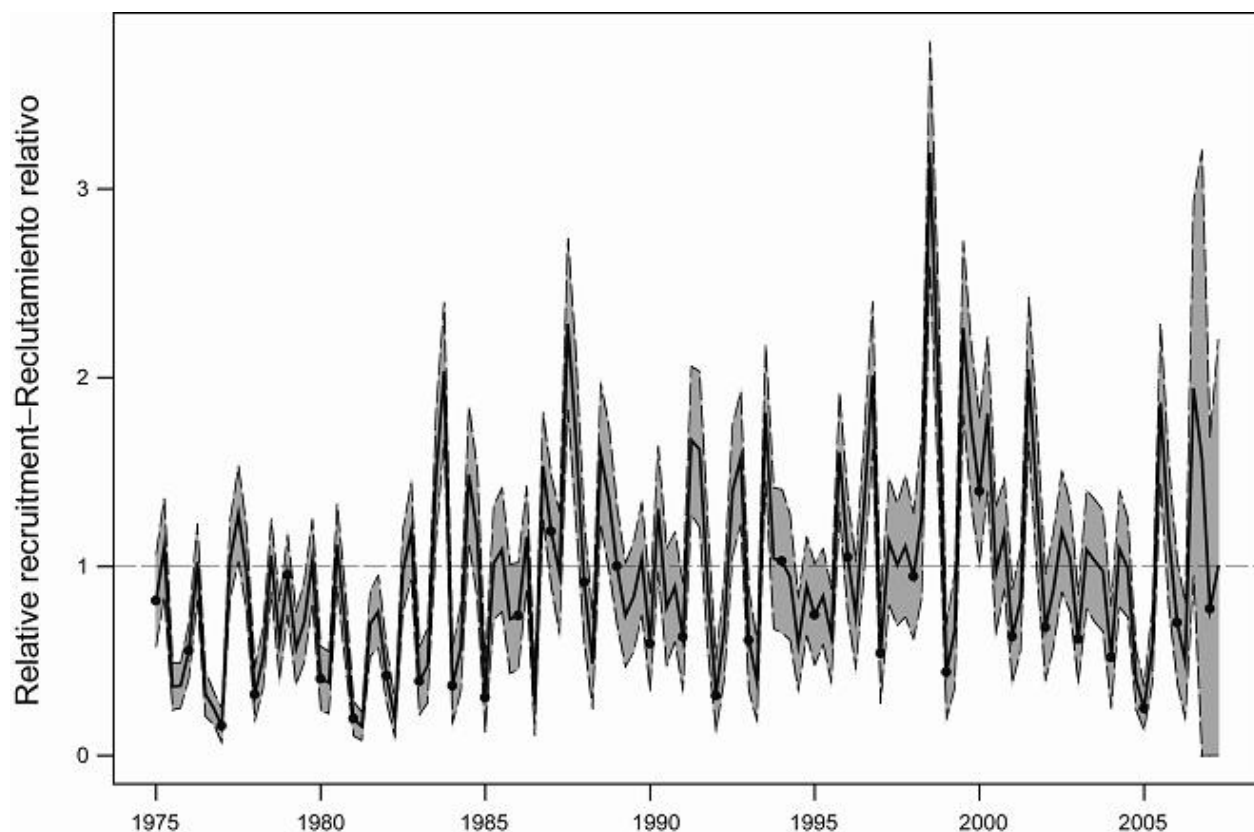
**FIGURE 4.5b.** Trends in catchability ( $q$ ) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

**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.



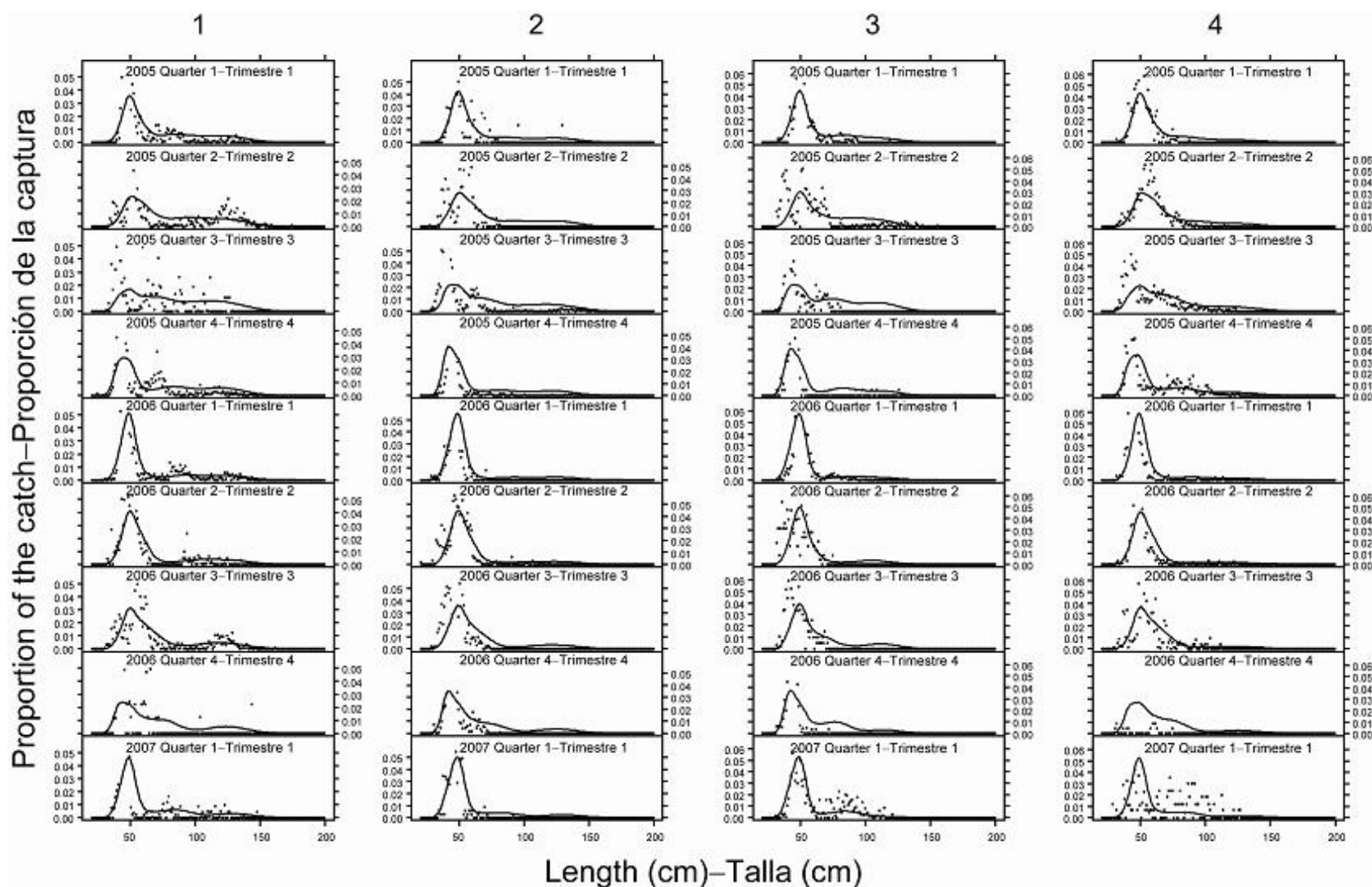
**FIGURE 4.6.** Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

**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.



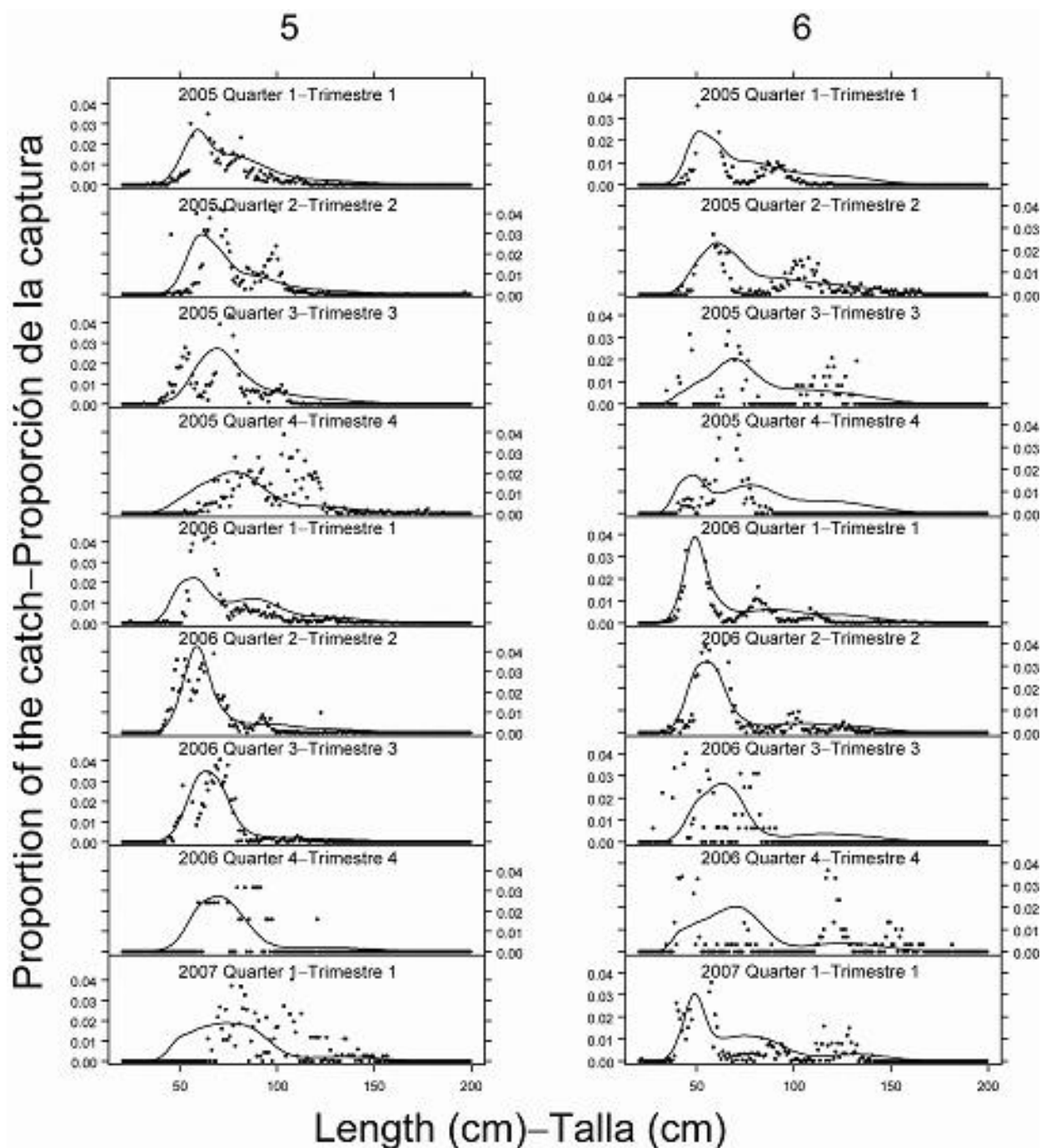
**FIGURE 4.7.** Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals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



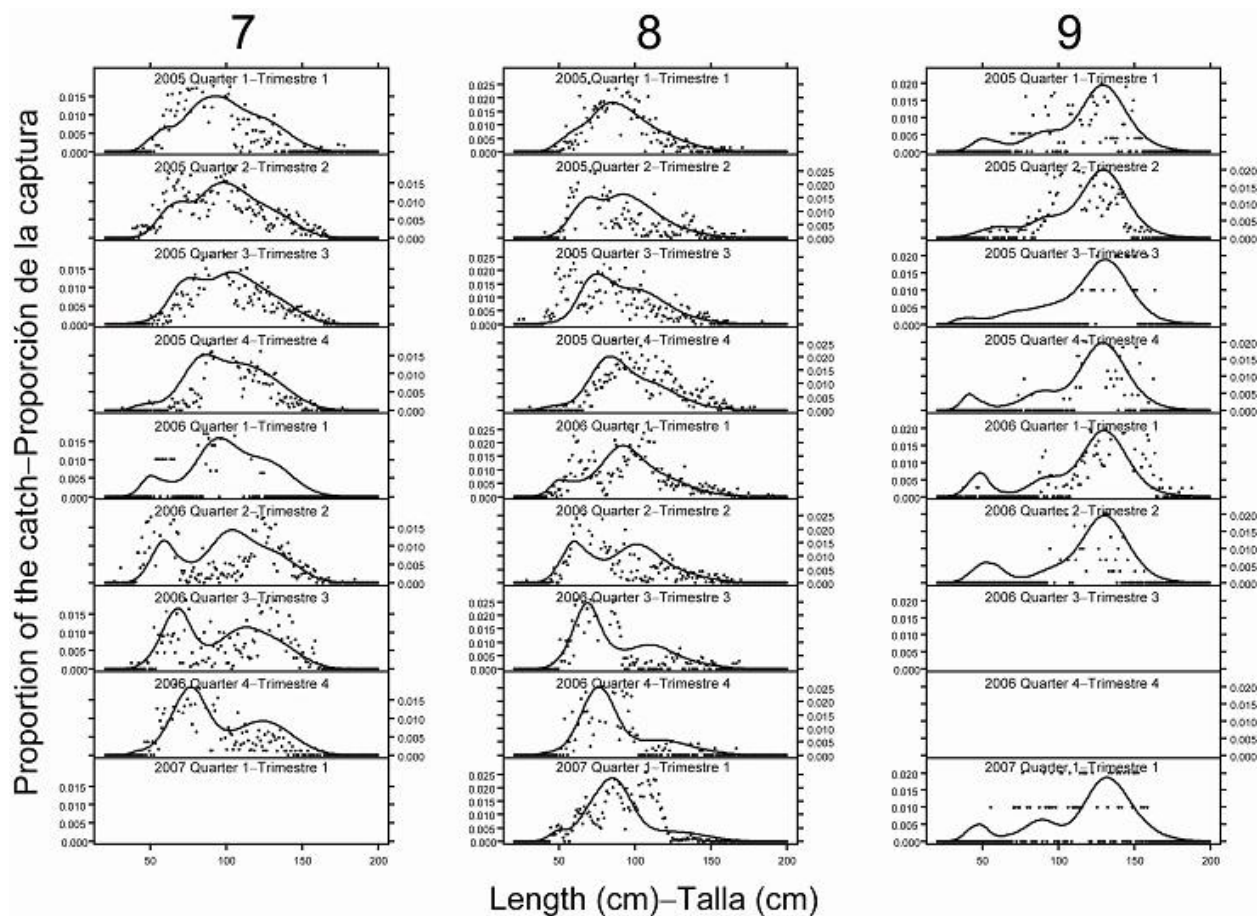
**FIGURE 4.8a.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

**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).

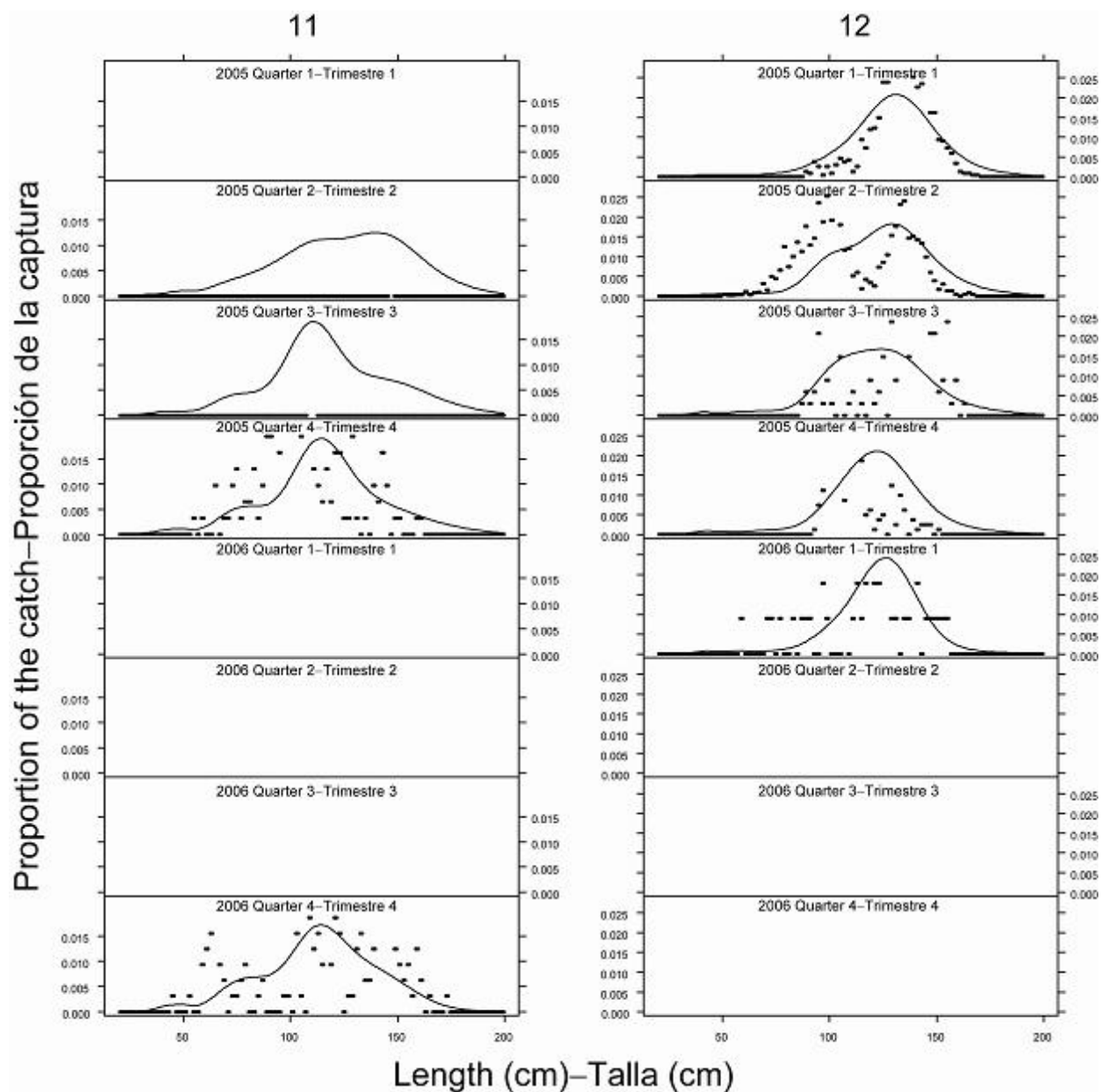
**FIGURA 4.8b.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5 y 6).



