

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 8

Informe de Evaluación de Stocks 8

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2006
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2006

La Jolla, California

2007

INTRODUCTION

This report consists of four Background Papers on tunas and billfishes prepared for the 75th meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in Cancun, Mexico, on 25-29 June 2007. These include data through 2006. Until recently these Background Papers were published, with minor modifications, in the Annual Reports of the IATTC. However, to make the IATTC staff's assessments widely available as soon as possible, they are now being published in a new series, the Stock Assessment Reports.

CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook <i>by</i> Mark N. Maunder	3
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder.....	105
Using indicators of stock status when traditional references points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder and Richard B. Deriso.....	229
Stock structure of swordfish in the Pacific Ocean <i>by</i> Michael G. Hinton and Jaime Alvarado Bremer.....	249

INTRODUCCIÓN

Este informe consiste de cuatro documentos de información sobre atunes y peces picudos preparados para la 75ª reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en Cancun, México, del 25 al 29 de junio de 2007. Estos incluyen datos hasta 2006. Anteriormente se publicaban estos documentos, con leves cambios, en los Informes Anuales de la CIAT. Para permitir difundir las evaluaciones realizadas por el personal de la CIAT con la mayor prontitud posible, se publican ahora en una nueva serie, los Informes de Evaluación de Stocks.

ÍNDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental y perspectivas <i>por</i> Mark N. Maunder	77
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental y perspectivas <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder	204
El uso de indicadores de condición de población cuando no se dispone de puntos de referencia tradicionales: evaluación y aplicación al atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder y Richard B. Deriso.....	244
Estructura de la población de pez espada en el Océano Pacífico <i>by</i> Michael G. Hinton y Jaime Alvarado Bremer.....	258

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_∞) 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_∞ .

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 \geq 24°C, and the Southern Oscillation Index. The data were related to recruitment, adjusted to the period of hatching. However, no relationship with these variables was found. No investigation using environmental variables was carried out in this assessment.

In previous assessments it has also 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_{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_{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_{scale} uses the fishing mortality in the year of interest. Therefore, F_{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 AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for groups of fisheries. If the management objective is to maximize the AMSY, the age-specific selectivity of the longline fisheries will perform the best, followed by that of the dolphin-associated fisheries, the unassociated fisheries, and finally the floating-object fisheries (Table 5.2a). If an additional management objective is to maximize the S_{AMSY} , the order is the same. The age-specific selectivity of the purse-seine fisheries alone gives slightly less than the current AMSY (Table 5.2c). It is not plausible, however, that the longline fisheries, which would produce the greatest AMSYs, would be efficient enough to catch the full AMSYs predicted. On its own, the effort for purse-seine fishery for dolphin-associated yellowfin would have to be doubled to achieve the AMSY.

If it is assumed that all fisheries but one are operating, and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity, the AMSY would be increased by removing the floating-object or unassociated fisheries, and reduced by removing the dolphin-associated or longline fisheries (Table 5.2b). If it is assumed that all fisheries are operating, but either the purse-seine or the longline fisheries are adjusted to obtain AMSY, the purse-seine fisheries must be reduced 9%, or the longline fisheries must be increased 24-fold. If it is also assumed that there is a stock-recruitment relationship, the AMSY is achieved if purse-seine fisheries are reduced by 48%, or the longline fisheries reduced by 22% (Table 5.2c).

AMSY and S_{AMSY} have been very stable during the modeled period (Figure 4.12c). This suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. The overall level of fishing effort, however, has varied with respect to 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 $2/3MSY_{ref}$). 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 AMSY (Figure 6.2). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. Both surface and longline catches are predicted to be 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.

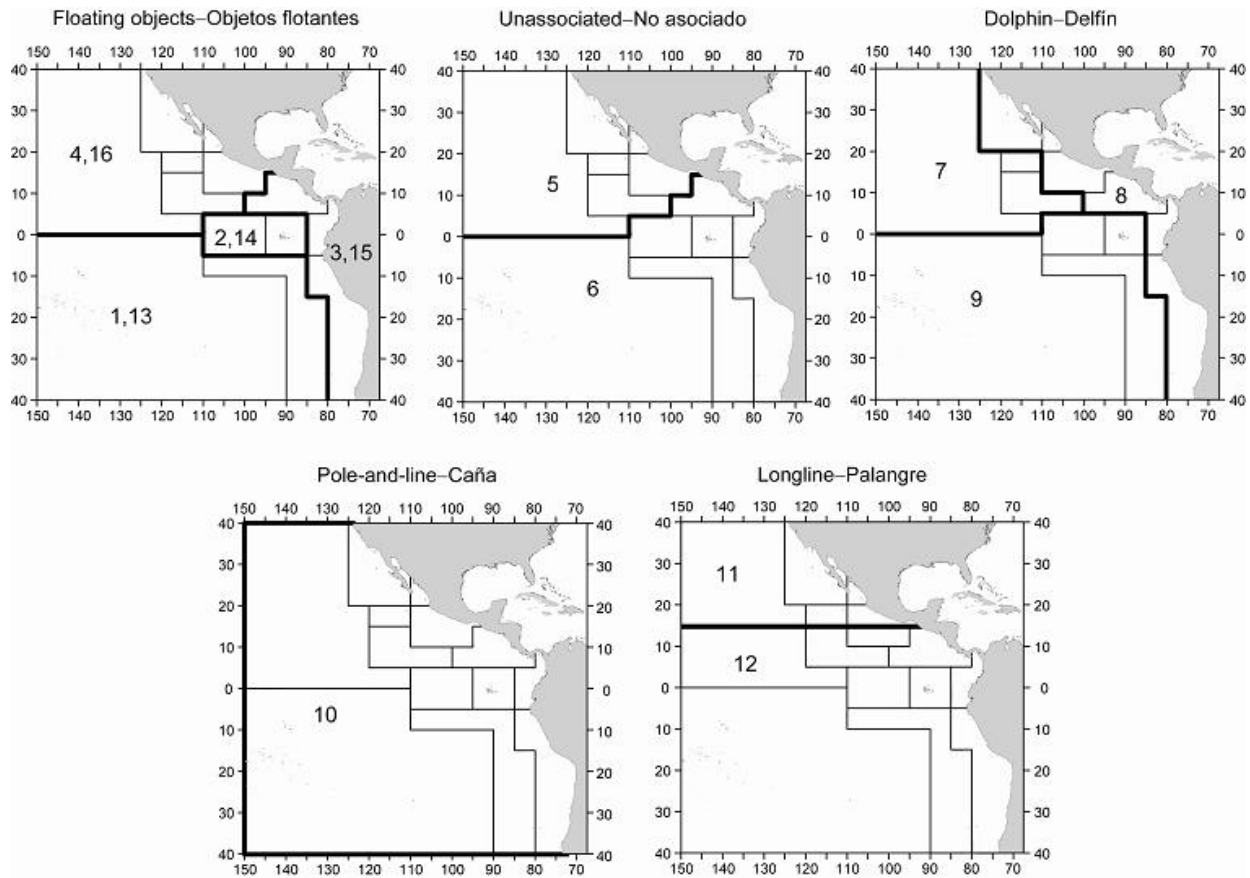


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

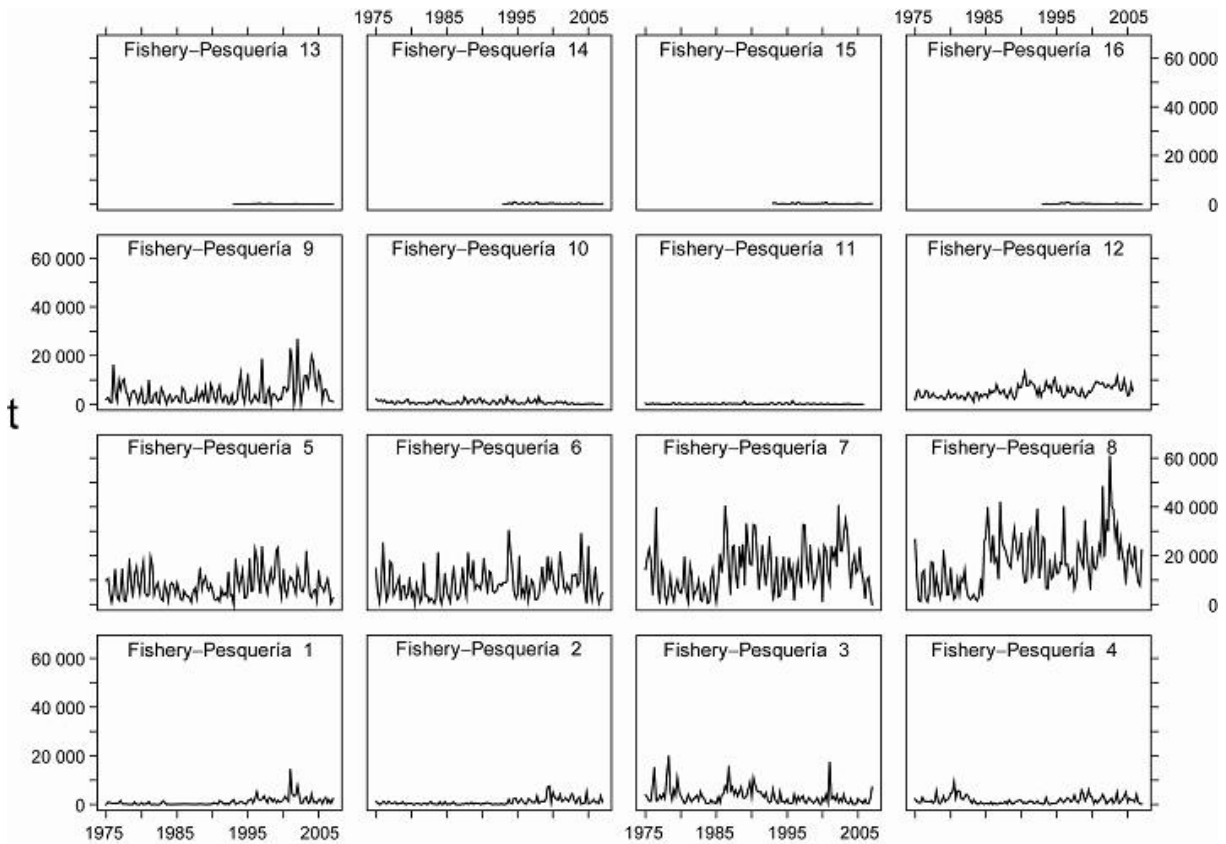


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches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

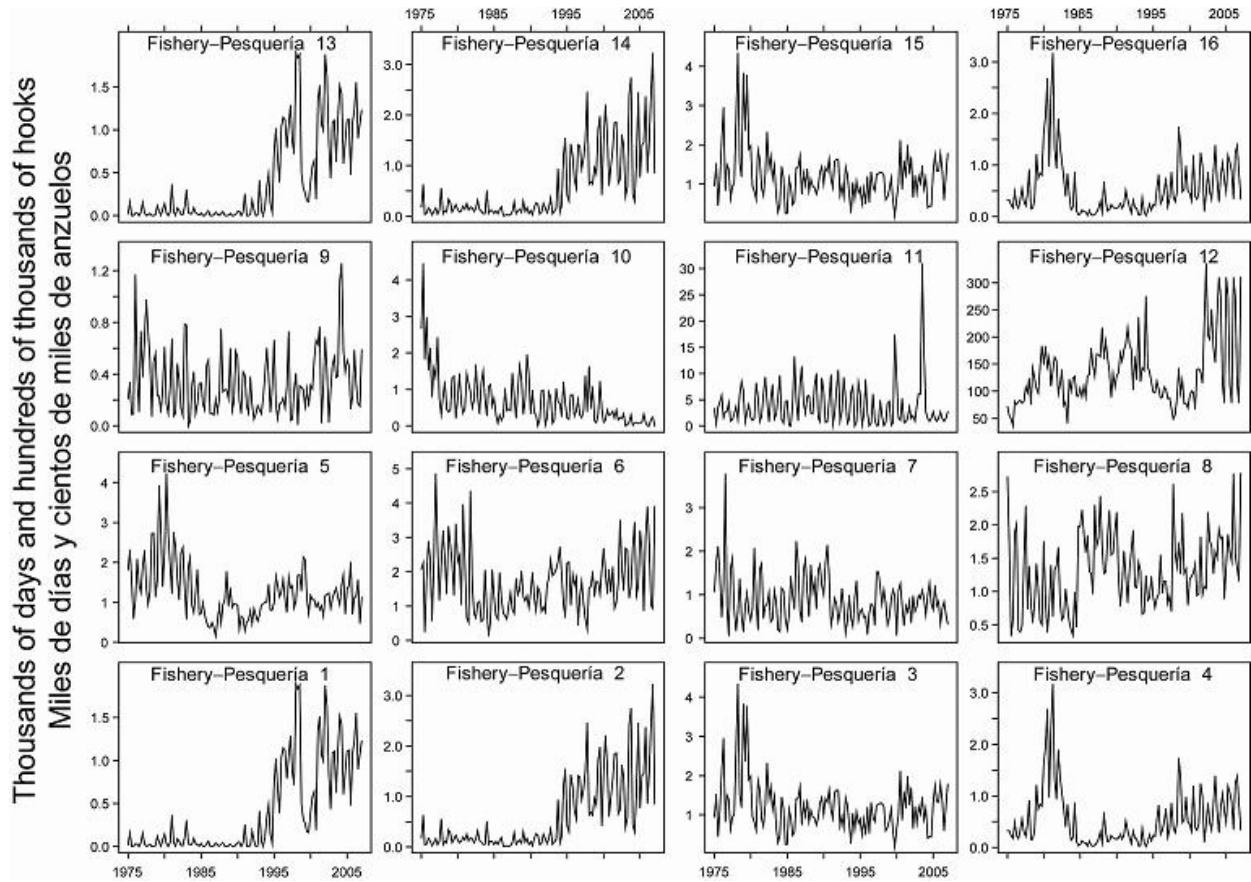


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that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

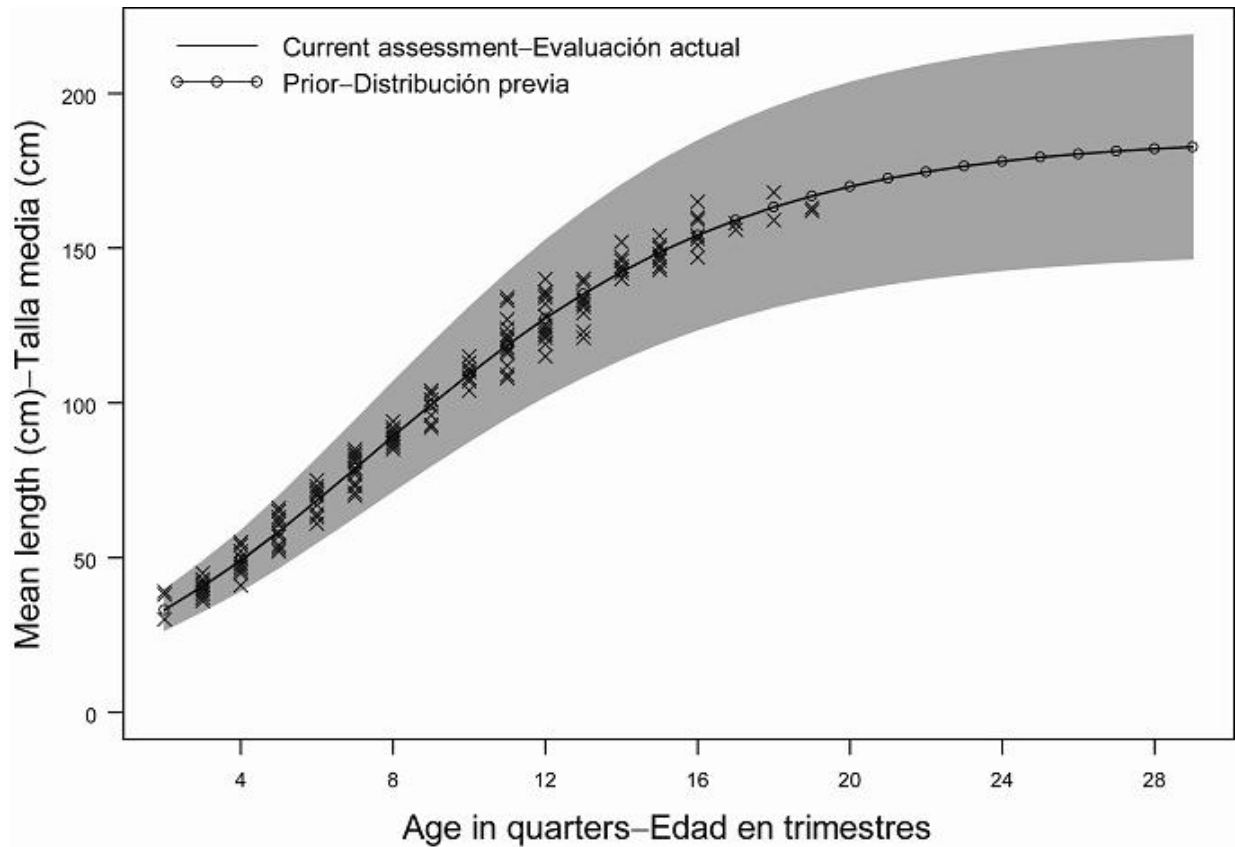


FIGURE 3.1. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length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

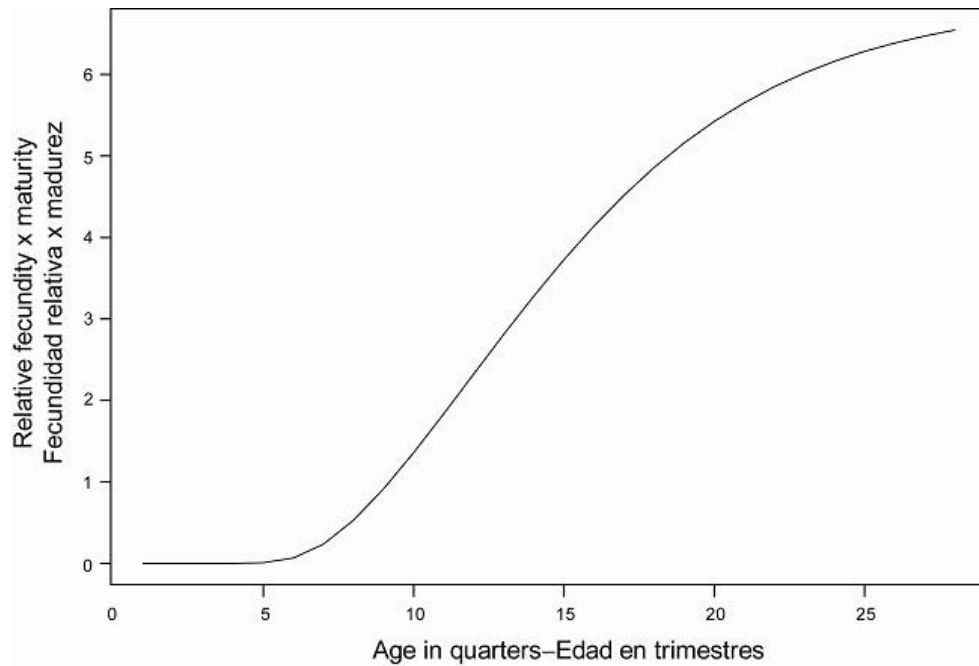


FIGURE 3.2. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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.

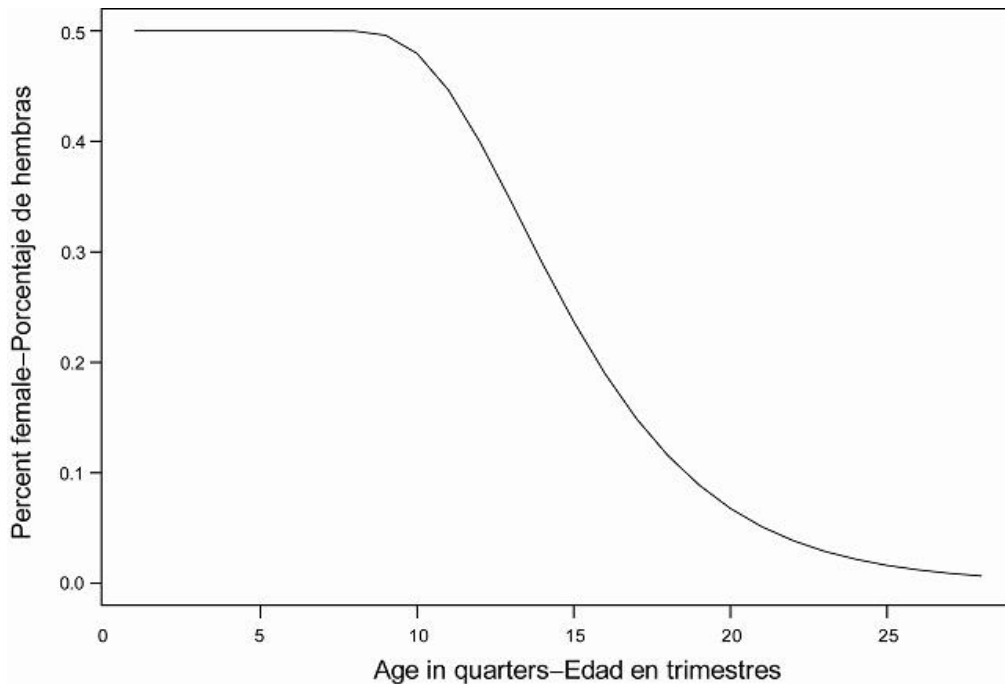


FIGURE 3.3. Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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

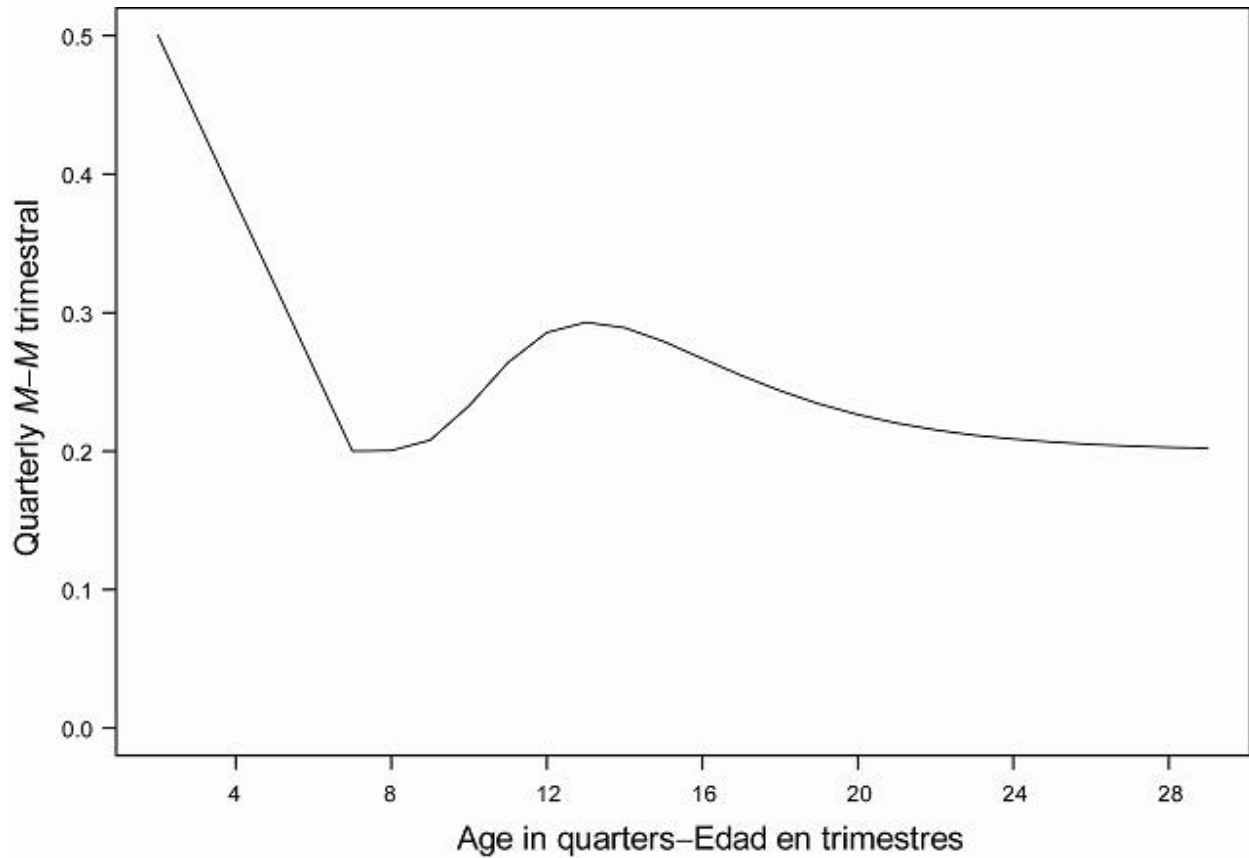


FIGURE 3.4. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

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.

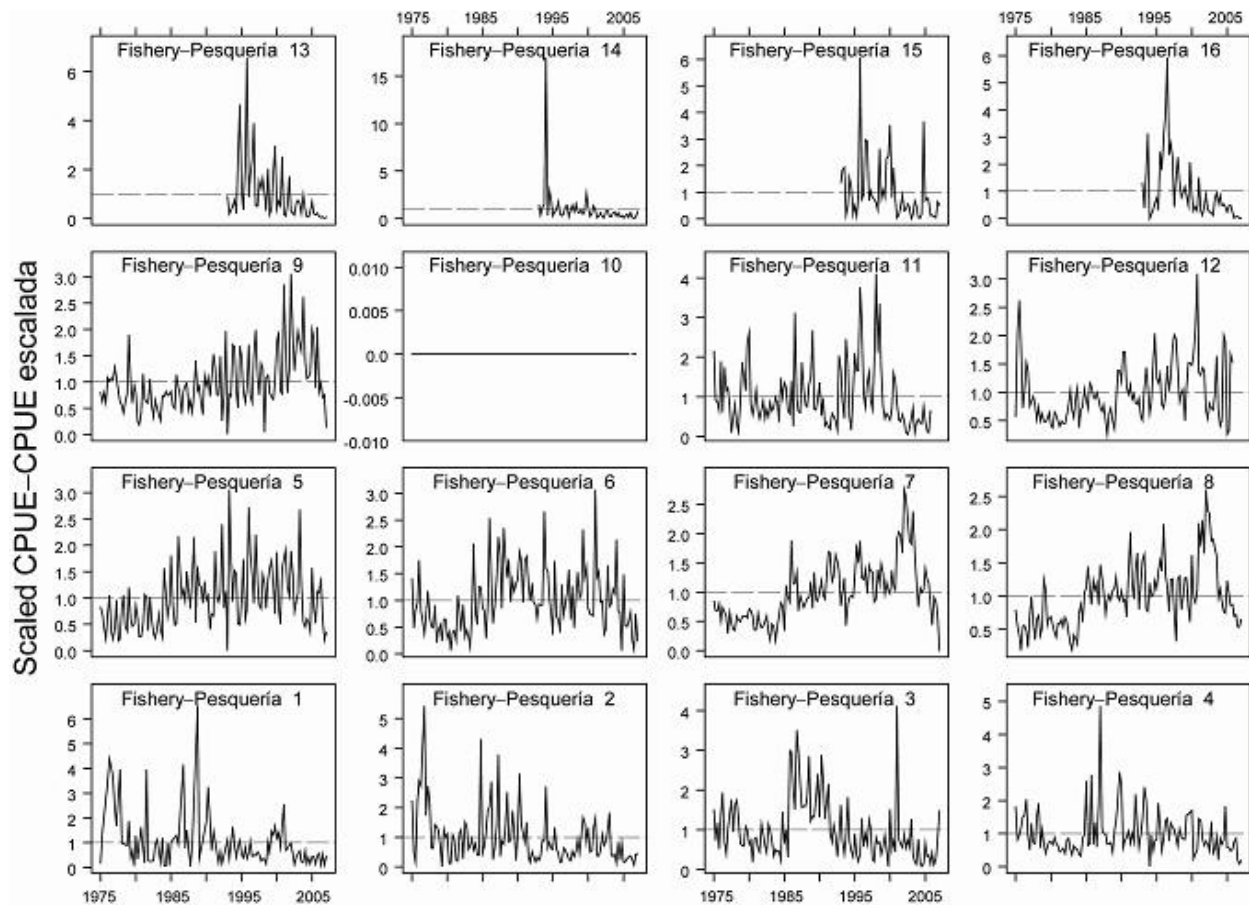


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those for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

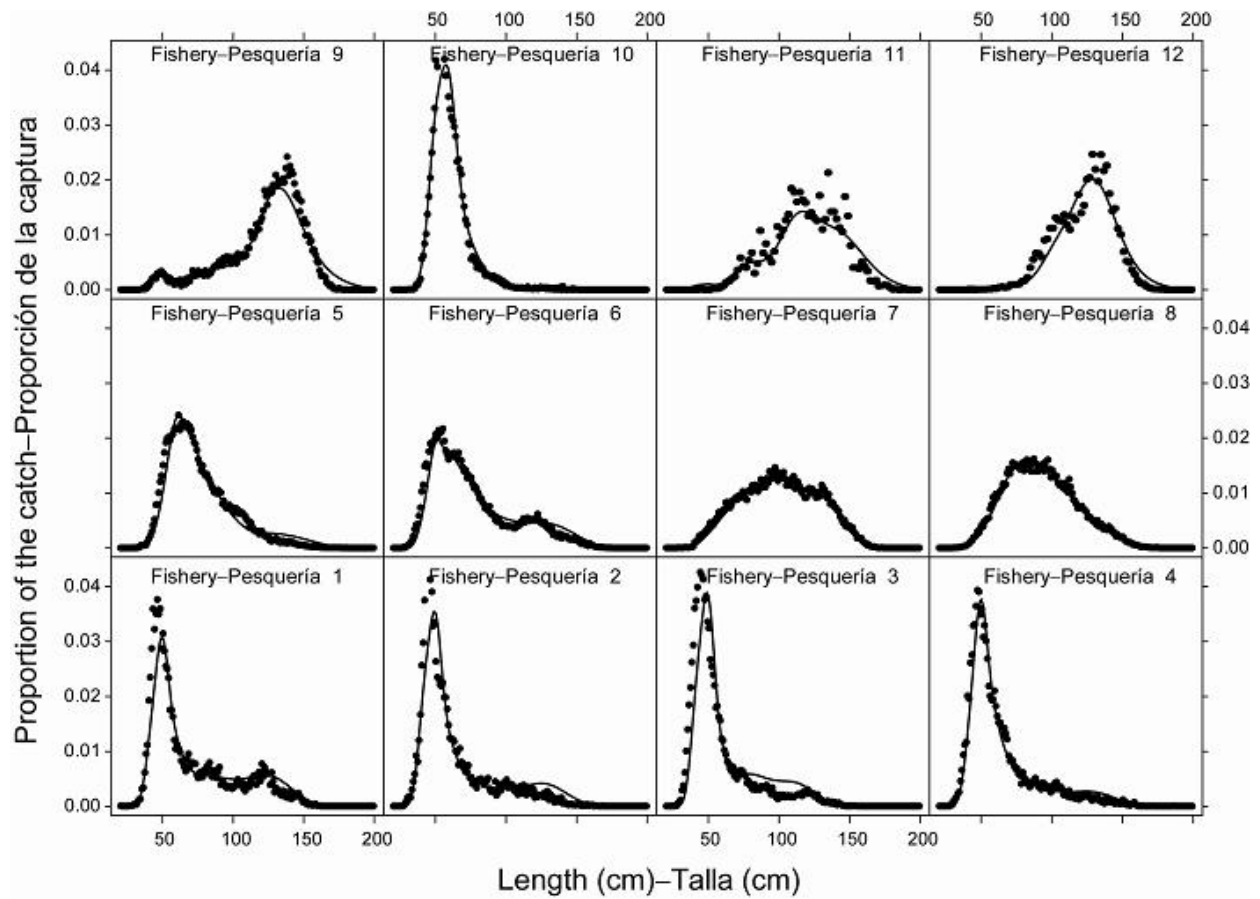


FIGURE 4.2. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

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.

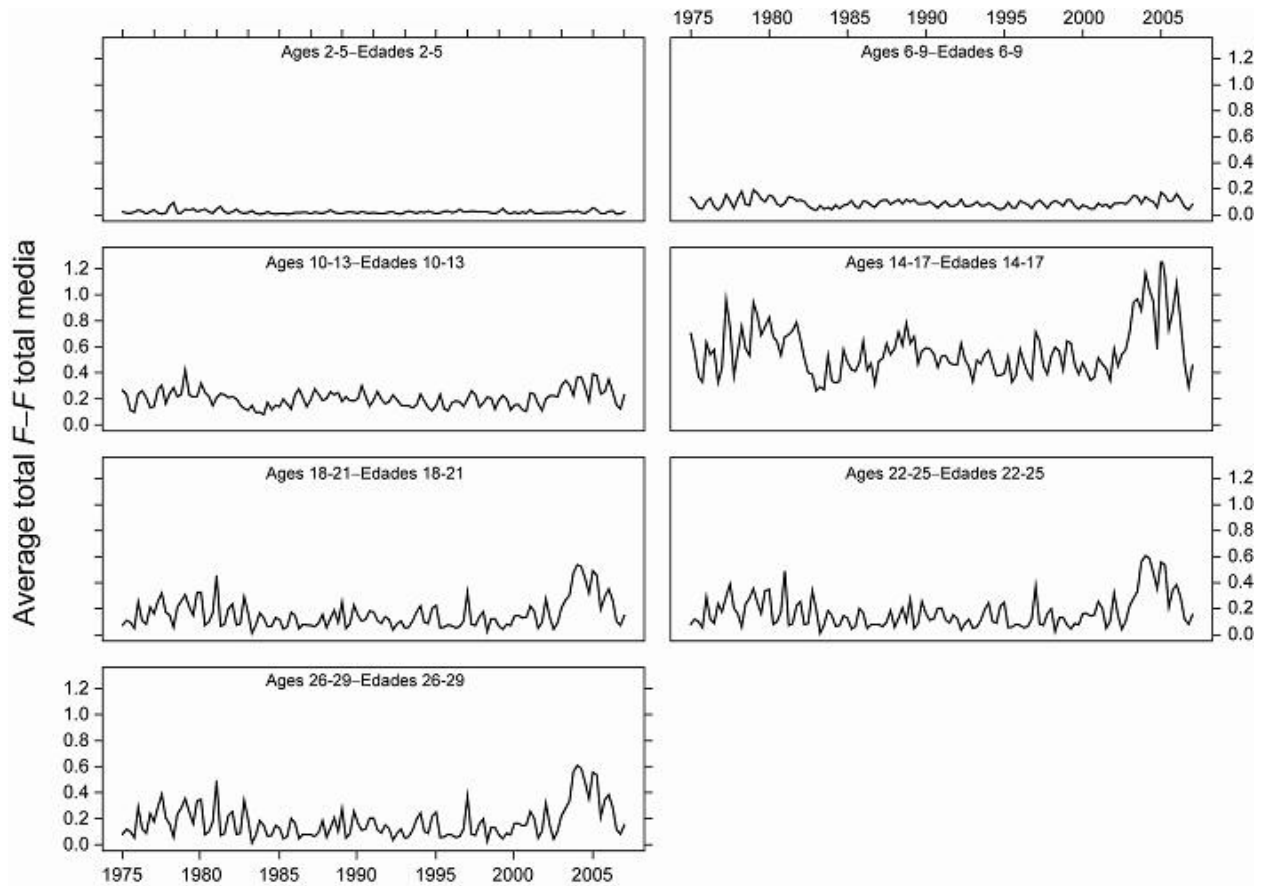


FIGURE 4.3a. Average quarterly fishing mortality (F) at age, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example,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

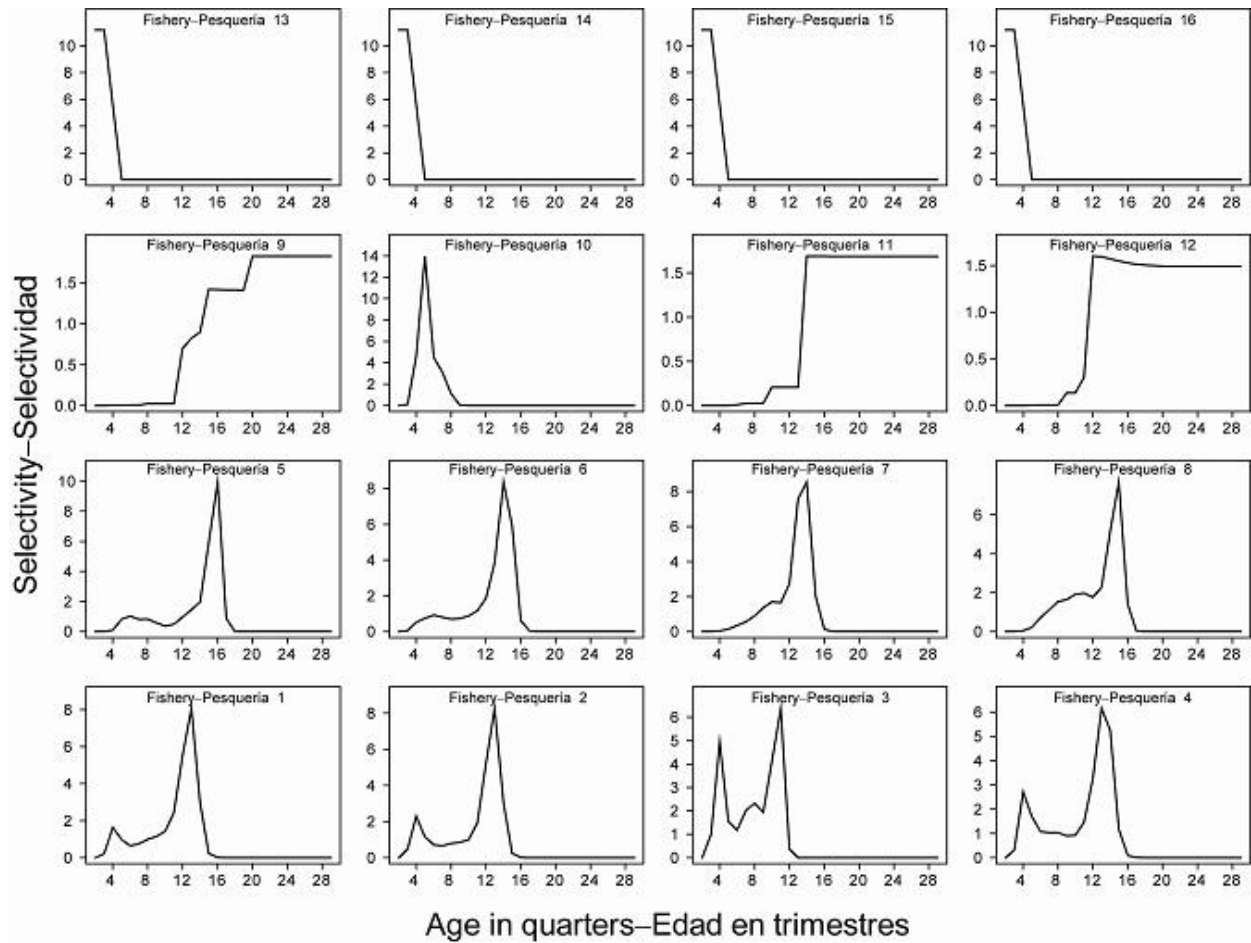


FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

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.