**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).

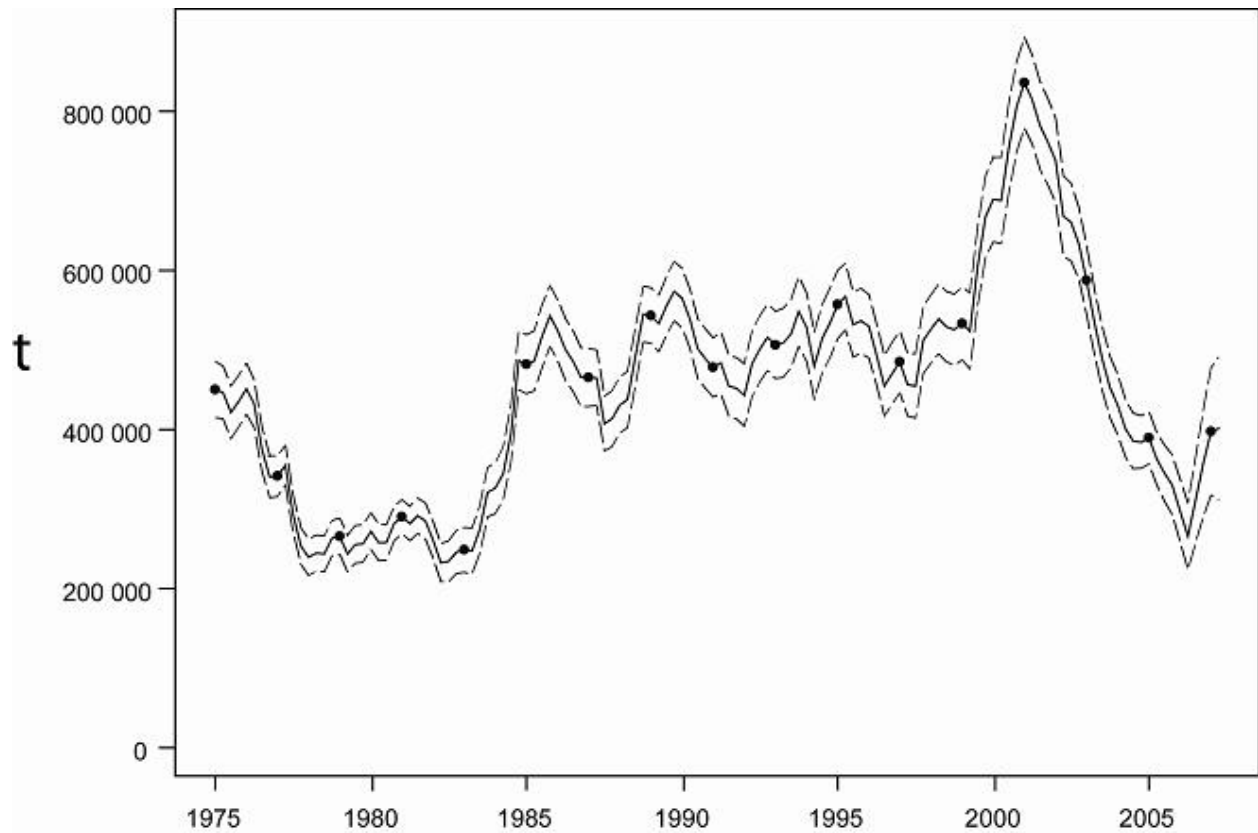
**FIGURA 4.8c.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con delfines (Pesquerías 7-9).





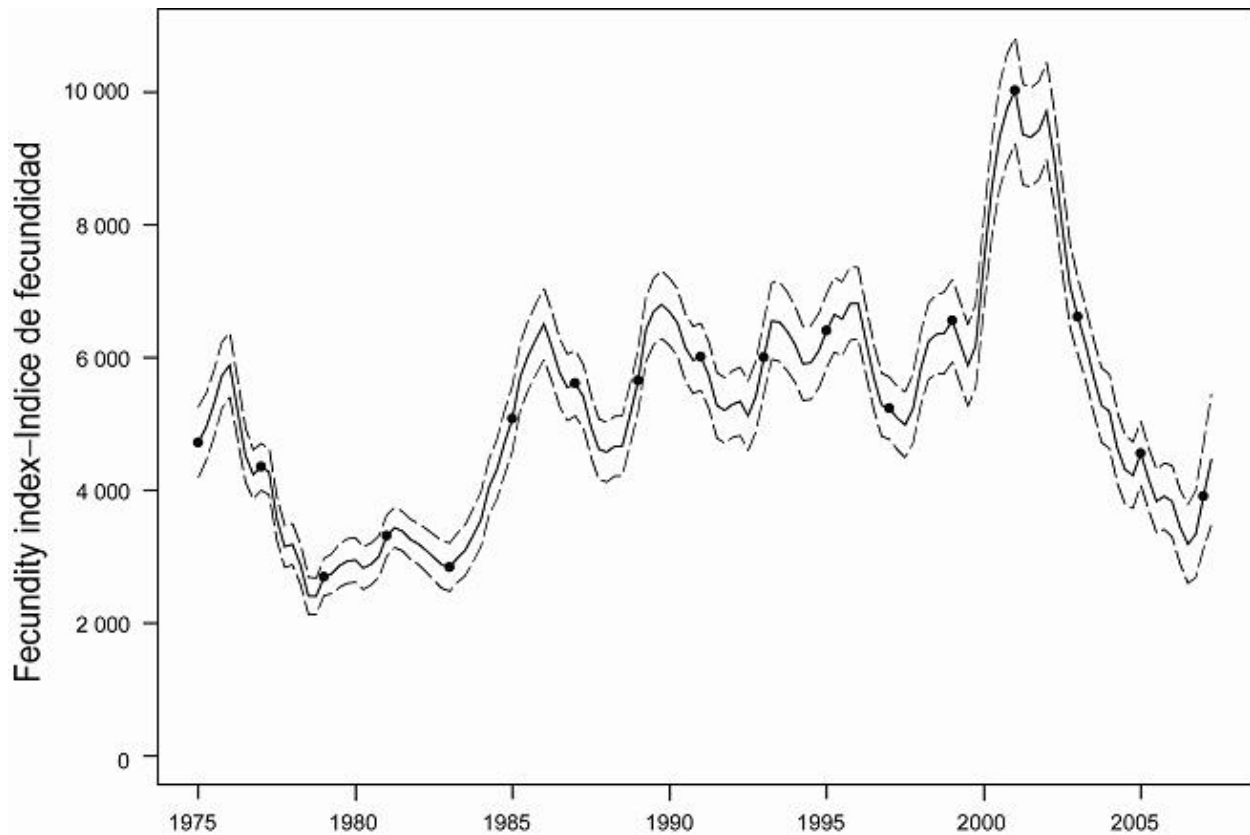
**FIGURE 4.8d.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fisheries (Fisheries 11-12).

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



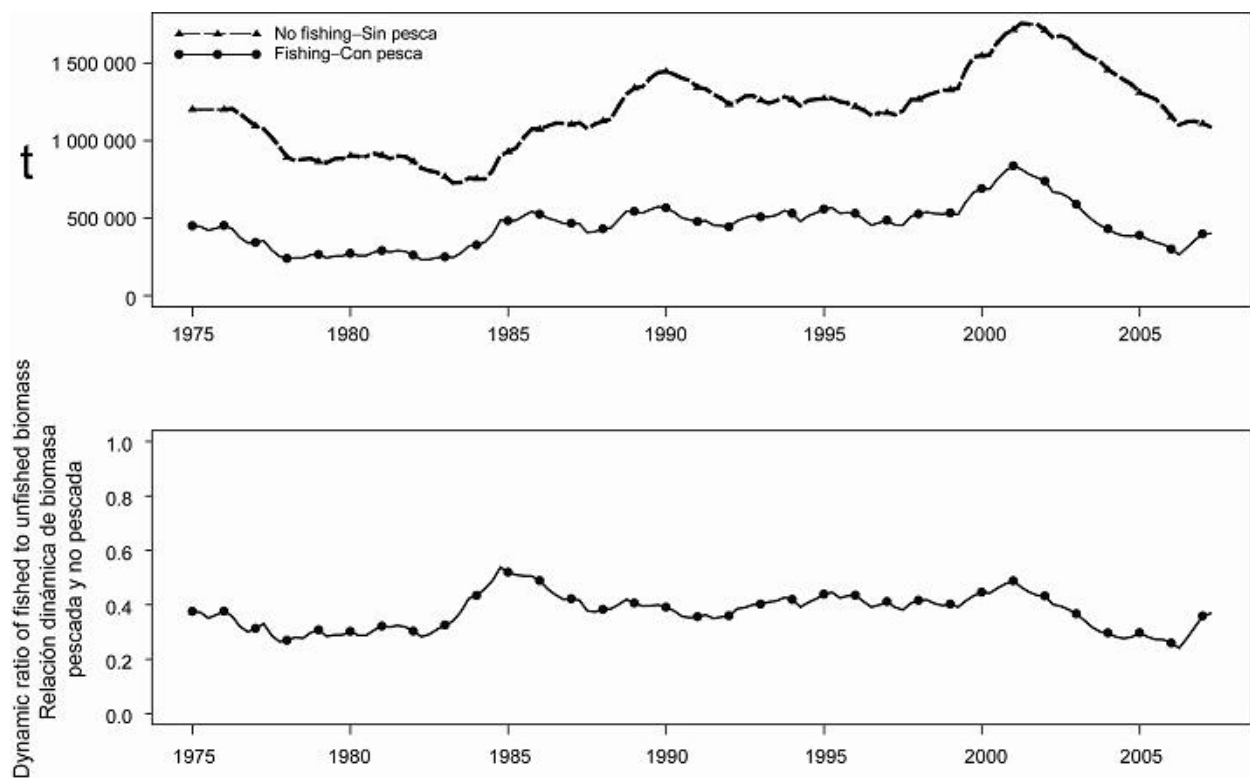
**FIGURE 4.9a.** Estimated biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there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



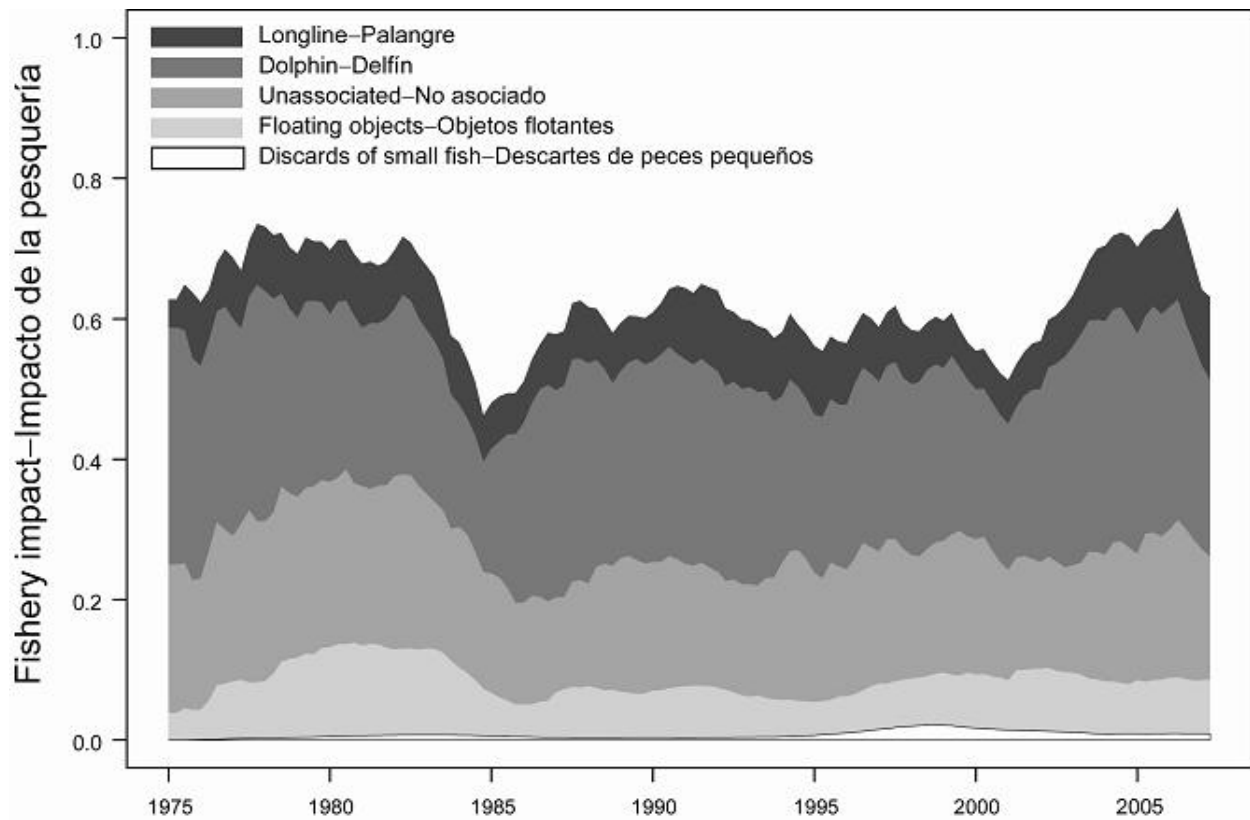
**FIGURE 4.9b.** Estimated relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly 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 trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.



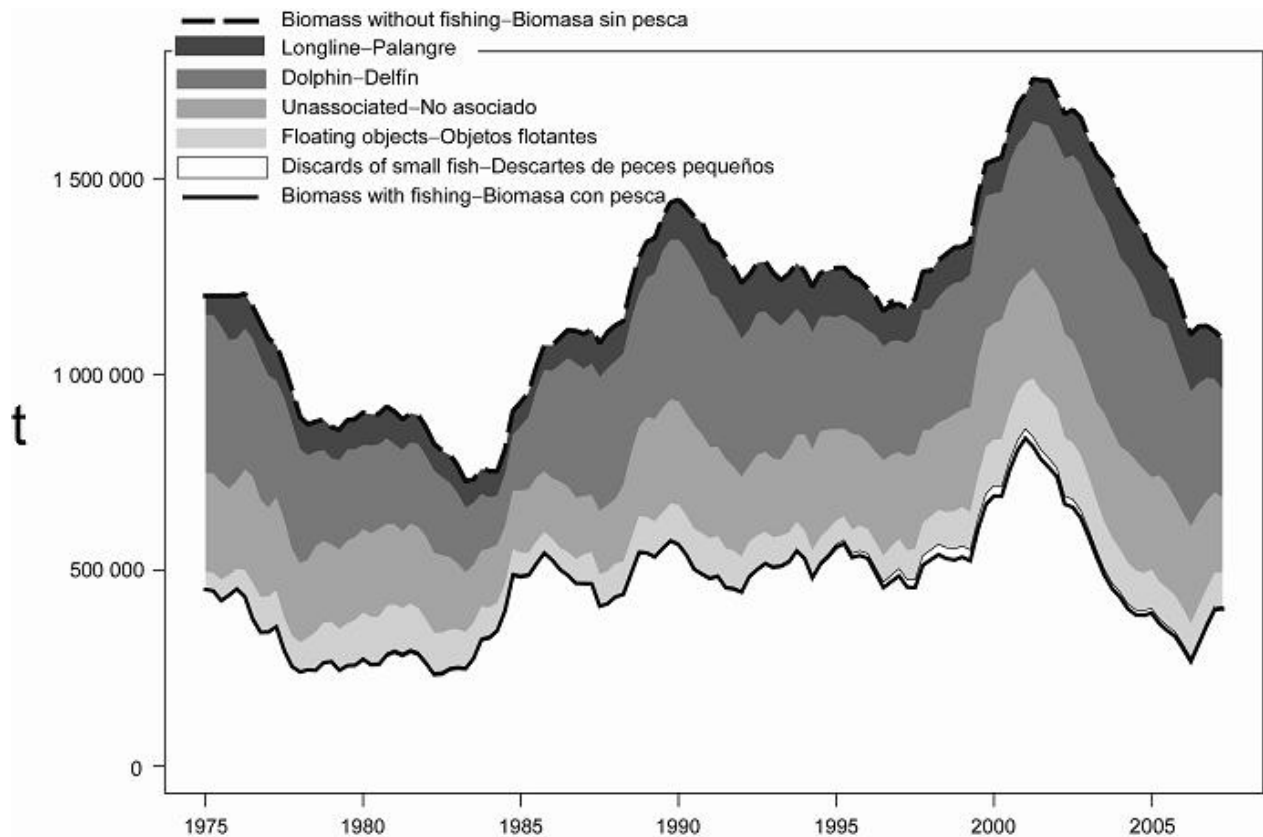
**FIGURE 4.10a.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”). t = metric tons.

**FIGURA 4.10a.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (“sin pesca”) y aquella predicha por el modelo de evaluación de la población (“con pesca”). t = toneladas métricas.