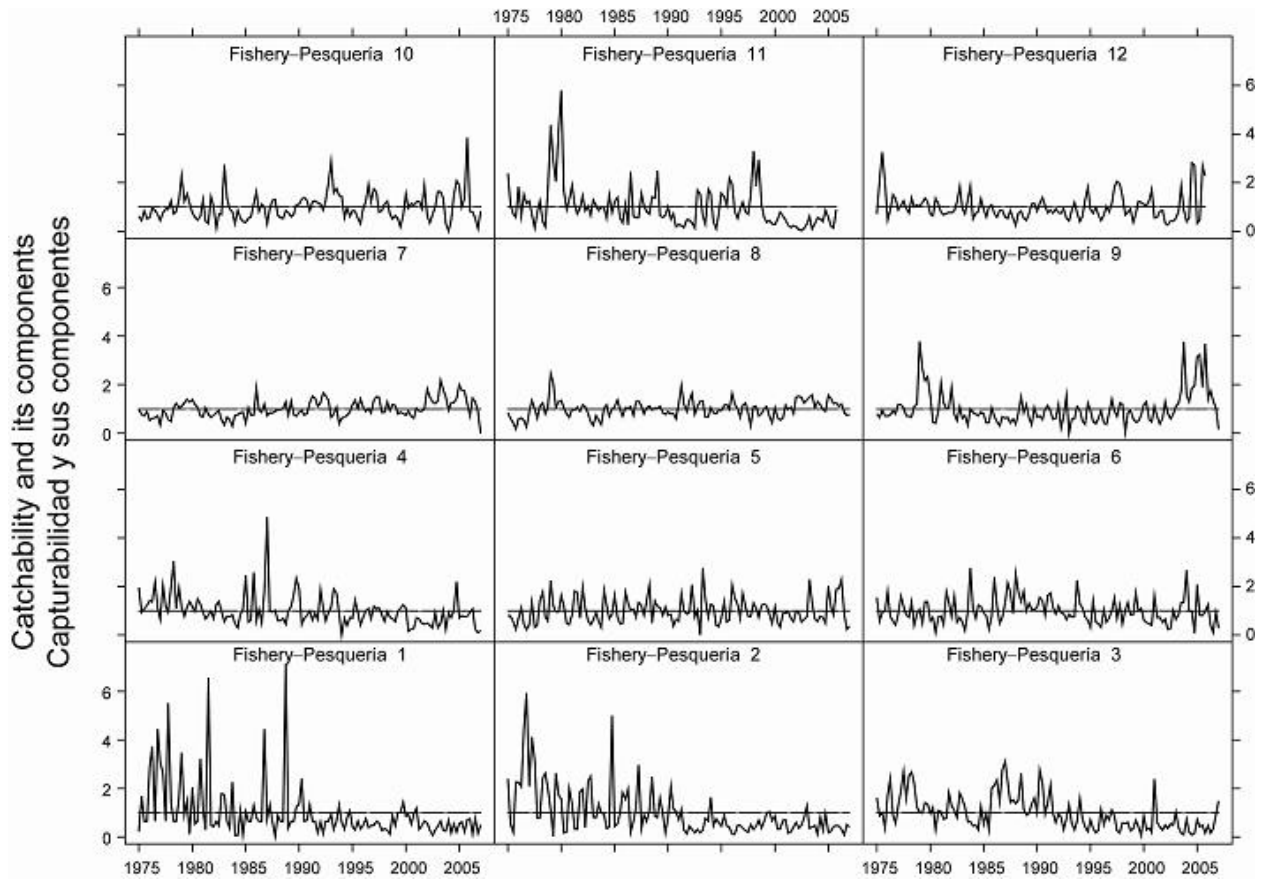


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

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.

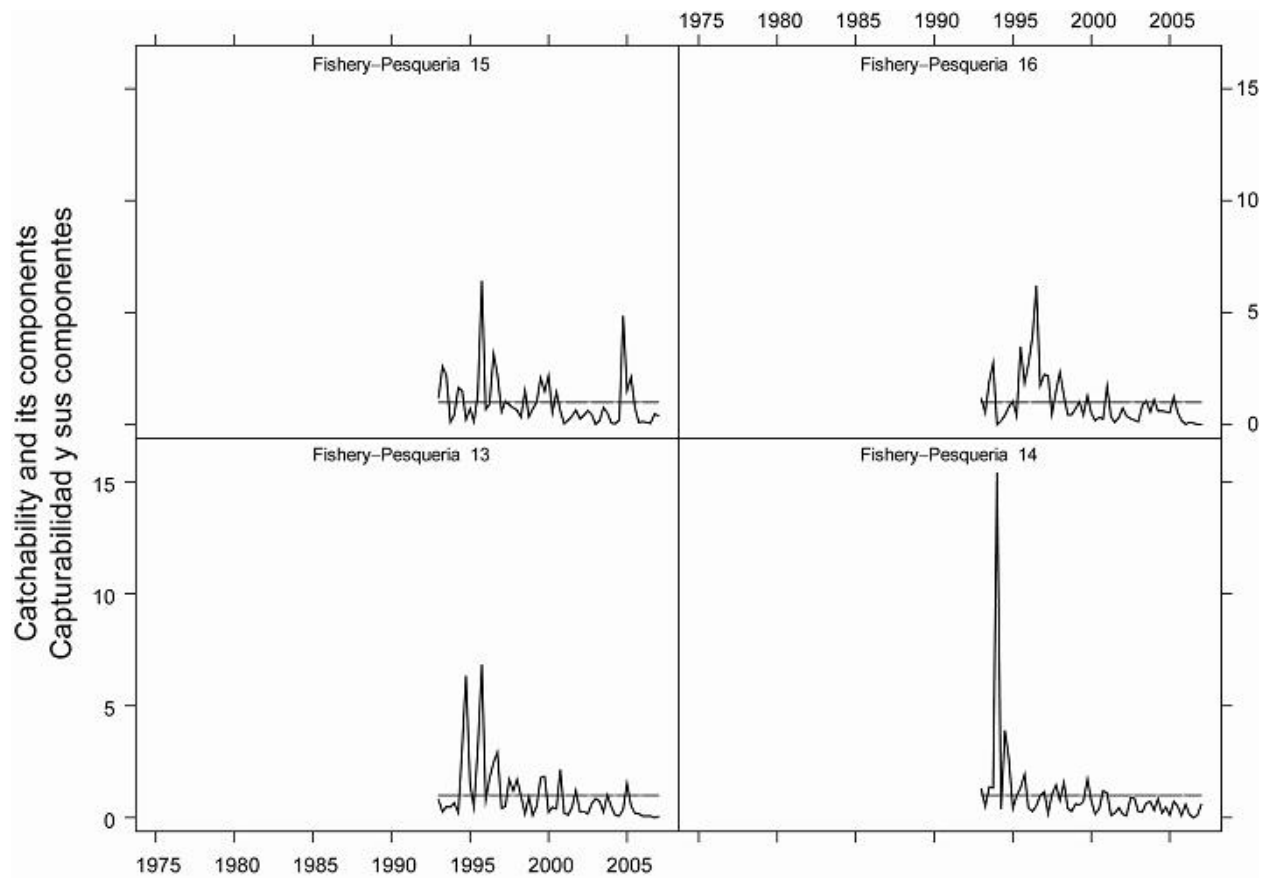


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

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.

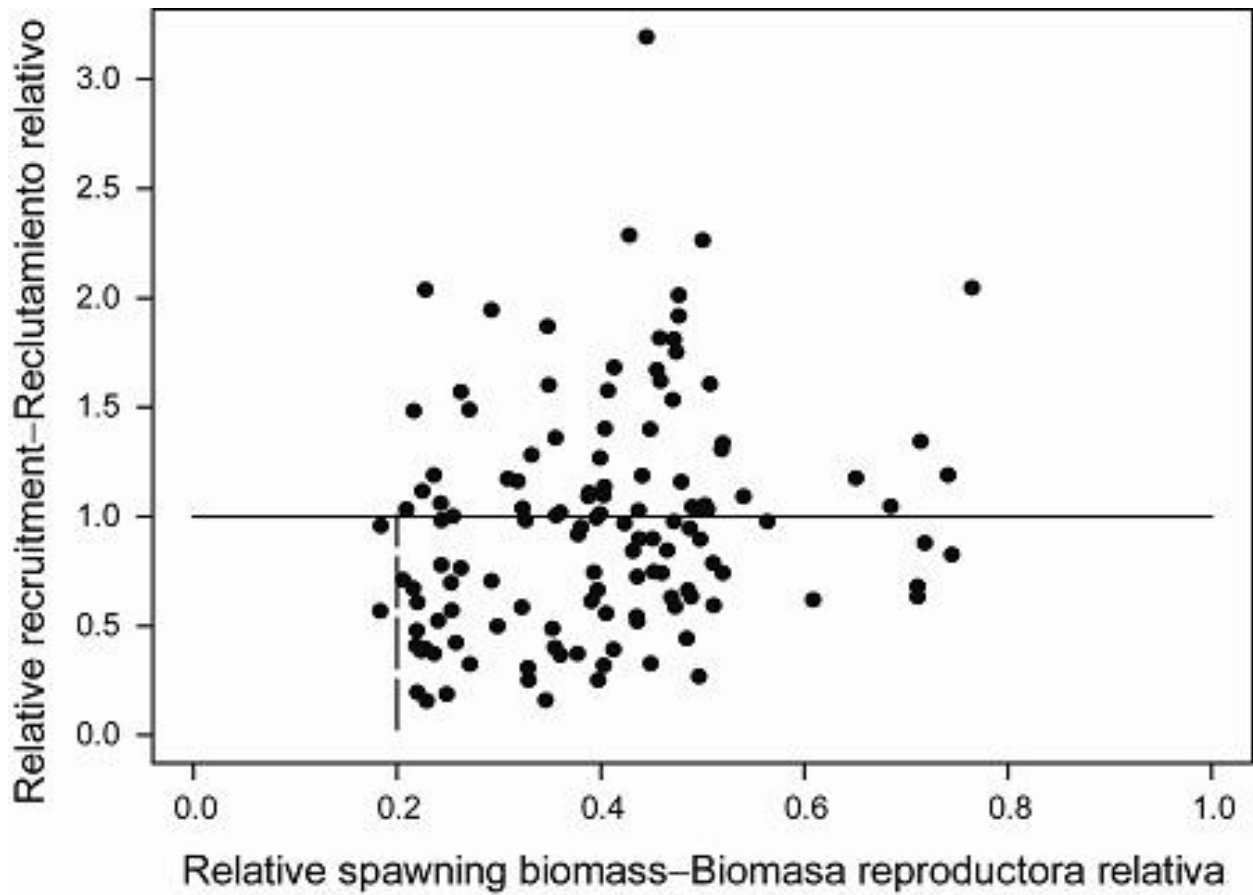


FIGURE 4.6. Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

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.

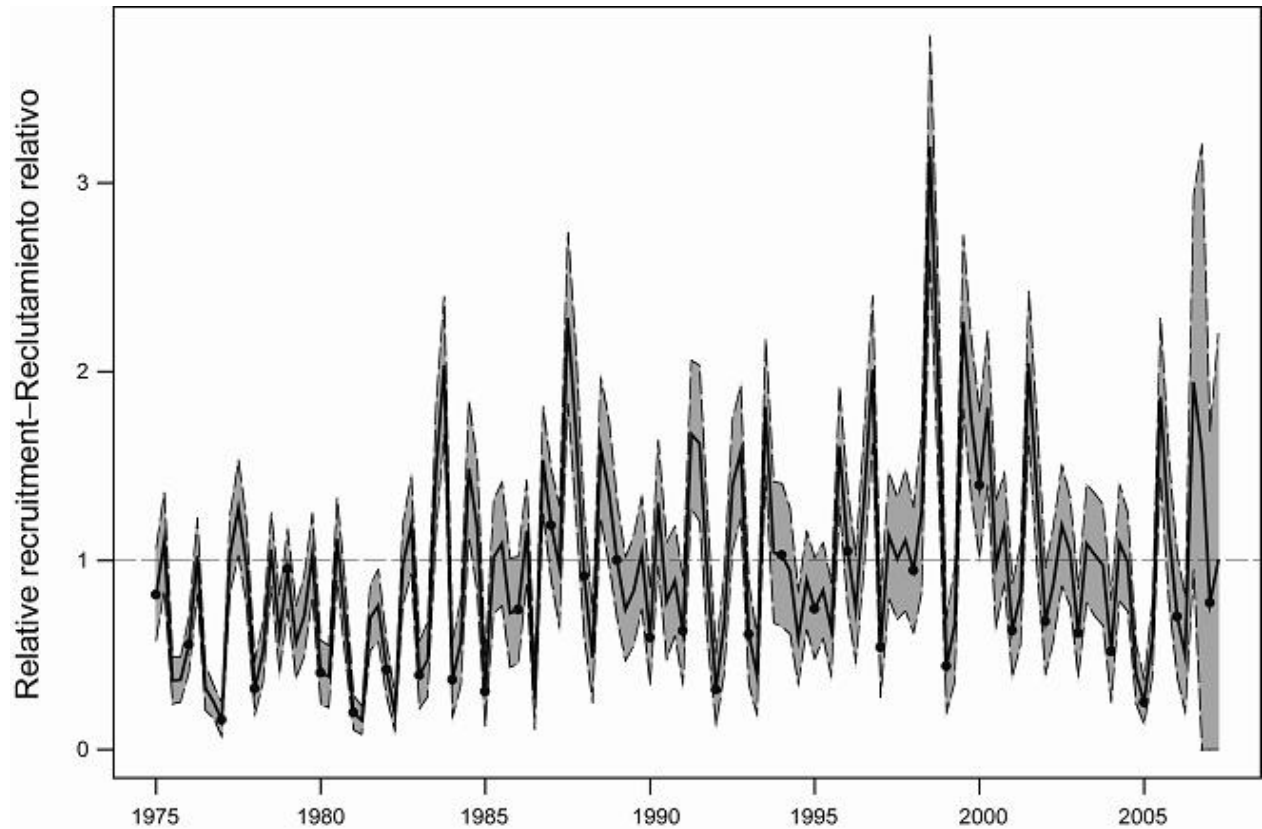


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals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

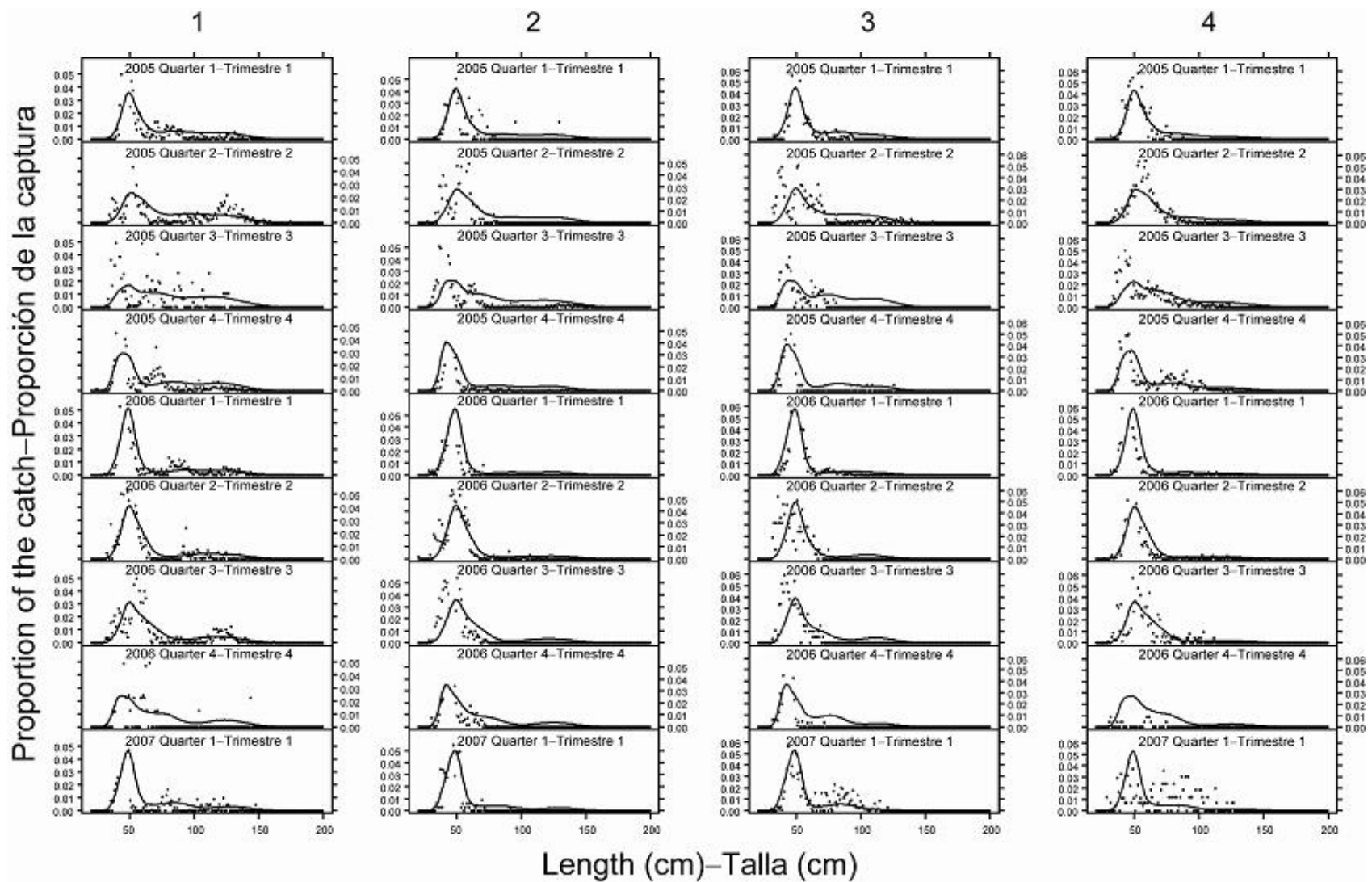


FIGURE 4.8a. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

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).

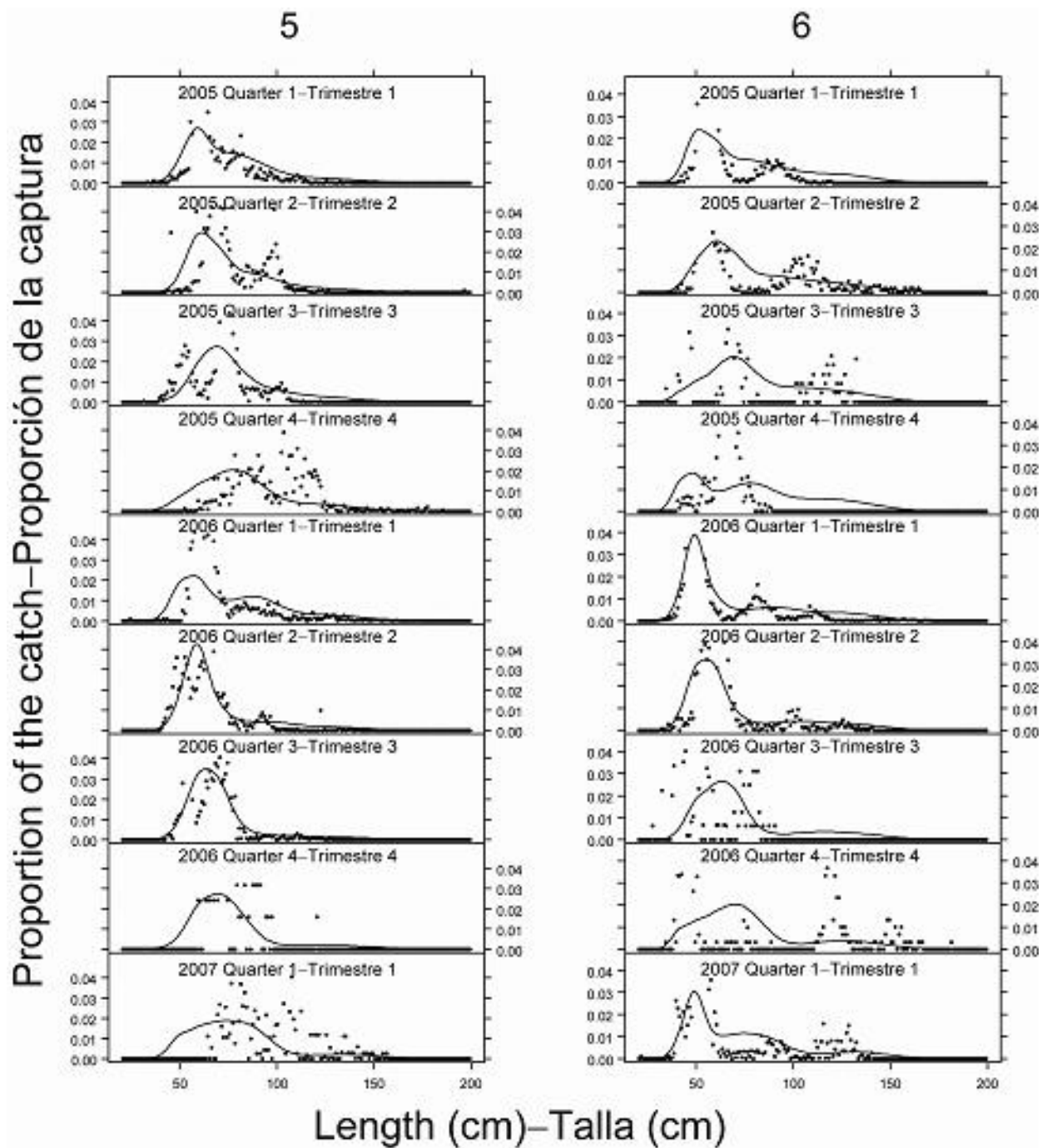


FIGURE 4.8b. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

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).

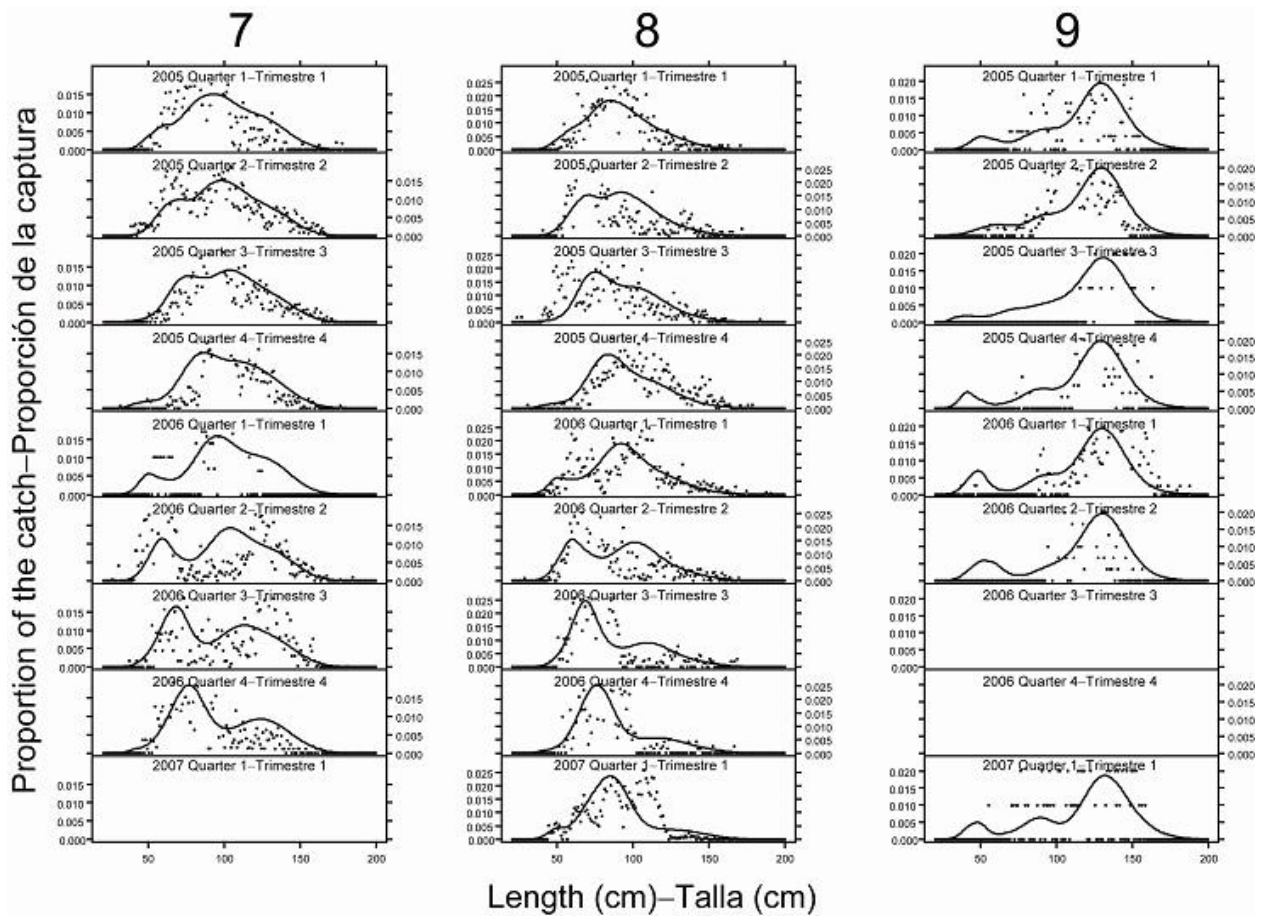


FIGURE 4.8c. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

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).

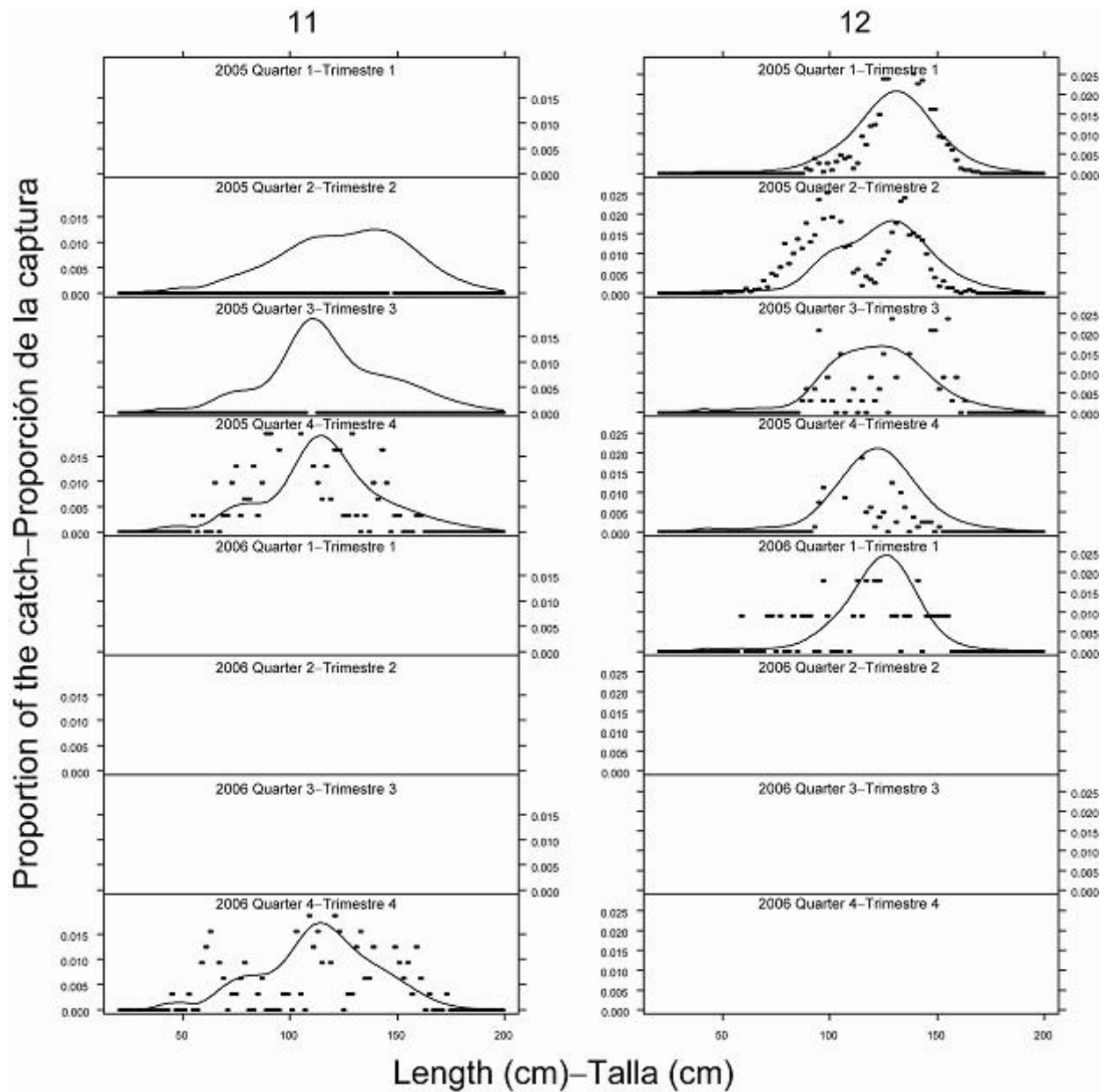


FIGURE 4.8d. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fisheries (Fisheries 11-12).

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).

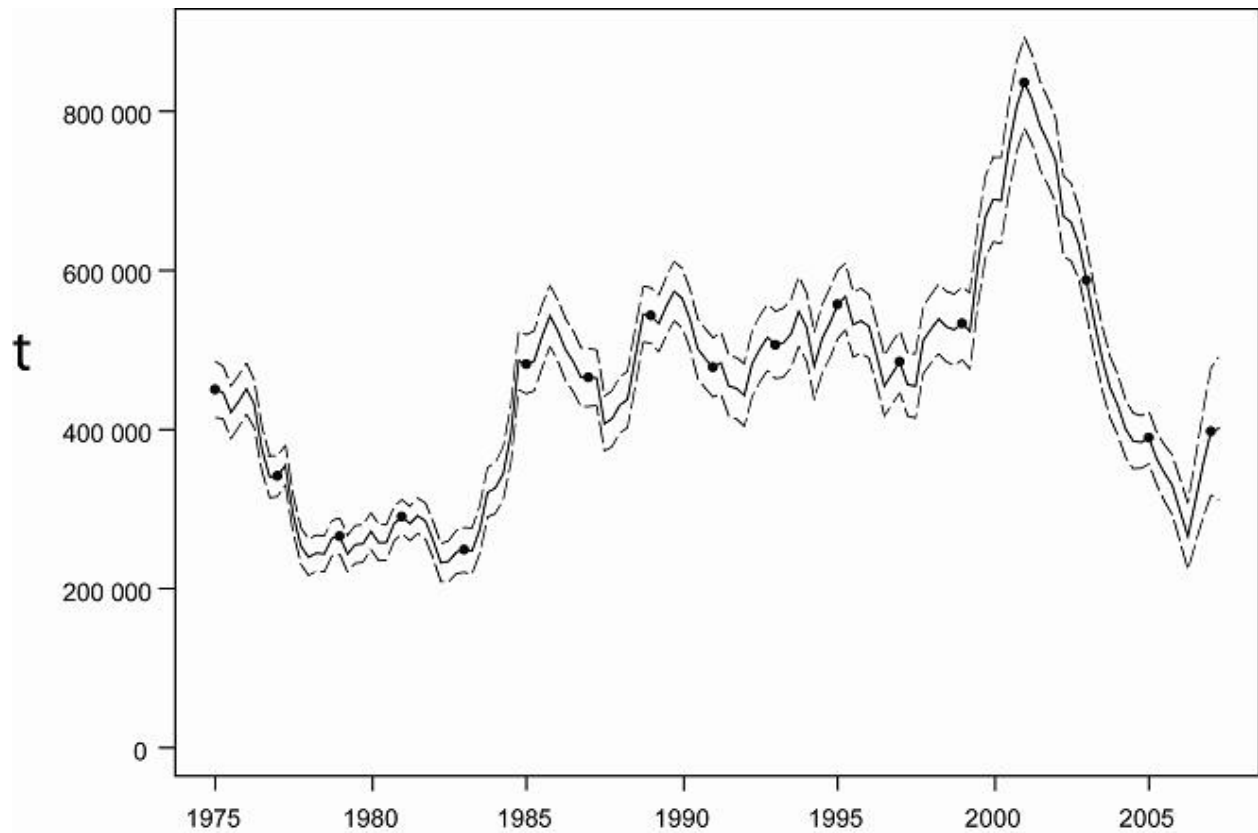


FIGURE 4.9a. Estimated biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are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

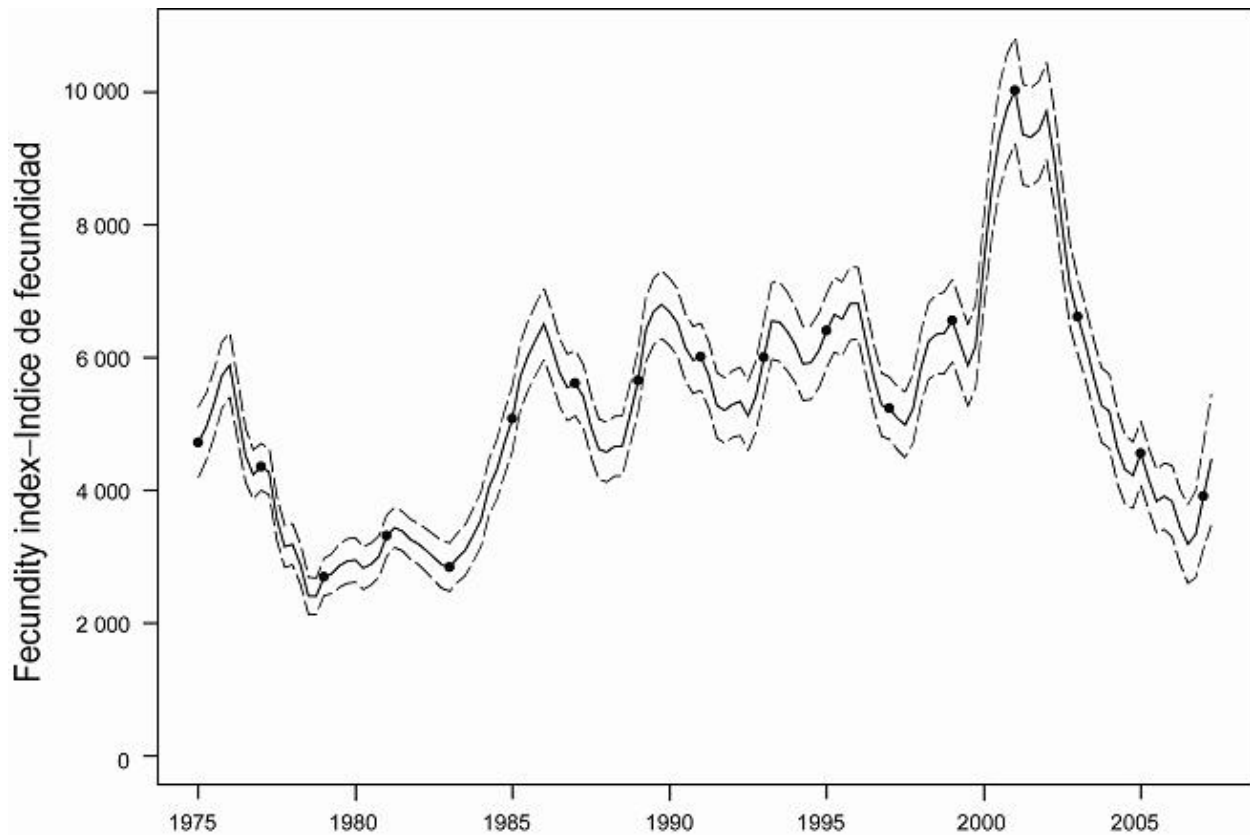


FIGURE 4.9b. Estimated relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly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

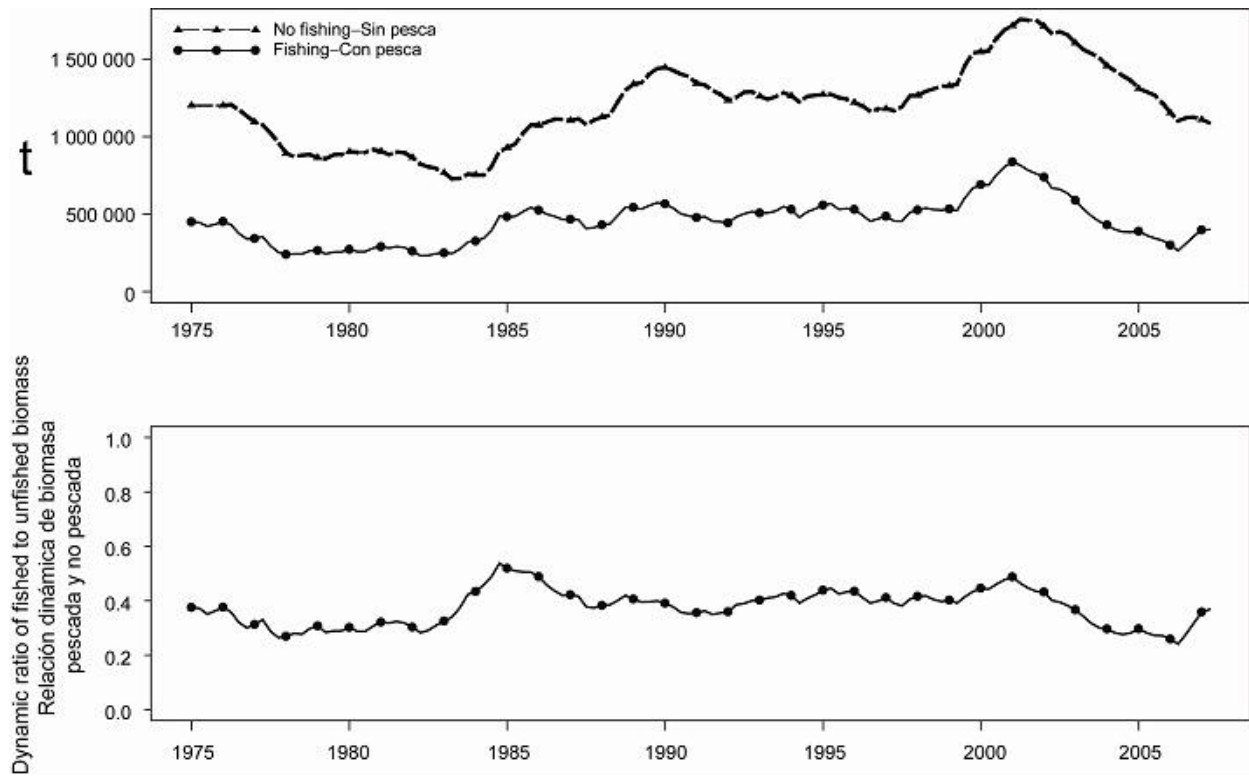


FIGURE 4.10a. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”). t = metric tons.

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.

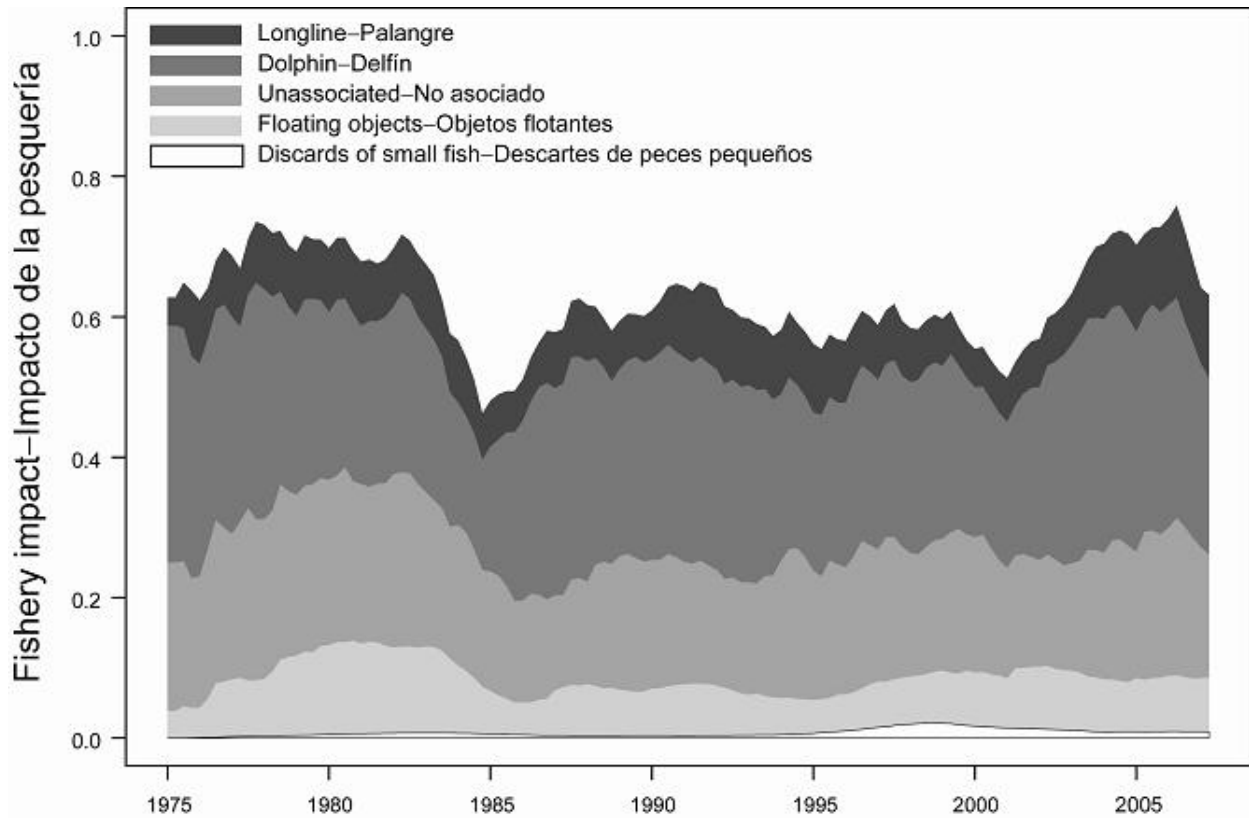


FIGURE 4.10b. Comparison of the relative impacts of the major fisheries on the biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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

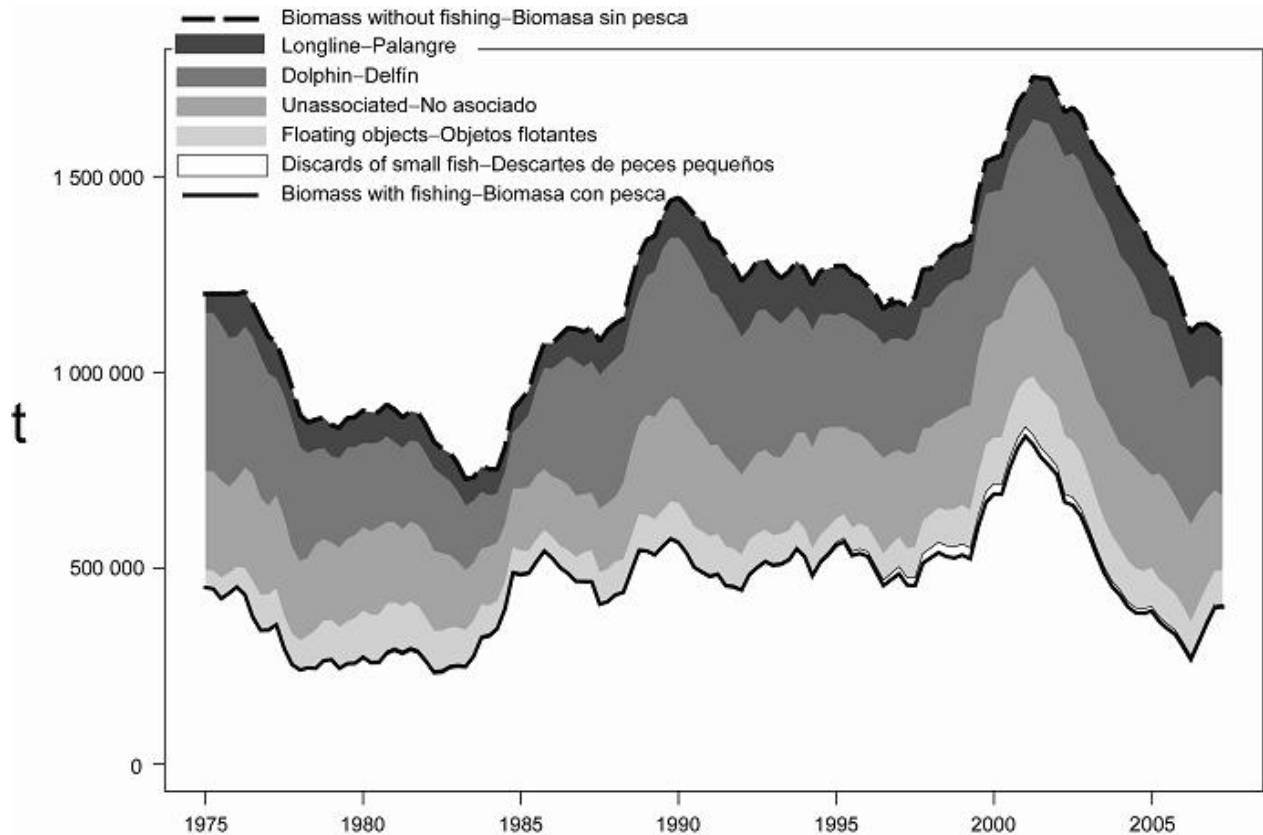


FIGURE 4.10c. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method. t = metric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

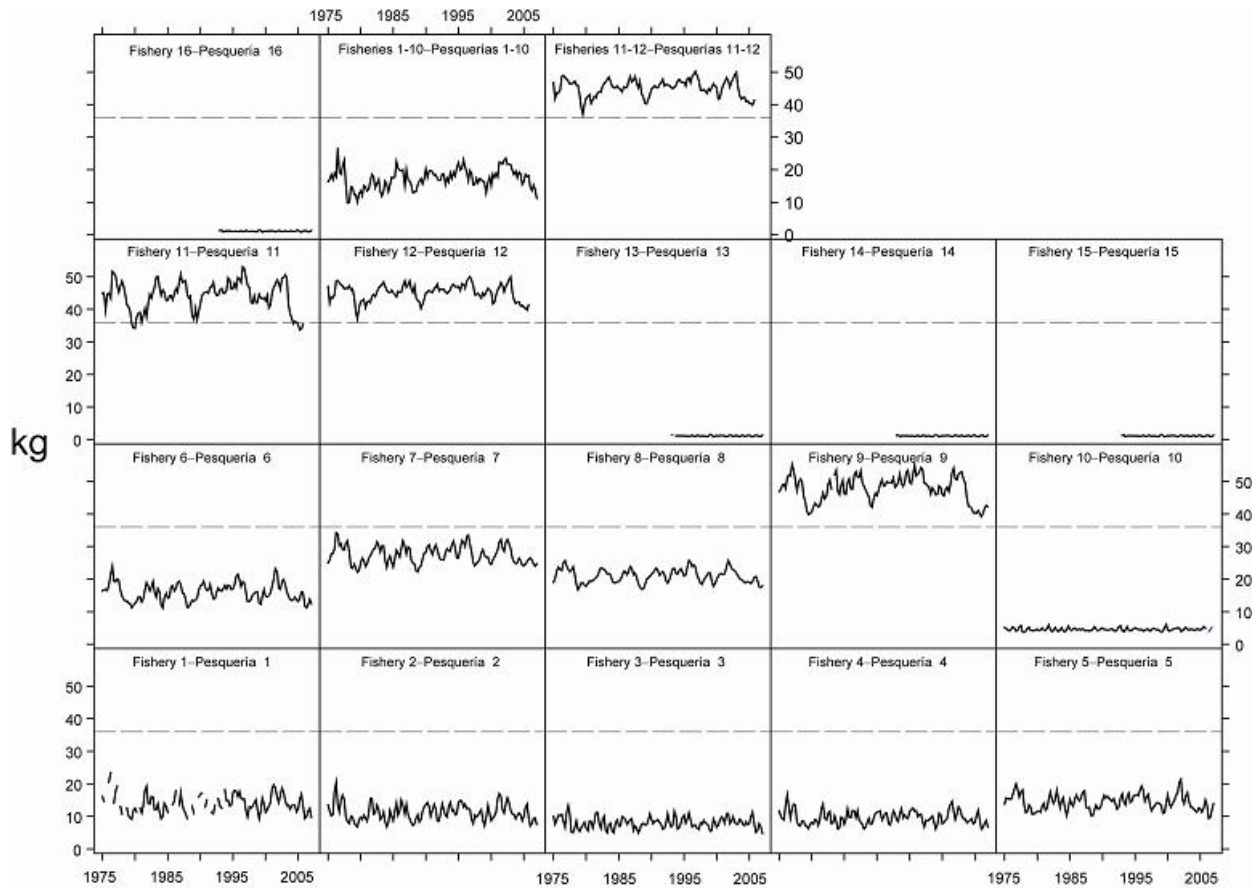


FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and that for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight (35.2 kg).

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).

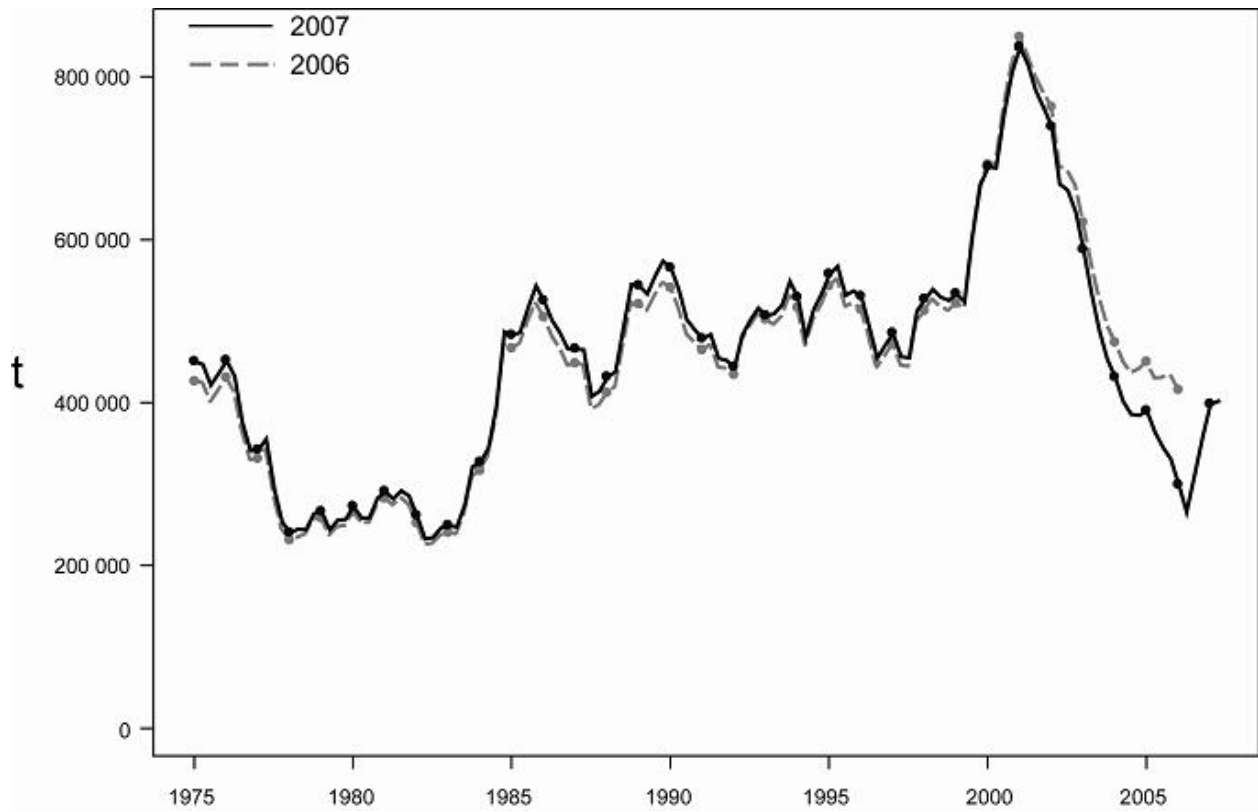


FIGURE 4.12a. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment and the current assessment. t = metric tons.

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.

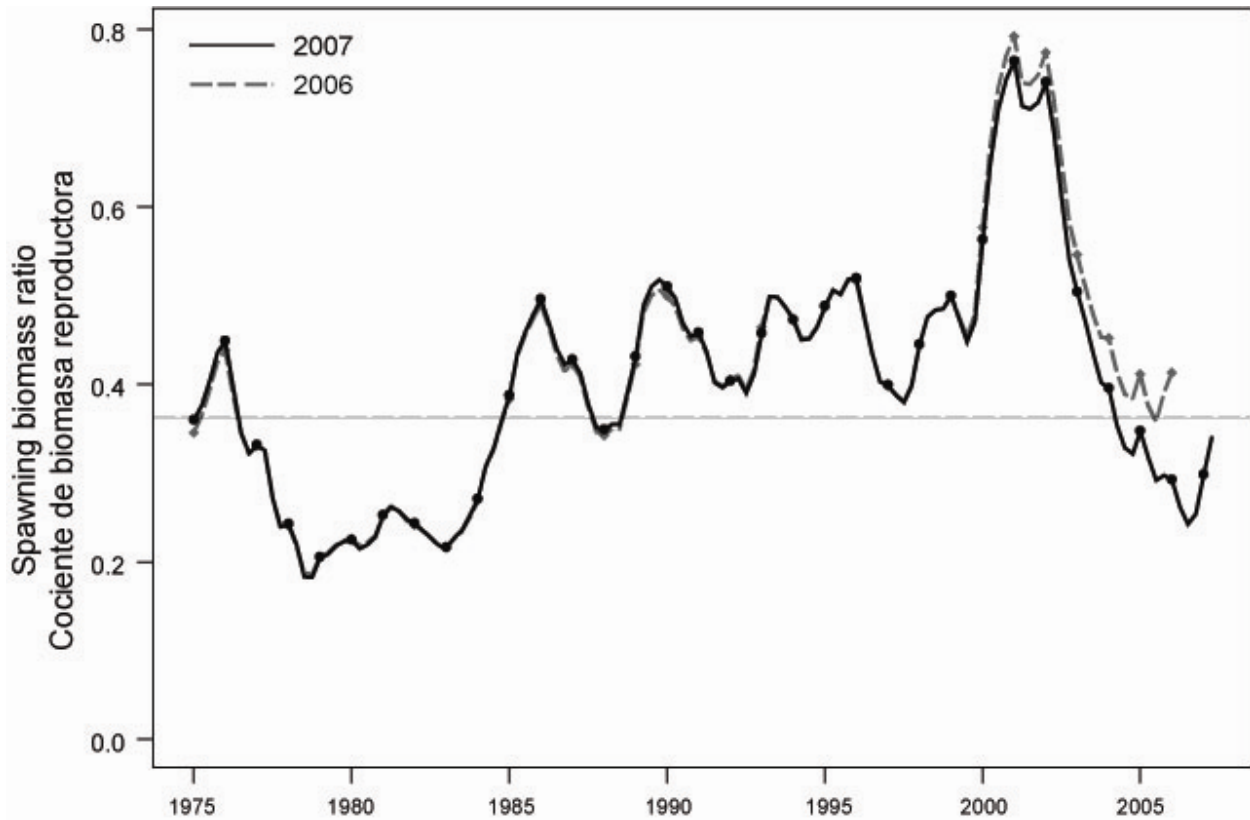


FIGURE 4.12b. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment with the most three recent previous assessments. The horizontal lines identify the SBRs at AMSY.

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.

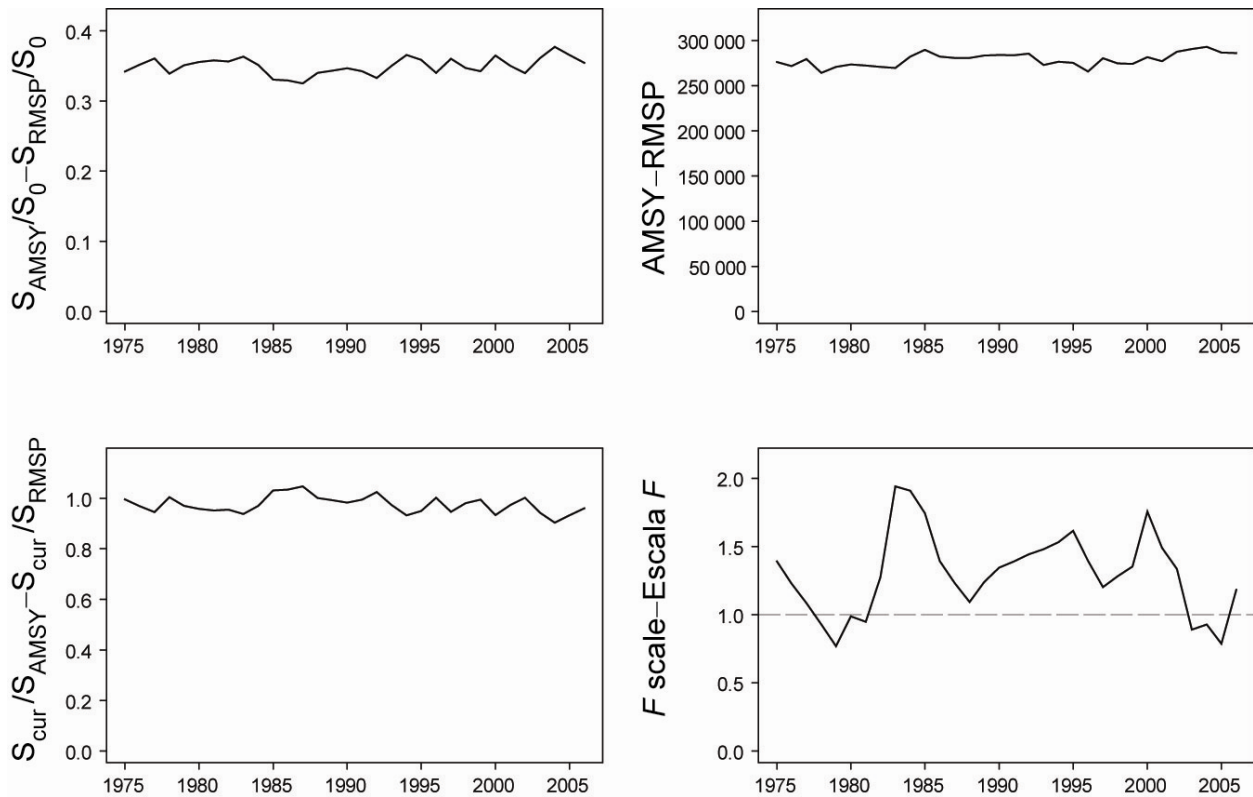


FIGURE 4.12c. Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (*i.e.* the values for 2006 are calculated using the average age-specific fishing mortality in 2006 scaled by the quantity F_{scale} , which maximizes the equilibrium yield). (S_{cur} 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.

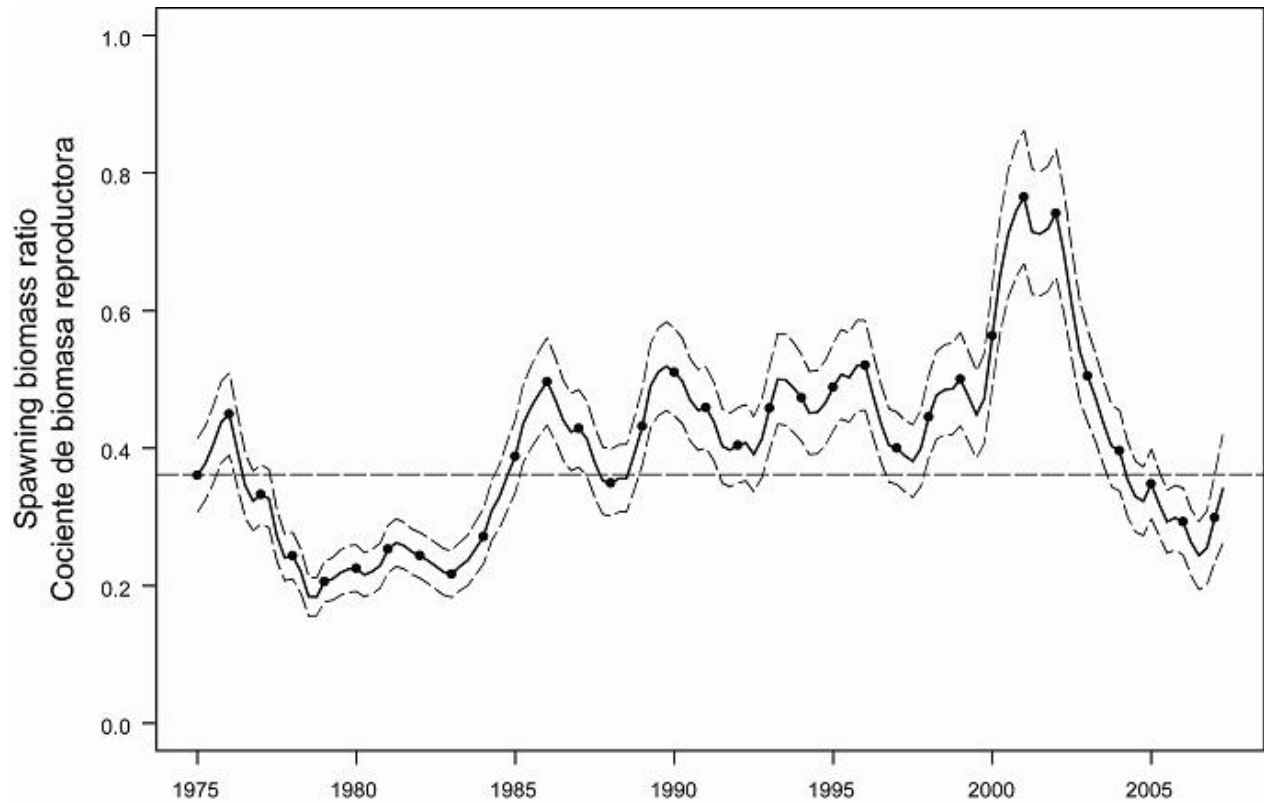


FIGURE 5.1a. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.36) identifies the SBR at AMSY.

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.

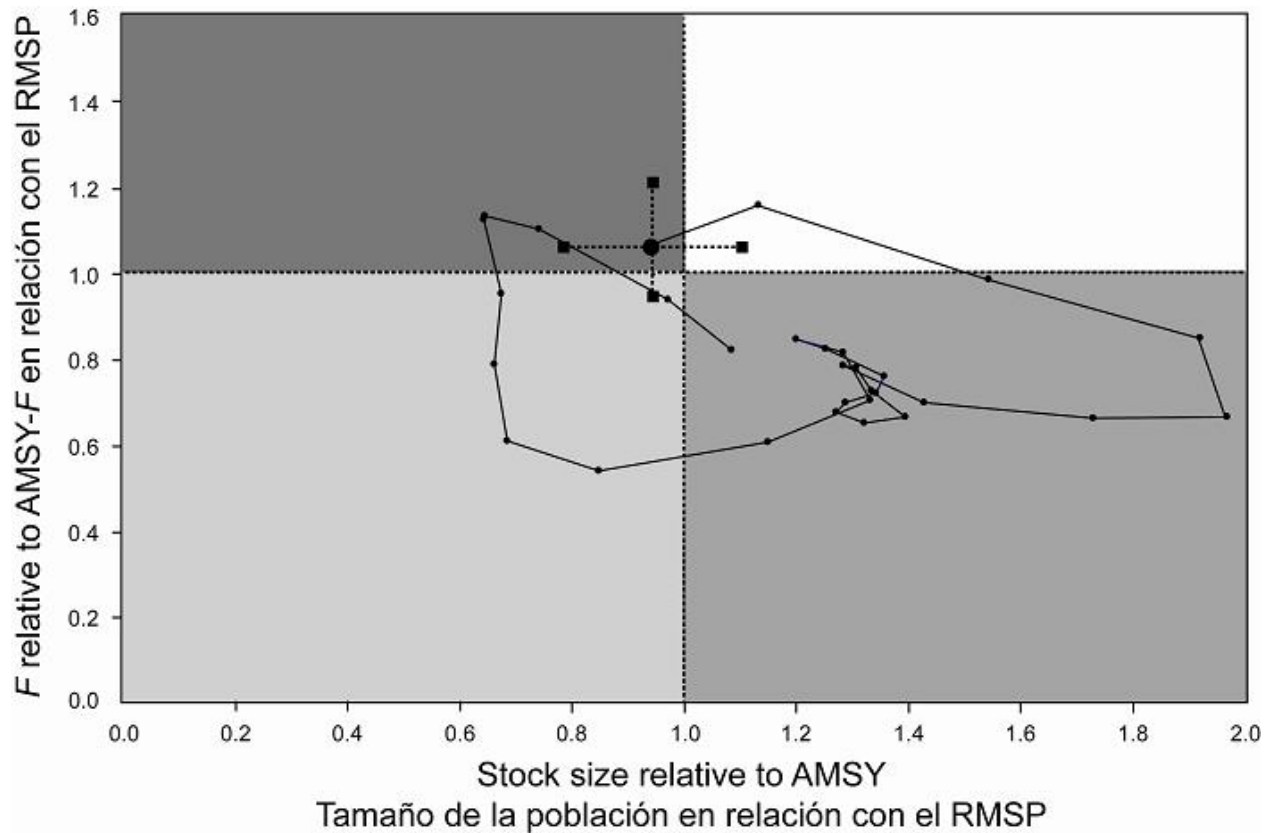


FIGURE 5.1b. Phase plot of the time series of estimates for stock size and fishing mortality relative to their AMSY reference points. Each dot is a running average of three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares represent approximate 95% confidence intervals.

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.

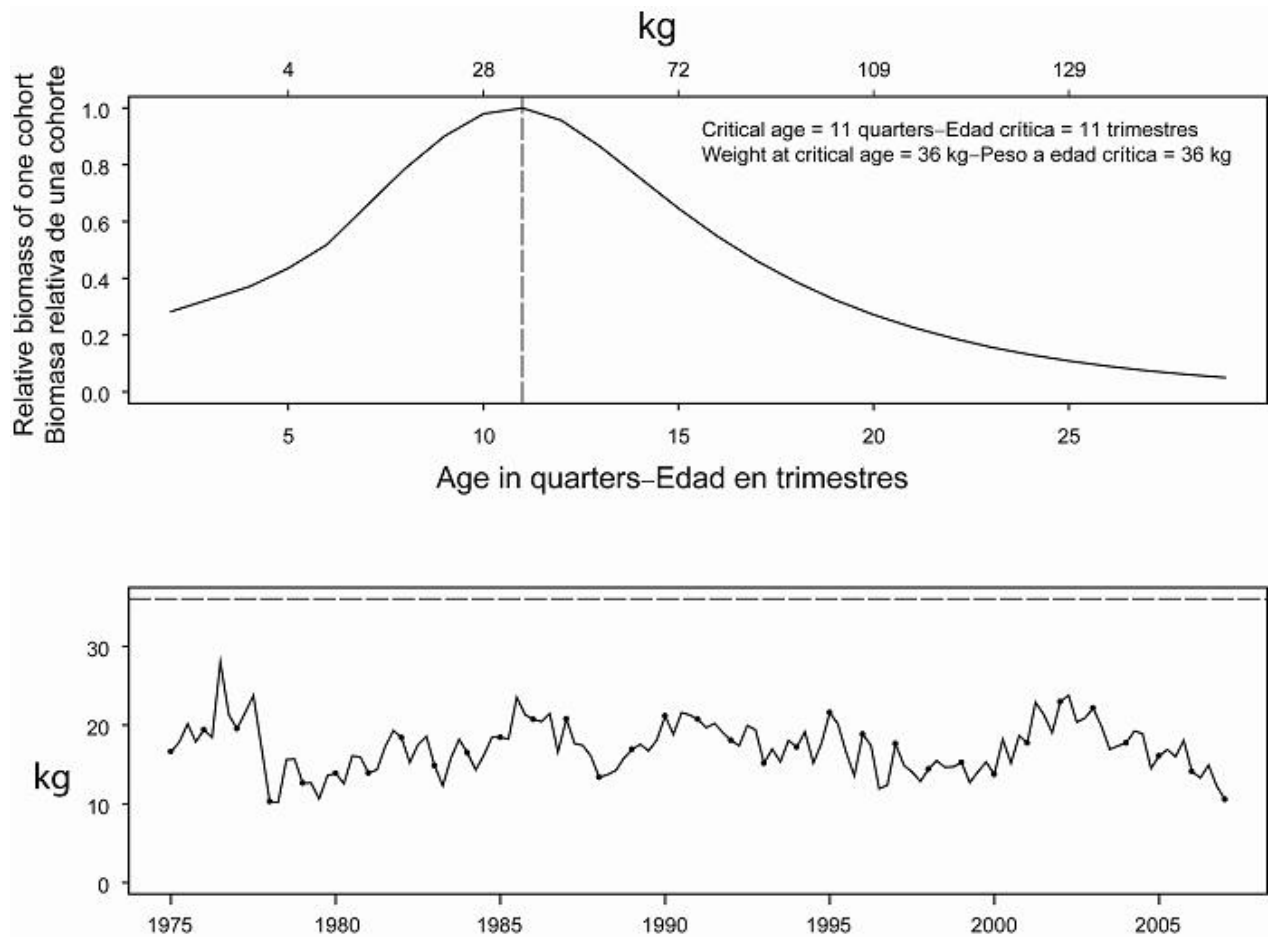


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The lower panel illustrates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

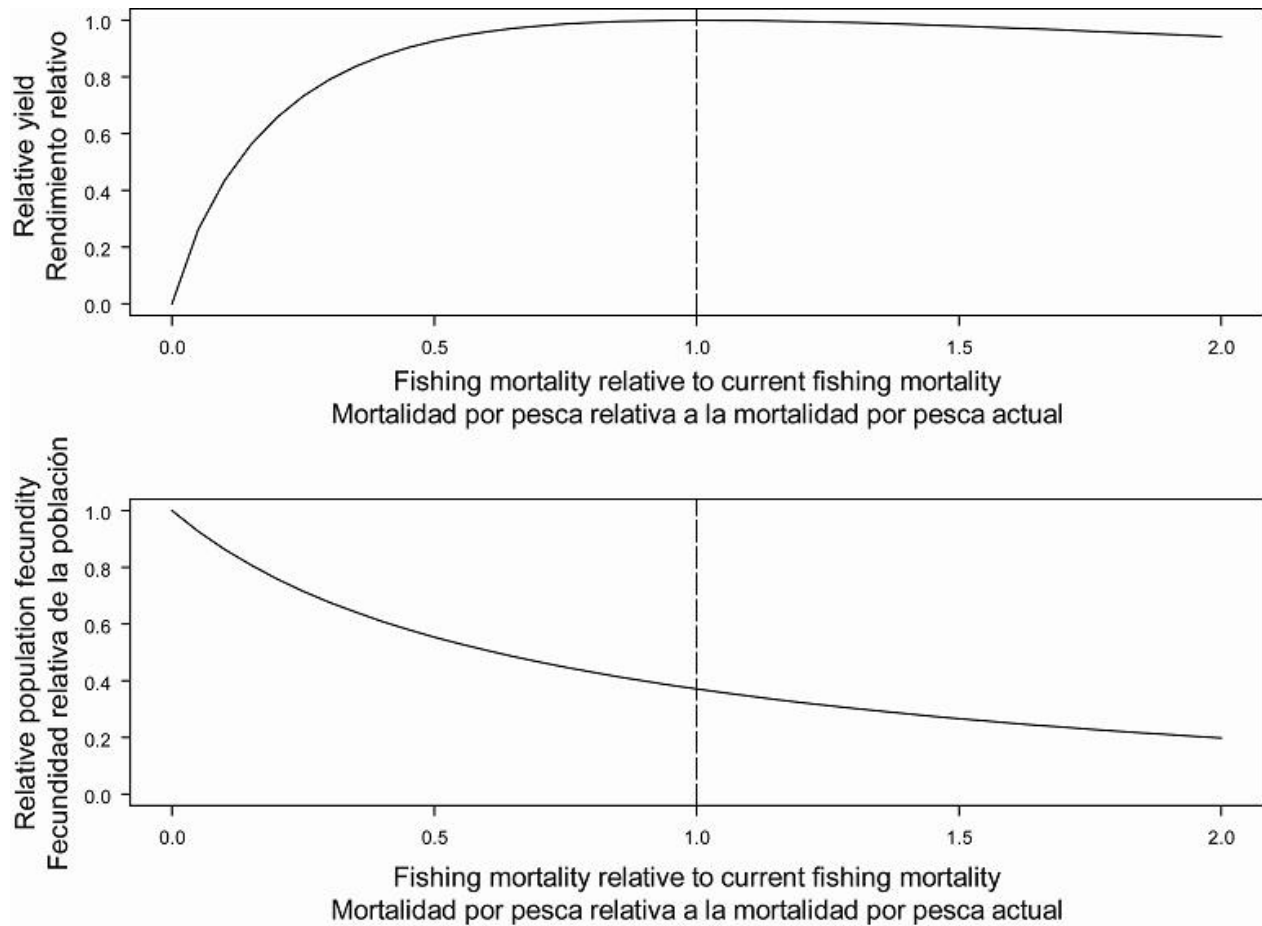


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates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

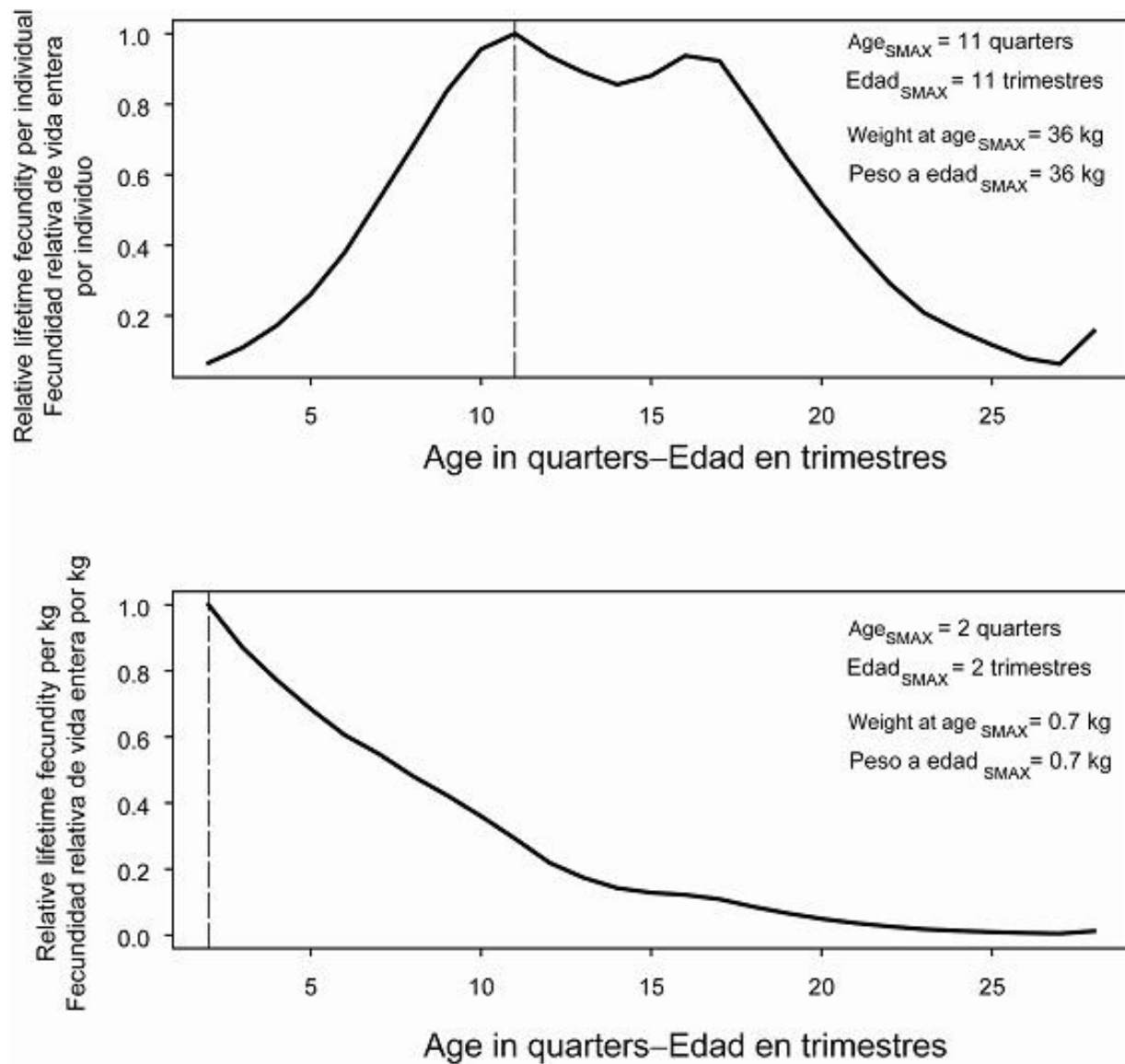


FIGURE 5.4. Marginal relative lifetime reproductive potential of yellowfin tuna at age based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). Age_{SMAX}, indicated by the dashed vertical line, is the age at which the maximum marginal relative lifetime reproductive potential is realized.