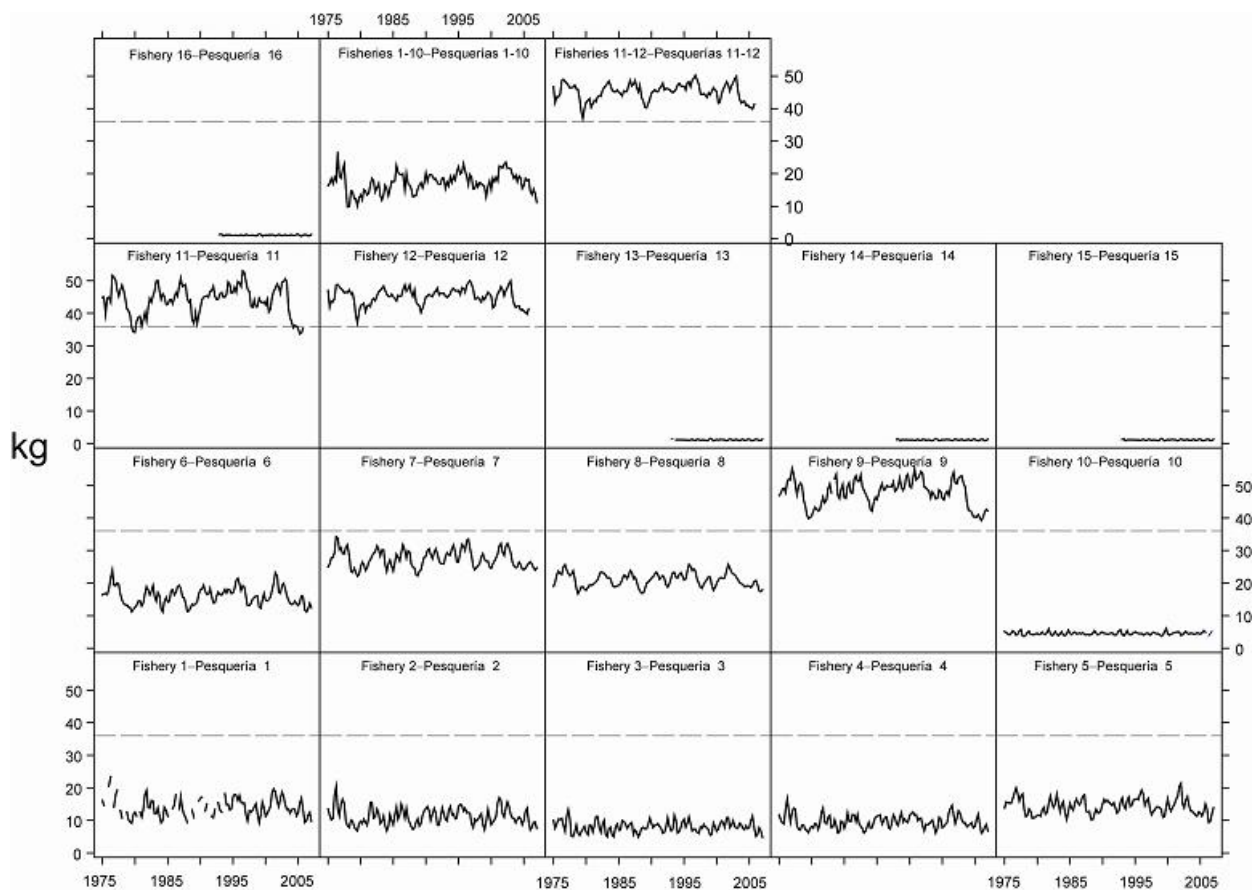
**FIGURE 4.10b.** Comparison of the relative impacts of the major fisheries on the biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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



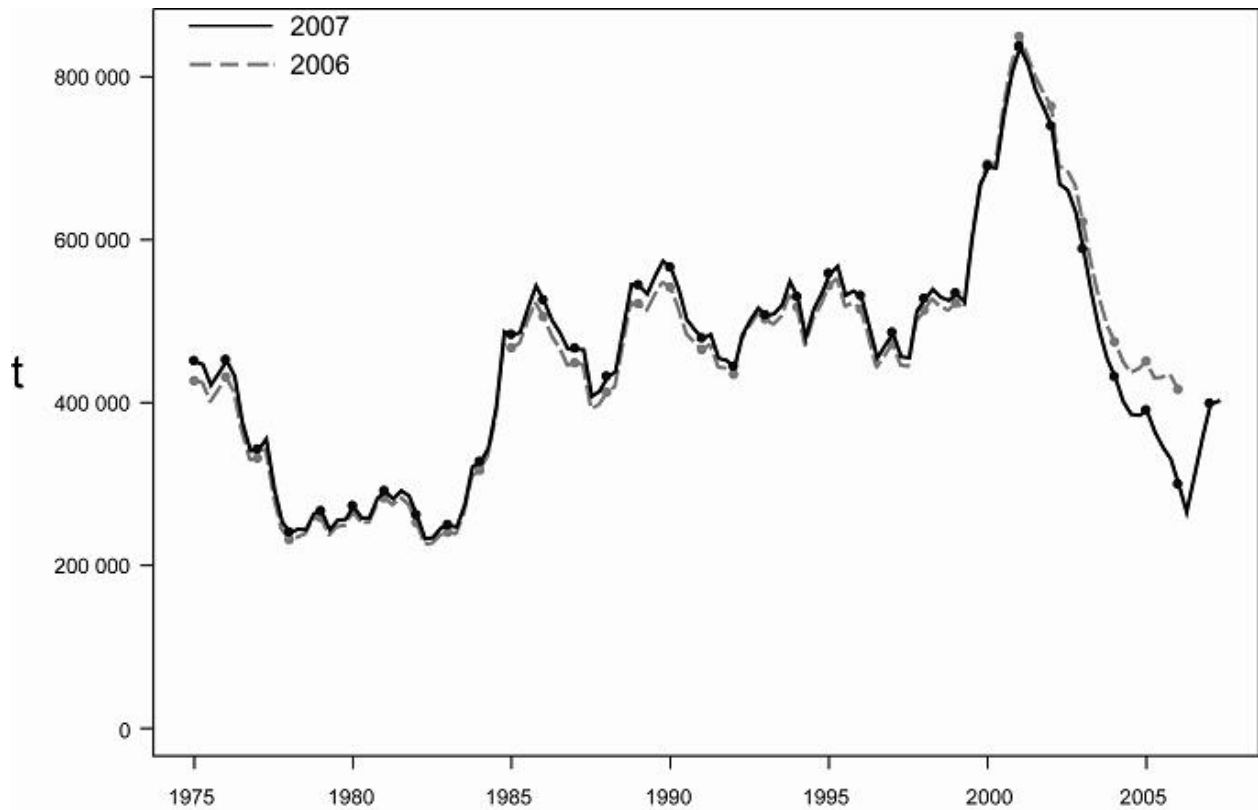
**FIGURE 4.10c.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 4.10c.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquella predicha por 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).

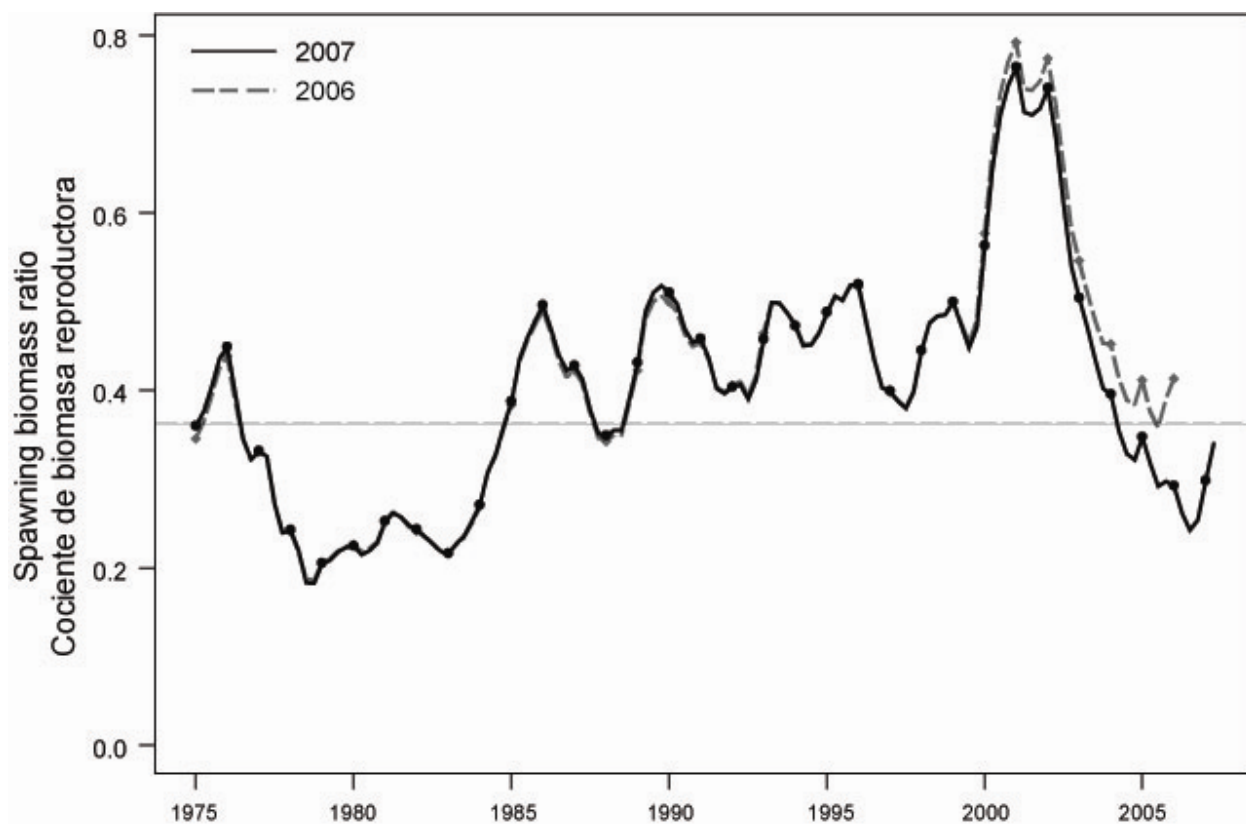
**FIGURA 4.11.** Peso medio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-10” es un promedio de las Pesquerías 1 a 10, y la de “Pesquerías 11-12” un promedio de las Pesquerías 11 y 12. La línea de trazos identifica el peso crítico (35,2 kg).



**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.

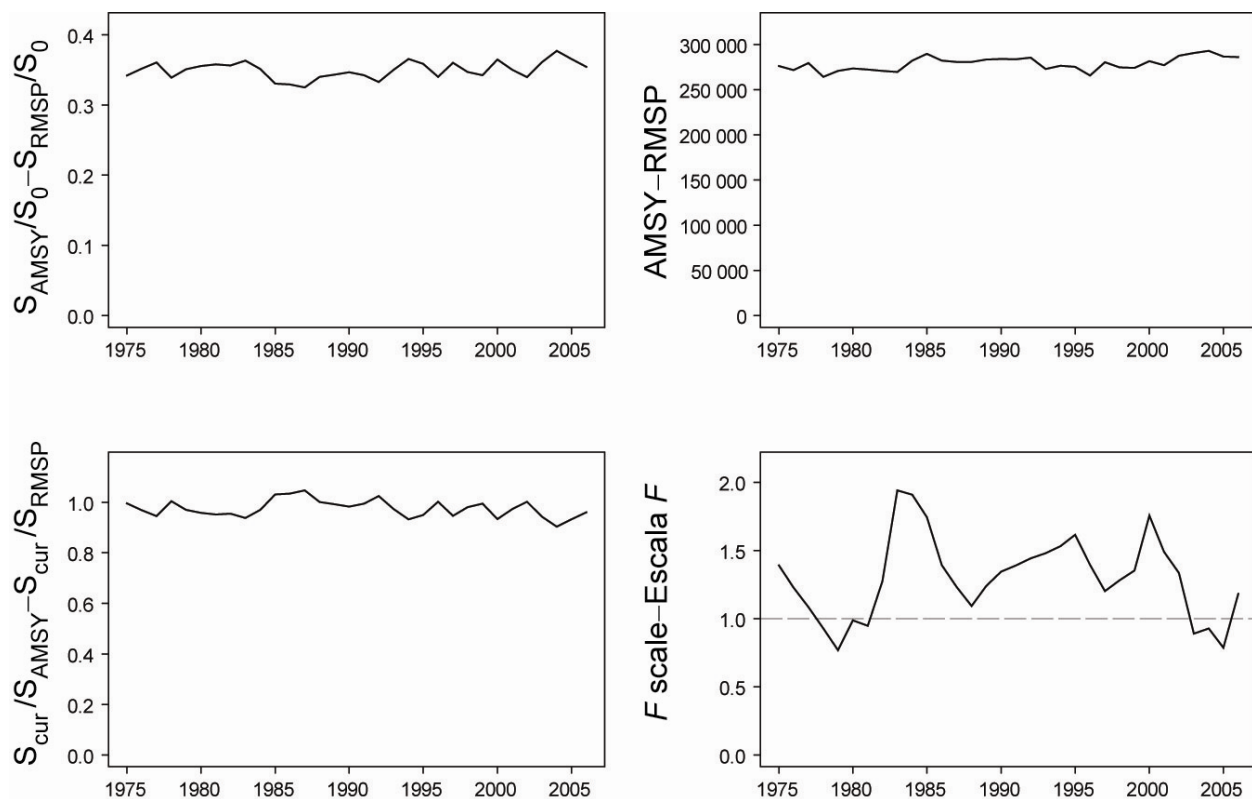
**FIGURA 4.12a.** Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente y de la evaluación actual. t = toneladas métricas.





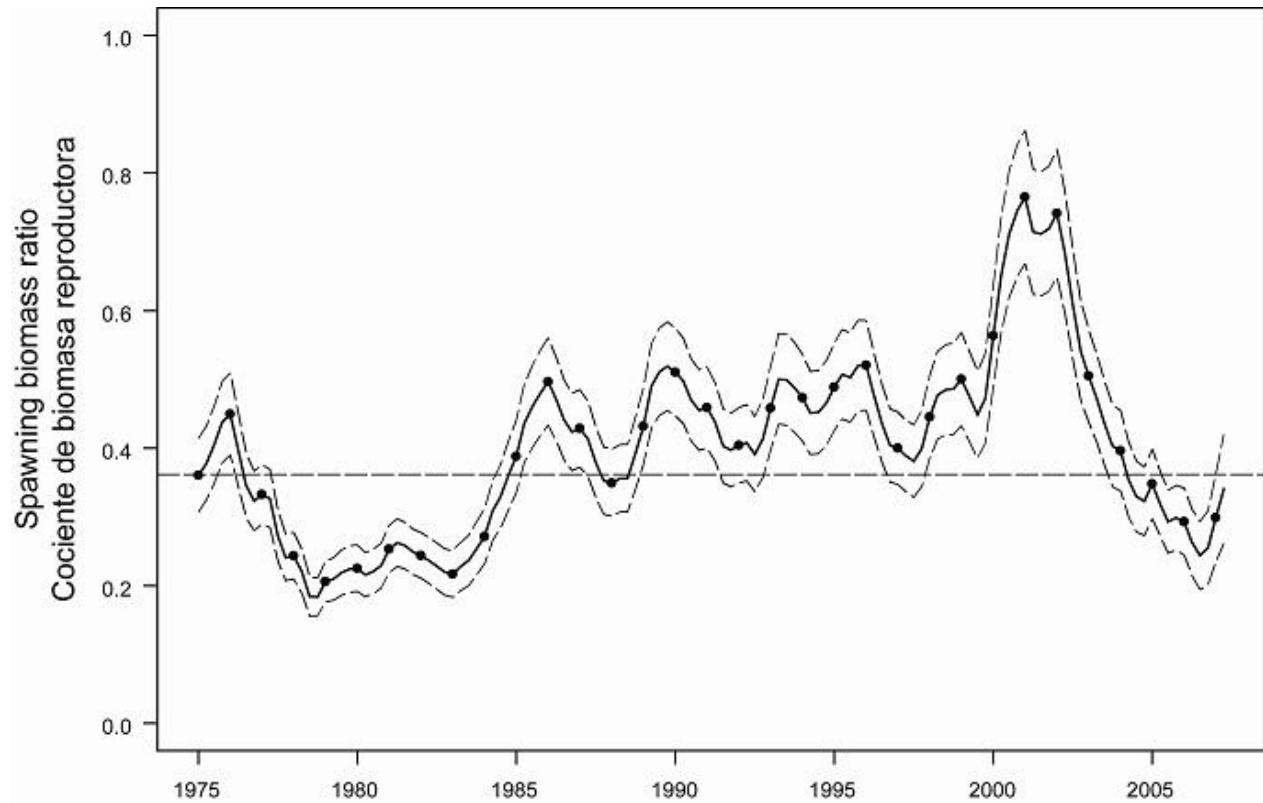
**FIGURE 4.12b.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment with the most three recent previous assessments. The horizontal lines identify the SBRs at AMSY.

**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.



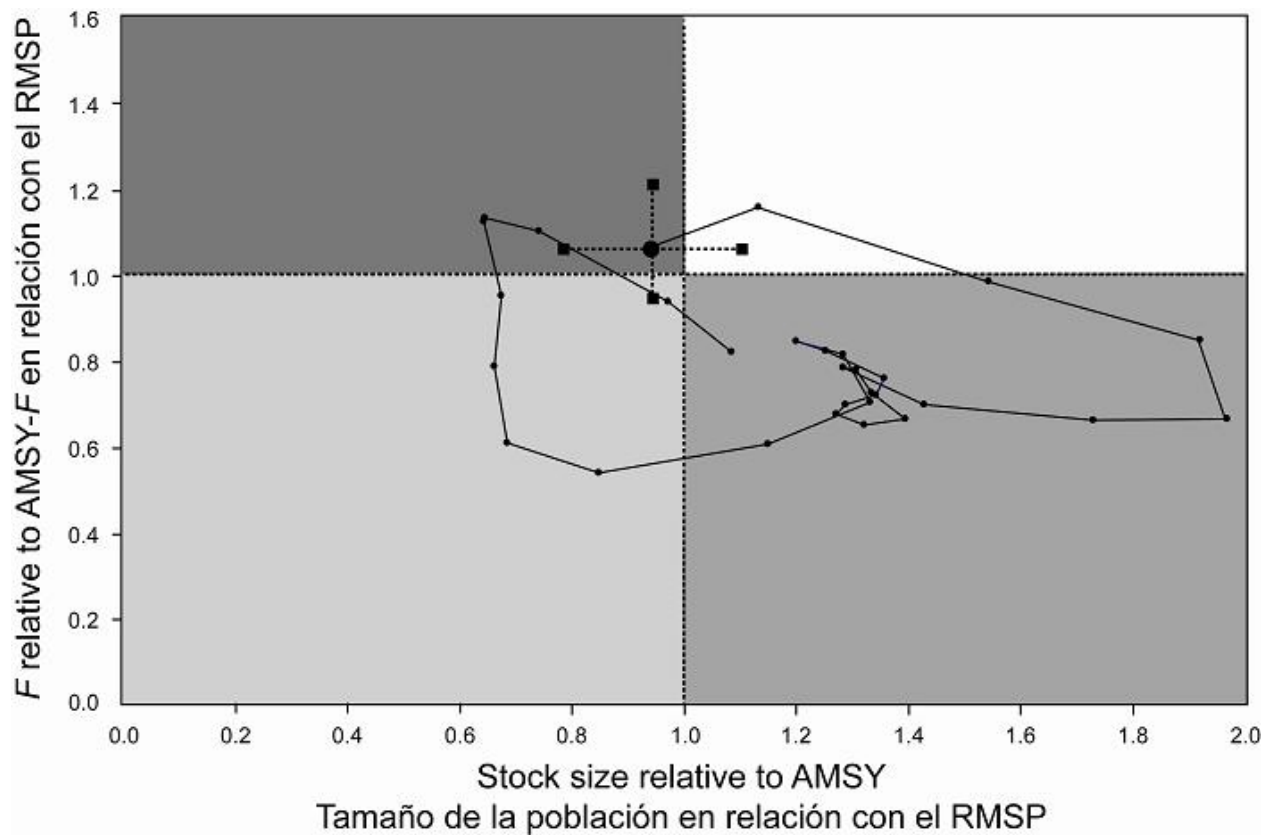
**FIGURE 4.12c.** Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (*i.e.* the values for 2006 are calculated using the average age-specific fishing mortality in 2006 scaled by the quantity  $F_{scale}$ , which maximizes the equilibrium yield). ( $S_{cur}$  is the spawning biomass at the start of the second quarter of 2007). See the text for definitions.