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

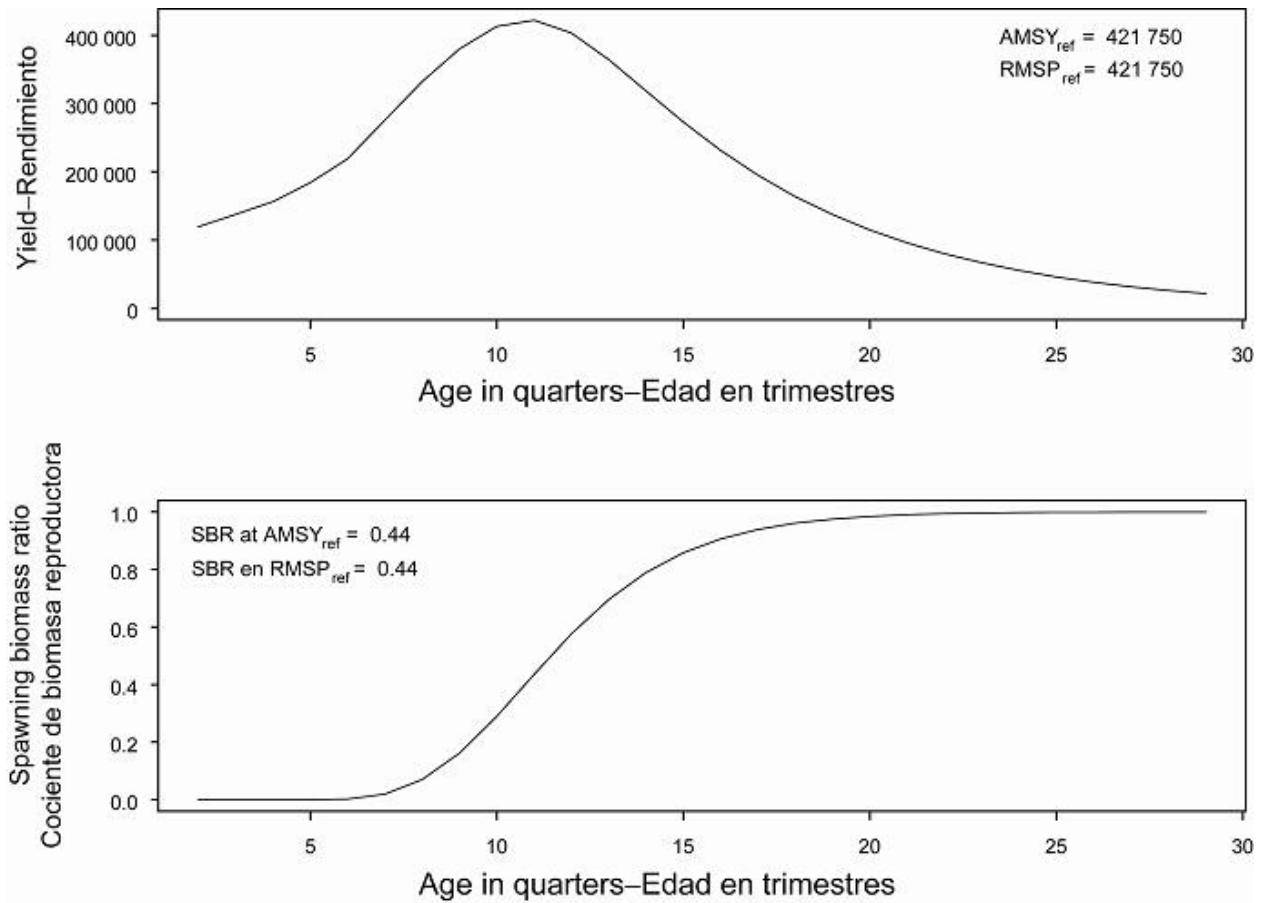


FIGURE 5.5. Estimated yield calculated if yellowfin were caught only at a single age (upper panel), and the associated spawning biomass ratio (lower panel). t = metric tons.

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.

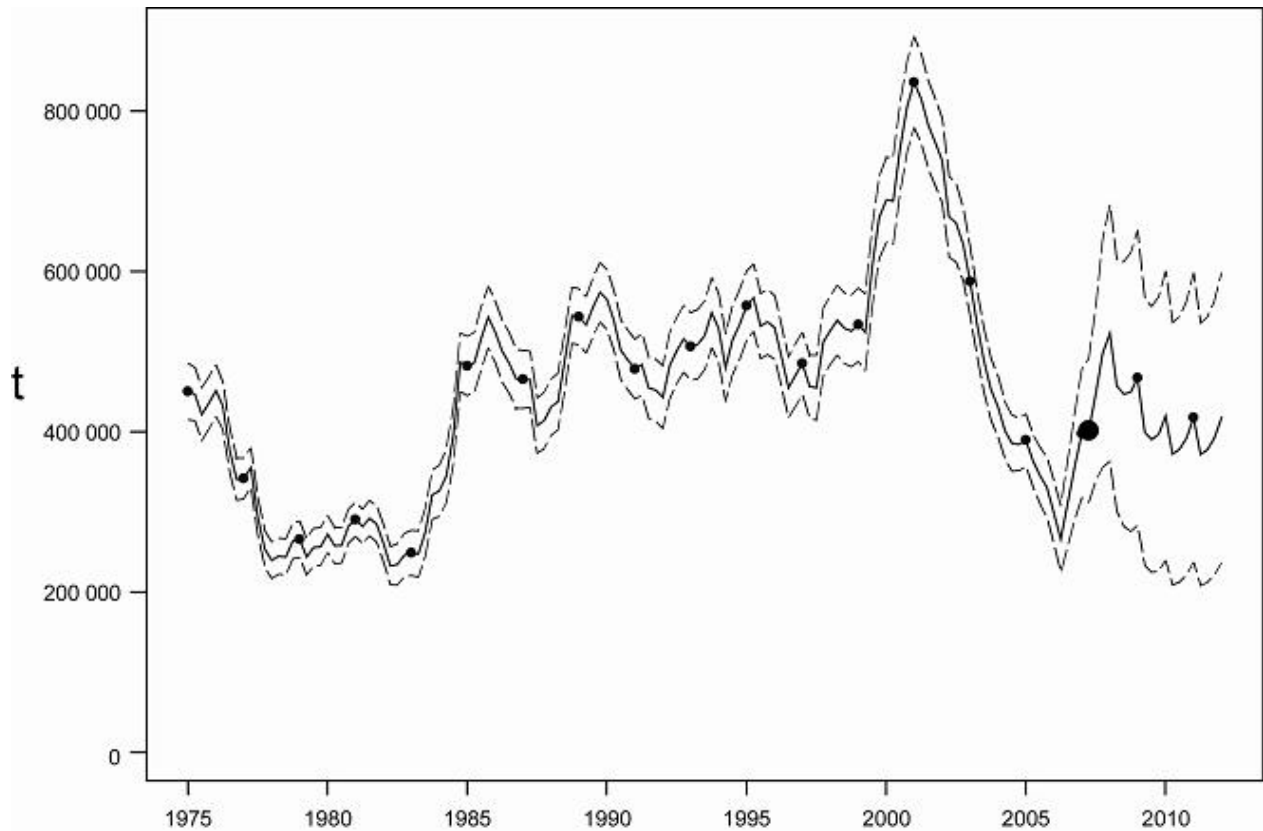


FIGURE 6.1. Biomasses projected during 2007-2011 for yellowfin tuna in the EPO under current effort. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals. The estimates after 2007 indicate the biomasses predicted to occur if the effort continues at the average of that observed in 2006 for surface 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.

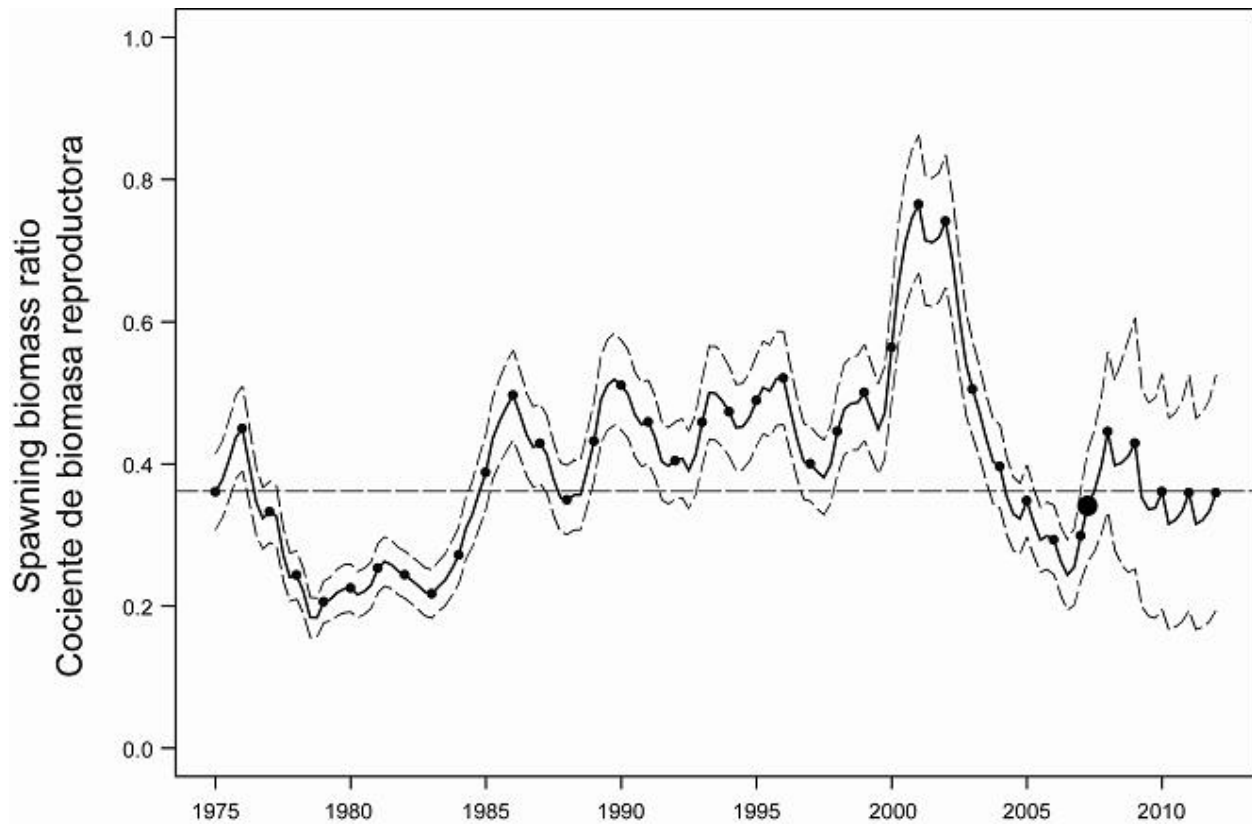


FIGURE 6.2. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2006 and SBRs projected during 2007-2011 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at 0.44) identifies SBR_{AMSY} (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 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 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.

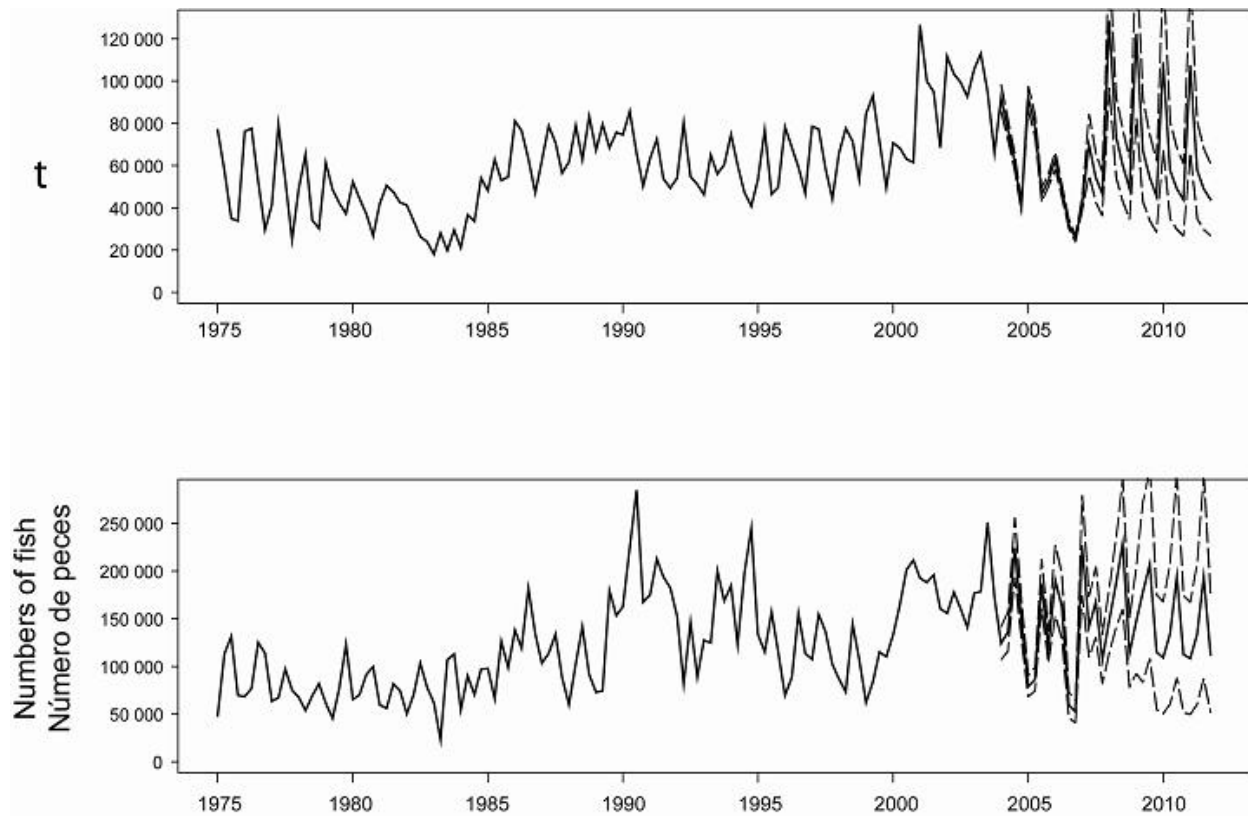


FIGURE 6.3. Catches of yellowfin tuna during 1975-2006 and simulated catches of yellowfin tuna during 2007-2011 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the longline fleet (lower panel). The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates. The estimates 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.

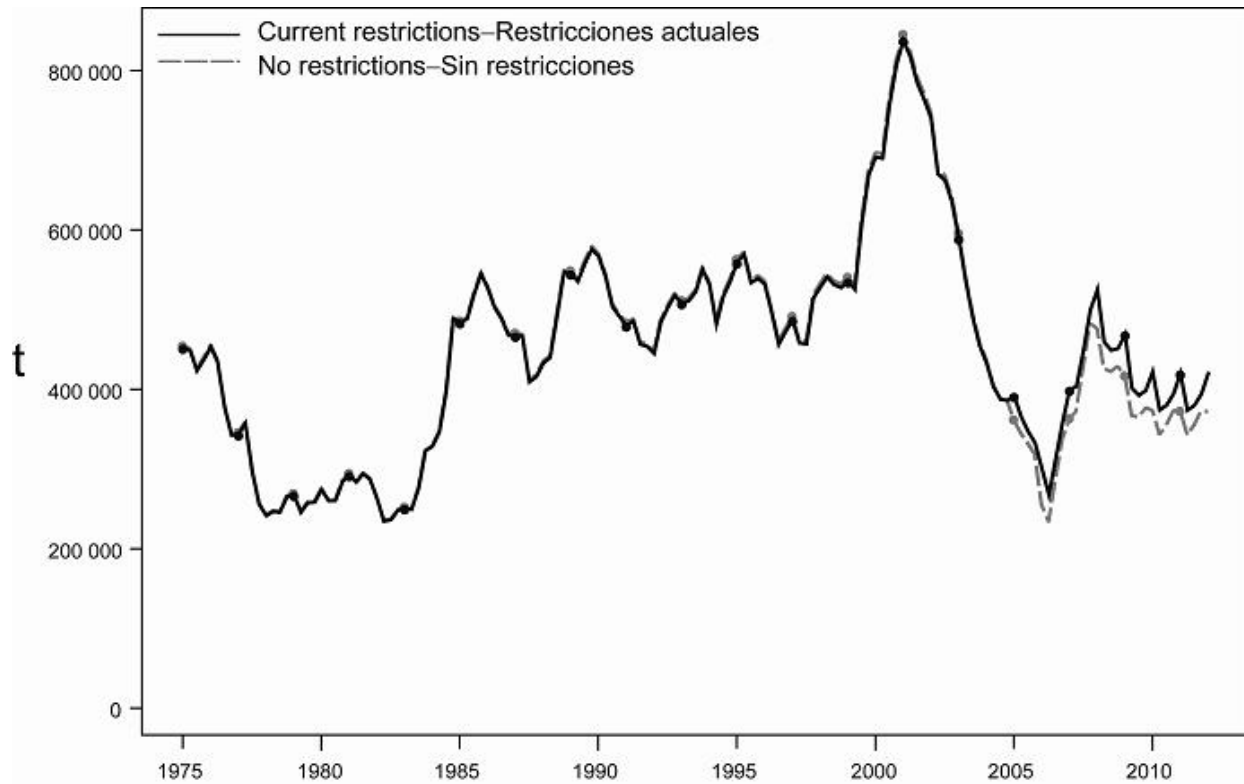


FIGURE 6.4. Biomass projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2012 under Resolution C-04-09 and under effort projected without the Resolution. t = metric tons.

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.

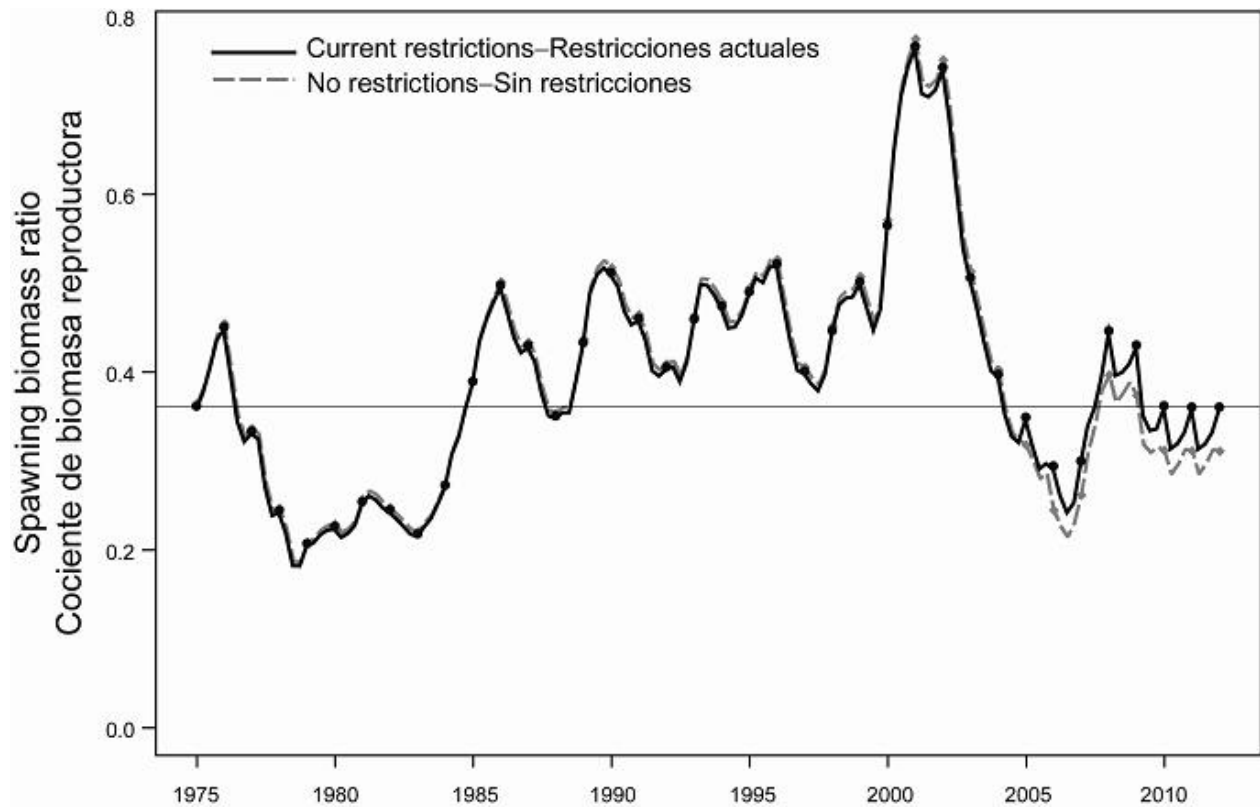


FIGURE 6.5. Spawning biomass ratios (SBRs) projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2012 under Resolution C-04-09 and under effort projected without the Resolution. The horizontal line (at 0.37) identifies $SBR_{AMS\text{Y}}$ (Section 5.3).

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 in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2007	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2007	5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-2007	1-4, 8, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
5	PS	NOA	1975-2007	1-4, 8, 10	
6	PS	NOA	1975-2007	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2007	2-3, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
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	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
11	LL		1975-2007	N of-de 15°N	
12	LL		1975-2007	S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2007	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
14	PS	OBJ	1993-2007	7, 9	
15	PS	OBJ	1993-2007	5-6, 13	
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.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1.5+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1.5+	Biomasa reproductora relativa
1975	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_{recent} and B_{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_{recent} and S_{AMSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch 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_{recent} y B_{RMSP} como la biomas de peces de 2+ trimestres de edad al principio del segundo trimestre de 2007 y en RMSP, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMSP} como los índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas métricas). C_{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_{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_{RMSP} en toneladas métricas. OBJ = lance sobre objeto flotante; NOA = lance sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines; LL = palangre.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMSP	B_{RMSP}	S_{RMSP}	$B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
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_{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_{RMSP} en toneladas métricas. OBJ = lance sobre objeto flotante; NOA = lance sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines; LL = palangre.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMSP	B_{RMSP}	S_{RMSP}	$B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
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_{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 pesco, 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_{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
Steepness—Inclinación = 1 (Base case-Caso base)					
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
Steepness—Inclinación = 0.75					
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

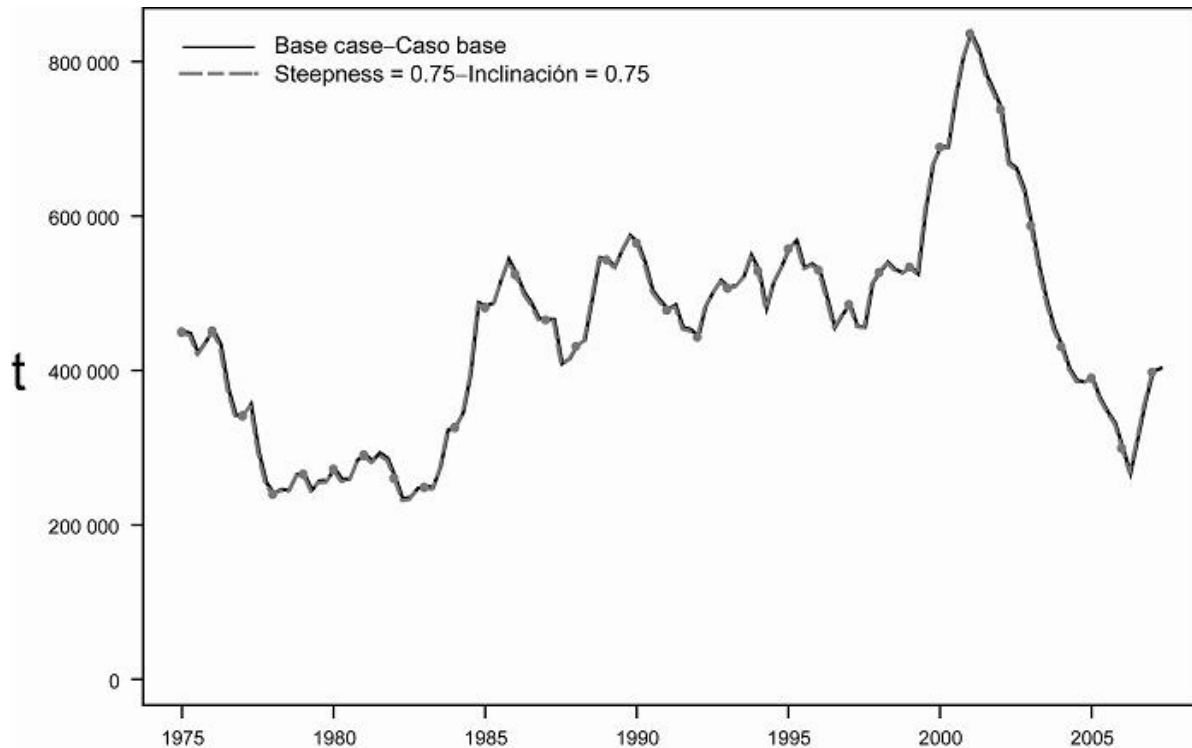


FIGURE A.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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).

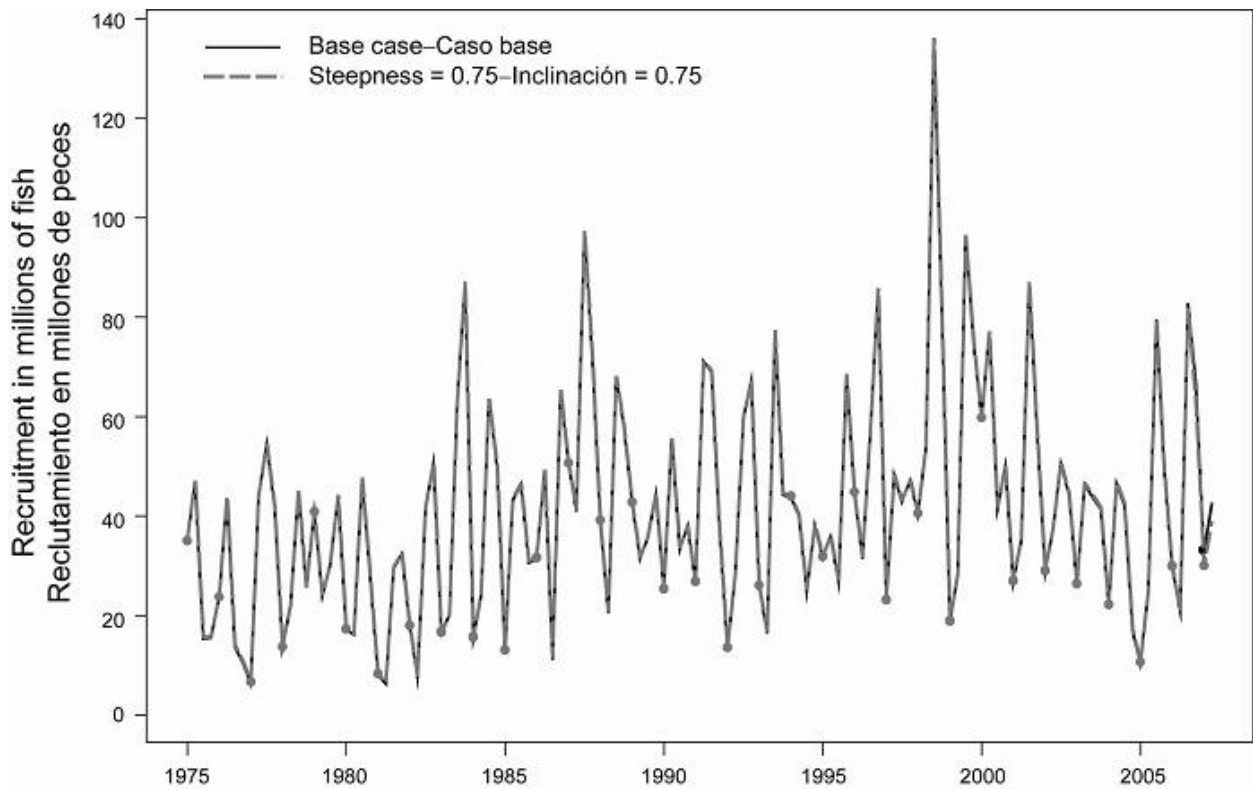


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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).

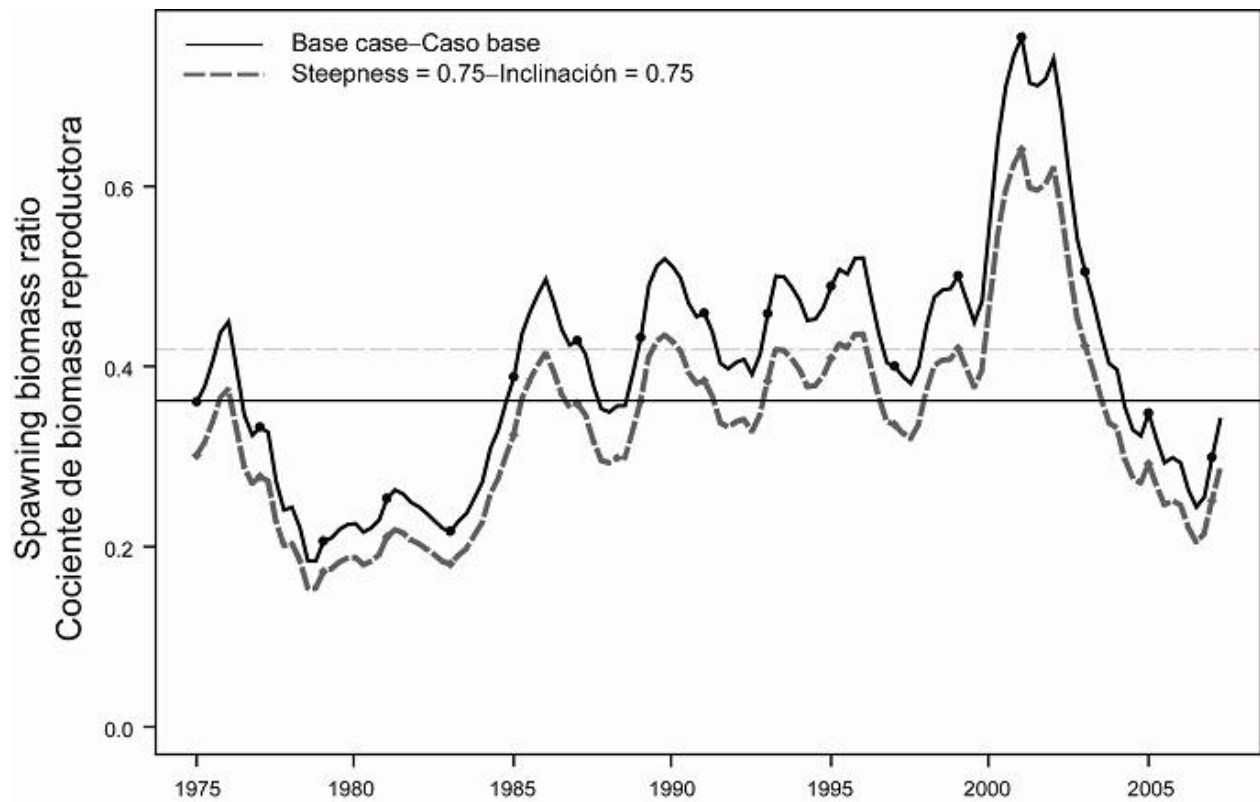


FIGURE A.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.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

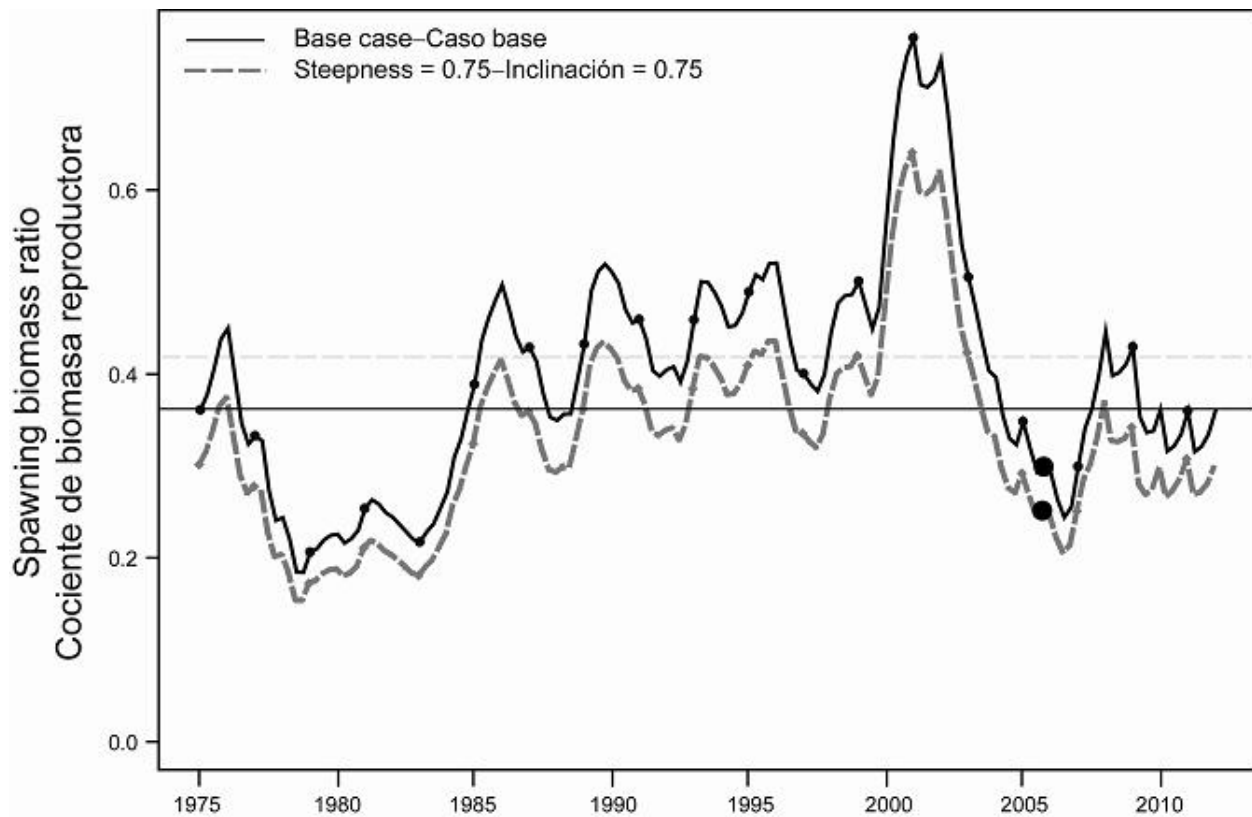


FIGURE A.3b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2007-2012 for yellowfin tuna from the analysis without (base case) and with (steepness = 0.75) a stock-recruitment relationship. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

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.

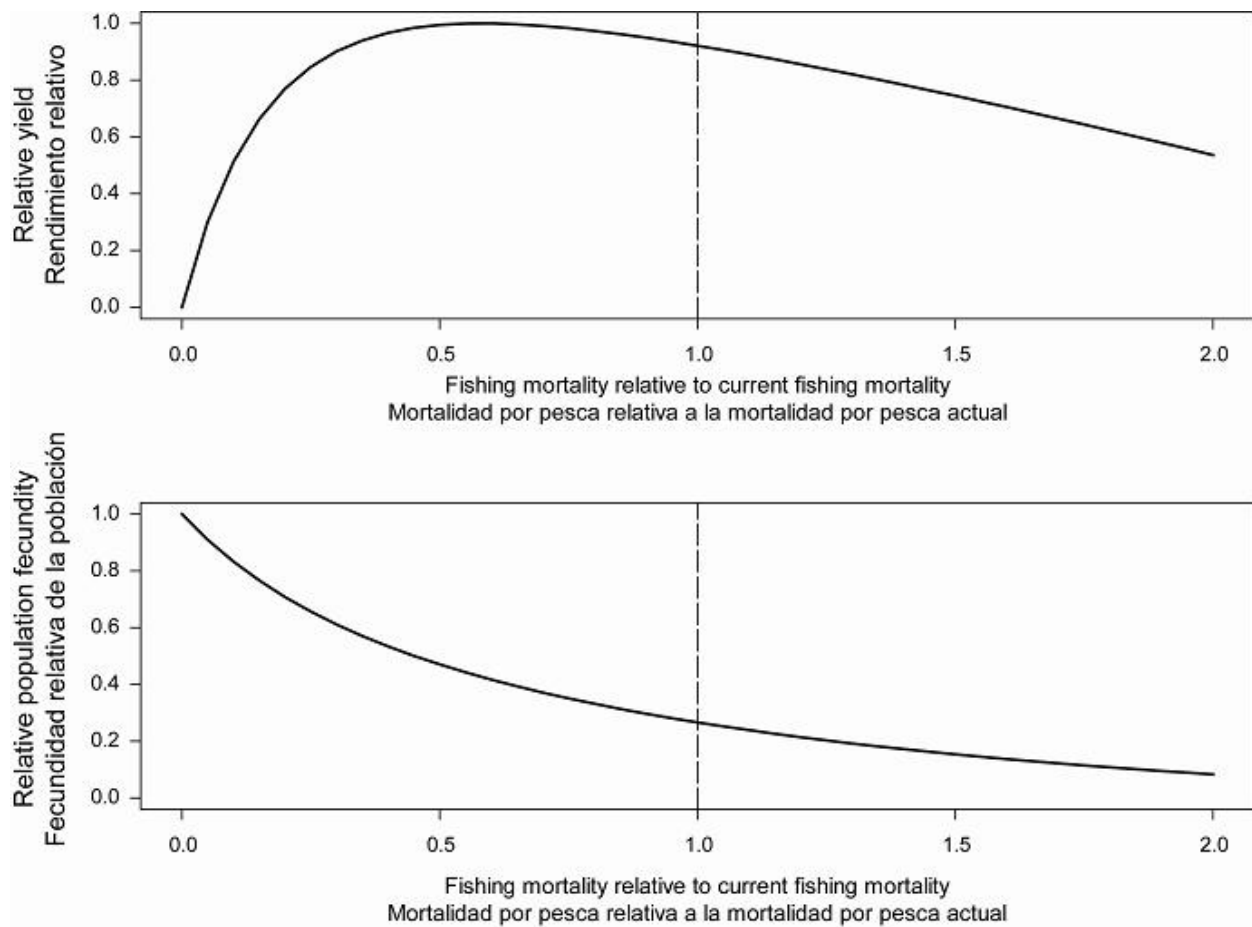


FIGURE A.4. Relative yield (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel) of yellowfin tuna when the stock assessment model has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.4. Rendimiento relativo (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior) de atún aleta amarilla cuando el modelo de evaluación de la población incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

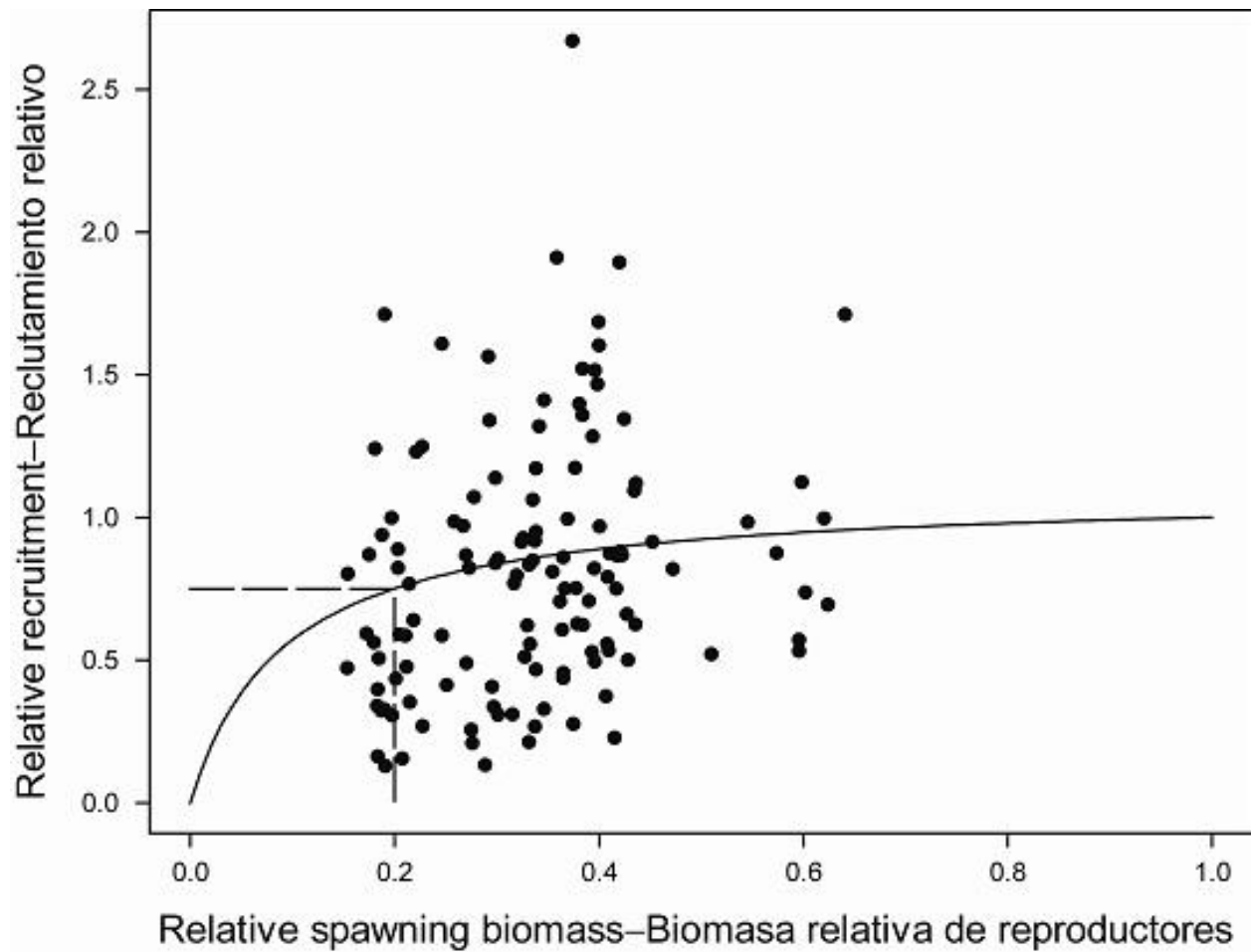


FIGURE A.5. Recruitment plotted against spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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.

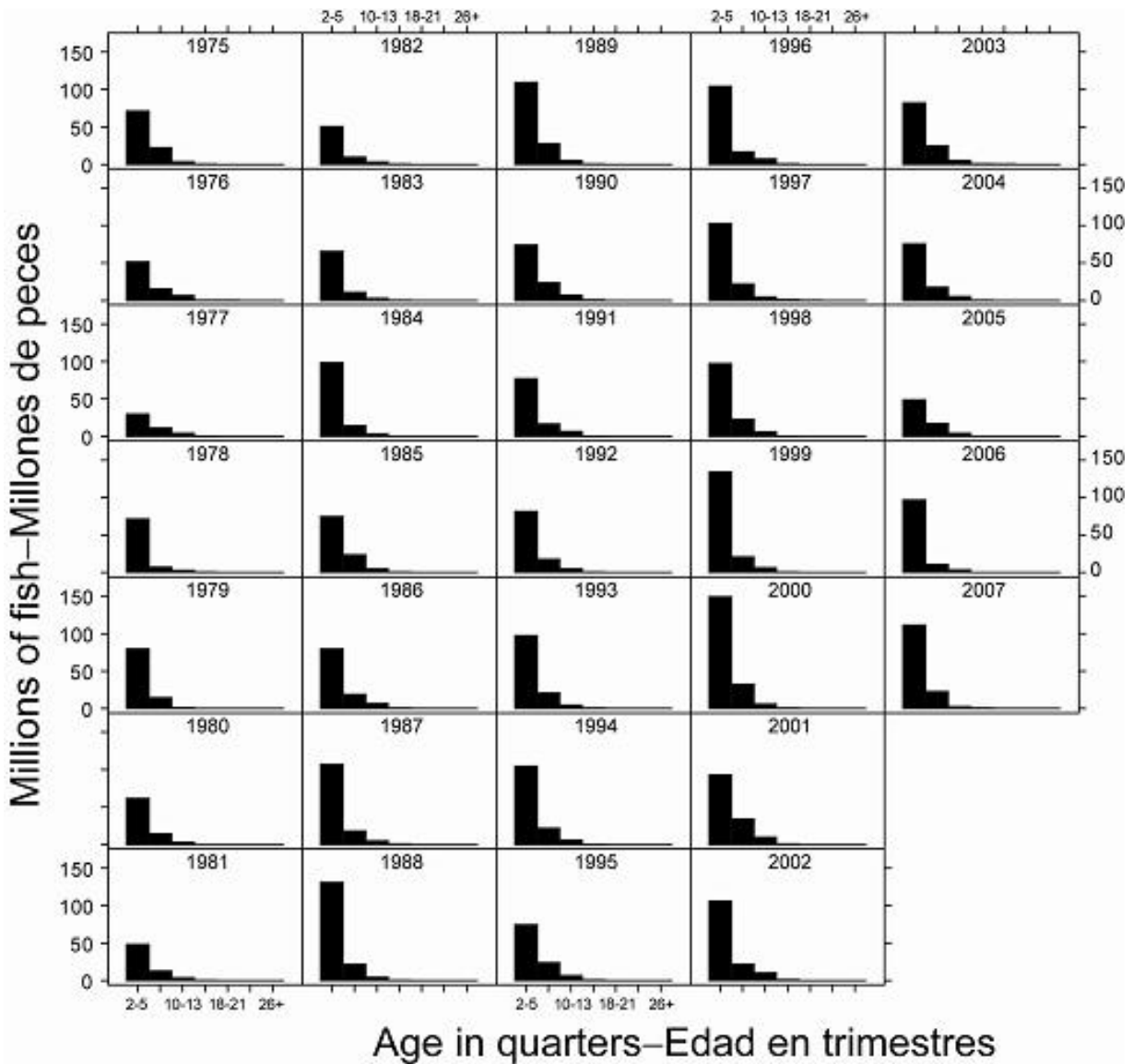


FIGURE B.1. Estimated numbers of yellowfin tuna present in the EPO on January 1 of each year.
FIGURA B.1. Número estimado de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

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.

Year Año	Age in quarters—Edad en trimestres						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
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-04-09¹ sugiere que, sin las restricciones, estarían

¹ 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). Maunder y Watters (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se supone que la tasa de descarte antes de 1993 es la tasa promedio observada en cada pesquería a partir de ese año. Se hacen estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aleta amarilla asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque la clasificación es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

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

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan 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. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillas capturados por cada pesquería. En general, los aletas amarillas capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras son de tamaño menor, mientras que aquéllos capturados por las pesquerías asociadas con delfines y palangreras son más grandes. Se incluyeron 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 in el primer trimestre de 2004.

2.4. Datos auxiliares

Se integraron en el modelo de evaluación en 2005 (Hoyle y Maunder 2006a) estimaciones de talla por edad (Wild 1986) calculadas a partir de datos de otolitos para proveer información sobre la talla media por edad y la variación en la talla por edad. Sus datos consistieron de las edades, basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, y tallas de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm. Se modificó el modelo para tomar en cuenta este esquema de muestreo (ver Sección 3.1.1).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. 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_∞) 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_∞ .

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_{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_{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. RMS_{ref} y SBR_{ref}

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMSP y el SBR en RMSP dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo 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 RMS 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 RMS basado en el reparto actual del esfuerzo (Figura 5.3). Esto indica que el punto de referencia SBR_{ref} puede ser mantenido sin pérdida sustancial para la pesquería. Sin embargo, el RMS 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 RMS (Figura A1.3). Se estima que el SBR es inferior al nivel de RMS 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 RMS (Figura A1.4, Tabla 5.1), y la captura actual es sustancialmente inferior al RMS (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 RMS. 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 RMS, 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.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2006 AND OUTLOOK

by

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary.....	105
2. Data.....	107
3. Assumptions and parameters.....	110
4. Stock assessment.....	112
5. Stock status.....	120
6. Simulated effects of future fishing operations.....	122
7. Future directions.....	124
Figures.....	126
Tables.....	172
Appendices.....	179
References.....	226

1. EXECUTIVE SUMMARY

This report presents the current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). Unlike previous assessments, which were conducted with A-SCALA, this assessment was conducted using Stock Synthesis II. There are several differences between the two models, but their general structure and the data used are the same. The assessment reported here is based on the assumption that there is a single stock of bigeye in the EPO, and that there is no exchange of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE) based on indices of abundance, and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Catch, CPUE, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2006 and revised data for 2000-2005.

Analyses were carried out to assess the sensitivity of results to: 1) considering a the stock–recruitment relationship; 2) use of the southern longline CPUE data only; 3) estimating the von Bertalanffy growth parameters or fixing the asymptotic length parameter of the growth curve to either a minimum or a maximum estimate (three sensitivity runs); 4) fitting to initial equilibrium catch; 5) iterative reweighing of the data; 6) using two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without the use of iterative reweighing of the data); and 7) inclusion of new Japanese longline data.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Since 1993, on average, the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, and that of fish more than about 15 quarters old has increased slightly. The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a

period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments have been above average since 2000, and were particularly large in 2005. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached its peak level of 614,898 metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of 278,962 t at the beginning of 2005. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have increased slightly in recent years.

The estimates of recruitment and biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship, but they are very sensitive to the assumed value of the asymptotic length parameter in the von Bertalanffy growth equation. A lesser value of the asymptotic length parameter gave greater biomasses and recruitments. When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the biomass was estimated to decline in the most recent years as a result of lower estimated recruitment.

When iterative reweighting of the standard deviations and effective sample sizes of the likelihood functions was applied, more weight was given to the length-frequency data and the biomass was estimated to be lower in the early and later segments of the time series, when compared to the base case.

When time blocks were applied to the selectivity and catchability of the southern longline fishery, the residual pattern of the model fit to the size composition data for this fishery was improved. Unlike when applying iterative reweighting to the base case without considering time blocking, the model fitted the southern longline CPUE index of abundance very closely. Biomass was similar to that estimated in the base case when iterative reweighting was applied.

A sensitivity analysis of the assessment results to the inclusion of the new Japanese longline data was made. The assessment results showed little sensitivity to these data.

At the beginning of January 2007, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historic low level. At that time the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR) was about 0.20, about 10% less than the level corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY).

Recent catches are estimated to have been about the AMSY level. If fishing mortality (F) is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the AMSY is about 77% of the current (2004-2005) level of effort. The AMSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N because it catches larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than F_{AMSY} .

Eight of the eleven scenarios considered, suggest that, at the beginning of 2007, the spawning biomass (S) was below S_{AMSY} . The three exceptions were that in which the von Bertalanffy growth parameters were estimated (rather than fixed), that incorporating the low assumed value for the asymptotic length parameter of the growth curve, and the model fit to the initial equilibrium catch. AMSY and the F multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, except that incorporating the time blocks for the selectivity and catchability for the southern longline fishery (with and without iterative reweighting of the data) and low assumed value for the

asymptotic length, fishing mortality is well above F_{AMSY} .

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

The effects of IATTC Resolution C-04-09 are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support AMSY.

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

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2006 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2006, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-March 2007. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

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

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

2.2. Catch

To conduct the stock assessment of bigeye tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used in previous reports (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology in this report is consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. Catches taken in a given year are assigned to that year even if they were not landed until the following year. Catches are assigned to two categories, retained catches and discards. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (discards plus retained catch) or retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

Three types of catch data are used to assess the stock of bigeye tuna (Table 2.1). Removals by Fisheries 1 and 8-9 are simply retained catch. Removals by Fisheries 2-5 and 7 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.3). Removals by Fisheries 10-13 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.1).

Updated and new catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment. The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. We calculated average scaling factors for 2000-2005 by dividing the total catch for all years and quarters for the species composition estimates by the total catch for all years and quarters for the standard estimates and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. For Fisheries 1, 6, and 7 we used the average over Fisheries 2-5, for Fisheries 2 and 3 we used the average over Fisheries 2 and 3, and for Fisheries 4 and 5 we used the average over Fisheries 4 and 5. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis that compares the results from the stock assessment using the species composition estimates of purse-seine fishery landings with the results from the stock assessment using cannery unloading estimates. Watters and Maunder (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate surface fishing effort.

Updated and new catch data for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have also been incorporated into the current assessment. New or updated catch data were available for Chinese Taipei (2002-2005), the Peoples Republic of China (2001-2005), and Korea (2003-2005). Catch data for 2006 are available for Chinese Taipei, the Peoples Republic of China, the Republic of Korea, Japan, the United States, and Vanuatu from the monthly reporting statistics.

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from January 1975 through December 2006 are shown in Figure 2.2. There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of bigeye made by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 8 and 9) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet (Figure 2.2). It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from January 1, 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

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

2.2.1. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from the catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of discarded bigeye is estimated with information collected by IATTC or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish die.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches made by purse-seine vessels (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter of the previous year or, if not available, the closest year.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Maunder and Hoyle, 2007). Watters and Maunder (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of discards as proportions of the retained catches for the surface fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects are shown in Figure 2.3. For the largest floating-object fisheries (2, 3, and 5), the proportions of the catches discarded have been low for the last seven years relative to those observed during fishing on the strong cohorts produced in 1997. There is strong evidence that some of this is due to the weak year classes after 1997. However, there have been two large recruitments recently (Figure 4.5). It is possible that regulations prohibiting discarding of tuna have caused the proportion of discarded fish to decrease.

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

2.3. Indices of abundance

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. Fishing effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been updated for 2000-2005 and new data included for 2006. New catch and effort data (2004-2005) were available from the Japanese longline fisheries. Trends in the amount of fishing effort exerted by the 13 fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 2.4. Fishing effort for surface gears is in days of fishing, and that for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks.

Estimates of standardized catch per unit effort (1975-2004) were obtained for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9). A delta-lognormal general linear model, in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket, was used (Hoyle and Maunder, 2006).

CPUE for the purse-seine fisheries was calculated as catch divided by numbers of days fished. The number of days fished by set type was calculated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters, 2001).

The CPUE time series for the different fisheries are presented in Figure 2.5. The indices of abundance that were considered appropriate for use in the assessment were those from Fisheries 2, 3, and 5 (purse-seine sets on floating objects) and 8 and 9 (longline fisheries). The fisheries excluded were considered inappropriate because the catch rates were extremely low. In addition, the first two years of the purse-seine fisheries were excluded because these fisheries were still expanding. Observations with few effort data were also excluded.

2.4. Size composition data

New length-frequency data for 2006 and updated data for 2000-2005 are available for the surface fisheries. New longline length-frequency data (2004-2005) for the Japanese fleet are available. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches from each fishery defined in Table 2.1 have been described in previous assessments. The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm) and medium-sized (75 to 125 cm) bigeye (Figures 2.6a-i, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium-sized bigeye (Figure 2.6a, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye from fisheries that catch bigeye in association with floating objects have dominated the catches (Figures 2.6b-e, Fisheries 2-5). An exception is the 1999-2002 period, when a strong cohort moved through the fishery and large fish dominated the catch.

Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured in unassociated schools (Figure 2.6f, Fishery 6). Since 1990, more small and large (>125 cm long) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.6g, Fishery 7). The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the area north of 15°N (Fishery 8), longliners catch mostly medium-sized fish, and the average size composition has two distinct peaks (these appear as bands at 80 cm and 120 cm in Figure 2.6h). In the area south of 15°N (Fishery 9), longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye (Figure 2.6i). However, there appears to have been a

transition from medium to large fish in about 1984.

The length-frequency data for the Chinese Taipei fleet include more smaller fish than those for the Japanese fleet. However, there is concern about the representativeness of the length-frequency samples from the Chinese Taipei fleet (Stocker 2005, Anonymous 2006). Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis, using the Chinese Taipei fleet as a separate fishery.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Schaefer and Fuller (2006) used both tag-recapture data and otolith daily increments to estimate growth curves for bigeye tuna in the EPO. The two data sources provided similar estimates, with an apparent bias in the tagging data, which is hypothesized to be due to shrinkage because the recaptured bigeye tuna were measured at unloading (after they had been stored frozen). The growth curve estimated by Schaefer and Fuller (2006) is substantially different from the growth curves used in previous assessments (Figure 3.1). In particular, it shows growth to be approximately linear, and produces larger fish for a given age. The asymptotic length of the von Bertalanffy growth curve estimated by Schaefer and Fuller (2006) is much greater than any length recorded. This is reasonable as long as no biological meaning is given to the asymptotic length parameter and that the model is used only as a representation of the ages of fish that they sampled. The maximum age of the bigeye tuna in their data set is around 4 years (16 quarters) and their von Bertalanffy growth curve is not considered appropriate for ages greater than this. Maunder and Hoyle (2006) fit a Richards growth curve, using a lognormal likelihood function with constant variance and the asymptotic length parameter set at about the length of the largest-sized bigeye in the data (186.5 cm). Maunder and Hoyle (2007) used the resulting growth curve as a prior for all ages in the stock assessment. This growth curve is also used to convert the other biological parameters to age from length and for the estimation of natural mortality.

Previous assessments (*e.g.* Harley and Maunder 2005), the EPO yellowfin tuna assessments (*e.g.* Maunder 2002), and tuna assessments in the western and central Pacific Ocean (Lehodey *et al.* 1999; Hampton and Fournier 2001a, 2001b) suggest that the growth of younger tuna does not follow a von Bertalanffy growth curve. However, this observation may be a consequence of length-specific selectivity for small fish.

The length at age used in the assessment model is based on the von Bertalanffy growth curve. The parameters of the growth curve were estimated by obtaining the best correspondence of length at age used by Maunder and Hoyle (2007).

Hampton and Maunder (2005) found that the results of the stock assessment are very sensitive to the assumed value for the asymptotic length parameter. Therefore, Maunder and Hoyle (2007) conducted sensitivity analyses to investigate the influence of the assumed value of that parameter. A lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and an upper value of 201.5 cm were investigated.

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length at age. Age-length information contains information about variation of length at age, in addition to information about mean length at age. Variation in length at age was taken from the previous assessment. A sensitivity analysis that estimated mean length and variation of length at age by integrating age-length data from otolith readings (Schaefer and Fuller, 2006) in the assessment model was conducted.

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

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

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

3.1.2. Natural mortality

Age-specific vectors of natural mortality (M) are based on fitting to age-specific proportions of females, maturity at age, and natural mortality estimates of Hampton (2000) (Figure 3.2). Maunder and Hoyle (2007) used a combined-sex natural mortality schedule. This assessment uses a sex-specific model and therefore natural mortality schedules are provided for each sex. It is assumed that female natural mortality increases after they mature. The previous observation that different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY) (Watters and Maunder 2001) is retained. Harley and Maunder (2005) performed a sensitivity analysis to assess the effect of increasing natural mortality for bigeye younger than 10 quarters.

3.1.3. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year, because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

Both SS2 (the current stock assessment model, described in section 4) and A-SCALA (the previous stock assessment model) allow a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (biomass of mature females) and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter called steepness, and the initial age structure of the population. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because of a lack of contrast in spawning biomass and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that can cause recruitment to be extremely variable. For the current assessment, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, it is estimated to be close to 1. We also present a sensitivity analysis with steepness = 0.75. In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, a constraint on quarterly recruitment deviates with a standard deviation of 0.6 is applied.

Reproductive inputs are based on the results of Schaefer *et al.* (2005) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan (NRIFSF). Information on age-at-length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert fecundity, and proportion mature at length into ages (Figure 3.3). The fecundity indices used in the current assessment are provided in Table 3.1.

3.1.4. Movement

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

3.1.5. Stock structure

There are not enough data available to determine whether there are one or several stocks of bigeye tuna in

the Pacific Ocean. For the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific, and that there is no net exchange of fish between these regions. The IATTC staff currently conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community, and of the NRIFSF of Japan. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the A-SCALA method. Recent analyses (Hampton *et al.* 2003) that estimate movement rates within the Pacific Ocean, provided biomass trends very similar to those estimated by Harley and Maunder (2004).

3.2. Environmental influences

Oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. In previous assessments (*e.g.* Watters and Maunder 2001), zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth and in an area from 8°N to 15°S and 100° to 150°W were used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The zonal-velocity anomalies were estimated from the hind cast results of a general circulation model obtained at <http://ingrid.ideo.columbia.edu/>. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis to investigate the relationship between recruitment and the El Niño index. The analysis showed that there was a significant negative relationship, but it explained only a small proportion of the total variability in the recruitment.

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

4. STOCK ASSESSMENT

The Stock Synthesis II method (SS2; Methot 2005) is used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. The SS2 method was investigated for use in the EPO tuna assessments and compared to A-SCALA and other assessment methods in a workshop on stock assessment methods organized by the IATTC in 2005 (Maunder 2006). Further investigations and comparison to A-SCALA were conducted at a workshop on management strategies held at the IATTC in 2006 (Maunder 2007). The SS2 method and software were demonstrated to the participants of the workshop in a special one-day tutorial.

SS2 differs from A-SCALA in several aspects, but the general concept of an integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model is the same. One important difference is how catch is modeled. A-SCALA follows the MULTIFAN-CL approach and fits to observed catch data. Predicted catch is based on the Baranov catch equation. The fishing mortality-effort relationship includes a temporal effort deviate that is estimated as a model parameter with a penalty based on the distributional assumption. These assumptions extract the abundance information from the catch and effort data. SS2 models catch taken out at the middle of the time period, and integrates abundance information from catch and effort in the form of indices of relative abundance.

The current version of SS2 is limited in the structural form that can be used for growth and natural mortality compared to that used in A-SCALA. The growth follows a von Bertalanffy curve and the natural mortality can have only two levels, for young and old individuals, with a linear relationship to interpolate between these values.

The assessment model is fitted to the observed data (indices of relative abundance and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a constrained likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the assessment model are described in Section 3. The model also includes the following important assumptions.

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes.
2. As bigeye tuna age, they become more vulnerable to longlining in the area south of 15°N (Fishery 9) and Fishery 7, and the oldest fish are the most vulnerable to these gears (*i.e.* the selectivity curves for Fisheries 7 and 9 are monotonically increasing).
3. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7), the pre-1993 and coastal floating-object fisheries (Fisheries 1 and 4), and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels, because they do not direct their effort at bigeye. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance.

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

1. recruitment in every quarter from the first quarter of 1975 through the first quarter of 2007 (includes estimation of virgin recruitment and temporal recruitment anomalies);
2. catchability coefficients for the five CPUE time series that are used as indices of abundance;
3. selectivity curves for 9 of the 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve);
4. initial population size and age structure.

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

1. sex- and age-specific natural mortality rates (Figure 3.2);
2. age-specific fecundity indices (Table 3.1 and Figure 3.3);
3. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 10-13);
4. the steepness of the stock-recruitment relationship;
5. mean length at age (Section 3.1.1., Figure 3.1)
6. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age.

AMSY calculations and future projections were based on estimates of average harvest (exploitation) rates, by gear, for 2004 and 2005, so the most recent estimates were not included in these calculations. It was determined by retrospective analysis (Maunder and Harley 2003) that the most recent estimates were uncertain and should not be considered. The sensitivity of estimates of key management quantities to this assumption was tested.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population nor of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and 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. Assessment results

Below we describe the important aspects of the base case assessment (1 below) and the seven sensitivity analyses (2-8):

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 longline CPUE, and assumed sample sizes for the length-frequency data.
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.
3. Sensitivity to the indices of abundance. The base case assessment included the CPUE time series for Fisheries 2, 3, and 5 (purse-seine sets on floating objects) and 8 and 9 (longline fisheries). A sensitivity analysis of the assessment results to the use of only the standardized CPUE for Fishery 9 was conducted. Standardized CPUE for Fishery 8 was not included, due to the seasonal nature of this fishery.
4. Sensitivity to estimating growth from length-at-age observations derived from otolith readings. The parameters of the von Bertalanffy growth equation were estimated from the otolith data. The parameters of the linear relationship for variation of length at age were also estimated. In addition, sensitivity analyses to fixing (rather than estimating) the asymptotic length parameter to a lower value of 171.5 cm and an upper value of 201.5 cm were conducted.
5. Sensitivity to the fitting to the initial equilibrium catch. This analysis makes the assumption that the catch prior to the start of the modeling period (1975) is similar to that for 1975-1976.
6. Sensitivity to the use of iterative reweighting of the data. The standard deviations of the likelihood functions for the indices of abundance and the sample sizes for the likelihood functions for the length-frequency data are adjusted, based on the mean squared error of the model fit to the respective data set.
7. Sensitivity to considering two time blocks of selectivity and catchability for the southern longline fishery (Fishery 9) and CPUE index of abundance. This analysis was conducted as an attempt to improve the residual pattern of the base case model fit to the size composition data.
8. Sensitivity to including the new Japanese longline data (new southern longline fishery CPUE data for 2005 and size-frequency data for 2004-2005).

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

4.1.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality on bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on fish less than about 15 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased slightly since then (Figure 4.1). The increase in average fishing mortality on younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. These fisheries (Fisheries 2-5) catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are generally less than about 100 cm in length (Figure 4.2), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.4).

Temporal trends in the age-specific amounts of fishing mortality on bigeye tuna are shown in Figure 4.3. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (see Figure 2.4) and changes in catchability. The trend in fishing mortality rate by time shows that fishing mortality has increased greatly for young fish and only slightly for older fish since about 1993. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix G (Table G.1).

4.1.2. Recruitment

Previous assessments found that abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appeared to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish are assumed to have hatched (Watters and Maunder 2002). The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious, so the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment should be viewed with skepticism. Nevertheless, this relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. Analyses in which no environmental indices were included gave estimates of recruitment similar to those that used zonal velocity (Harley and Maunder 2004). This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year class strengths, but the index may be useful for reducing uncertainty in estimates of the strengths of the most recent cohorts for which few size-composition samples are available. In the previous assessment the environmental index was not statistically significant (Maunder and Hoyle 2006) or explained only a small proportion of the total recruitment variation (Maunder and Hoyle 2007), and therefore it was not included in the analysis.

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.7, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning biomass of adult females at the time of hatching (Figure 4.4). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. The base case estimate of steepness is fixed at 1, which produces a model with a weak assumption that recruitment is independent of stock size. The consequences of overestimating steepness, in terms of lost yield and potential for recruitment overfishing, are far worse than those of underestimating it (Harley *et al.* unpublished analysis). A sensitivity analysis is presented in Appendix B that assumes that recruitment is moderately related to stock size (steepness = 0.75).

The time series of estimated recruitment of bigeye is shown in Figure 4.5, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. There are several important features in the time series of estimated recruitment of bigeye. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the techniques for catching small bigeye associated with floating-objects were not in use. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments have been above average since 2000, and were particularly large in 2005. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

4.1.3. Biomass

Trends in the biomass of 3+-quarter-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.6, and estimates of the biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached its peak level of about 615,000 metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of about 279,000 t at the beginning of 2005.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.7, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-old bigeye, but with a 1- to 2-year time lag.

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and of spawners. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.13.

Given the amount of uncertainty in the estimates of both biomass and recruitment (Sections 4.1.2 and 4.1.3), it is difficult to determine whether trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or recruitment. Nevertheless, the assessment suggests two conclusions.

First, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO if fishing had not occurred was projected, using the time series of estimated recruitment anomalies, and the estimated environmental effect, in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the base case assessment (Figure 4.8). Second, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 3+-quarter-old bigeye (1986 and 2000; Figure 4.6) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1997-1998, respectively; Figure 4.5) as is the recent slight increase in biomass.

To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock, we ran simulations in which each gear was excluded and the model was run forward as is done in the no-fishing simulation. The results of this analysis are also provided in Figure 4.8. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in effort by the longline fisheries, and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the population is far greater than that of the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock. Overall the spawning biomass is estimated to be about 17% of that expected had no fishing occurred.

4.1.4. Average weights of fish in the catch

Trends in the average weights of bigeye captured by the fisheries that operate in the EPO are shown in Figure 4.9. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly small fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (see Maunder and Hoyle 2007). The average weight of bigeye taken by the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) has been around the critical weight, which indicates that this fishery tends to maximize the yield per recruit (see Maunder and Hoyle 2007). The average weight for all fisheries combined declined substantially after 1993 as the amount of purse-seine effort on floating objects increased.

The average weight in both surface and longline fisheries declined around 1997-1998 as a strong cohort entered the fishery. The average weights then increased as the fish in that cohort increased in size. The average weight then declined as that cohort was removed from the population.

The average weights for the surface fishery predicted by the model differ from the “observed” mean weights, particularly before 1984. The “observed” average weights are estimated by scaling up the length-frequency samples to the total catch, which differs from the method used in the stock assessment model which uses the fixed selectivity curves and estimated harvest rates for each fishery to estimate the average weight.