**FIGURA 4.12c.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año (o sea, se calculan los valores de 2006 usando la mortalidad por pesca media por edad escalada por la cantidad  $F_{scale}$ , que maximiza el rendimiento de equilibrio). ( $S_{cur}$  es la biomasa reproductora al principio del segundo trimestre de 2007). Ver definiciones en el texto.



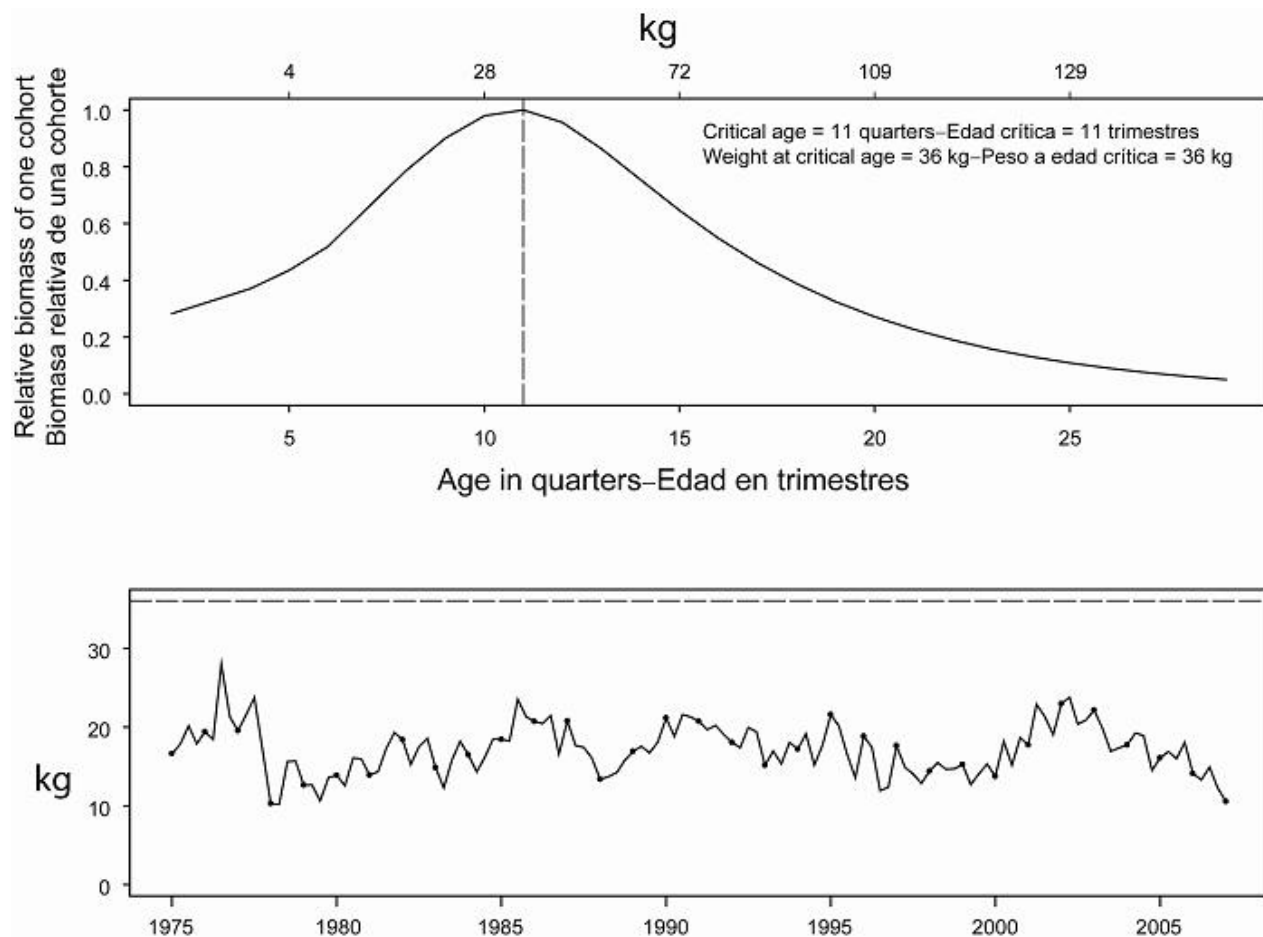
**FIGURE 5.1a.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.36) identifies the SBR at AMSY.

**FIGURA 5.1a.** 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 0,36) identifica el SBR en RMSP.



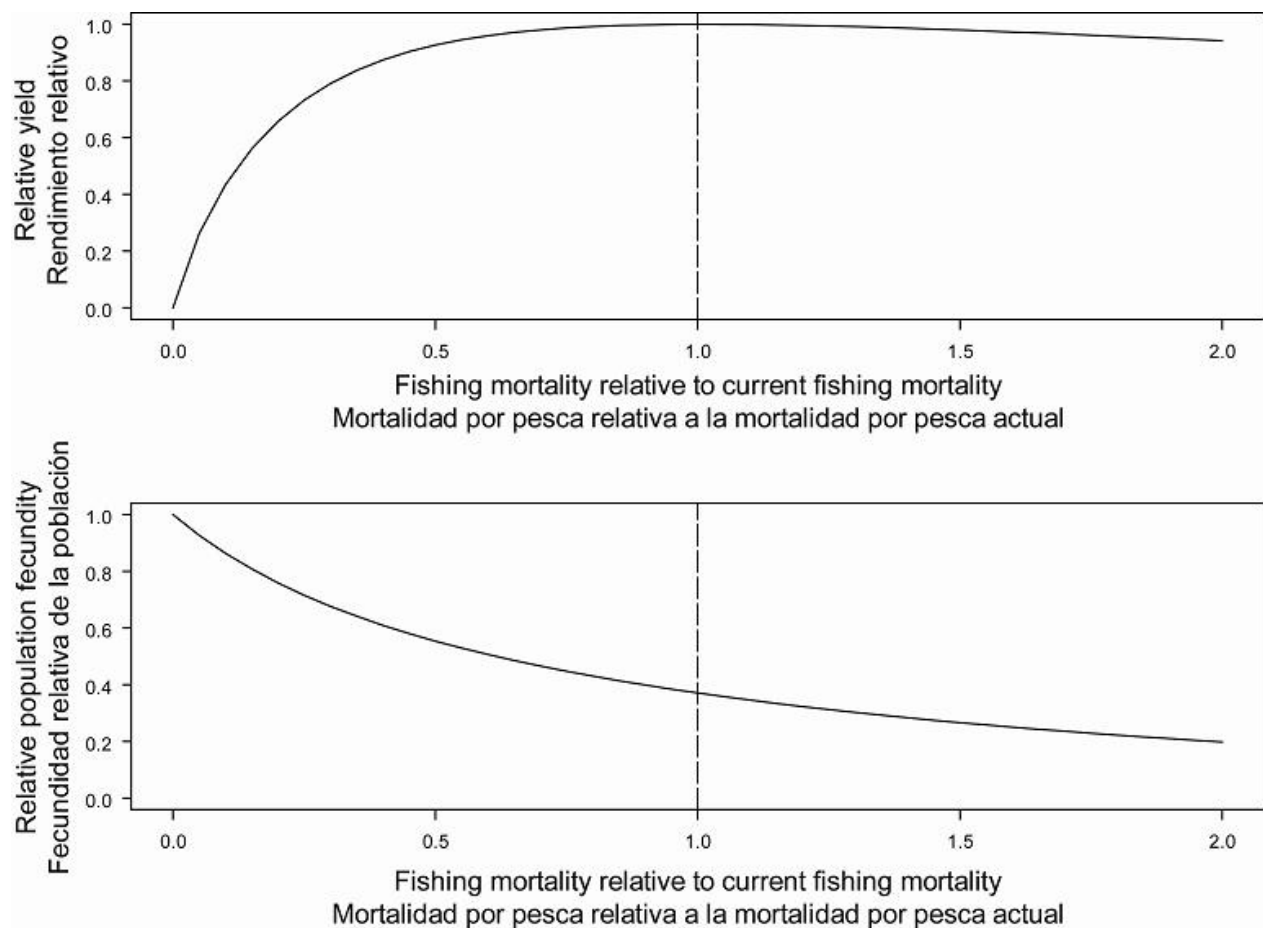
**FIGURE 5.1b.** Phase plot of the time series of estimates for stock size and fishing mortality relative to their AMSY reference points. Each dot is a running average of three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares represent approximate 95% confidence intervals.

**FIGURA 5.1b.** Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMSP. Cada punto representa un promedio móvil de tres años; el punto grande indica la estimación valor más reciente. Los puntos cuadrados representan los intervalos de confianza de 95% aproximados.



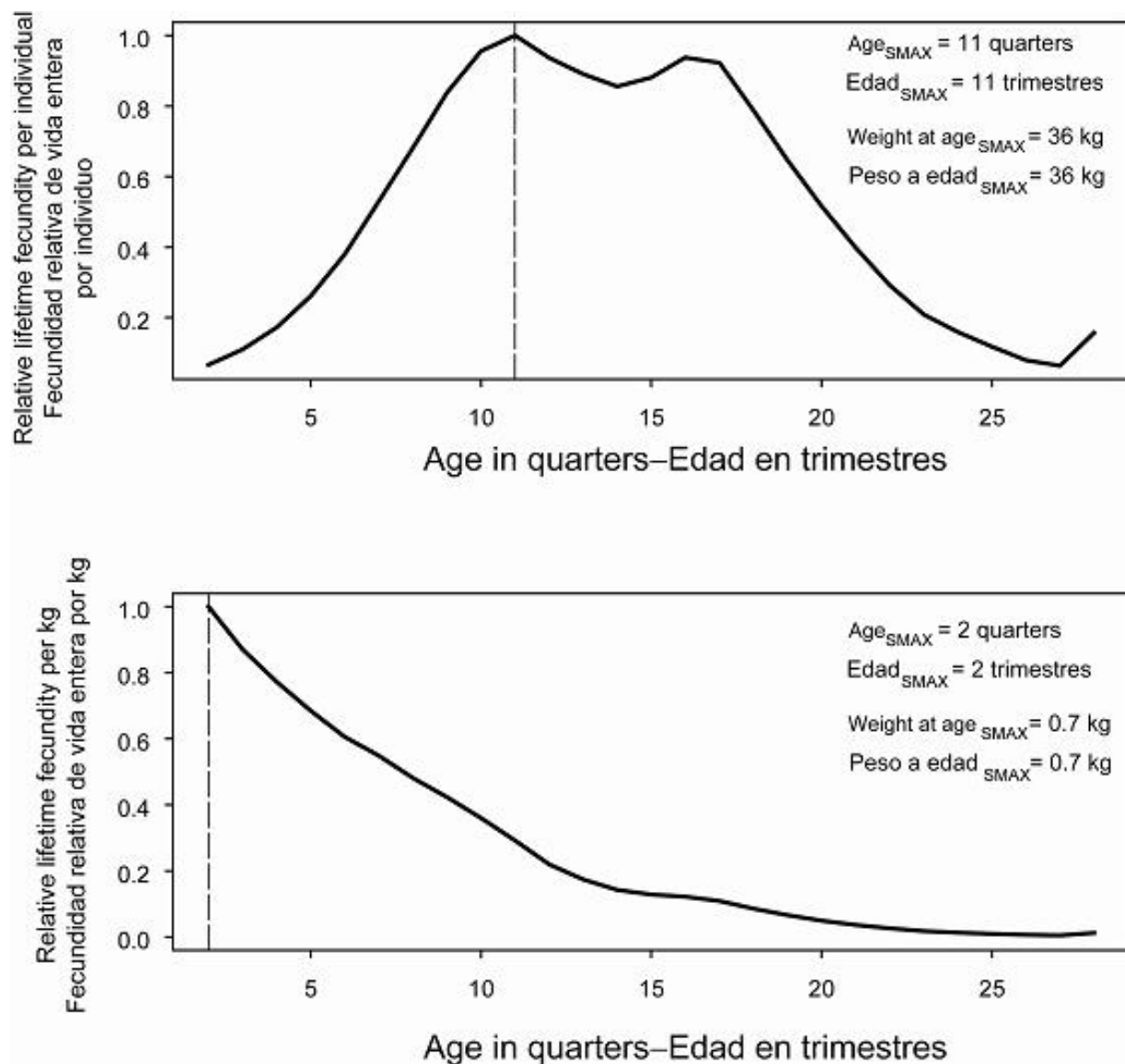
**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The lower panel illustrates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



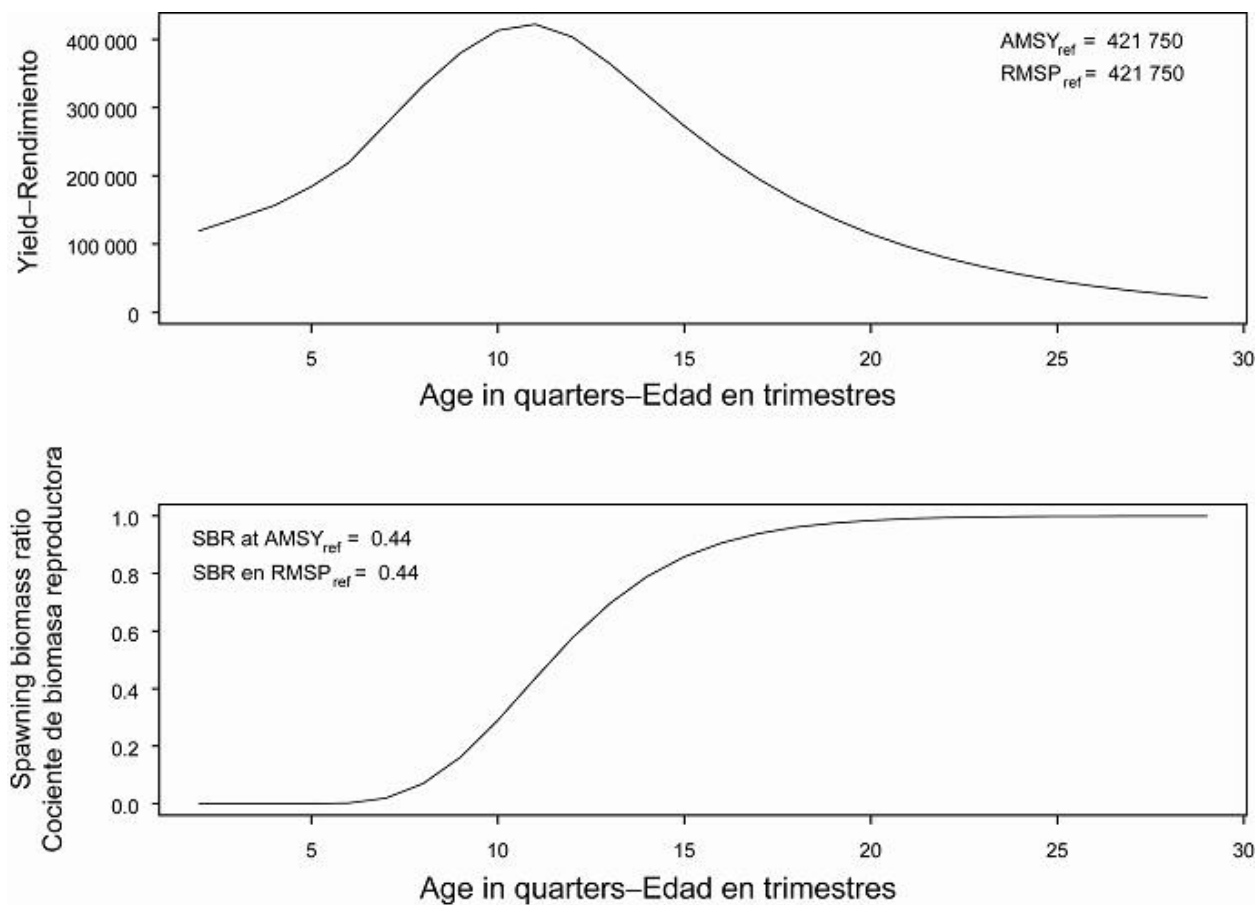
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield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