4.2. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

4.3. Diagnostics

Diagnostics are discussed in two sections: residual and retrospective analysis.

4.3.1. Residual analysis

The model fits to the CPUE data from different fisheries are presented in Figure 4.10. As expected, the model fits the southern longline CPUE observations closely. The fits to the other CPUE data series are less satisfactory, which reflects the assumptions about the standard deviations used in the likelihood functions.

Pearson residual plots are presented for the model fits to the length composition data (Figures 4.11a to 4.11i). The solid and open circles represent observations that are less and greater than the model

predictions, respectively. The area of the circles is proportional to the absolute value of the residuals. There are several notable characteristics of the residuals. The model overestimates the large and small fish for the post-1993 floating-object fisheries. In particular, it overestimates the large fish during 1999-2002, when a strong cohort moved through the fishery. Conversely, the model overestimates medium-sized fish for the southern longline fishery. This overestimation is centered around 80 cm prior to 1988 and then increases to 180 cm, indicating a change in selectivity.

The fit to the data as measured by root mean square error suggests that the model fits the CPUE index for Fisheries 2 and 9 better than is reflected in the CVs assumed in the likelihood functions. The model fits to the CPUE data of the other fisheries worse than is reflected in the assumed CVs in the likelihood functions. With respect to the length-frequency data, the model fits the data better (as indicated by the estimated effective sample size) than is reflected by the assumed sample sizes used in the likelihood functions. A sensitivity analysis, using iterative reweighting to determine the appropriate standard deviations and sample sizes for the likelihood functions based on the fit to the data, was carried out to investigate the weighting of the data sets.

4.3.2. Retrospective analysis

Retrospective analysis is useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. This approach is different from the comparison of recent assessments (Section 4.5), in which the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis, and the assumption that the use of more data improves the estimates, can be used to determine if there are consistent biases in the estimates.

Retrospective analyses were conducted by removing one year (2006) or two years (2006 and 2005) of data (Figure 4.12). The retrospective analyses show an increase in biomass over the most recent years (2004 and 2005), whereas the base case shows a stable trend over the same period. This corroborates the results of previous retrospective analyses conducted using A-SCALA, which show that the recent estimates of biomass are subject to retrospective bias (Harley and Maunder, 2004).

4.4. Sensitivity analysis

Results from the five sensitivity analyses conducted are presented in the appendices: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix A), use of the southern longline CPUE data only (Appendix B), estimating growth and assuming estimates for the asymptotic length parameter of the von Bertalanffy growth curve (Appendix C), fitting to initial equilibrium catch (Appendix D), iterative reweighting (Appendix E), using two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Appendix F), and inclusion of the new Japanese longline data (Appendix G). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status to Section 5. A comparison table of the likelihoods for the base case and sensitivity analyses is provided in Table 4.3.

The steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set equal to 0.75. The estimates of biomass (Figure A.1) are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The recruitment time series is similar to the base case (Figure A.2).

When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the estimated biomass was generally greater. However, the estimated biomass declines in the most recent year in the sensitivity analysis, but not in the base case (Figure B.1). This is a result of lower recruitment estimated in the sensitivity analysis (Figure B.2).

When mean length at age and variation of length at age were estimated in the model, the estimated biomass was higher than the base case (Figure C.1). The estimated recruitment is lower and the recruitment occurs one quarter later (Figure C.2). All models estimated higher growth rates for younger fish relative to the base case and lower standard deviations of variations in length at age for older fish (Figure C.4). The assumed value for the asymptotic length parameter of the von Bertalanffy growth curve was fixed at a lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and at an upper value of 201.5 cm. The estimated biomass and recruitment are very sensitive to the value of the asymptotic length parameter (Figures C.1 and C.2); they are greater for a lesser value for that parameter. Similar results were obtained by Maunder and Hoyle (2007) using A-SCALA. This can be explained by the need to fit to the length-frequency data with an asymptotic selectivity for the southern longline fishery (Maunder and Hoyle, 2007).

When the model was fit to an assumed equilibrium catch, the biomass was estimated to be greater than in the base case and declines from 1975 to 1980 (Figure D.1). Recruitment was generally higher than the base case (Figure D.2).

When iterative reweighting of the standard deviations and effective samples sizes of the likelihood functions was applied, the estimated biomass was lower than the base case (Figure E.1). The differences were particularly large at the beginning and end of the time series. Recruitment was generally greater than in the base case (Figure E.2). As expected, the standard deviations of the CPUE indices for Fishery 2 were increased, resulting in less weight given to the indices of abundance. Effective sample sizes of all length frequency data increased, which resulted in more weight given to these data. The results indicate that further interactions would result in even less weight given to the CPUE abundance indices. Further interactions were not conducted since the fit to the southern longline data, which is the main index of abundance in the assessment, was not satisfactory (Figure E.4).

Two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Fishery 9). As expected, the fit to the CPUE data from this fishery has improved (Figure F.4.). The time series of biomass is similar to that estimated by the base case, with the largest differences occurring during the early part of the time series, for which the time block analysis estimated a lower biomass (Figure F.1). The model fits closely to the CPUE data for the southern longline fishery during the two time blocks considered (Figure F.4). When iterative reweighting was applied, the differences in biomass during the early part of the time period were greater and the biomass levels were lower than those estimated by the base case in the most recent years. Again, there was more weight put on the length frequency data and the fit to the CPUE data has degraded (Figure F.6). However, the fit to the southern longline fishery is still better than when iterative reweighting was applied to the base case with no time blocking.

The base case results showed little sensitivity to the inclusion of the new Japanese longline data (Appendix G).

Other presentations of sensitivity analysis, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, and natural mortality were conducted by Watters and Maunder (2002), Harley and Maunder (2004, 2005), and Maunder and Hoyle (2007).

4.5. Comparison to previous assessments

4.5.1. Comparisons with A-SCALA

The current assessment employs a new assessment model (SS2), which differs from the A-SCALA model used in previous assessments (see Section 4). Therefore, it is useful to compare results from the new model with those from A-SCALA. The estimated biomass trends are generally the same for both models, except that A-SCALA estimates that the biomass has increased rapidly in the few most recent years (Figures 4.13 to 4.15). This increase in abundance is partly due to the catch and effort data for Fishery 4, which are left out of the current assessment model. It should be noted that the current estimates of

abundance are usually the most uncertain and subject to retrospective bias. This is apparent in the retrospective analysis with the 2006 data removed, which produces results closer to those of A-SCALA (see Section 4.3.2). There is a greater difference in the estimates of absolute biomass, spawning biomass, and the SBR. The current assessment estimates greater values than does A-SCALA which is partly due to the differences in the growth curves used in the two models.

The recruitment trends are very similar between the two models (Figures 4.16). A major difference is that A-SCALA estimates two much larger recent recruitments, which probably drive the recent rapid increase in abundance.

4.5.2. Comparisons with previous assessments

The A-SCALA assessment using the most recent data is similar to the previous assessment, which also used A-SCALA. Therefore, the comparisons from this assessment using SS2 to the assessment of Maunder and Hoyle (2007) are similar to that described in the previous section.

4.6. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased slightly since then. The increase in fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments have been above average since 2000, and were particularly large in 2005. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached its peak level of 614,898 t in 1986, after which it decreased to an historic low of 278,962 t at the beginning of 2005. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have increased in recent years.

The estimates of recruitment and biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. The estimates of recruitment and biomass are very sensitive to the assumed value of the asymptotic length parameter in the von Bertalanffy growth equation. A lesser value gave greater biomasses and recruitments. When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the biomass was estimated to decline in the most recent years as a result of lower estimated recruitment.

When iterative reweighting of the standard deviations and effective sample sizes of the likelihood functions was applied, more weight was given to the length frequency data and the biomass was estimated to be lower in the early and later segments of the time series, when compared to the base case.

When time blocks were applied to the selectivity and catchability of the southern longline fishery, the residual pattern of the model fit to the size composition data for this fishery was improved (Figure F.5). Unlike when applying iterative reweighting to the base case without considering time blocking, the model fit to the southern longline CPUE index of abundance very closely (Figure F.6). Biomass was similar to

that estimated in the base case using iterative reweighting.

The results of the base case assessment showed little sensitivity to the inclusion of the new Japanese longline data.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass 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. Maintaining tuna stocks at levels that permit the AMSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks it manages, but some possible reference points are described in the following subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR), described by Watters and Maunder (2001), has been used to define reference points in many fisheries. It has a lower bound of zero. If it is near zero, the population has been severely depleted, and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

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

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the period of harvest are presented in Section 4.2.3. The SBR corresponding to the AMSY (SBR_{AMSY}) is estimated to be about 0.22.

At the beginning of January 2007, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historical low level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.20, 10% less than the level corresponding to the AMSY.

At the beginning of 1975, the SBR was about 0.39 (Figure 5.1), which is consistent with the fact that bigeye was being fished by longliners in the EPO for a long period prior to 1975 and that the spawning biomass is made up of older individuals that are vulnerable to longline gear. The SBR increased, particularly during 1984-1986, and by the beginning of 1987 was 0.51. This increase can be attributed to the above-average recruitment during 1982 and 1983 (Figure 4.5) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during that time (Figure 2.2, Fisheries 1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1987 the SBR decreased to a level of about 0.21 by mid-1999. This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which recruitment was low. Also, it should be noted that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1994 (Figure 2.2, Fishery 9). In 1999 the SBR began to increase, and reached about 0.37 in 2002. This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1994-1998 (Figure 4.5). During the latter

part of 2002 through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes in 1999 and 2005 and the large catches from surface fisheries and increased longline catches.

The SBR over time shows a trend similar to that of the previous assessment (Figure 4.15).

5.2. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the AMSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of the AMSY is the maximum long-term yield that can be achieved under average conditions, using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. Watters and Maunder (2001) describe how the AMSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (2003) for details). It is important to note that estimates of the AMSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the base case assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The AMSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2004 and 2005. Therefore, while these AMSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in the results. While analyses to present uncertainty in the base case estimates were not undertaken as in a previous assessment (Maunder and Harley 2002), additional analyses were conducted to present the uncertainty in these quantities in relation to the periods assumed to represent catchability and fishing mortality.

At the beginning of January 2007, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 10% less than S_{AMSY} , and the recent catches are estimated to have been greater than the AMSY (Table 5.1).

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.2) are maintained, F_{AMSY} is about 77% of the current level of effort.

The AMSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 that was not the case. This has potentially important implications for the surface fisheries, as it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. For example, the catches of bigeye taken by the surface fleet declined when the large cohorts recruited during 1995-1998 were no longer vulnerable to those fisheries.

Estimates of the AMSY, and its associated quantities, are sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The AMSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined (calculated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each group of fisheries (Table 5.2). If only the purse-seine fishery were operating the AMSY would be about 33% less. If bigeye were caught only by the longline fishery the AMSY would be about 89% greater than that estimated for all gears combined. To achieve this AMSY level longline effort would need to be increased by 320%.

The AMSY-related quantities vary as the size composition of the catch varies. The evolution of four of these over the course of 1975-1995 is shown in Figure 5.2. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than that corresponding to AMSY (Figure 5.2).

When AMSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2003-2004, it is 9% greater than the base case. When AMSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2005-2006, it is 7%

less than the base case.

Figure 5.3 shows the historical time series of exploitation rates and spawning biomass relative to the AMSY reference points. Overall, the reference points have not been exceeded until recent years. The two most recent estimates indicate that the bigeye stock in the EPO is overfished ($S < S_{\text{AMSY}}$) and that overfishing is taking place ($F > F_{\text{AMSY}}$).

5.3. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Yields and reference points are moderately sensitive to alternative model assumptions, input data, and the periods assumed for fishing mortality (Tables 5.1 and 5.2).

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment model with a steepness of 0.75 estimated the SBR required to support AMSY to be at 0.31, compared to 0.22 for the base case assessment (Table 5.1). The sensitivity analysis for steepness estimates an F multiplier considerably less than that for the base case assessment (0.55). The F multiplier is considerably greater for the reduced asymptotic length, indicating that effort should be increased, but considerably less for the increased asymptotic length (Table 5.1). All analyses, except the cases in which growth was estimated and a greater asymptotic length was assumed, as well as the case in which the model was fitted to the initial equilibrium catch, estimate the current SBR to be less than SBR_{AMSY} .

The management quantities are only moderately sensitive to the recent periods for fishing mortality used in the calculations (Table 5.2).

5.4. Summary of stock status

At the beginning of January 2007, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historic low level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.20, about 10% less than the level corresponding to the AMSY.

Recent catches are estimated to have been about the AMSY level (Table 5.1). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the AMSY is about 77% of the current (2004-2005) level of effort. The AMSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N because it catches larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than F_{AMSY} (Figure 5.2).

All analyses, except that in which the von Bertalanffy growth parameters were estimated, that incorporating the low assumed value for the asymptotic length parameter of the growth curve, and the model fitted to the initial equilibrium catch, suggest that at the beginning of 2007 the spawning biomass was below S_{AMSY} (Tables 5.1 and 5.2). AMSY and the F multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, except that incorporating the time blocks for the selectivity and catchability for the southern longline fishery (with and without iterative reweighting of the data) and low assumed value for the asymptotic length, fishing mortality is well above F_{AMSY} .

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

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

A method based on the normal approximation to the likelihood profile has been applied (Maunder *et al.*

2006). Unfortunately, the appropriate methods are not often applicable to models as large and computationally intense as the bigeye stock assessment model. Therefore, we have used a normal approximation to the likelihood profile that allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional five years with exploitation rates equal to the average for 2004 and 2005. 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.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort (harvest rates) on the stock biomass and catch.

The analyses carried out were:

1. Quarterly harvest rates for each year in the future was set equal to the average harvest rates for 2004 and 2005, which reflects the reduced effort due to the conservation measures of IATTC Resolution C-04-09.
2. An additional analysis was carried out that estimates the population status if the resolution was not implemented. For 2004-2006, purse-seine catch in the third quarter was increased by 86% and the catch in the southern longline fishery was increased by 39% in all quarters. For 2007-2011, the purse-seine harvest rate was increased by 13% for all quarters and the harvest rate in the southern longline fishery was increased by 39% in all quarters.

6.2. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, total biomass, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4. The amount of uncertainty is probably underestimated, because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describes the dynamics of the system and with no account taken of variation in catchability.

6.2.1. Current harvest rates

Projections were undertaken, assuming that harvest rates would remain at the average 2004 and 2005 levels (including the effort and catch restrictions in IATTC Resolution C-04-09).

SBR is estimated to have been increasing slightly in recent years (Figure 5.1). This increase is attributed to two spikes in recent recruitment. If recent levels of effort and catchability continue, SBR is predicted to increase to about the level that would support AMSY in 2009, and then decline (Figure 6.1a). The spawning biomass is estimated to be currently at its peak, and it will probably decline in the future (Figure 6.2).

Purse-seine catches are predicted to decline during the projection period (Figure 6.3, left panels). Longline catches are predicted to increase moderately in 2007, but start declining by 2010 under current effort (Figure 6.3, right panels). The catches would decline slightly further if a stock-recruitment relationship was included, due to reductions in the levels of recruitment that contribute to purse-seine catches.

Predicted catches for both gears are based on the assumption that the selectivity of each fleet will remain the same and that catchability will not increase as abundance declines. If the catchability of bigeye increases at low abundance, catches will, in the short term, be greater than those predicted here.

6.2.2. No management restrictions

IATTC Resolution C-04-09 calls for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004: a 6-week closure during the third *or* fourth quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches not to exceed 2001 levels. To assess the utility of these management actions, we projected the population forward 5 years, assuming that these conservation measures were not implemented. Projected catches would be less if the resolution had not been adopted (Figure 6.3, lower panels).

Comparison of the SBR predicted with and without the restrictions from the resolution show some difference (Figure 6.4). Without the restrictions, SBR would increase only slightly and then decline to lower levels.

Clearly, the reductions in fishing mortality that could occur as result of IATTC Resolution C-04-09 are insufficient to allow the population to maintain levels corresponding to the AMSY.

6.2.3. Sensitivity analysis

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below SBR_{AMSY} and will remain at this level under current effort levels (Figure 6.1b).

6.3. Summary of the simulation results

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

The effects of IATTC Resolution C-04-09 are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support AMSY.

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

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

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

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

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis II assessment for bigeye tuna in EPO. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis II software is modified in the future. The following changes would be desirable for future assessments:

1. Model a separate longline fishery for catch that is reported in weight and share the same selectivity curve with the longline fishery whose catch is reported in numbers. This will make the conversion from weight to numbers consistent with the length-frequency data and the population dynamics.
2. Use a seasonal model so that projections can be done on a quarterly basis.
3. Input a age-specific vector of natural mortality so that increased natural mortality for young bigeye can be incorporated.

4. Use a more flexible growth curve (*e.g.* the Richards growth curve) or input a vector of length-at-age so that the growth curve better represents that used in previous assessments using A-SCALA.
5. Make it easier to run projections with fixed harvest rates.
6. Re-evaluate the definitions of fisheries.
7. Determine appropriate weighting of the different data sets.

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

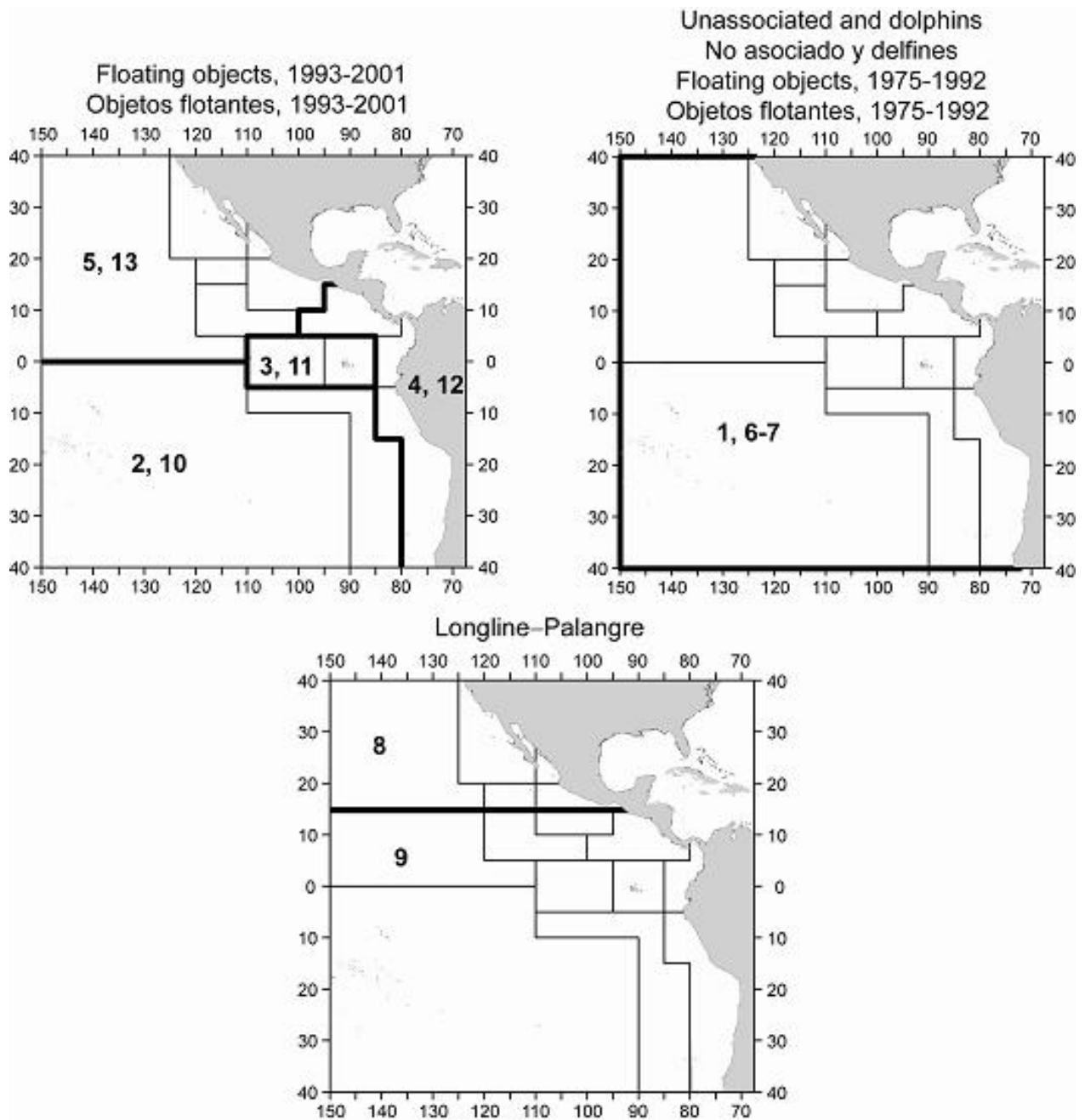


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to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

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

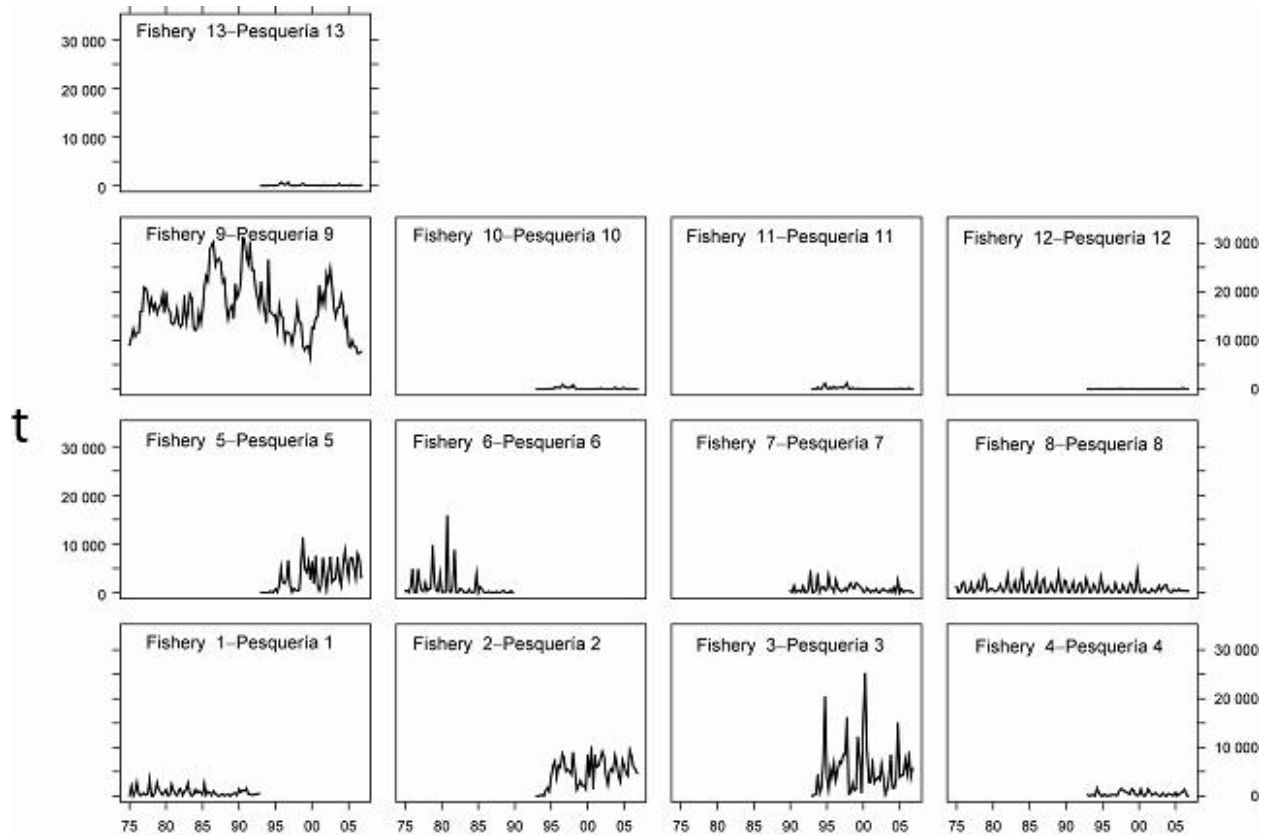


FIGURE 2.2. Catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment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

FIGURA 2.2. Capturas de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). Ya que los datos fueron analizados por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Aunque se presentan todas las capturas como pesos, el modelo de evaluación usa capturas en número de peces para las Pesquerías 8 y 9. Se estimaron las capturas en peso para las Pesquerías 8 y 9 multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso medio. t = toneladas métricas.

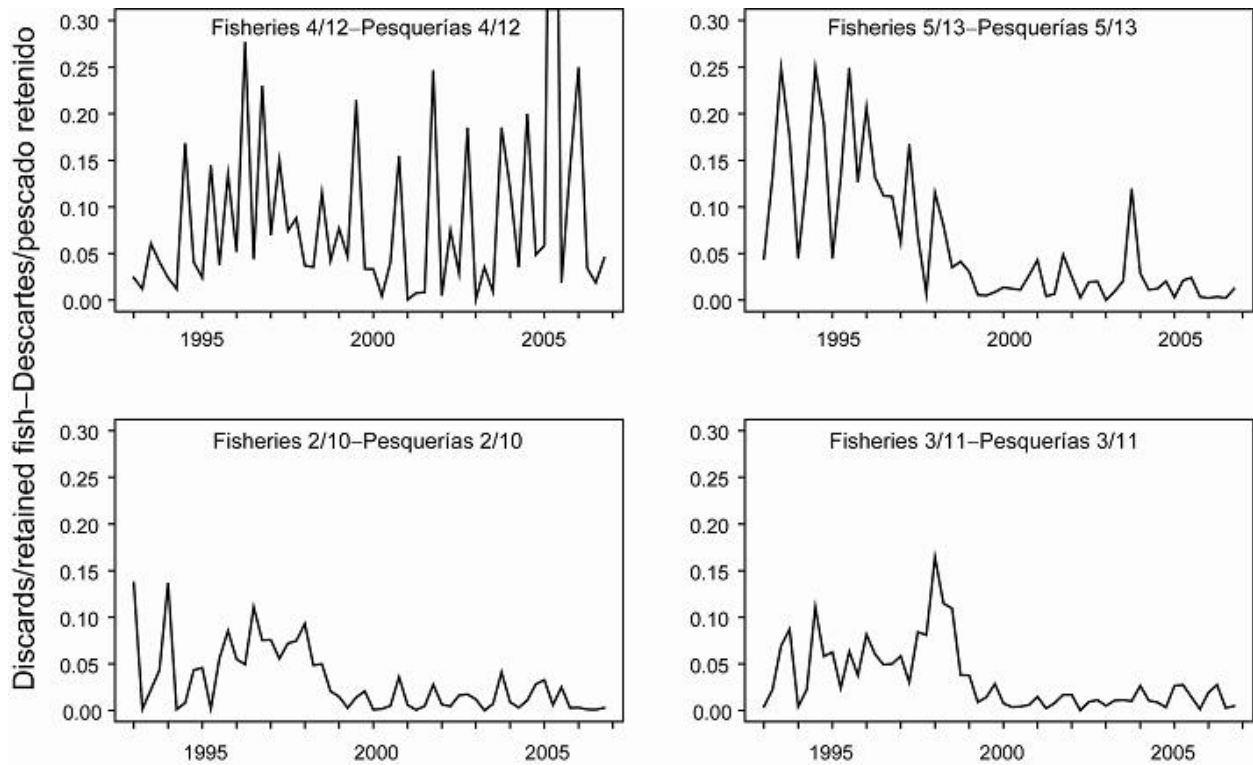


FIGURE 2.3. Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

FIGURA 2.3. Pesos de atún patudo descartado como proporción de las capturas trimestrales retenidas de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las pesquerías 2, 3, 4, y 5 son las pesquerías “reales”, y las Pesquerías 10, 11, 12, y 13 las pesquerías de descarte correspondientes.

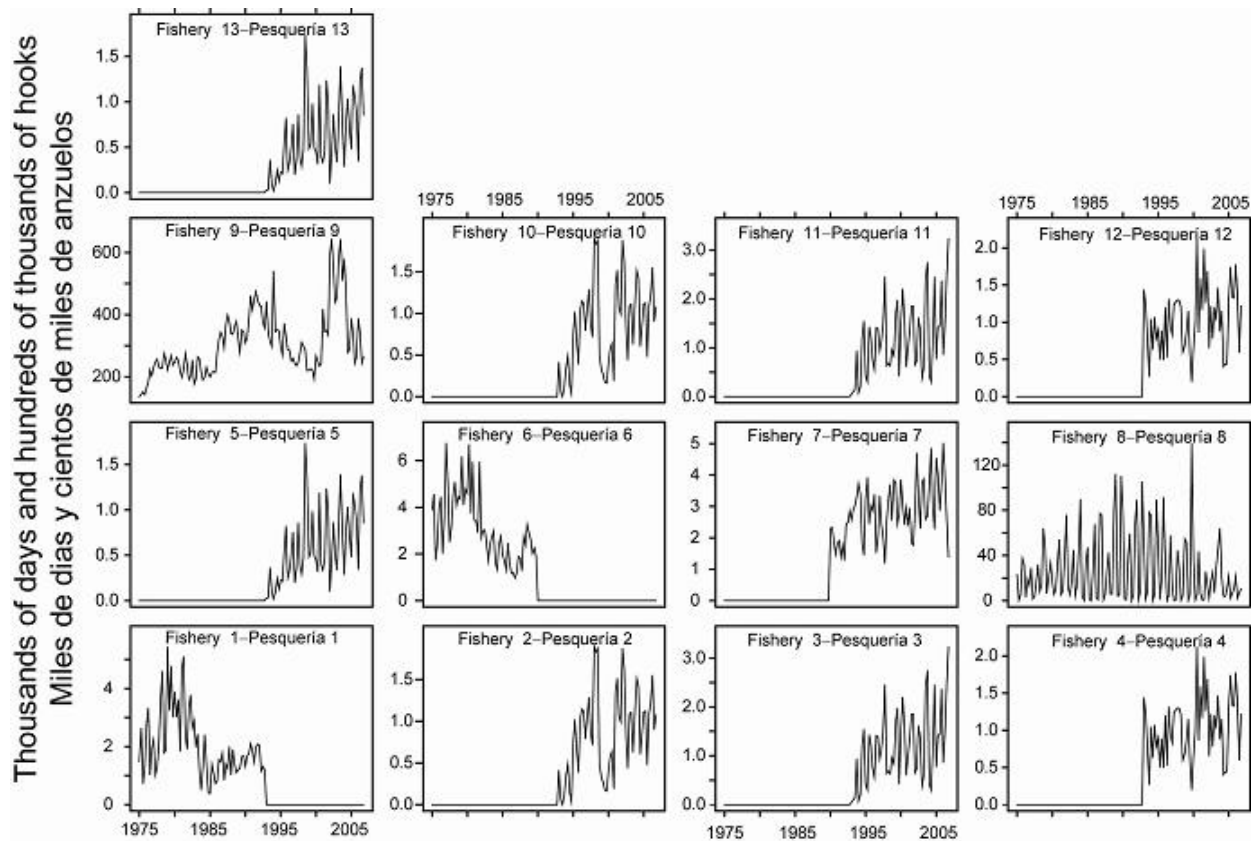


FIGURE 2.4. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8 and 9 in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.4. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en días de pesca, y el de las Pesquerías 8 y 9 en número estandarizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

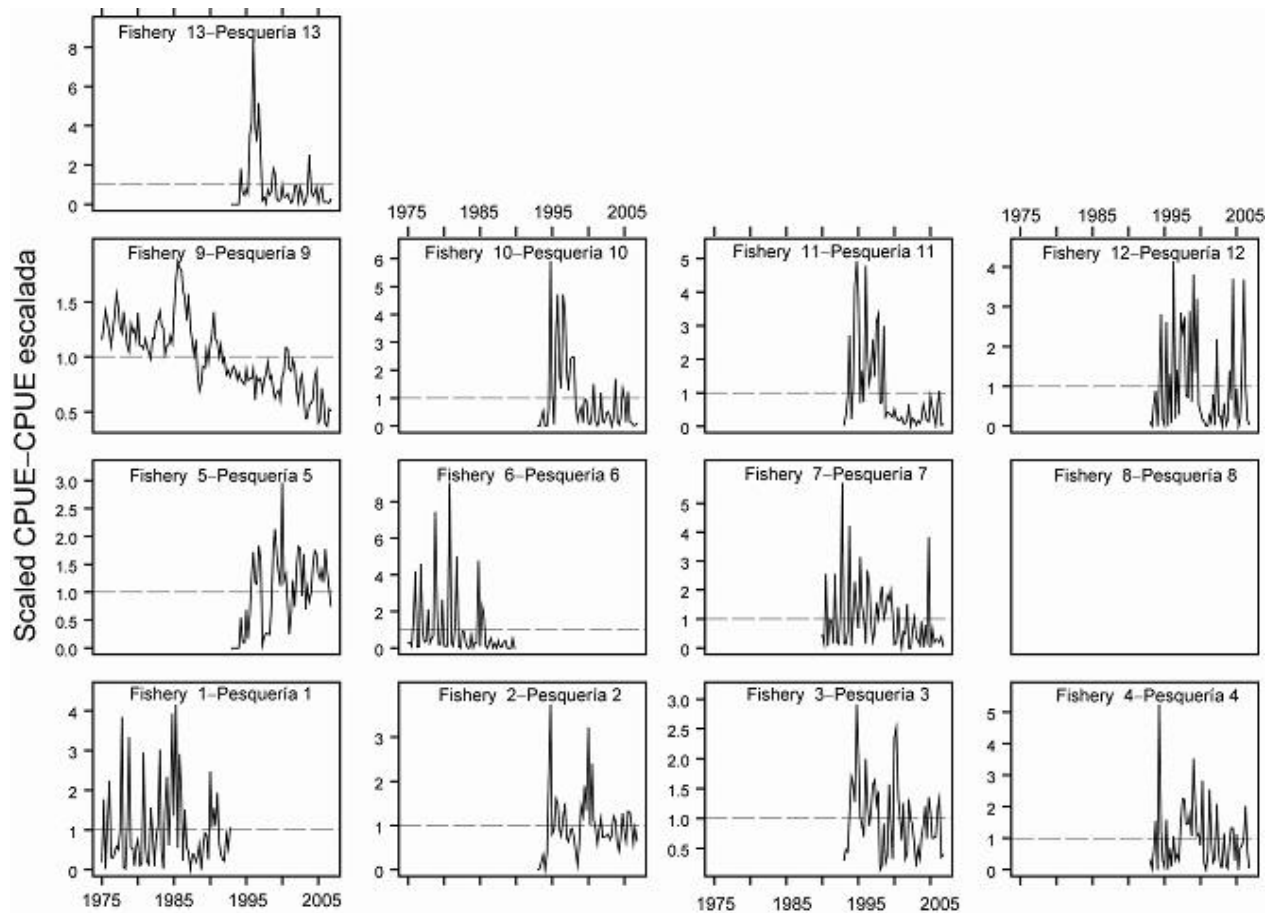


FIGURE 2.5. CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 8 and 9 in numbers of fish caught per standardized number of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.5. CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 8 y 9 en número de peces capturados por número estandarizado de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

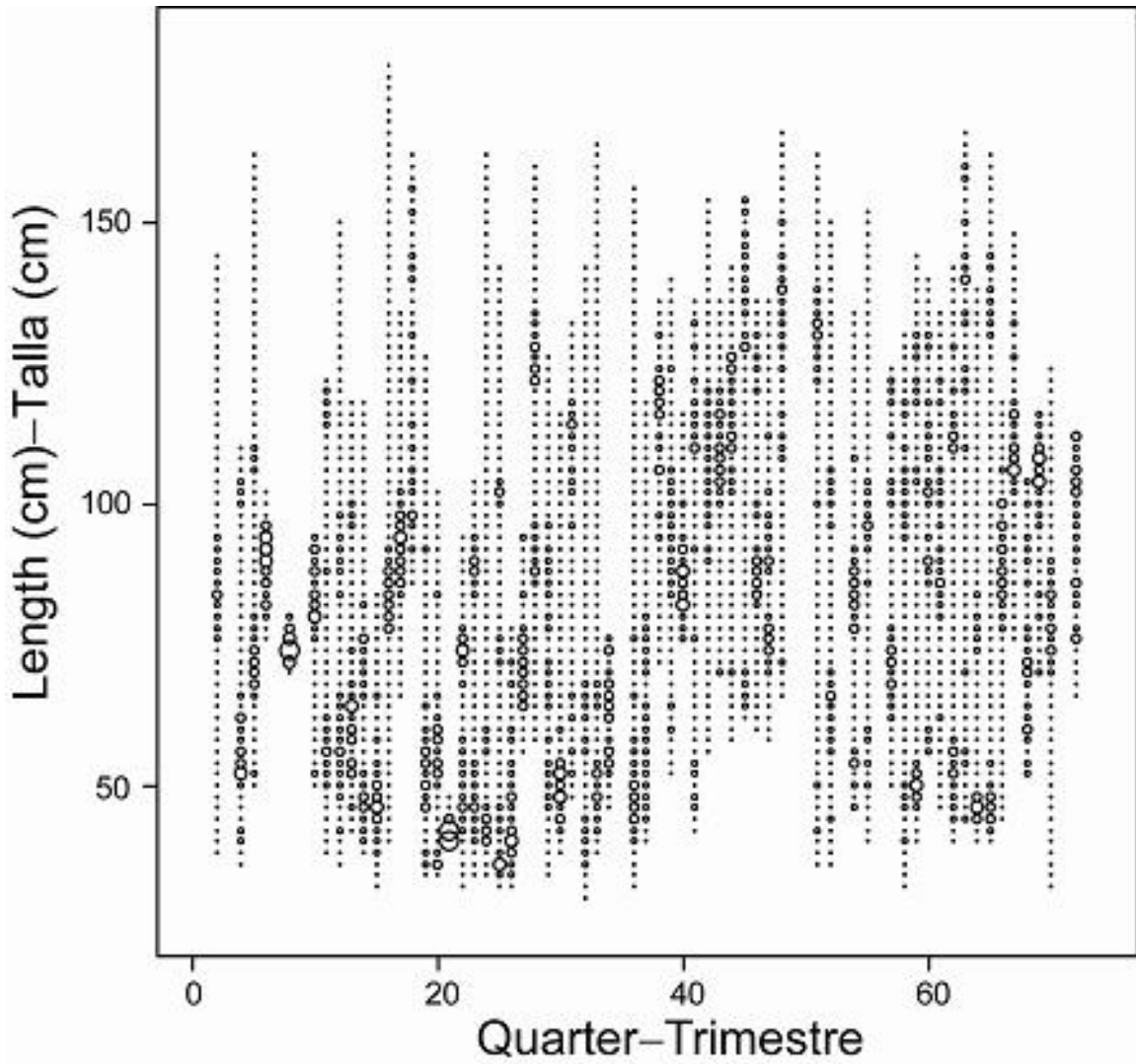


FIGURE 2.6a. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 1, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6a. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 1, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

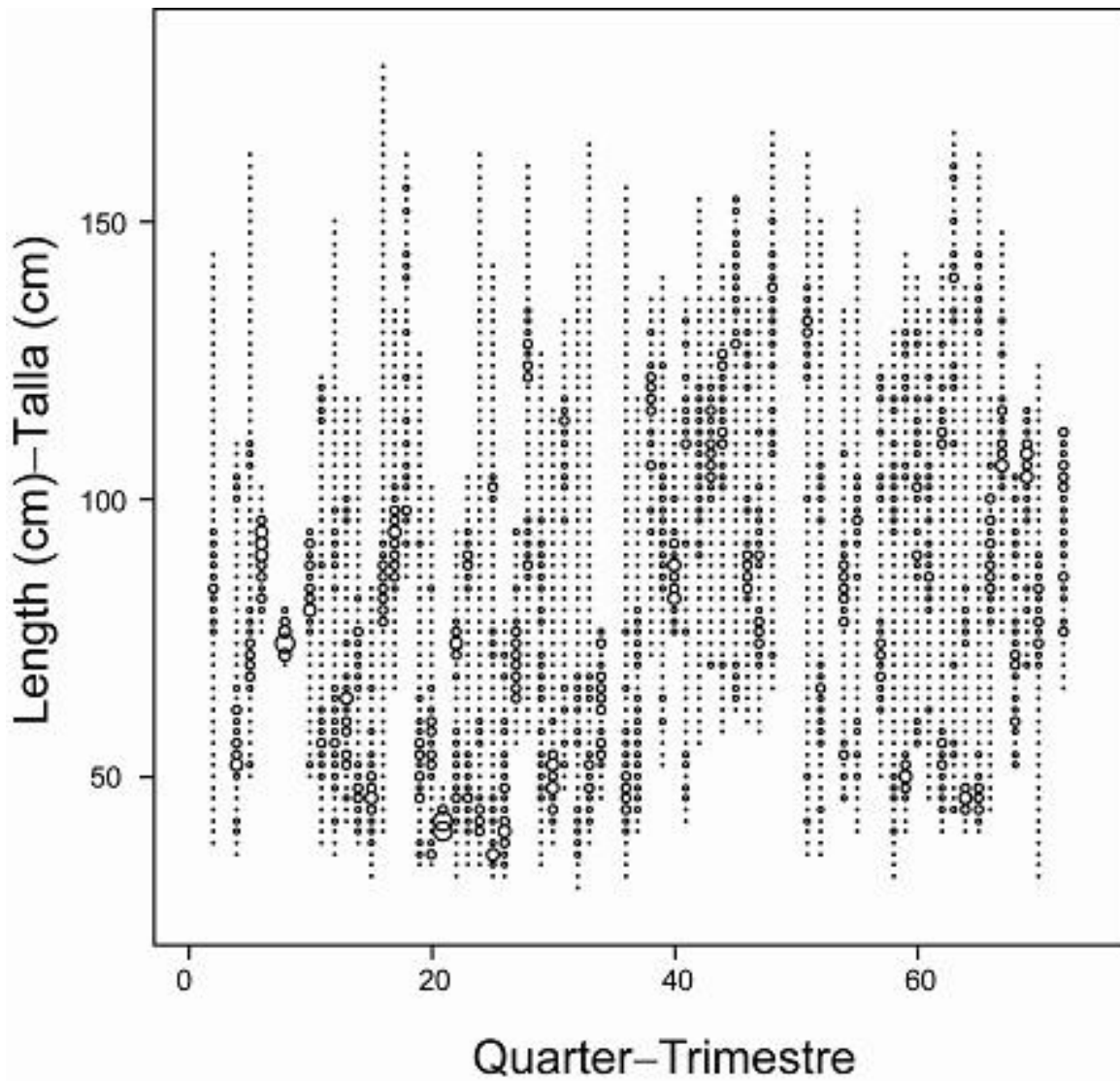


FIGURE 2.6b. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 2, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6b. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 2, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

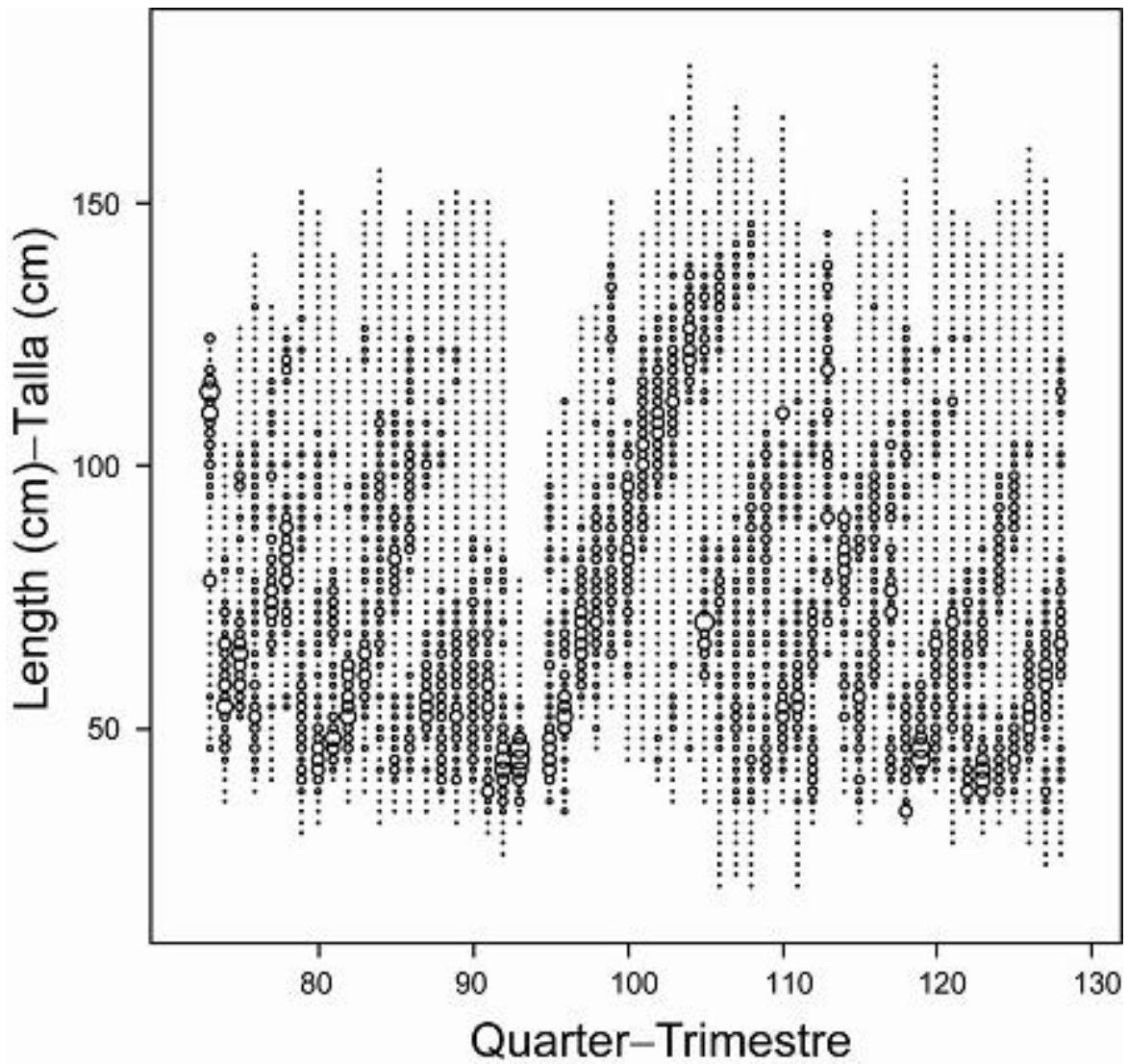


FIGURE 2.6c. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 3, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6c. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 3, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

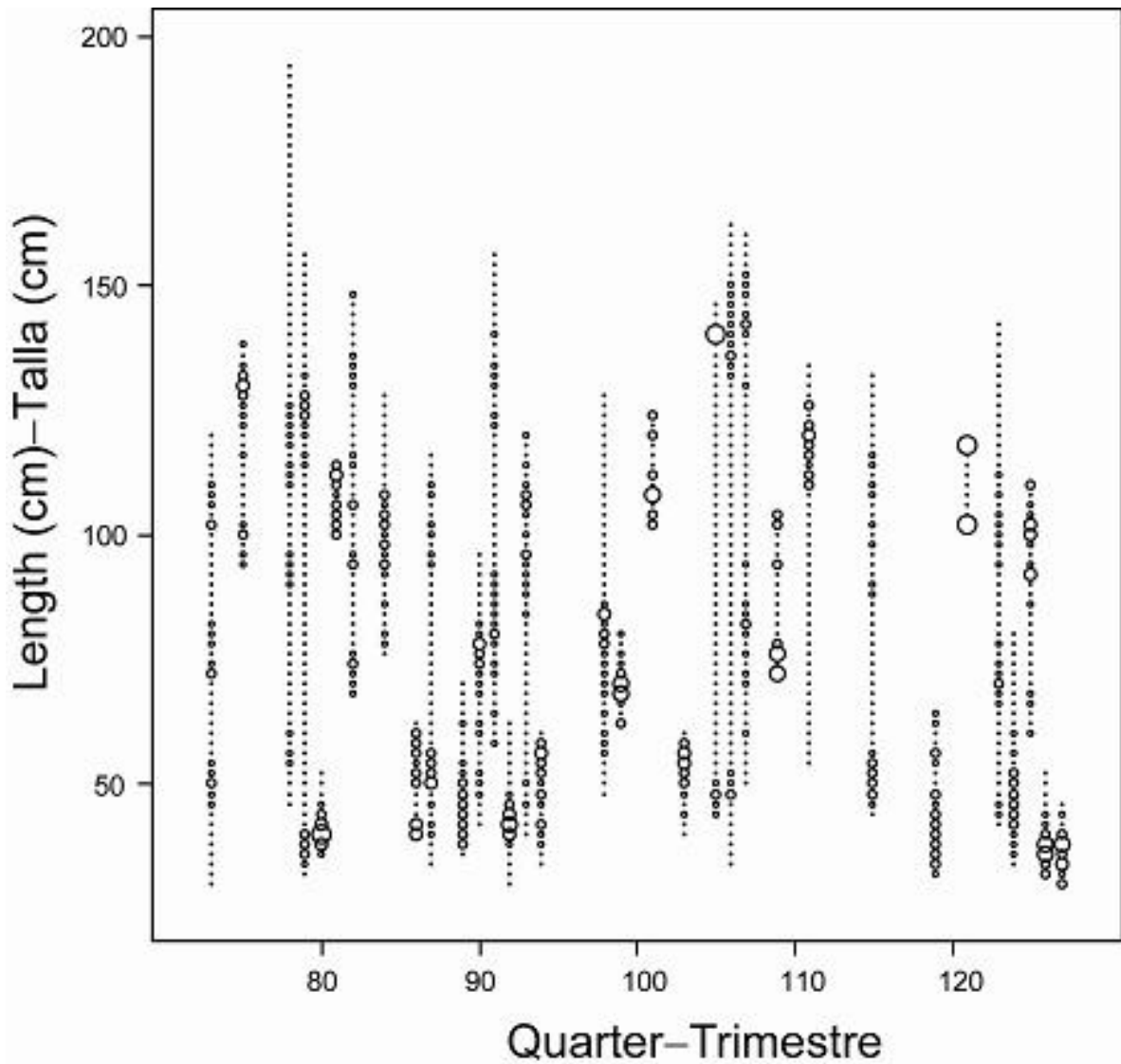


FIGURE 2.6d. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 4, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6d. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 4, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

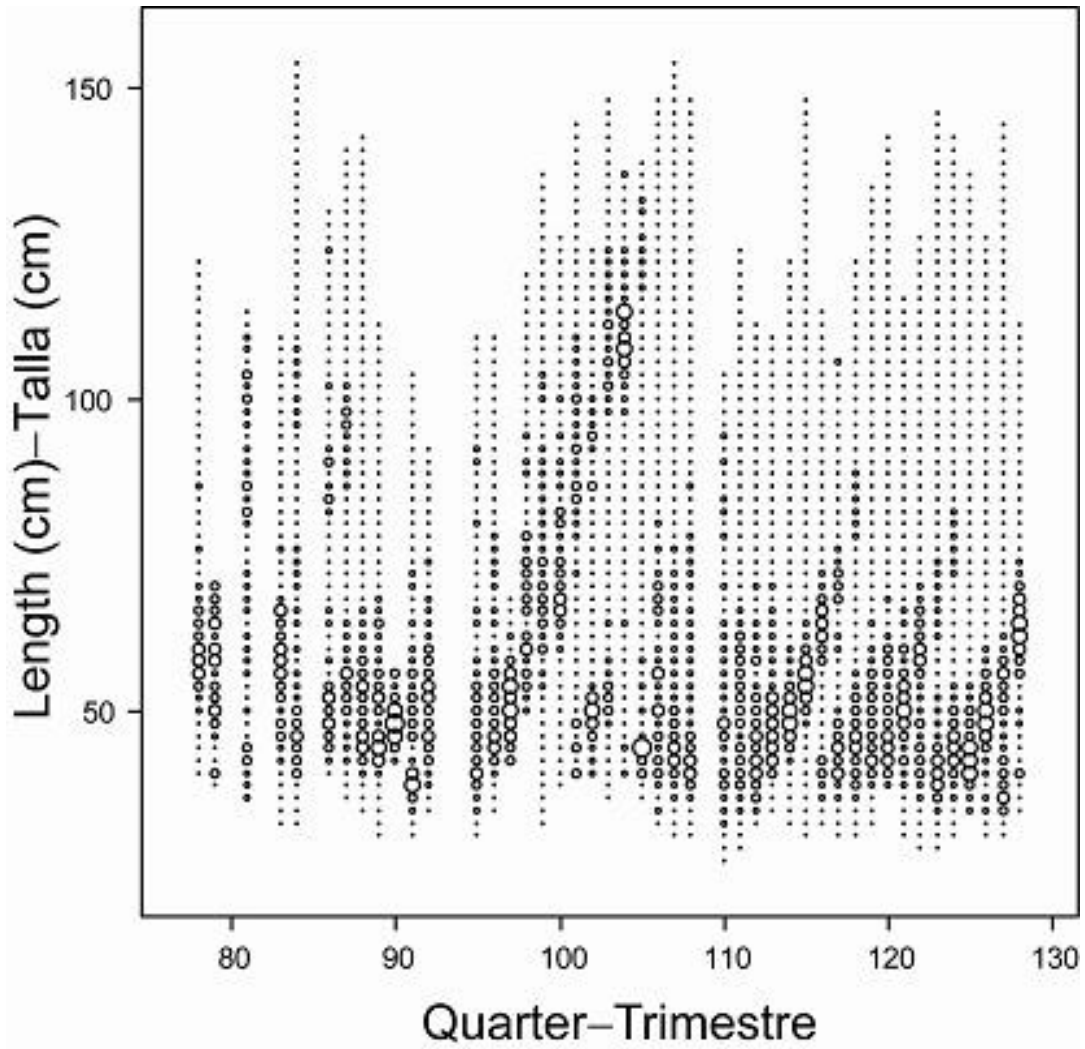


FIGURE 2.6e. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 5, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6e. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 5, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

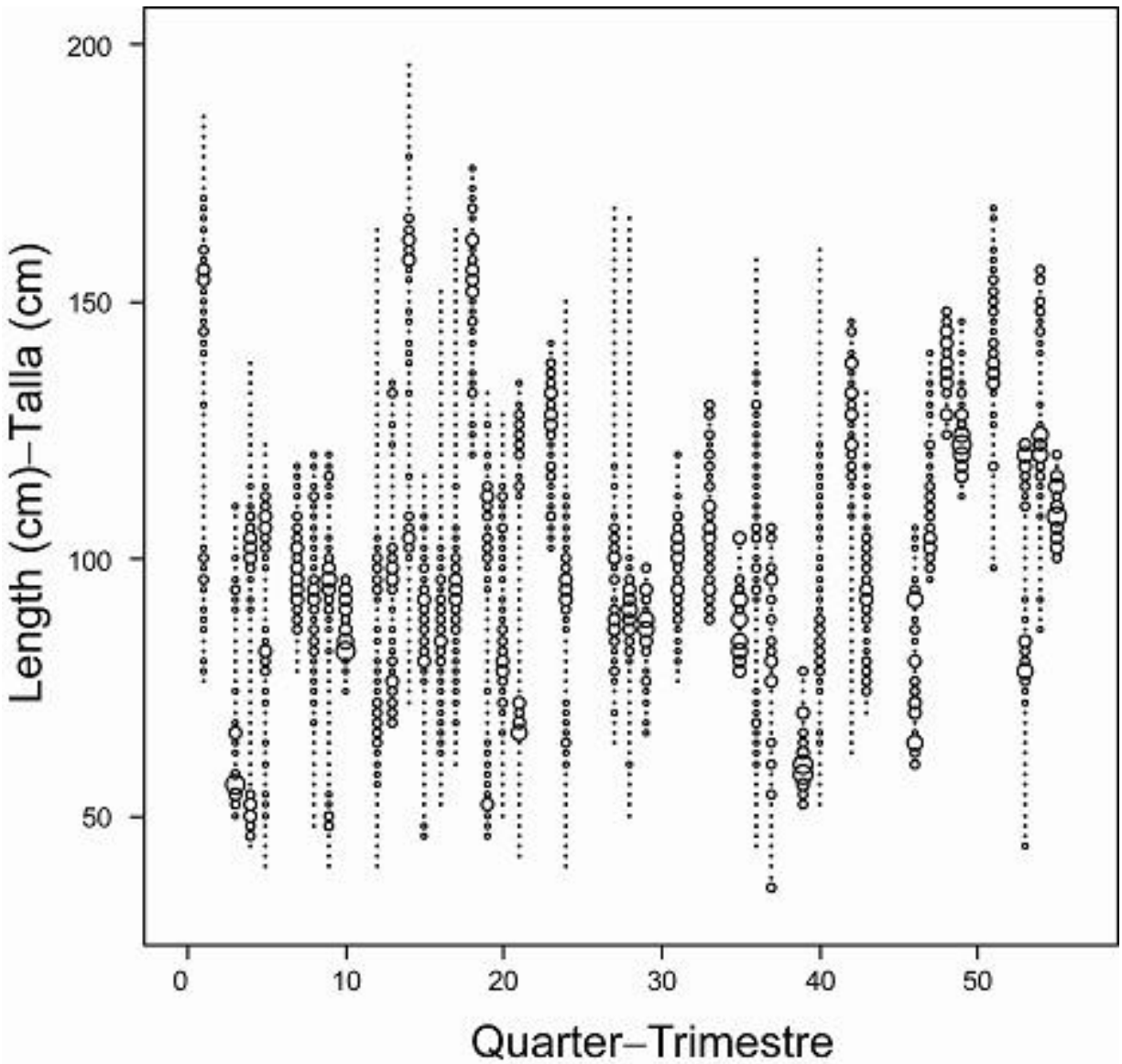


FIGURE 2.6f. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 6, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6f. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 6, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

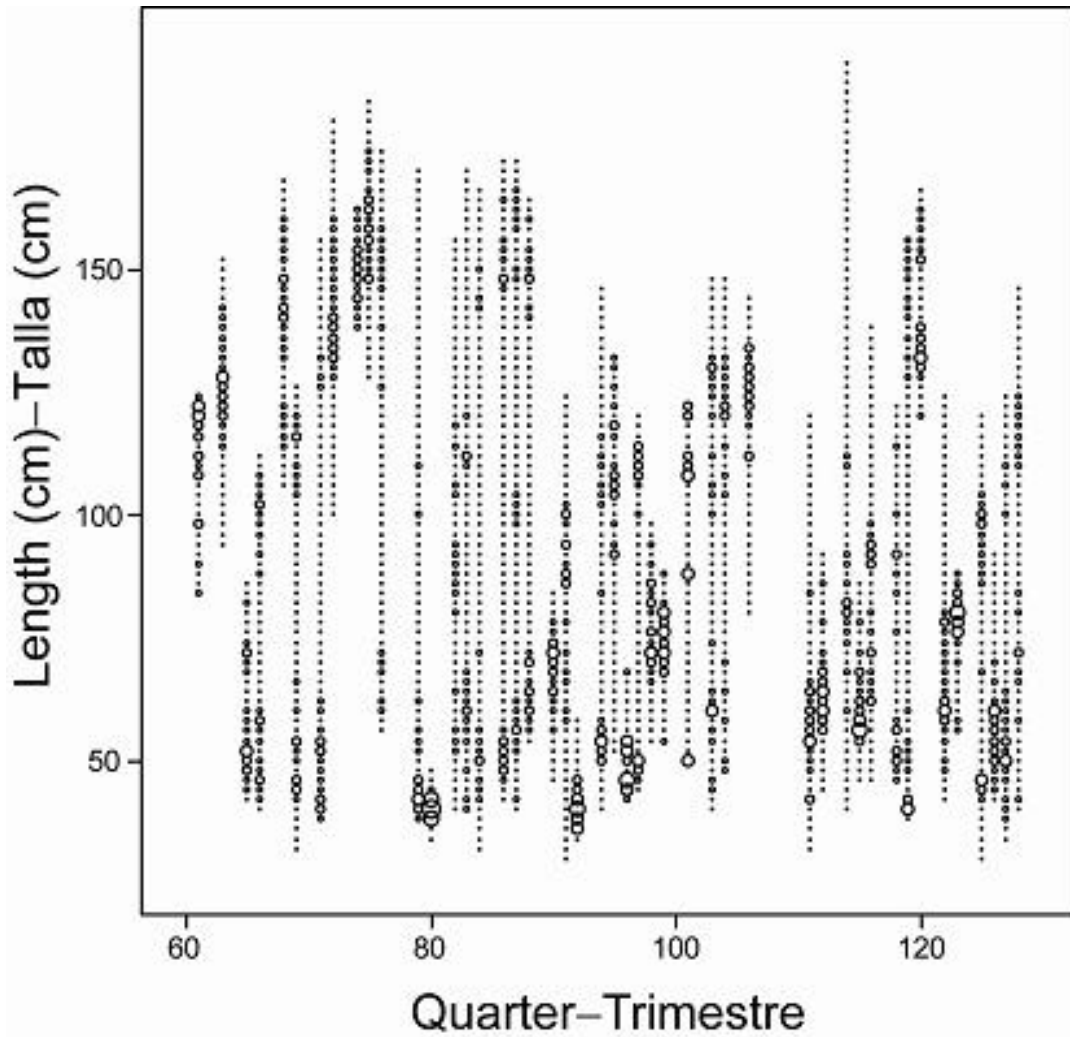


FIGURE 2.6g. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 7, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6g. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 7, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

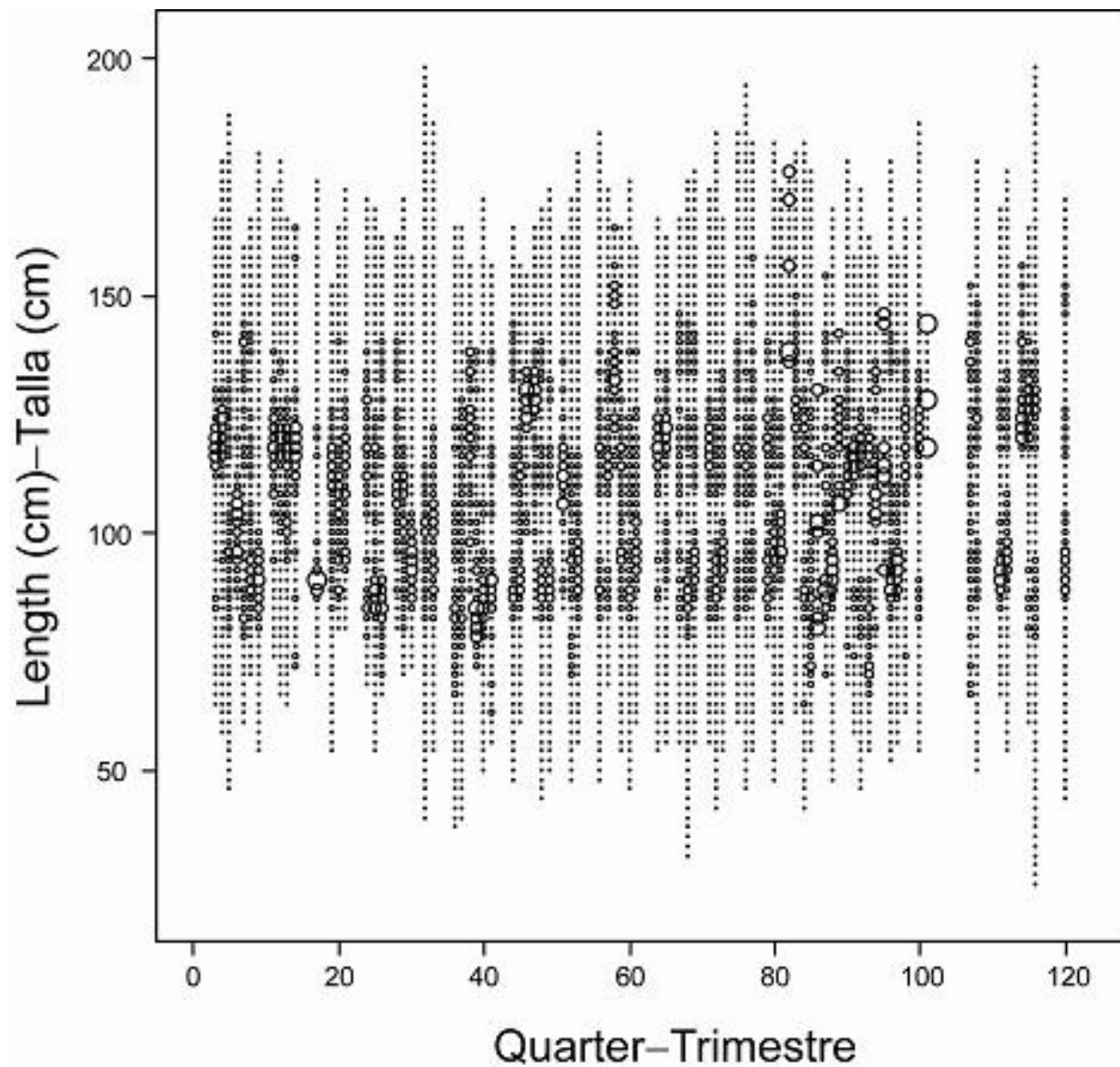


FIGURE 2.6h. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 8, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6h. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 8, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

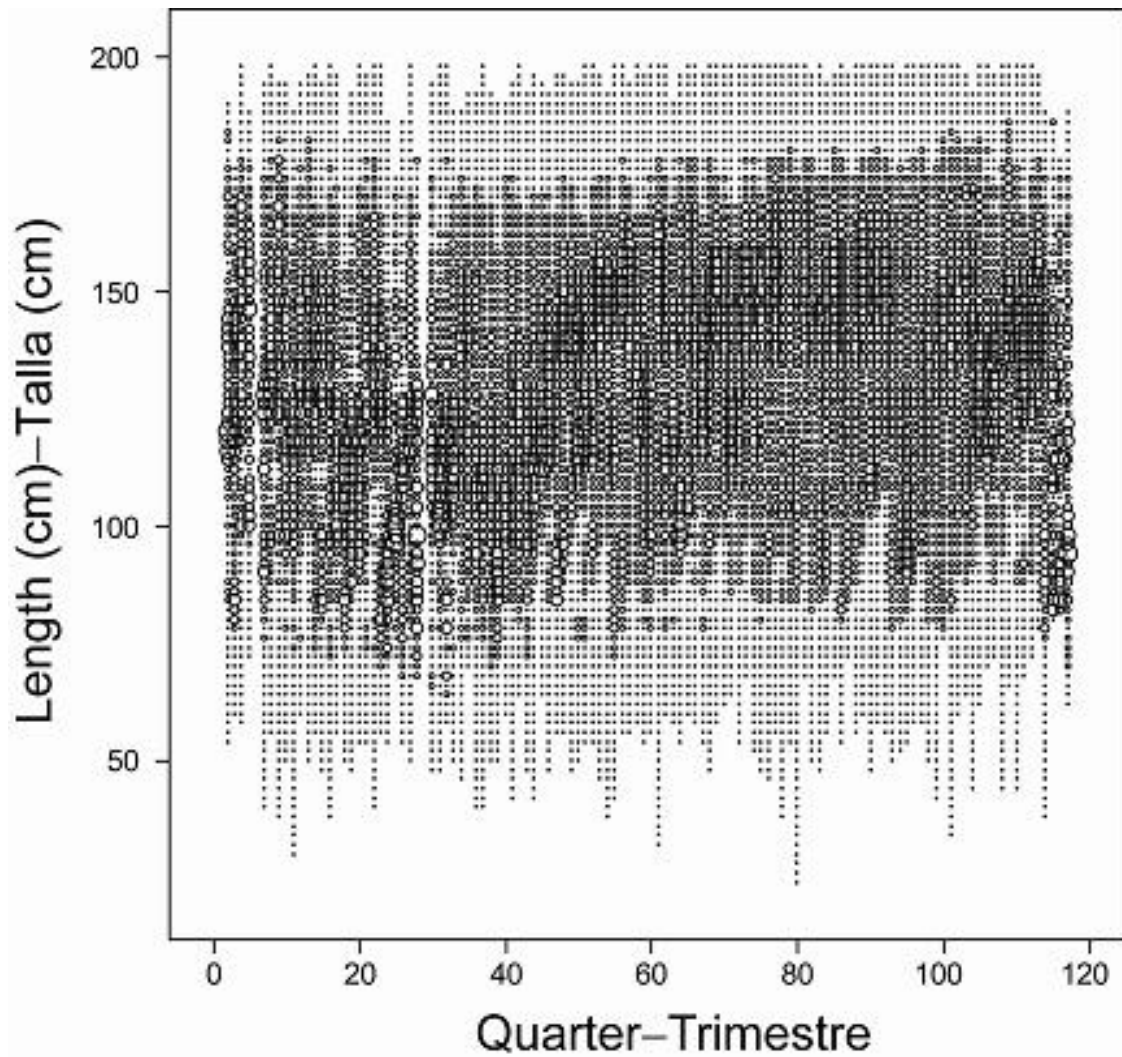


FIGURE 2.6i. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 9, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6i. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 9, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

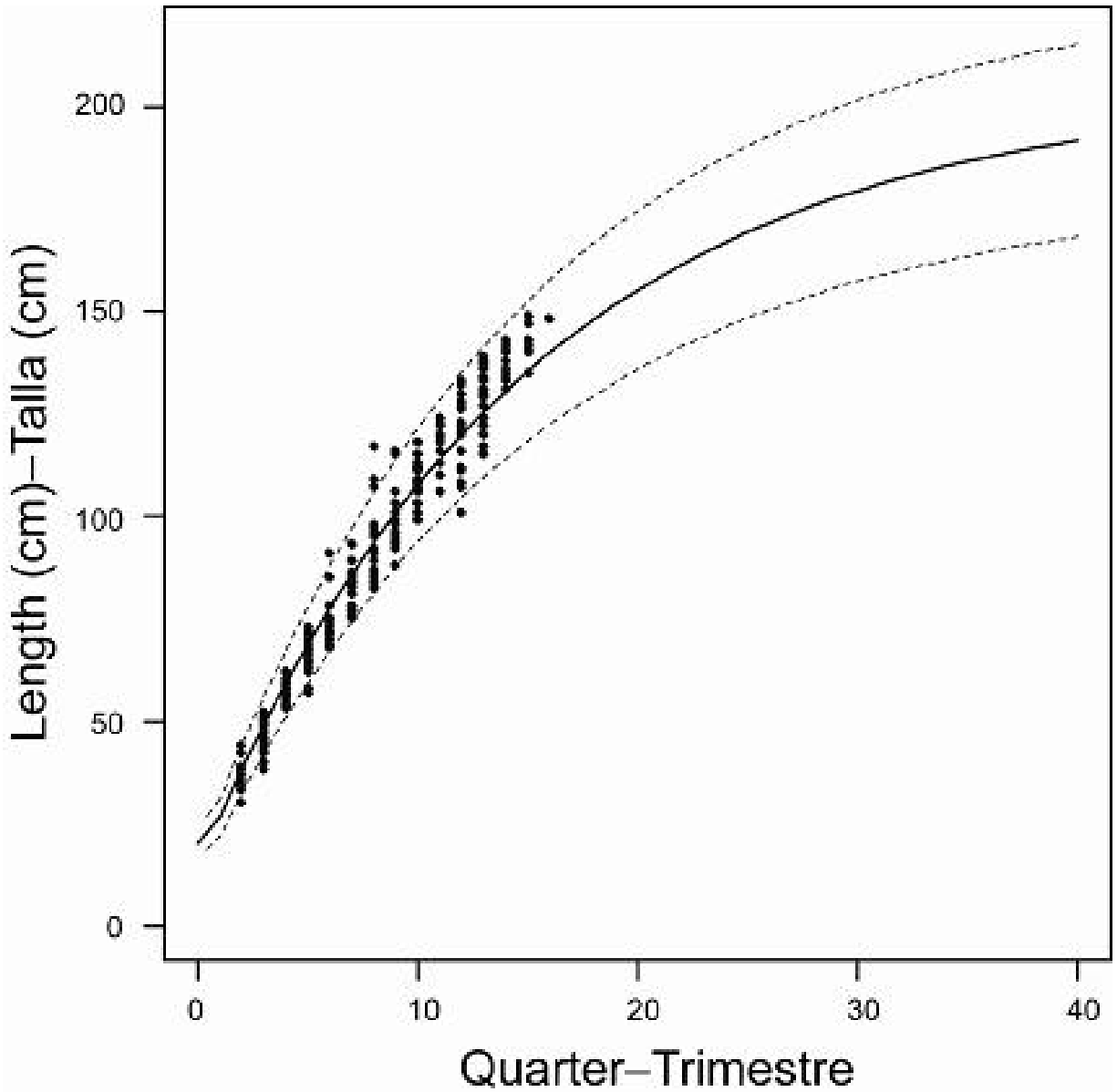


FIGURE 3.1. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The dots represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006). The dashed lines indicate the confidence intervals (± 2 standard deviations) of the mean lengths at age.

FIGURA 3.1. Talla a edad media estimada del atún patudo en el OPO. Los puntos representan los datos de otolitos de talla a edad de Schaefer y Fuller (2006). Las líneas de trazos indican los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) de la talla media a edad.