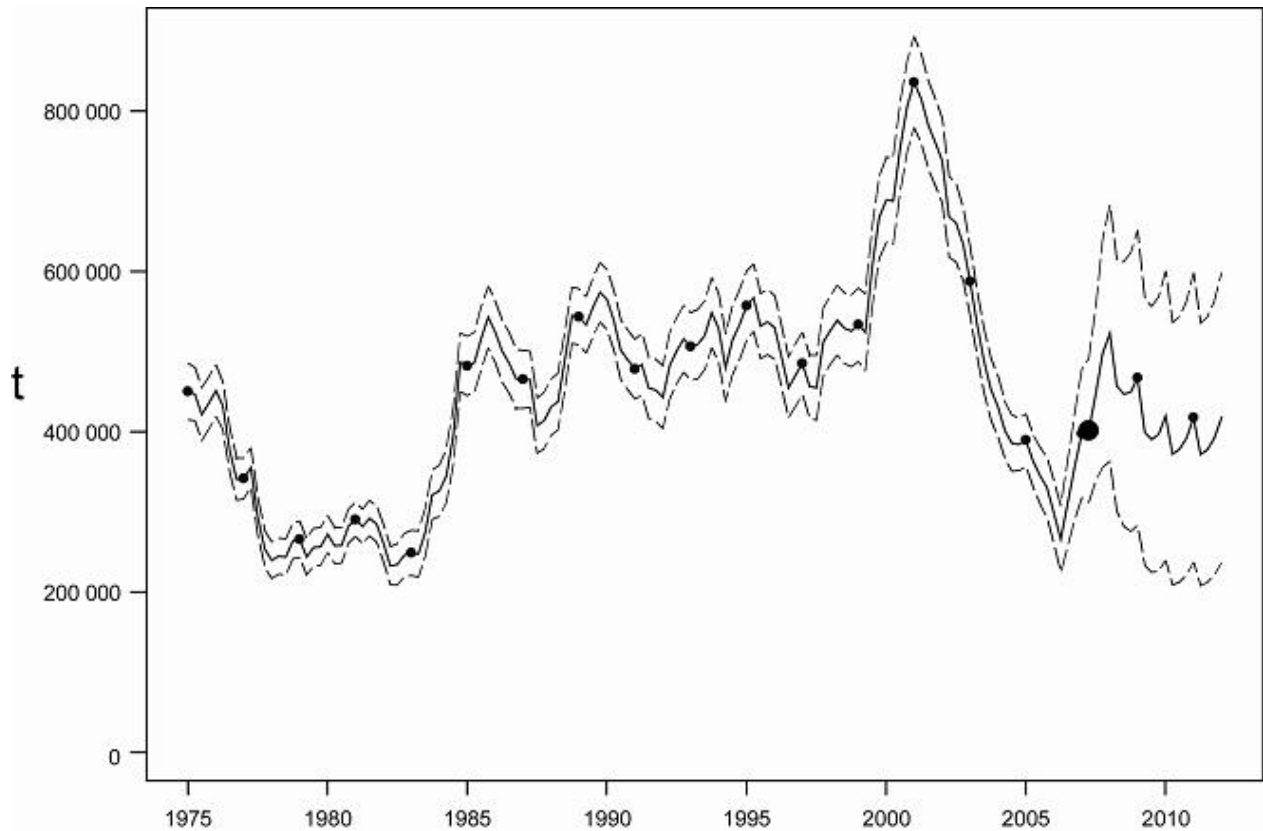
**FIGURA 5.4.** Potencial de reproducción relativo marginal de atún aleta amarilla a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior).  $\text{Edad}_{\text{SMAX}}$ , señalada por la línea vertical de trazos, es la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal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

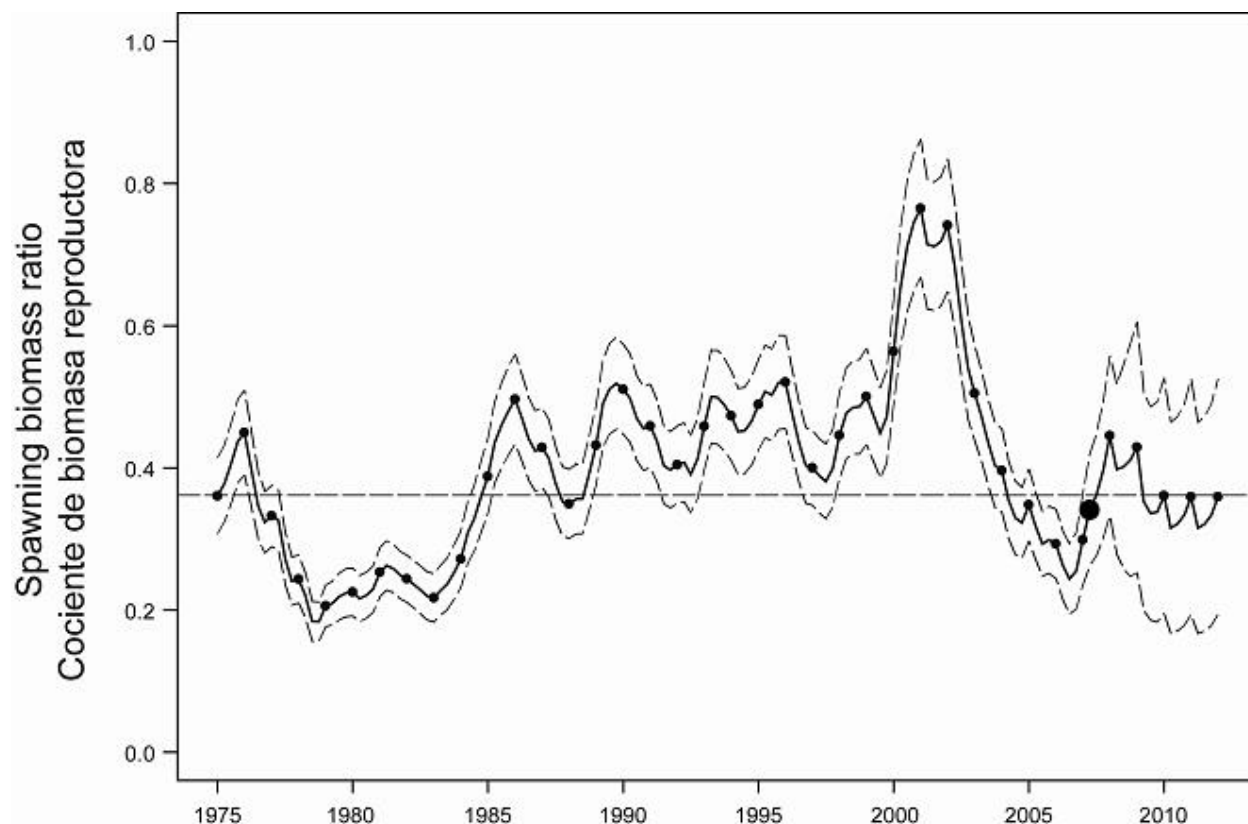
**FIGURA 5.5.** Rendimiento estimado si se capturara únicamente aleta amarilla de una sola edad (recuadro superior), y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior). t = toneladas métricas.





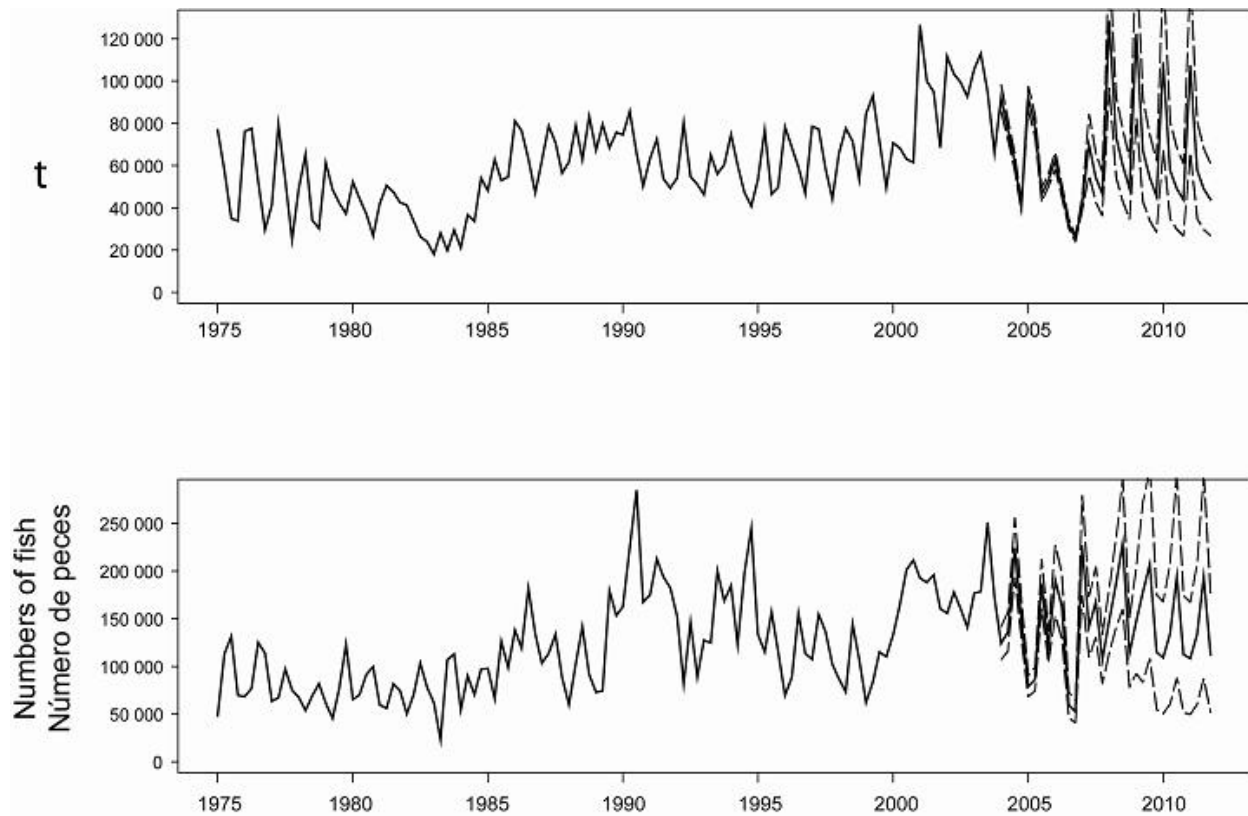
**FIGURE 6.1.** Biomasses projected during 2007-2011 for yellowfin tuna in the EPO under current effort. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals. The estimates after 2007 indicate the biomasses predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2006 for surface fisheries, or 2004 for longline fisheries, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2004 and 2005 for surface fisheries, or 2003 and 2004 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 2007-2011 con el esfuerzo actual. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95%. Las estimaciones a partir de 2007 señalan la biomasa predicha si el esfuerzo continúa en el nivel medio observado de 2006 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 2004 y 2005 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2003 y 2004 en el caso de las pesquerías de palangre, y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos. t = toneladas métricas.



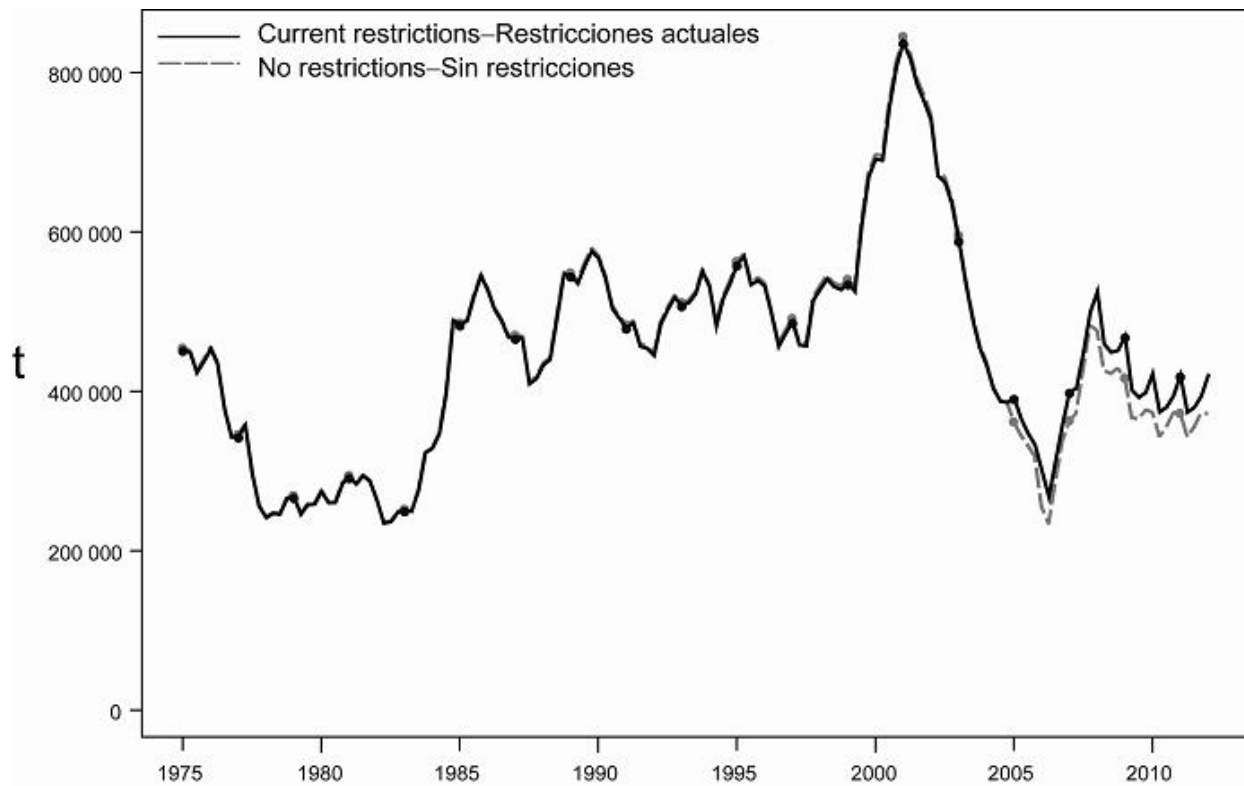
**FIGURE 6.2.** Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2006 and SBRs projected during 2007-2011 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at 0.44) identifies  $SBR_{AMSY}$  (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2007 indicate the SBR predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2006 for surface fisheries, or 2004 for longline fisheries, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2004 and 2005 for surface fisheries, or 2003 and 2004 for longline fisheries, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

**FIGURA 6.2.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2006 y SBR proyectados durante 2007-2011 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 2007 señalan el SBR predicho si el esfuerzo continúa en el nivel medio observado de 2006 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 2004 y 2005 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2003 y 2004 en el caso de las pesquerías de palangre, y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.



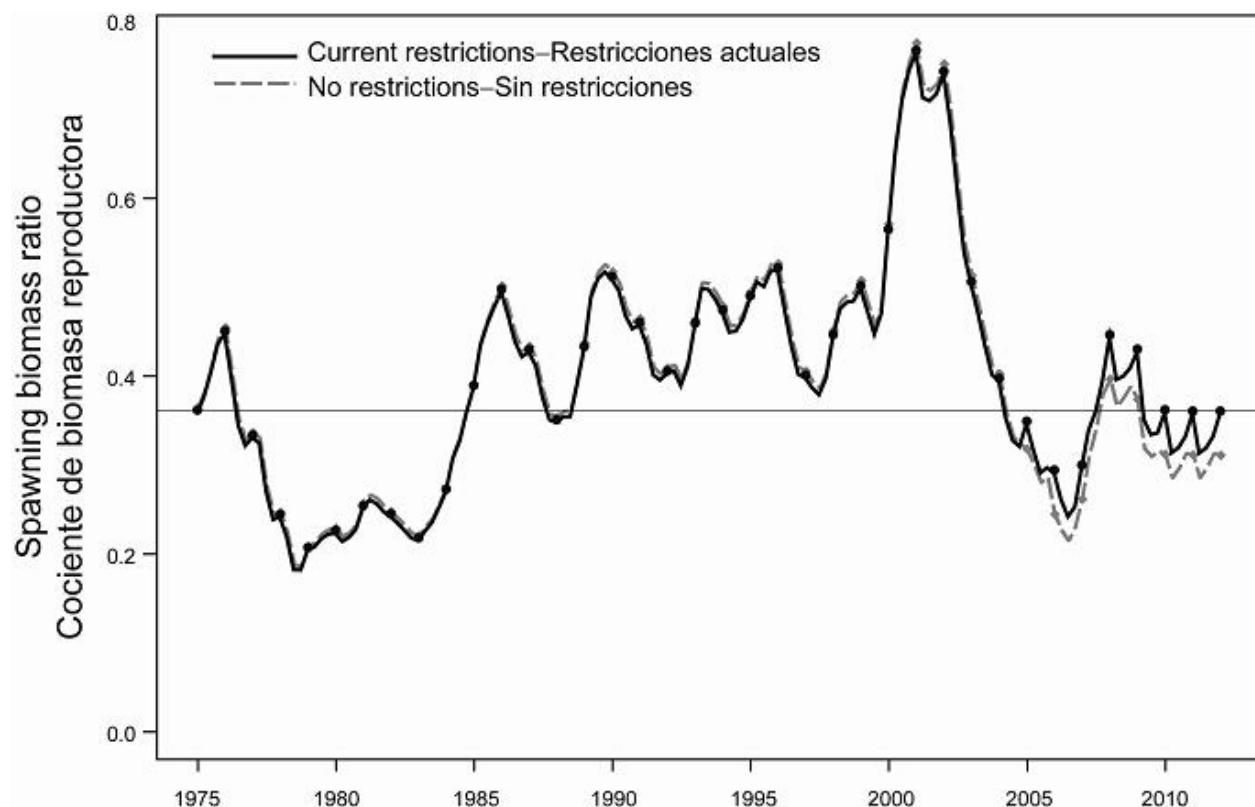
**FIGURE 6.3.** Catches of yellowfin tuna during 1975-2006 and simulated catches of yellowfin tuna during 2007-2011 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the longline fleet (lower panel). The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates. The estimates after 2007 indicate the catches predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2006 for surface fisheries, or 2004 for longline fisheries, catchability (with effort deviates) continues at the average of that observed in 2004 and 2005 for surface fisheries, or 2002 and 2003 for longline fisheries, and average environmental conditions occur during the next 5 years. t = metric tons.

**FIGURA 6.3.** Capturas de atún aleta amarilla durante 1975-2006 y capturas simuladas de atún aleta amarilla durante 2007-2011 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 2007 señalan las capturas predichas si el esfuerzo continúa en el promedio del nivel observado en 2006 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 promedio de 2004 y 2005 en el caso de las pesquerías de cerco, o 2002 y 2003 en el caso de las pesquerías de palangre, y con condiciones ambientales medias en los 5 años próximos. t = toneladas métricas.



**FIGURE 6.4.** Biomass projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2012 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 2005-2012, 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 2005-2012 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 2005-2012, 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	1975-2007	11-12	retained catch + discards from inefficiencies
2	PS	OBJ	1975-2007	7, 9	in fishing process—captura retenida +
3	PS	OBJ	1975-2007	5-6, 13	descartes de ineficacias en el proceso de
4	PS	OBJ	1975-2007	1-4, 8, 10	pescas
5	PS	NOA	1975-2007	1-4, 8, 10	
6	PS	NOA	1975-2007	5-7, 9, 11-13	retained catch + discards—
7	PS	DEL	1975-2007	2-3, 10	captura retenida + descartes
8	PS	DEL	1975-2007	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2007	7, 9, 11-12	
10	LP		1975-2007	1-13	
11	LL		1975-2007	N of-de 15°N	retained catch only— captura retenida
12	LL		1975-2007	S of-de 15°N	solamente
13	PS	OBJ	1993-2007	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	1993-2007	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	1993-2007	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	1993-2007	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

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

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

<b>Year</b>	<b>Total recruitment</b>	<b>Biomass of age-1.5+ fish</b>	<b>Relative spawning biomass</b>
<b>Año</b>	<b>Reclutamiento total</b>	<b>Biomasa de peces de edad 1.5+</b>	<b>Biomasa reproductora relativa</b>
1975	113,428	450,083	0.47
1976	92,175	451,173	0.59
1977	147,517	341,452	0.43
1978	107,195	239,493	0.32
1979	139,415	265,574	0.27
1980	110,065	272,053	0.29
1981	77,206	290,466	0.33
1982	118,605	260,794	0.32
1983	187,403	248,684	0.28
1984	153,687	326,202	0.35
1985	134,001	482,059	0.51
1986	157,806	524,546	0.65
1987	261,342	465,256	0.56
1988	186,183	430,714	0.46
1989	154,937	543,154	0.56
1990	152,801	564,832	0.67
1991	205,629	478,011	0.60
1992	168,906	442,956	0.53
1993	164,814	506,324	0.60
1994	147,731	528,765	0.62
1995	163,358	557,153	0.64
1996	219,414	529,781	0.68
1997	161,973	484,960	0.52
1998	312,948	526,267	0.58
1999	218,623	533,348	0.65
2000	228,913	689,067	0.74
2001	206,788	835,924	1.00
2002	161,767	738,306	0.97
2003	158,629	587,488	0.66
2004	128,344	430,522	0.52
2005	164,976	389,468	0.45
2006	201,424	298,653	0.38
2007		397,476	0.39

**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	80.94
3	40.73	1.33	17	159.06	89.04
4	48.93	2.34	18	163.25	96.48
5	58.33	4.03	19	166.84	103.17
6	68.47	6.61	20	169.89	109.11
7	78.73	10.17	21	172.48	114.33
8	89.2	14.94	22	174.67	118.87
9	99.43	20.89	23	176.51	122.78
10	109.28	27.96	24	178.06	126.12
11	118.63	36.01	25	179.35	128.97
12	127.36	44.85	26	180.43	131.38
13	135.17	53.89	27	181.33	133.41
14	142.28	63.13	28	182.08	135.12
15	148.64	72.24	29	182.7	136.55

**TABLE 5.1.** AMSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality ( $F$ ) for 2004 and 2005. The quantities are also given based on average  $F$  for 2004-2006.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 2+ quarters old at the start of the second quarter of 2007 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 from the second quarter of 2006 through the first quarter of 2007.

**TABLA 5.1.** RMSP y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento, basados en la mortalidad por pesca ( $F$ ) media de 2004 y 2005. Se presentan también las cantidades basadas en la  $F$  media de 2004-2006. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomas de peces de 2+ trimestres de edad al principio del segundo trimestre de 2007 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 desde el segundo trimestre de 2007 hasta el primer trimestre de 2007, inclusive.

	Base case Caso base	$h = 0.75$	Average $F$ $F$ promedio 2004-2006
AMSY–RMSP	289,140	301,867	288,569
$B_{\text{AMSY}} - B_{\text{RMSP}}$	417,813	550,277	416,324
$S_{\text{AMSY}} - S_{\text{RMSP}}$	4,738	6,539	4,712
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	0.59	0.56	0.59
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.96	0.73	0.96
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.94	0.68	0.95
$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	0.36	0.42	0.36
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.88	0.59	0.96



**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.

<b>Fishery</b>	<b>AMSY</b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}</math></b>	<b><math>F</math> multiplier</b>
<b>Pesquería</b>	<b>RMSP</b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}</math></b>	<b>Multiplicador de <math>F</math></b>
All—Todas	289,140	417,813	4,738	0.35	0.36	0.88
OBJ	210,100	318,560	3,541	0.27	0.27	8.89
NOA	263,646	396,896	4,570	0.33	0.35	3.13
DEL	312,527	418,716	4,528	0.35	0.35	1.85
LL	360,277	470,118	5,097	0.39	0.39	32.16

**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.

<b>Fishery</b>	<b>AMSY</b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}</math></b>	<b><math>F</math> multiplier</b>
<b>Pesquería</b>	<b>RMSP</b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}</math></b>	<b>Multiplicador de <math>F</math></b>
All—Todas	289,140	417,813	4,738	0.35	0.36	0.88
No OBJ	298,347	426,454	4,794	0.36	0.37	1.01
No NOA	299,295	432,030	4,872	0.36	0.37	1.21
No DEL	265,140	417,227	4,896	0.35	0.37	1.74
No LL	285,643	420,192	4,777	0.35	0.36	0.91

**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.

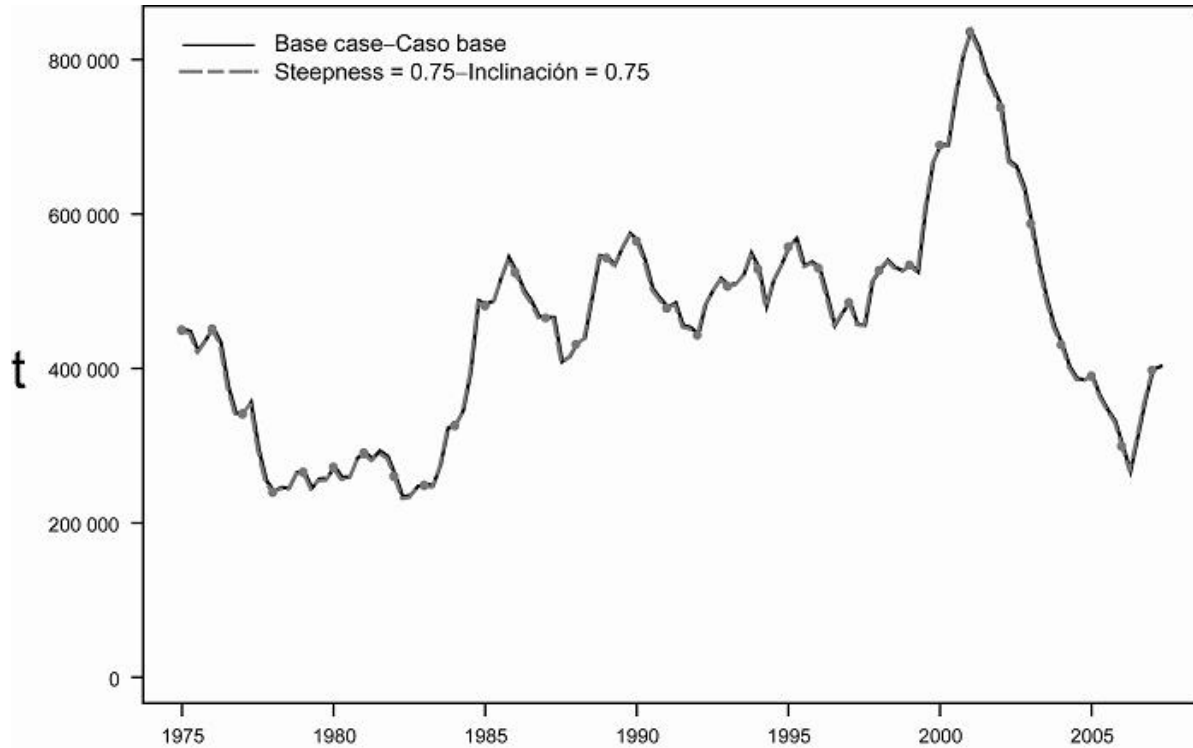
**TABLA 5.2c.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y ajustando el esfuerzo para obtener el RMS. Se ajustan todas las artes de pesca, o se ajusta solamente una pesquería y se fija la 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.

	All gears	Purse-seine only	Longline only	Purse-seine adjusted	Longline adjusted
	Todas artes	Cerco solamente	Palangre solamente	Cerco ajustado	Palangre ajustado
<b>Steepness—Inclinación = 1 (Base case-Caso base)</b>					
AMSY—RMSP	289,140	285,643	360,172	290,407	302,951
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	417,813	420,192	469,913	442,207	309,165
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	4,738	4,777	5,094	5,083	3,002
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.35	0.35	0.39	0.37	0.26
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.36	0.36	0.39	0.39	0.23
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.88	0.91	30.48	0.79	23.59
<b>Steepness—Inclinación = 0.75</b>					
AMSY—RMSP	301,867	298,650	380,748	307,582	279,884
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	550,277	554,562	587,160	585,079	377,913
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	6,539	6,580	6,867	7,006	4,201
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.38	0.39	0.41	0.41	0.26
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.42	0.42	0.44	0.45	0.27
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.59	0.62	15.91	0.52	0.78

## Appendices-Anexos

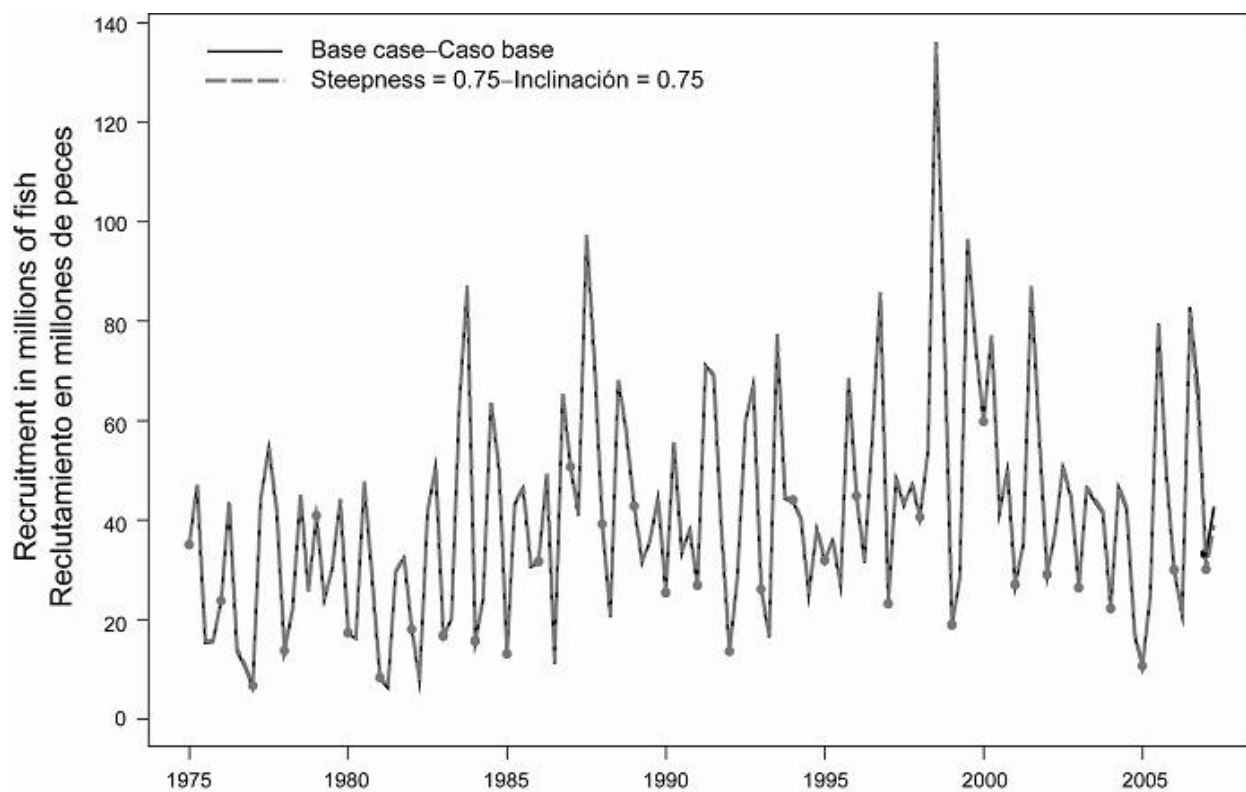
### APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIP

#### ANEXO A: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN- RECLUTAMIENTO



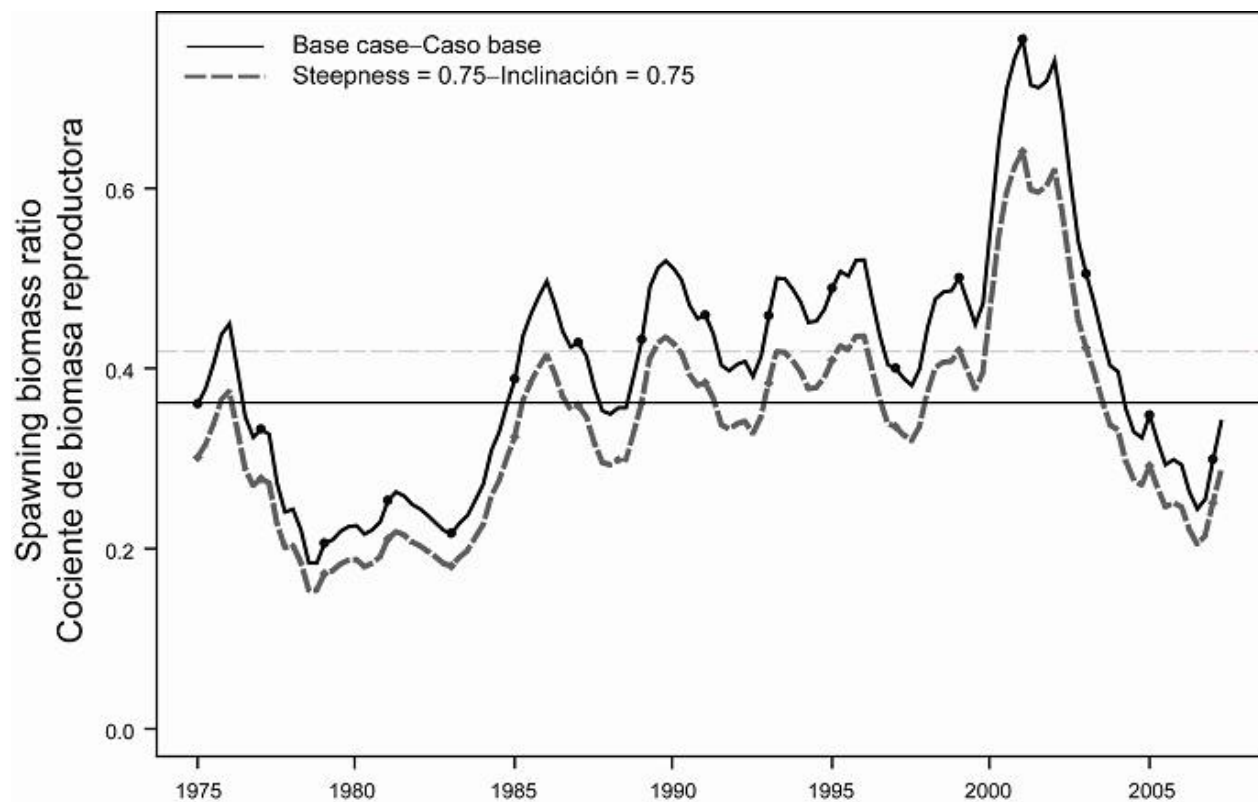
**FIGURE A.1.** Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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



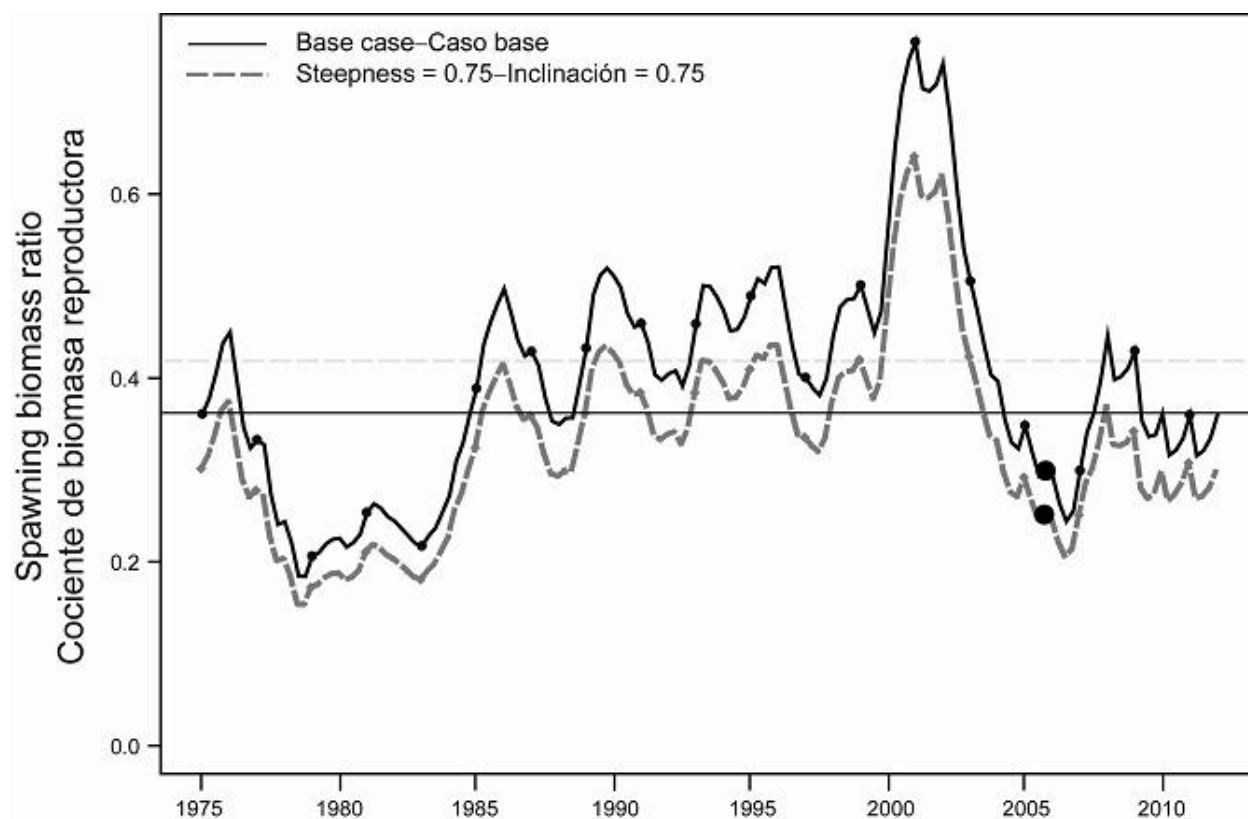
**FIGURE A.2.** Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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



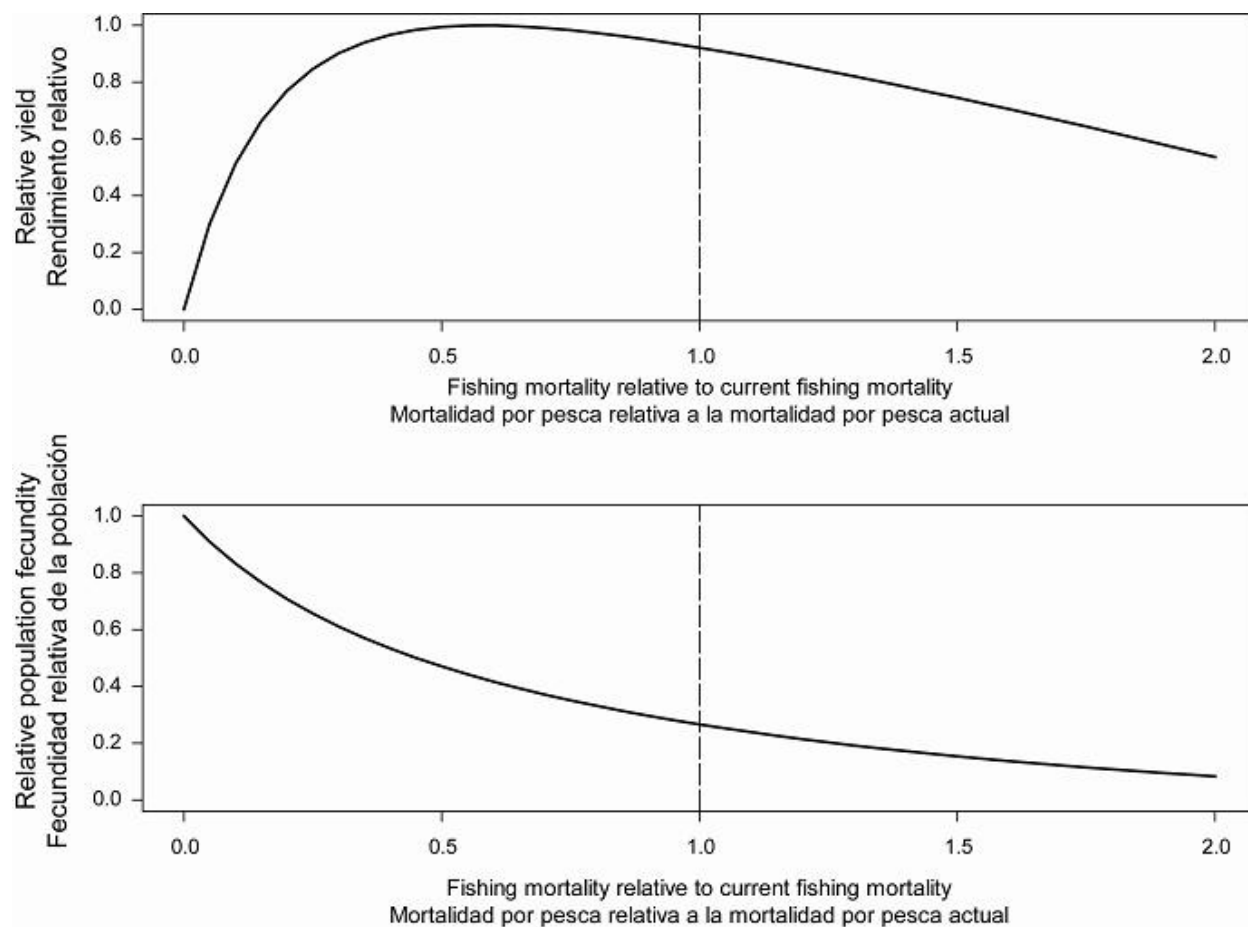
**FIGURE A.3a.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two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

**FIGURA A.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.

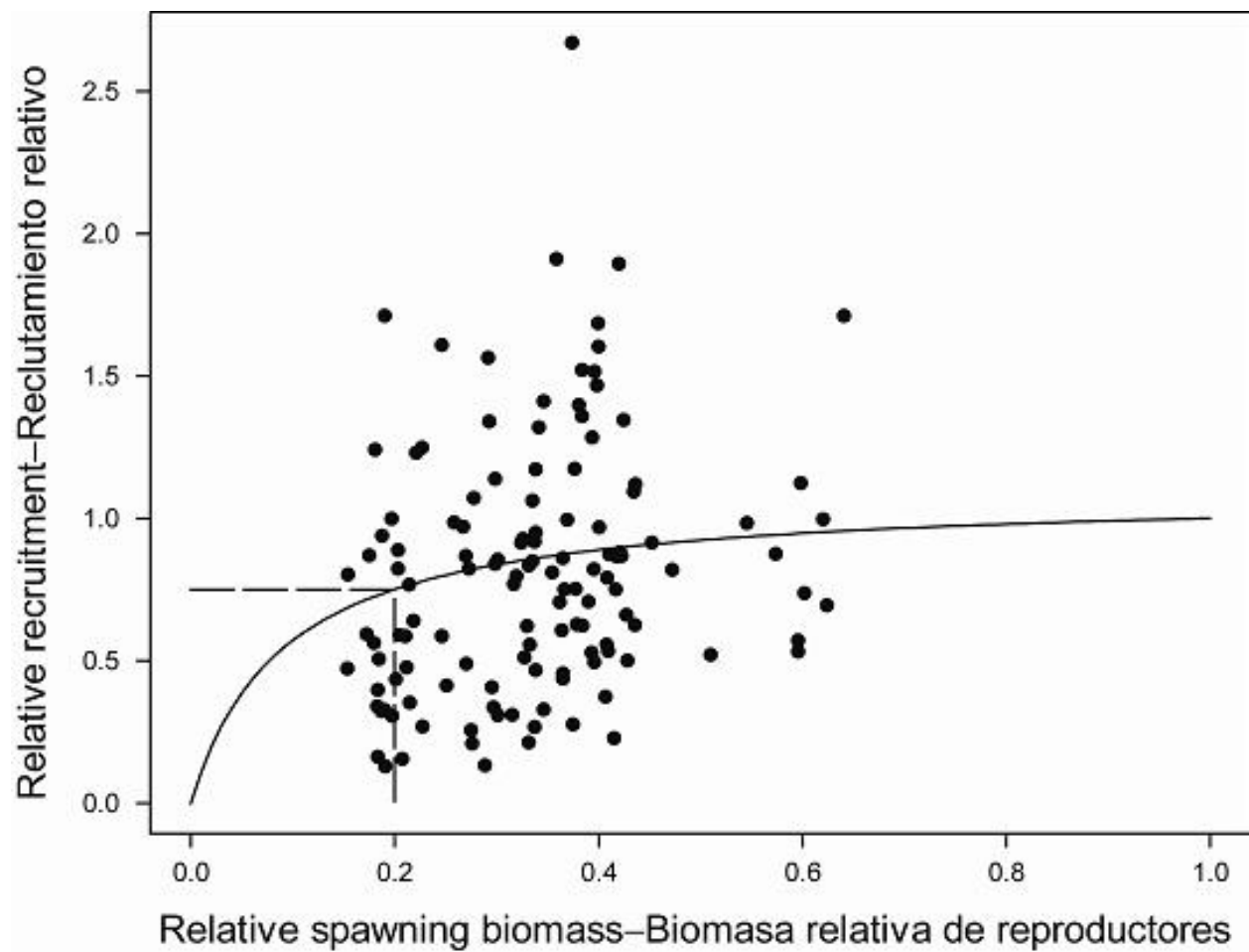


**FIGURE A.3b.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2007-2012 for yellowfin tuna from the analysis without (base case) and with (steepness = 0.75) a stock-recruitment relationship. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

**FIGURA A.3b.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla durante 2007-2012 del análisis sin (caso base) y con (inclinación = 0,75) una relación población-reclutamiento. Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSP para los dos escenarios.



**FIGURE A.4.** Relative yield (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel) of yellowfin tuna when the stock assessment model has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).  
**FIGURA A.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 A.5.** Recruitment plotted against spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

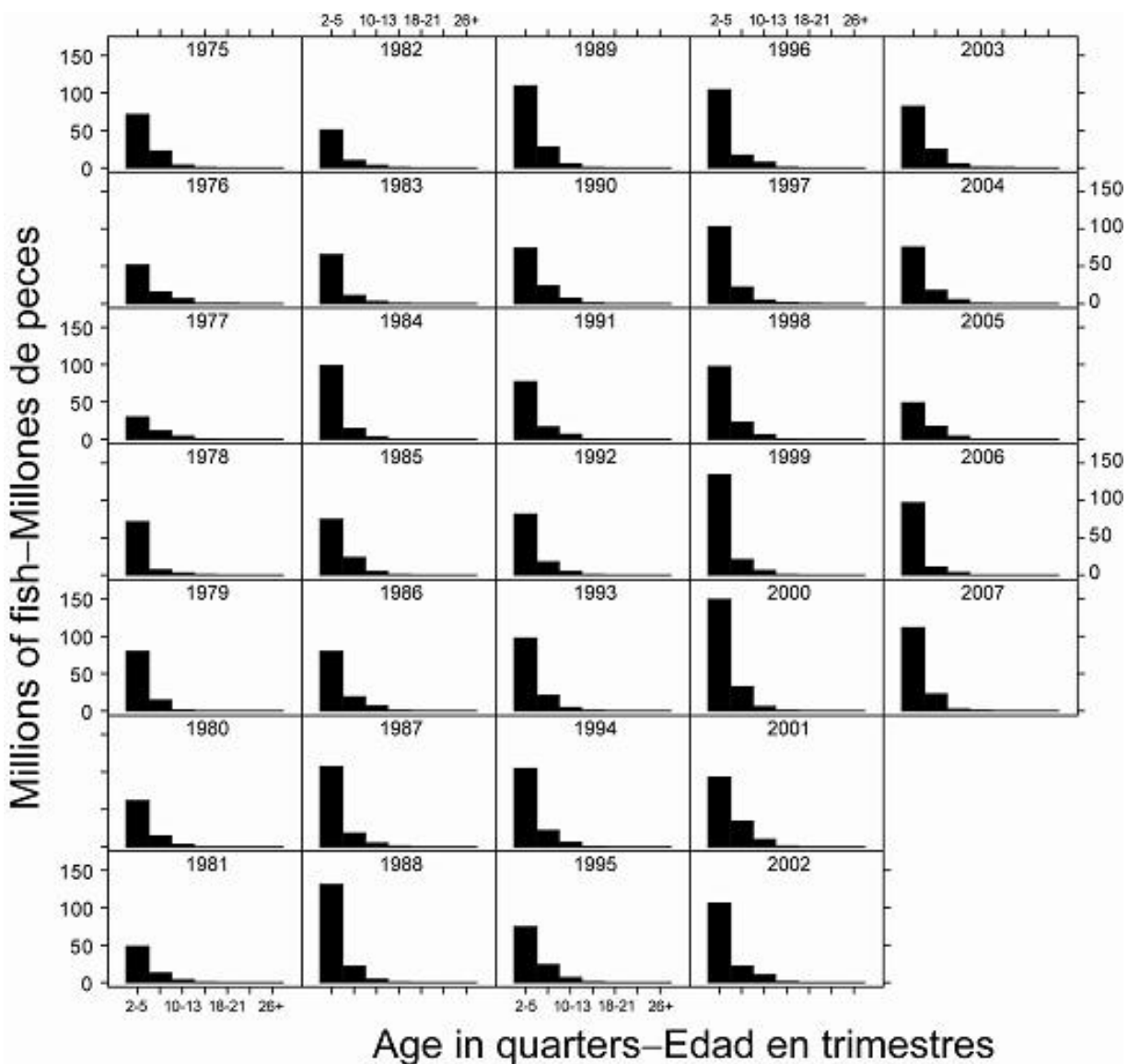


## APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

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

### ANEXO B: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

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



**FIGURE B.1.** Estimated numbers of yellowfin tuna present in the EPO on January 1 of each year.

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

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

<b>Year</b>	<b>Age in quarters—Edad en trimestres</b>						
<b>Año</b>	<b>2-5</b>	<b>6-9</b>	<b>10-13</b>	<b>14-17</b>	<b>18-21</b>	<b>22-25</b>	<b>26+</b>
1975	0.1354	0.4312	1.1966	2.1078	0.3519	0.3704	0.3704
1976	0.1962	0.4445	1.2111	1.9370	0.7384	0.8079	0.8064
1977	0.2575	0.5032	1.2323	1.9771	0.9643	1.0037	1.0051
1978	0.3679	0.6542	1.3581	2.4166	0.6432	0.6611	0.6620
1979	0.2665	0.7388	1.8763	3.3662	1.0637	1.1719	1.1708
1980	0.2190	0.5387	1.5121	2.6519	0.8082	0.8488	0.8458
1981	0.2937	0.5061	1.2174	2.3796	1.0863	1.1542	1.1510
1982	0.1669	0.4248	1.0370	2.2297	0.7265	0.7576	0.7572
1983	0.1401	0.2225	0.7775	0.9525	0.4488	0.4903	0.4897
1984	0.1133	0.2835	0.7596	1.0498	0.4162	0.4463	0.4458
1985	0.0974	0.4044	0.9131	1.5075	0.4059	0.4211	0.4213
1986	0.1358	0.4779	1.1670	1.6718	0.3927	0.4186	0.4177
1987	0.1436	0.5206	1.2949	1.4281	0.3670	0.3780	0.3789
1988	0.1925	0.5093	1.3206	1.8770	0.4483	0.4591	0.4602
1989	0.1362	0.4792	1.0653	1.9347	0.6760	0.7172	0.7160
1990	0.1468	0.4139	1.2158	1.8099	0.5611	0.5895	0.5895
1991	0.1479	0.4252	1.0861	1.6603	0.5601	0.6089	0.6079
1992	0.1654	0.4539	1.1201	1.6290	0.3599	0.3711	0.3708
1993	0.1563	0.3812	0.9770	1.3819	0.3526	0.3571	0.3582
1994	0.1166	0.3409	1.1121	1.7218	0.6525	0.6963	0.6953
1995	0.1118	0.3040	0.9138	1.1876	0.5129	0.5532	0.5511
1996	0.1378	0.4098	0.9103	1.8199	0.2893	0.2970	0.2973
1997	0.1582	0.4327	1.2173	2.1897	0.7888	0.8692	0.8667
1998	0.1707	0.4214	1.0178	1.7639	0.4871	0.5206	0.5198
1999	0.1765	0.4364	1.0997	2.1537	0.2669	0.2809	0.2810
2000	0.1063	0.3125	0.8768	1.3976	0.5897	0.6351	0.6350
2001	0.1634	0.3574	1.1455	1.5801	0.6708	0.7395	0.7373
2002	0.1382	0.4782	1.1320	1.6151	0.7023	0.7885	0.7856
2003	0.1838	0.6185	1.8365	2.7753	1.1369	1.1741	1.1765
2004	0.1696	0.5668	1.8531	4.1684	2.0962	2.2911	2.2899
2005	0.2769	0.7085	1.9046	4.6932	1.7930	1.9731	1.9706
2006	0.1436	0.5465	1.4344	3.7123	1.0602	1.1313	1.1283

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

por

Mark N. Maunder

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	77
2. Datos .....	79
3. Supuestos y parámetros.....	82
4. Evaluación de la población.....	85
5. Condición de la población.....	93
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	98
7. Direcciones futuras .....	100
Referencias.....	101
Figuras .....	25
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 marcados 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 2007 es diferente de la de 2006 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 2006 y el primer trimestre de 2007 y datos revisados de 2000-2005. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura de las pesquerías palangreras de Taipei Chino (2002-2005), China (2001-2005), y la República de Corea (2003-2005).

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, o tal vez tres, regímenes de productividad distintos (1975-1982, 1983-2001, y 2002-2006)), correspondientes a niveles de reclutamiento bajo, alto, e intermedio. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa; los regímenes de productividad mayor producen 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 de los cambios de régimen

aparentes. El análisis indica que cohortes fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2001, y que estas cohortes incrementaron la biomasa durante 1999-2001, pero ahora estas cohortes han pasado por la población, por lo que la biomasa disminuyó durante 2002-2006. La biomasa en 2005-2007 estuvo en niveles similares a aquéllos anteriores a 1985.

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 del norte y costera.

Han sido estimados niveles importantes de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO. Son máximos para el aleta amarilla de edad mediana. 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 1975-1982, pero por encima de dicho nivel durante la mayor parte de los años subsiguientes, excepto el período más reciente (2003-2007). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión a un régimen de reclutamiento intermedio. Es posible que los dos distintos regímenes de reclutamiento soporten dos distintos niveles de RMSP y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2006 es inferior al nivel correspondiente al RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo están por encima de aquéllos que soportarían el RMSP (a partir de la distribución actual del esfuerzo entre las varias pesquerías), pero las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al 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, dados los niveles actuales de reclutamiento.

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.

Las cantidades de RMS basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2006 son similares a aquéllas basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2005 (Tabla 5.1). La cantidad por la cual se tendría que reducir la mortalidad por pesca para soportar el RMS es menor cuando se usa la mortalidad por pesca media de 2004-2006.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es mucho menor que el peso crítico. 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 2006 (2004 en el caso de las pesquerías de palangre), se predice que la biomasa aumentará ligeramente y luego disminuirá a un nivel cercano al actual, y que el SBR seguirá una tendencia similar, volviendo al nivel correspondiente al RMSP. Una comparación de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de la [Resolución C-04-09](http://www.iattc.org/PDFFiles2/C-04-09_Consejacion_atunes_2004-2006.pdf)<sup>1</sup> sugiere que, sin las restricciones, estarían

---

<sup>1</sup> [http://www.iattc.org/PDFFiles2/C-04-09\\_Consejacion\\_atunes\\_2004-2006.pdf](http://www.iattc.org/PDFFiles2/C-04-09_Consejacion_atunes_2004-2006.pdf)

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 1975-2006. De haber sido realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1983-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas usando el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

## **Resumen**

1. Los resultados son similares a las seis evaluaciones previas, excepto que el SBR actual es inferior al que soporta el RMSP.
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa.
3. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son cercanas a aquéllas correspondientes al RMSP.
4. Un aumento del peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMSP.
5. Hubo dos, o posiblemente tres, distintos regímenes de productividad, y los niveles de RMSP y la biomasa correspondiente al RMSP podrían ser diferentes para los dos regímenes. Es posible que la población haya cambiado recientemente del régimen de productividad alta a uno de productividad intermedia.
6. 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 marzo de 2007, más datos biológicos, para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2005 y 2007, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al principio de abril de 2007. 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. “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 captura y esfuerzo de 2000-2005, y los datos de captura y esfuerzo de 2006 y 2007 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 dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Taipei Chino (2002-2005), la República Popular China (2001-2005), y Corea (2003-2005).

Se estimó la cantidad de esfuerzo palangrero dividiendo las estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales. Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada 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 una proporción sustancial de los datos de captura palangrera 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 2006 es una función del esfuerzo supuesto de 2006, los números estimados de aleta amarilla de talla capturable en el OPO en 2006, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras. Se fijaron las capturas de las pesquerías palangreras en los años recientes para los cuales no se dispuso de datos iguales a las capturas del último año para el cual se dispuso de datos.

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 marzo de 2007. 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 en las Pesquerías 1 y 2, pero esto es una porción relativamente pequeña de la captura total.

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**

Para las pesquerías de superficie, se usan datos de esfuerzo actualizados de 2000-2005 y nuevos de 2006 y 2007.

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. Se escalan los datos de esfuerzo japonés por el cociente de la captura japonesa a la captura total para compensar la inclusión de datos de captura de las otras naciones en la evaluación. Esto permite incluir todos los datos de captura palangrera en la evaluación, pero usar solamente los datos de esfuerzo japonés como base para la información sobre abundancia relativa.

No se dispuso de información de esfuerzo de la pesca palangrera japonesa en el OPO en 2005 y 2006 para la presente evaluación. Se supuso que el esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2005 y 2006 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. No se incluyeron datos de captura palangrera de 2006 (ver arriba).

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 se estima la cantidad de aleta amarilla descartado con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003a). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla. 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.

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 más cercano.

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). Maunders 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 aún 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. Maunders y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillos capturados por cada pesquería. En general, los aletas amarillos capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras son de tamaño menor, mientras que aquéllos capturados por las pesquerías asociadas con delfines y palangreras son más grandes. Se incluyeron datos de frecuencia de talla de la captura cerquera nuevos de 2006-2007 y actualizados de 2000-2005. No se usaron en la evaluación datos de composición por talla de las otras flotas palangreras.

Las frecuencias de talla de las capturas durante 2006 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 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 en el primer trimestre de 2004.

### **2.4. Datos auxiliares**

Se integraron en el modelo de evaluación en 2005 (Hoyle y Maunders 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. Estos incrementos fueron altamente restringidos para



que sean similares a una curva de crecimiento de Richards. Se usó la ecuación de crecimiento de

Richards  $L_t = L_\infty \left( 1 - \frac{\exp(-K(t-t_0))}{b} \right)^b$  ajustada a los datos de Wild (1986) como distribución previa

(Figura 3.1) ( $L_\infty = 185,7$  cm,  $K$  anual = 0,761,  $t_0 = 1,853$  años,  $b = -1,917$ ). Los incrementos de crecimiento fueron asimismo restringidos para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monotónicamente. El tamaño al cual los peces son reclutados a la pesquería por primera vez necesita ser especificado, y 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 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, pero Hoyle y Maunder (2007) descubrieron que los resultados no eran sensibles al valor de  $L_\infty$ .

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 cual caso el reclutamiento es una función lineal del tamaño de la población reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente del tamaño de la población reproductora). En la práctica, es a menudo difícil estimar la inclinación, debido a 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. 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 usa este supuesto para penalizar los desvíos temporales del reclutamiento. Se supone que el logaritmo de los desvíos trimestrales del reclutamiento está distribuido normalmente, con una desviación estándar de 0,6.

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) y Schaefer *et al.* (2007) contiene nuevas investigaciones. Schaefer *et al.* (2007) descubrieron que los desplazamientos de atunes aleta amarilla liberados frente al sur de Baja California, incluyendo aquéllos en libertad más de un año, están confinados geográficamente. Por lo tanto, se esperaría que el nivel de mezcla entre esta zona y otras en el OPO sería muy bajo. Este resultado es consistente con los resultados de varios estudios de marcado (convencionales y archivadores) de atunes tropicales en el Pacífico. Esto indica que controles de esfuerzo o captura aplicados pesquerías enteras probablemente no serán efectivas para prevenir mermas locales de estas poblaciones (Schaefer *et al.* 2007). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos no afectan los resultados de la evaluación, pero en vista de los resultados de Schaefer *et al.* (2007), se debería considerar una investigación a escala espacial más fina o de subpoblaciones separadas.

### **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.

### **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 2007, 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 2004 y 2005, 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. Se expresa la incertidumbre como (1) intervalos de confianza aproximados alrededor de las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y el cociente de biomasa reproductora (Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza y CV fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, estos valores podrían subestimar el nivel de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual.

#### **4.1. Índices de abundancia**

Se han usado las CPUE como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del atún aleta amarilla en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones por esto; por ejemplo, si, 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):

1. 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.
2. 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.

En el texto se describen los resultados de la evaluación del caso base, y el análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento es descrito en el texto, con figuras y tablas en el Anexo A1.

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

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante predecir estos datos con precisión porque contienen la mayor parte de la información necesaria para modelar el reclutamiento y el crecimiento, y por ende para estimar el impacto de la pesca sobre la población. En la Sección 2.3 se describe la distribución por tamaño de la captura de cada pesquería. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de atún aleta amarilla capturado por las Pesquerías 1-12. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y predichas de las capturas de estas doce pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 13-16 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para las pesquerías con datos de composición por tamaño son buenas, aunque las de algunas pesquerías muestran picos más bajos que la composición por tamaño observada (Figura 4.2). El modelo suele también predecir demasiado aleta amarilla grande en ciertas las pesquerías. Sin embargo, el ajuste a los datos de frecuencia de talla para períodos de tiempo individuales muestra mucha más variación (Figura 4.8).

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

### **4.2.1. Mortalidad por pesca**

Hay variación en la mortalidad por pesca ejercida causada por las pesquerías que capturan atún aleta

amarilla en el OPO, con una mortalidad por pesca mayor antes de 1984, durante el régimen de productividad baja (Figura 4.3a) 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. 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).

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, pero se estimó que la capturabilidad disminuiría en 2006.

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 biomazas predichas ilustradas en la Figura 4.9, la abundancia de reclutas de aleta amarilla parece estar relacionada con la biomasa de producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.6). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a un cambio aparente de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento 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.

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. La evaluación previa (Hoyle y Maunder 2005) estimó un reclutamiento más grande que cualquier otro en la serie de tiempo para el tercer trimestre de 2005, pero esta estimación era incierta. La evaluación actual estima que este reclutamiento es tan sólo moderadamente grande. El modelo de evaluación ha mostrado una tendencia de sobreestimar la fuerza de los reclutamientos recientes en las últimas pocas evaluaciones.

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). Hay una indicación que el reclutamiento en los cuatro últimos años (2002-2005) fue bajo, en niveles similares a aquéllos anteriores a 1983, indicando tal vez un cambio a un régimen de reclutamiento bajo. La estimación de 2006, aunque incierta, es más alta, y parece no indicar un cambio al régimen previo de productividad baja, sino a un régimen de productividad intermedia.

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 0,59, cerca del 0,6 supuesto

en la pena aplicada a los desvíos de reclutamiento. 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 240.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1986, alcanzando unas 520.000 toneladas en 1986. Durante 1986-1999 permaneció relativamente constante en unas 450.000 a 550.000 toneladas, luego alcanzó un pico en 2001, y posteriormente disminuyó a niveles similares a aquéllos antes de 1984. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas.

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.

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 1975-2006 (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 2001-2004. El peso medio de los aletas amarillos 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. 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). Análisis previos indicaron que los residuales de frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta.

##### **4.4.2. Correlaciones de parámetros**

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

Existe una correlación negativa entre los desvíos del esfuerzo actuales estimados para cada pesquería y

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

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

#### **4.4.3. Análisis retrospectivo**

El análisis retrospectivo es un método útil para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. En 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 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. El modelo de evaluación ha mostrado una tendencia de sobreestimar la fuerza de los reclutamientos recientes en las últimas pocas evaluaciones, lo cual indica un posible patrón retrospectivo en las estimaciones del reclutamiento.

#### **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).

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 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.

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). Los resultados no fueron sensibles al valor del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards ni a la función de vínculo usada en la estandarización del modelo lineal general (MLG) de los datos de esfuerzo palangrero (Hoyle y Maunder 2007).

#### 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 Hoyle y Maunder (2007) (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. La estimación de la biomasa reciente es más baja en la evaluación actual.

#### 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, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad (1975-1983, 1984-2000, y 2001-2006). Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa: los regímenes de productividad alto producen 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 de los cambios aparentes de régimen. 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 2001-2006. La biomasa en 2005-2007 estuvo en niveles similares a aquéllos anteriores a 1984.

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 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.

### 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  $SBR_t$  a una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMSP ( $SBR_{RMSP} = S_{RMSP}/S_{F=0}$ ).

Se computaron estimaciones de  $SBR_t$  trimestral para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación de la población (del primer trimestre de 1975 al segundo trimestre de 2007). 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  $SBR_{RMSP}$  en aproximadamente 0,36.

Al principio del segundo trimestre de 2007, la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO había aumentado con respecto a 2006, probablemente su nivel más bajo desde 1989. El SBR estimado al principio del segundo trimestre de 2007 fue aproximadamente 0,34, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,26 y 0,42, respectivamente (Figura 5.1a). La estimación de  $SBR_{RMSP}$  de la evaluación actual (0,36) es similar a aquélla de la evaluación previa (Figura 4.12b).

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2003 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue mayor que  $S_{RMSP}$  (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,36 en la Figura 5.1a. Sin embargo, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984) y el período más reciente (2005-2007), la biomasa reproductora fue  $S_{RMSP}$ . En la Figura 5.1b se ilustra la condición histórica de la población con respecto a los puntos de referencia de SBR y de mortalidad por pesca. La mortalidad por pesca ha estado generalmente por debajo del nivel necesario para soportar el RMSP, excepto en los últimos años.

### **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 el peso crítico del atún aleta amarilla en el OPO en unos 36 kg (Figura 5.2).

El peso medio del atún aleta amarilla en las capturas combinadas de las pesquerías que operan en el OPO fue solamente unos 11 kg al principio del segundo trimestre de 2007 (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 amarillos capturados por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines en la región sur (Pesquería 9) es

mayor que el peso crítico (Figura 4.11). Todas las demás pesquerías capturan aleta amarilla de tamaño medio inferior al peso crítico. De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y asociadas con delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías asociadas con delfines son mejores con respecto al criterio de peso crítico.

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

Una definición del RMSP es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Los cálculos del RMSP son descritos por Maunder y Watters (2001). Los cálculos son diferentes de aquéllos de Maunder y Watters (2001) en el sentido que incluyen la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en casos aplicables. Para calcular el RMSP, la tasa actual de mortalidad por pesca es escalada para que maximice la captura. El valor multiplicador de  $F$  escala la mortalidad por pesca “actual”, considerada el promedio de 2004-2005. El valor  $F$  usa la mortalidad por pesca en el año de interés. Por lo tanto, la  $F$  del año más reciente no es necesariamente igual al multiplicador  $F$ .

Al principio del segundo trimestre de 2007, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por debajo del nivel correspondiente al RMSP, y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores 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 2004-2005) es superior a aquél que se estima produciría el RMSP. El esfuerzo en RMSP es 88% 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  $S_{\text{RMSP}}$  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 9%, o las palangreras incrementadas 24 veces. Si se supone también que existe una relación población-reclutamiento, se logra el RMSP si las pesquerías cerqueras son reducidas un 48%, o las palangreras un 22% (Tabla 5.2c).

El RMSP y  $S_{\text{RMSP}}$  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 a la 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 2004 y 2005. 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. $\text{RMS}_{\text{ref}}$ y $\text{SBR}_{\text{ref}}$

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMSP y el SBR en RMSP dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo 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  $RMS_{ref}$ , y sugirió que dos tercios del  $RMS_{ref}$  podría ser un punto de referencia límite apropiado (o sea, un reparto del esfuerzo y patrones de selectividad debería producir un RMSP igual a o mayor que  $2/3 RMS_{ref}$ ). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis en la literatura que indican que los mejores patrones de selectividad prácticos producirían el 70-80% del  $RMS_{ref}$ , que la evaluación del aleta amarilla en ese momento (Maunder y Watters 2002a) estimó que las pesquerías sobre delfines producen aproximadamente este RMS, y que dos tercios es una fracción conveniente.

El  $RMS_{ref}$  está asociado con un SBR ( $SBR_{ref}$ ) que podría también ser un punto de referencia apropiado. El  $SBR_{ref}$  no depende de la selectividad del arte de pesca ni del reparto del esfuerzo entre artes. Por lo tanto,  $SBR_{ref}$  podría ser más apropiado que  $SBR_{RMSP}$  para poblaciones con múltiples pesquerías y debería ser más precautorio porque  $SBR_{ref}$  es normalmente mayor que  $SBR_{RMSP}$ . Sin embargo, cuando el reclutamiento es supuesto ser constante (o sea, no hay una relación población-reclutamiento),  $SBR_{ref}$  podría ser todavía peligroso para la población reproductora porque es posible que  $RMS_{ref}$  ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros. El  $SBR_{ref}$  podría ser un punto de referencia más apropiado que el  $SBR_{x\%}$  generalmente propuesto (por ejemplo,  $SBR_{30\%}$  a  $SBR_{50\%}$ , ver sección 5.1) porque se estima  $SBR_{ref}$  usando información sobre la biología de la 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 421.750 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 sustancialmente inferior al RMSP (Tabla 5.1). Por contraste con el análisis sin una relación población-reclutamiento, añadir esta relación implica una posible reducción moderada de la captura si el esfuerzo es incrementado por encima del nivel necesario para el RMSP. El análisis sin una relación población-reclutamiento muestra una curva de rendimiento relativa igual a la curva de rendimiento por recluta relativa porque el reclutamiento es constante. La curva de rendimiento cambia de dirección un poco más rápidamente si se incluye la relación población-reclutamiento (Figura A1.4) que cuando no se incluye (Figura 5.3). Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo es esencialmente igual al RMSP, señalando que reducir el esfuerzo no aumentaría mucho la captura.

Las cantidades de RMS basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2006 son similares a aquéllas basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2005 (Tabla 5.1). La cantidad por la cual se tendría que reducir la mortalidad por pesca para soportar el RMS es menor cuando se usa la mortalidad por pesca media de 2004-2006.

## 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 años siguientes, excepto el período más reciente (2003-2007). Se atribuye el aumento en el SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión al régimen de reclutamiento intermedio. 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 por debajo del nivel correspondiente al RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo están por encima de los que soportarían el RMSP (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías), pero las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al 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, dados los niveles actuales de reclutamiento.

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.

Las cantidades de RMS basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2006 son similares a aquéllas basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2005 (Tabla 5.1). La cantidad por la cual se tendría que reducir la mortalidad por pesca para soportar el RMS es menor cuando se usa la mortalidad por pesca media de 2004-2006.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es muy inferior al peso crítico. 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 supuestos para el período de proyección (ver más adelante). 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. El esfuerzo de las pesquerías de superficie se basó en el esfuerzo de 2006, por trimestre, escalado por la capturabilidad media de 2004 y 2005. El esfuerzo de falange se basó en el esfuerzo de 2004, por trimestre, escalado por la capturabilidad media de 2003 y 2004.

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 2004-2006 fue fijado igual al esfuerzo en el escenario 1 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 1975-2006. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1984-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas con el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

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

Con los niveles de esfuerzo de 2006 (2004 en el caso de las pesquerías de palangre), se predice que la biomasa aumentará ligeramente y luego disminuirá a un nivel cercano al actual, y que el SBR seguirá una tendencia similar, volviendo al nivel correspondiente al RMSP. No obstante, 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 (Figura 6.3).

### **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.

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

Con los niveles de esfuerzo de 2006 (2004 en el caso de las pesquerías de palangre), se predice que la biomasa aumentará ligeramente y luego disminuirá a un nivel cercano al actual, y que el SBR seguirá una tendencia similar, volviendo al nivel correspondiente al RMSP. 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 1975-2006. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1983-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas con el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

## **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 y actualizados.

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

El personal de la CIAT está considerando cambiar al modelo general *Stock Synthesis II* (SS2, 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 realizaron evaluaciones preliminares de los atunes aleta amarilla y patudo en SS2, y fueron presentadas en una reunión sobre estrategias de ordenación celebrada en noviembre de 2006. La evaluación actual del patudo fue realizada con SS2, y el personal de la CIAT piensa realizar la próxima evaluación del aleta amarilla con SS2.

## REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 379-436.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 16: 1-64.
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. Biometrics 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Minis. Agri. Fish. Invest. Ser. 2, 19: 533 pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). Fish. Ocean. 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. Calif. Fish Game 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. Fish. Res. 11: 375-395.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. Mathematical Bioscience 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res. 52: 937-963.
- Hennemuth, R.C. 1961. Size and year class composition of catch, age and growth of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean for the years 1954-1958. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 1-112.
- Hilborn, R., and C.J. Walters. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York and London: xv, 570 pp.
- 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 Assess. Rep. 6: 5-102.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 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>)
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 7: 3-115.
- 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., 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: 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 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. 2003a. 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.
- 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, K.M., D.W. Fuller, and B.A. Block, B. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. Mar. Biol., 105: 503-525.
- 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. Honma. 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.