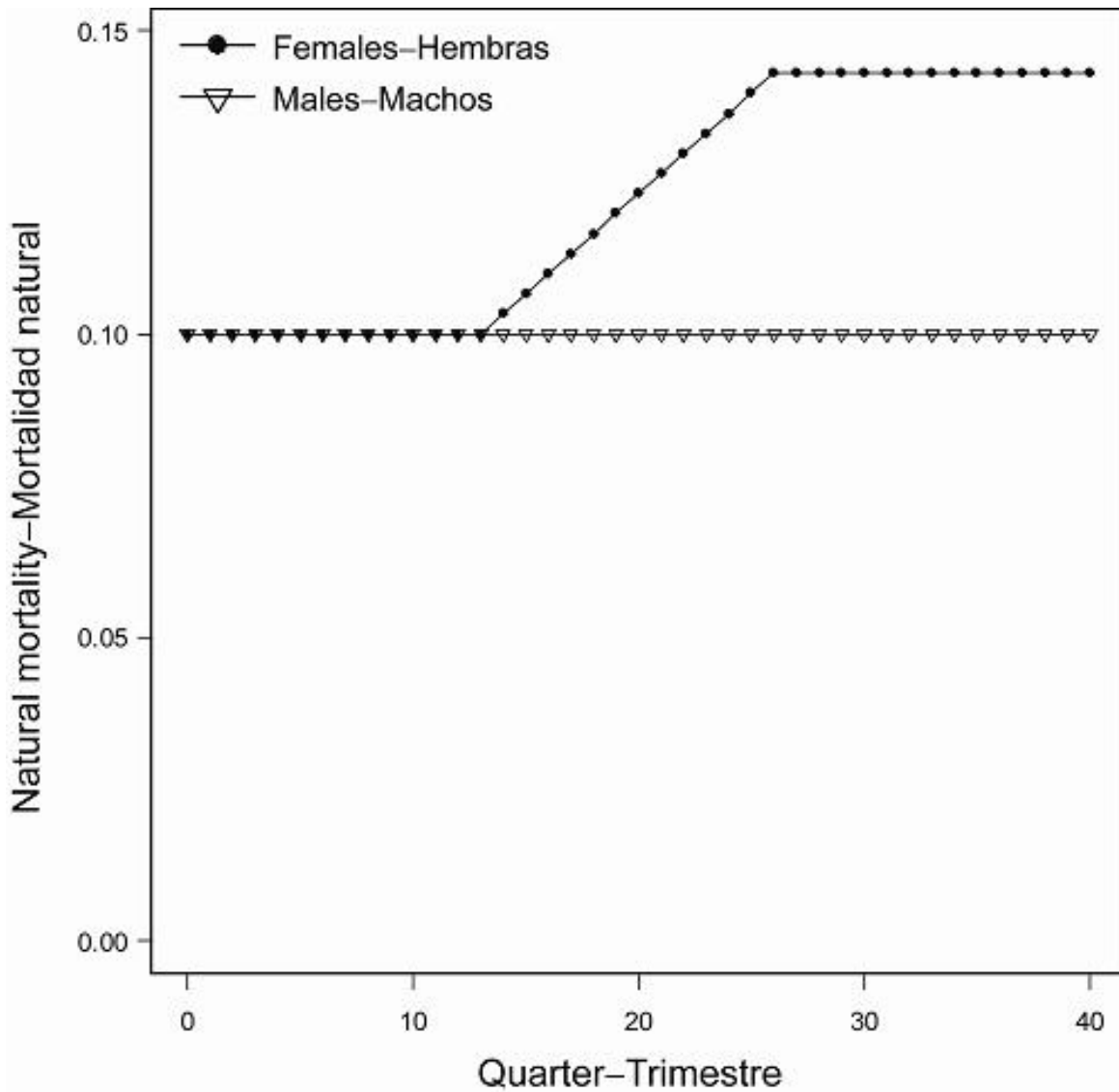


FIGURE 3.2. Quarterly natural mortality (M) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Tasas trimestrales de mortalidad natural (M) usadas en la evaluación del caso base del atún patudo en el OPO.

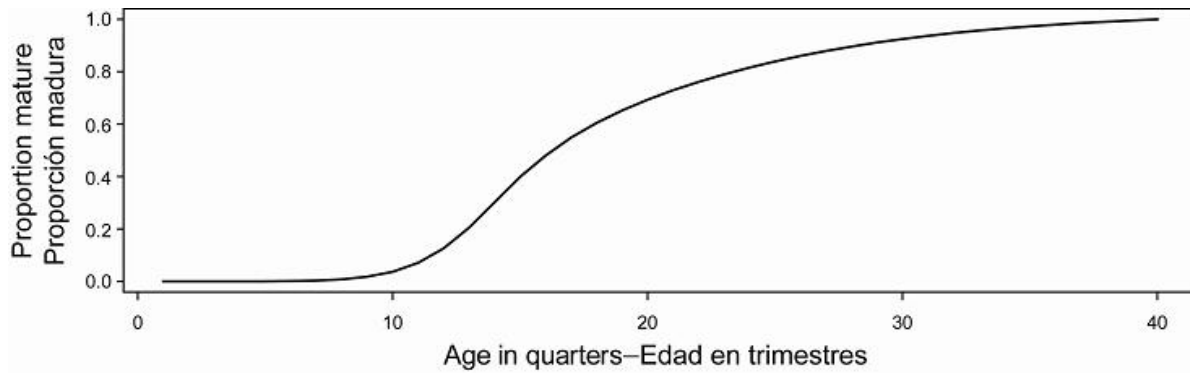


FIGURE 3.3. Age-specific index of fecundity of bigeye tuna as assumed in the base case model and in the estimation of natural mortality.

FIGURA 3.3. Índice de fecundidad por edad de atún patudo supuesto en el modelo del caso base y en la estimación de la mortalidad natural.

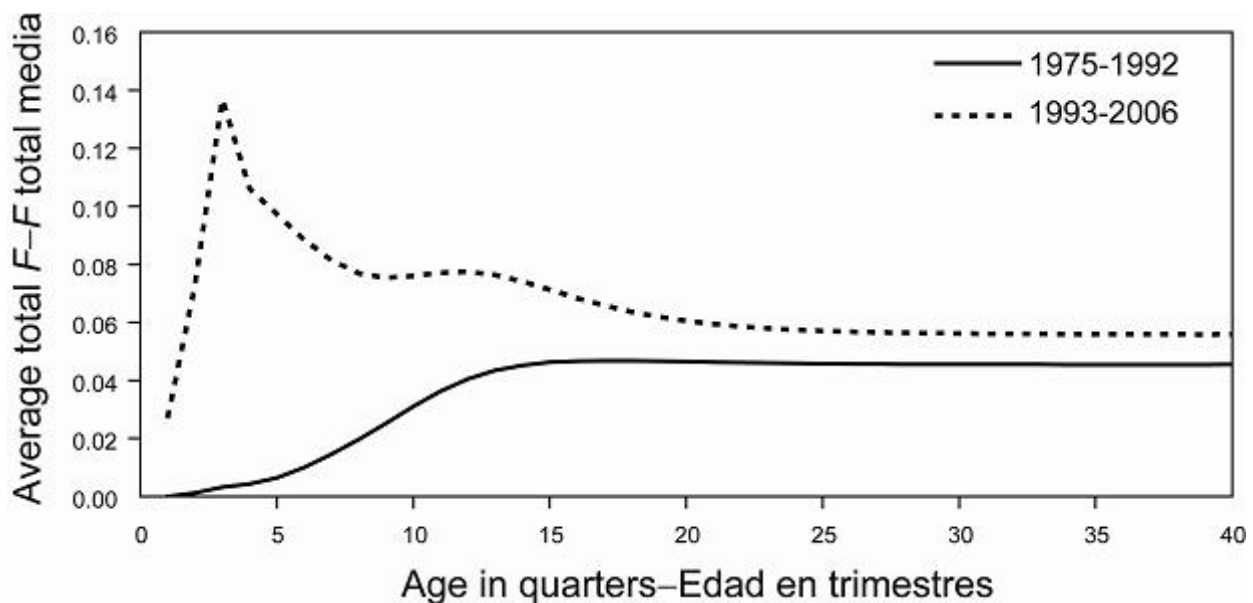


FIGURE 4.1. Average quarterly fishing mortality (approximated by exploitation rate) at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2006 display the averages for the periods prior to and since the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

FIGURA 4.1. Mortalidad por pesca trimestral media (aproximada por la tasa de explotación) por edad de atún patudo en el OPO, por todas las artes. Las curvas de 1975-1992 y 1993-2006 muestran los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.

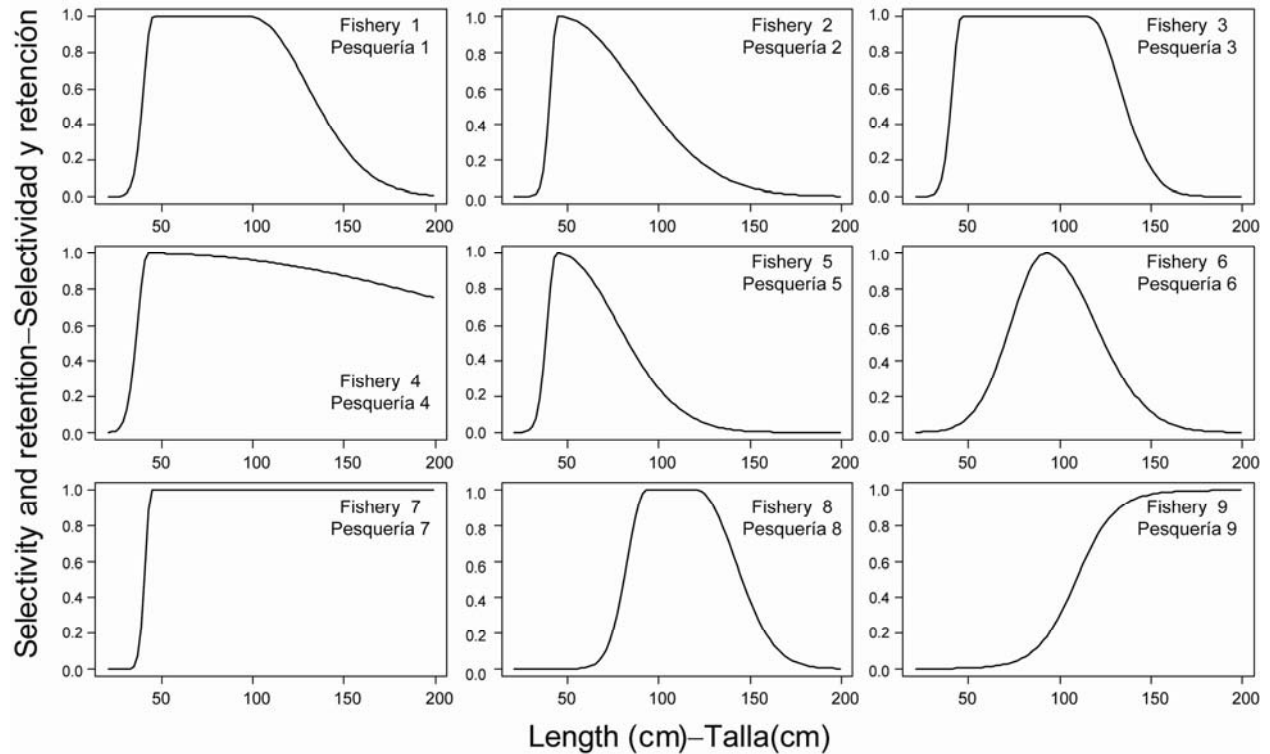


FIGURE 4.2. Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

FIGURA 4.2. Curvas de selectividad para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se estimaron las curvas de selectividad de las Pesquerías 1 a 9 con el método A-SCALA; las de las Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

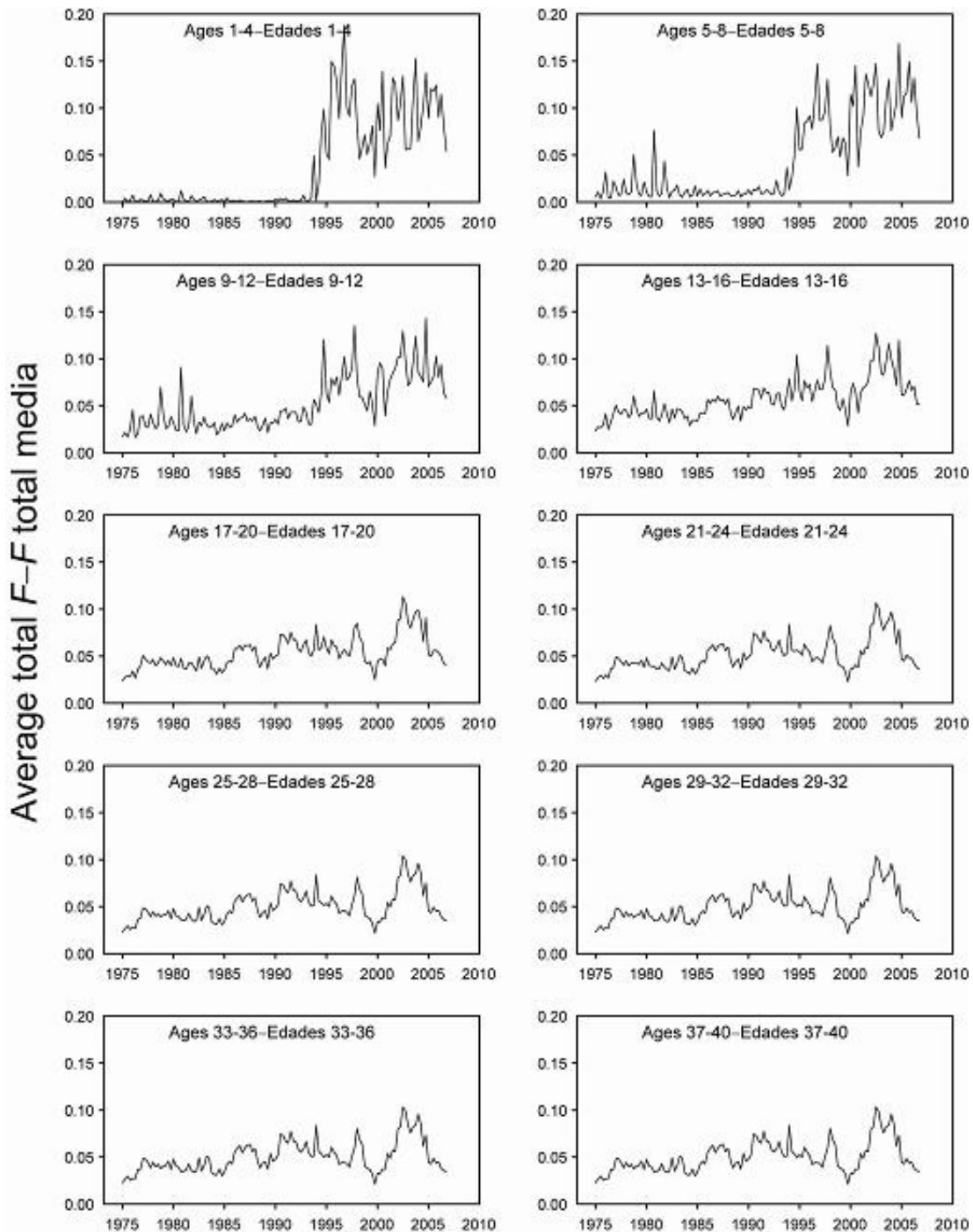


FIGURE 4.3. Average quarterly fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 4.3. Mortalidad por pesca trimestral media, por todos los artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1-4 trimestres de edad.

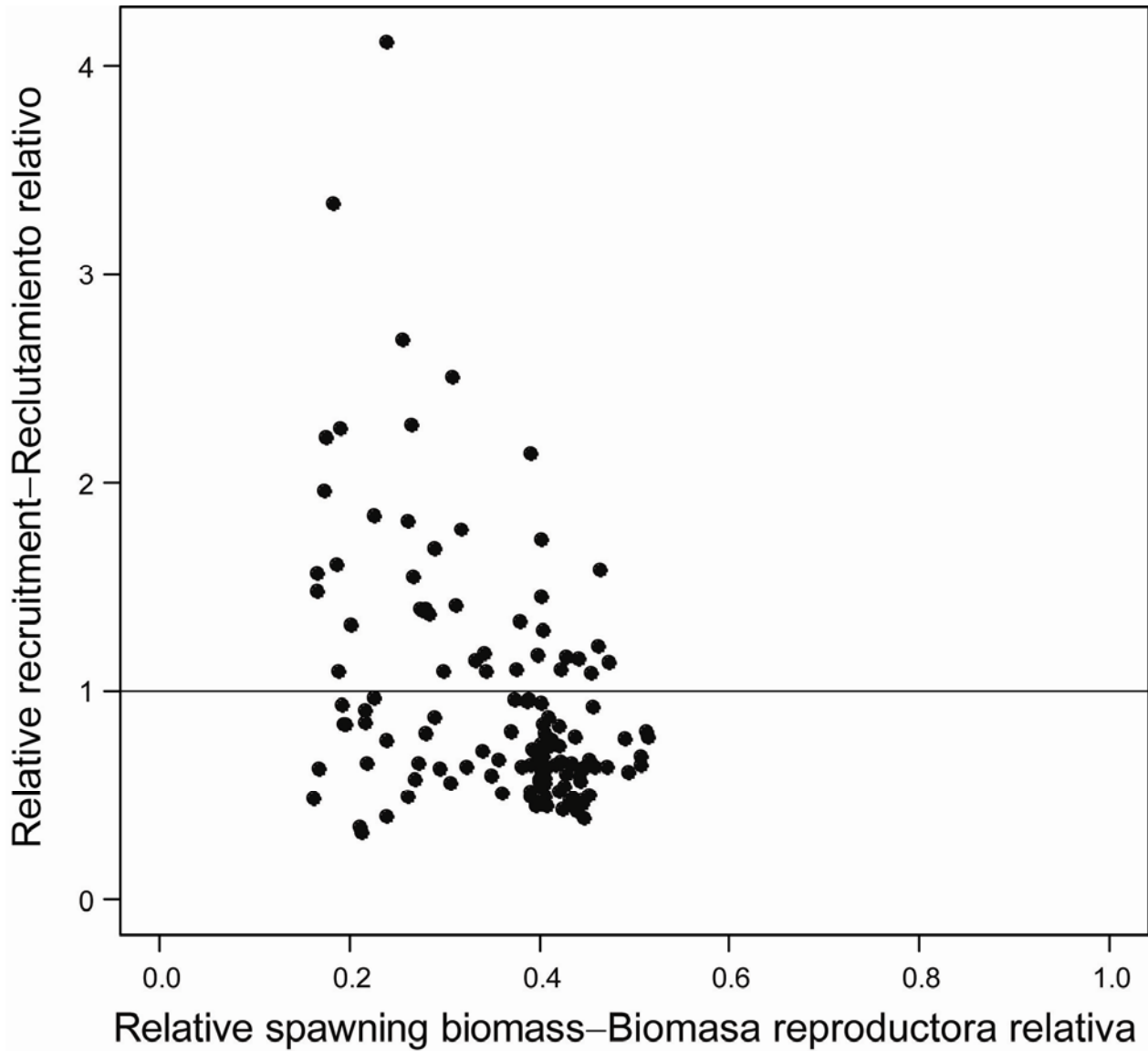


FIGURE 4.4. Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

FIGURA 4.4. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora de atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La línea horizontal representa la relación población-reclutamiento supuesta.

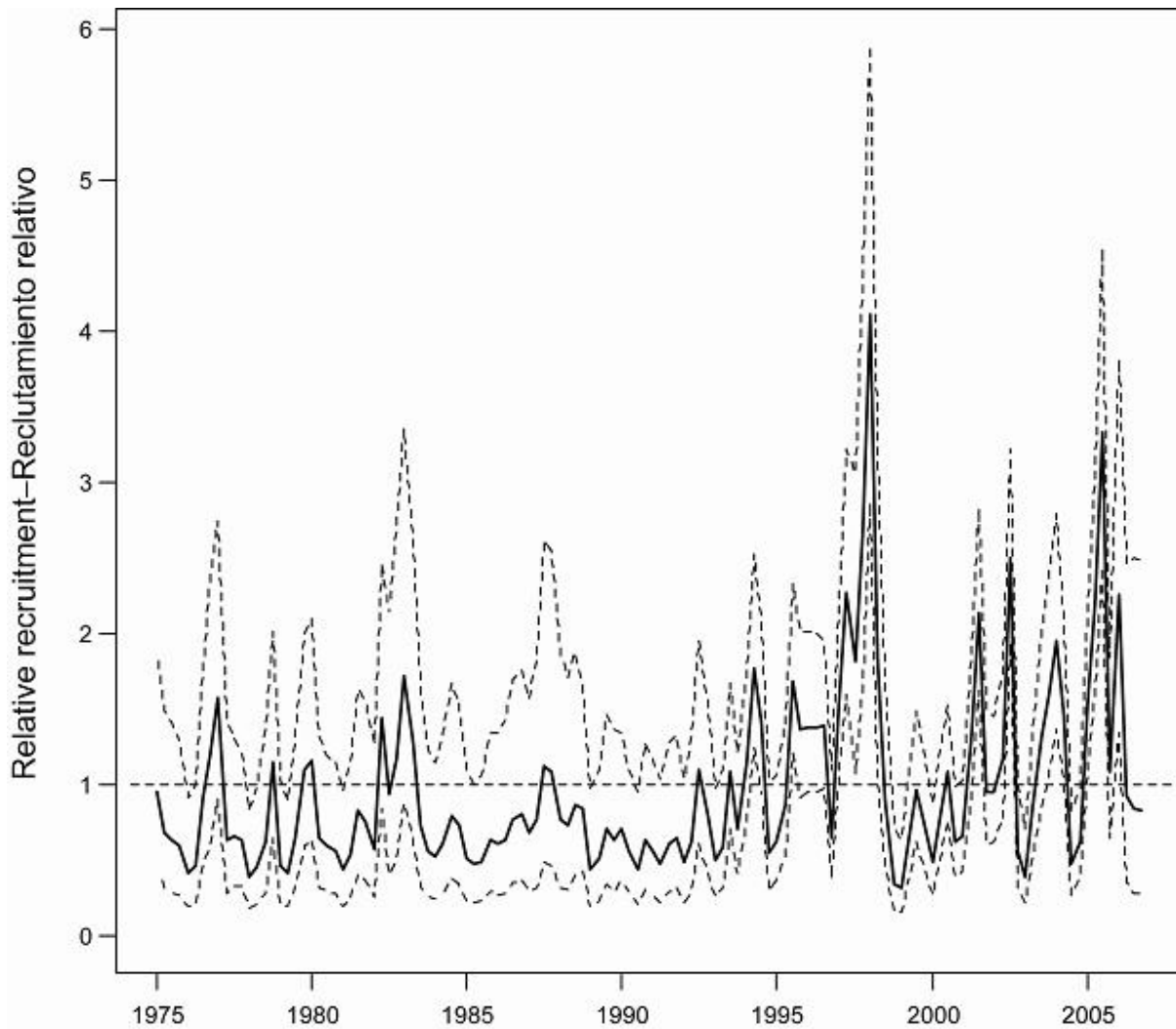


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. The dashed horizontal line represents the average recruitment for the period. The labels on the time axis are drawn at the beginning of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.5. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. La línea horizontal de trazos representa el reclutamiento promedio del período. 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.

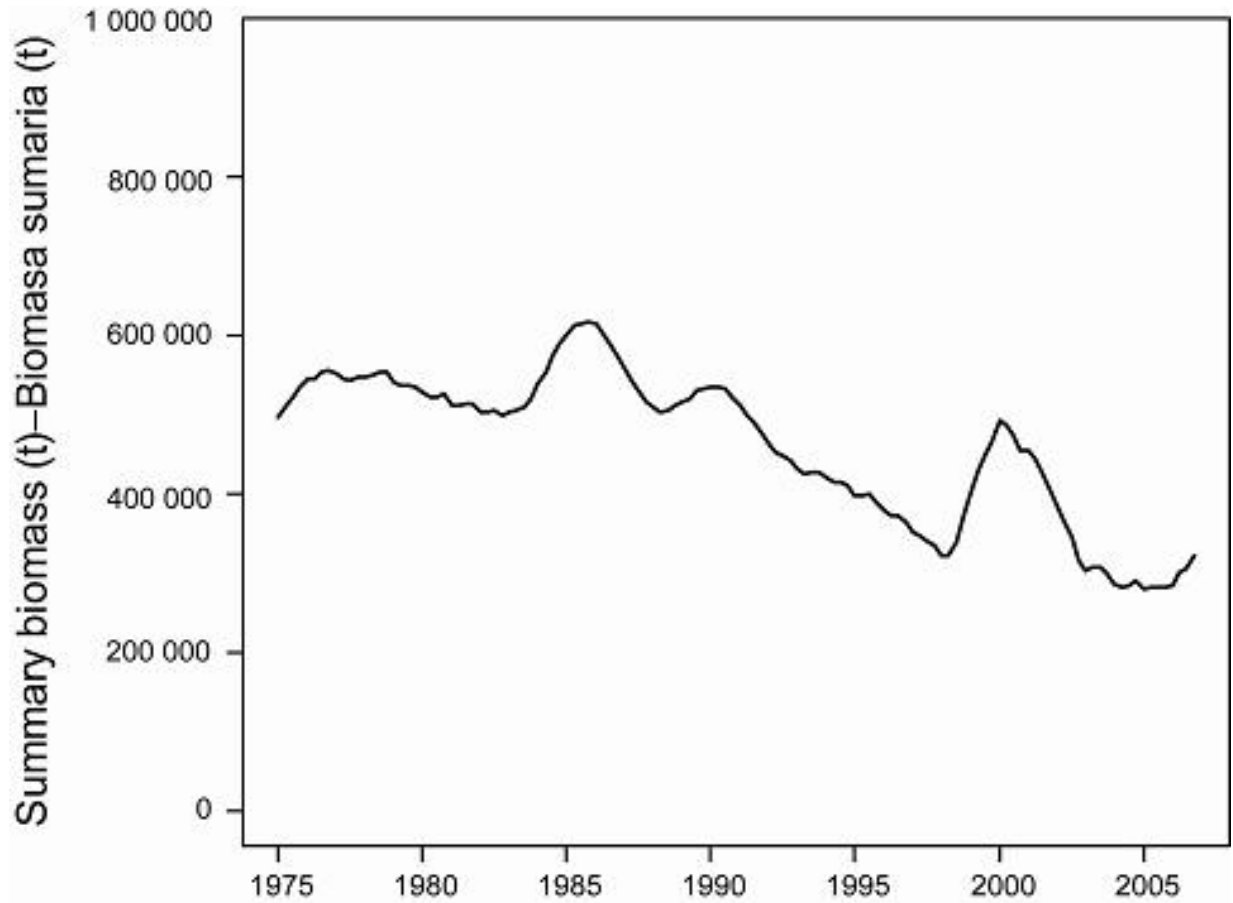


FIGURE 4.6. Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.6. Estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

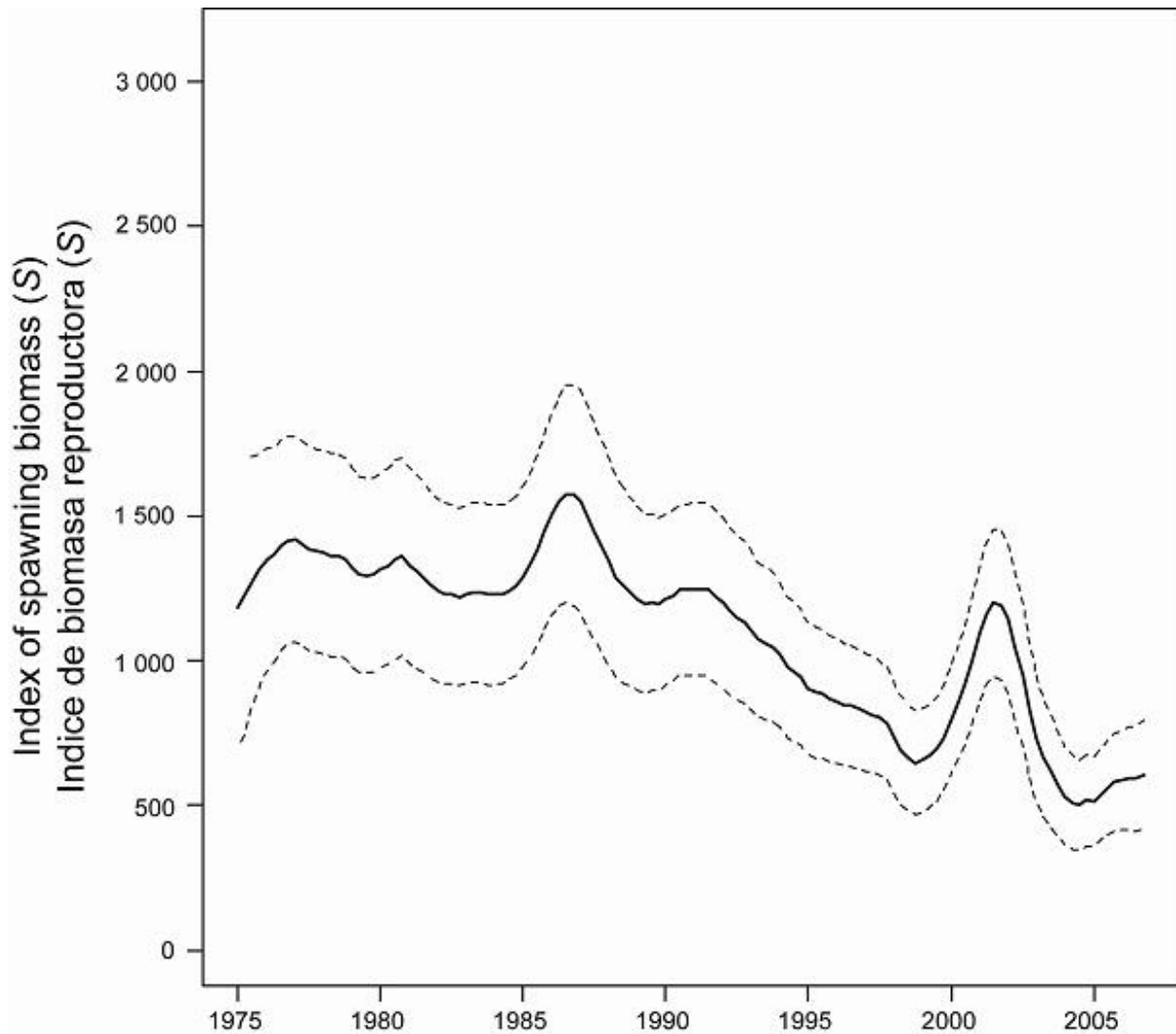


FIGURE 4.7. Index of spawning biomass (see Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of the index for each year.

FIGURA 4.7. Índice de biomasa reproductora (ver Sección 4.1.3) de atún patudo en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones del índice para cada año.

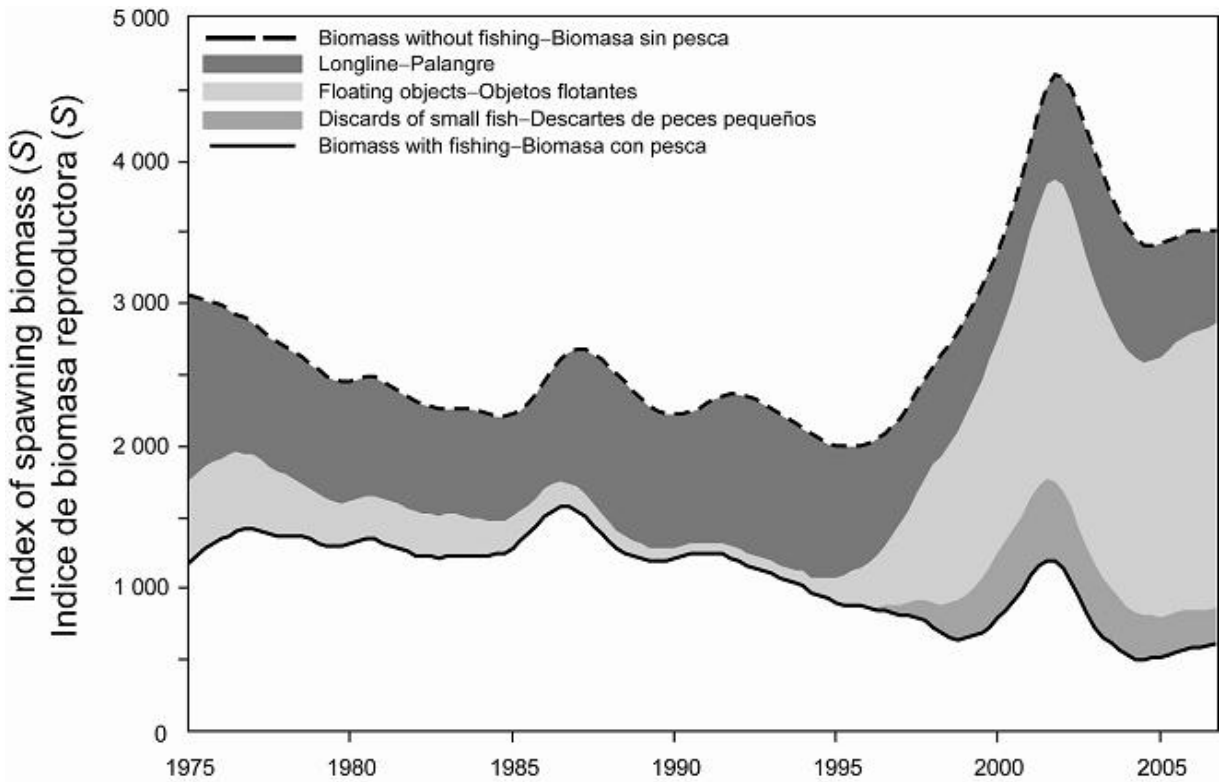


FIGURE 4.8. Trajectory of the index of spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4.8. Trayectoria del índice de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo no explotada (línea superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

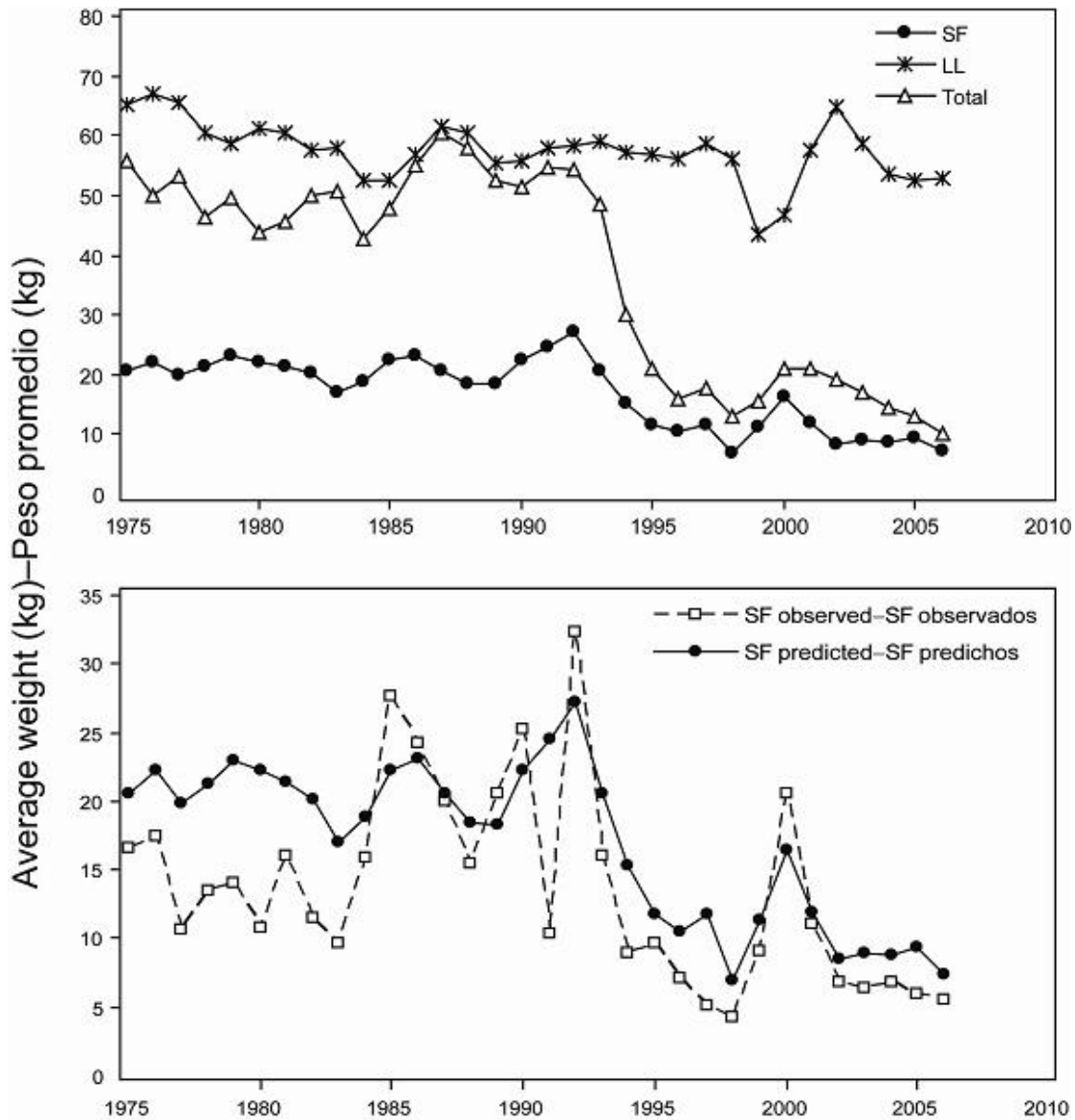


FIGURE 4.9. Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2006, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-5), longline fisheries (LL, Fisheries 8 and 9), and all fisheries combined (Total). Upper panel: predicted average weights; lower panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries.

FIGURA 4.9. Peso medio estimado de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2006, por las pesquerías de superficie (SF, Pesquerías 1-5), de palangre (LL, Pesquerías 8 y 9), y todas las pesquerías combinadas (Total). Recuadro superior: pesos medios predichos; recuadro inferior: pesos medios predichos y observados de las pesquerías de superficie.

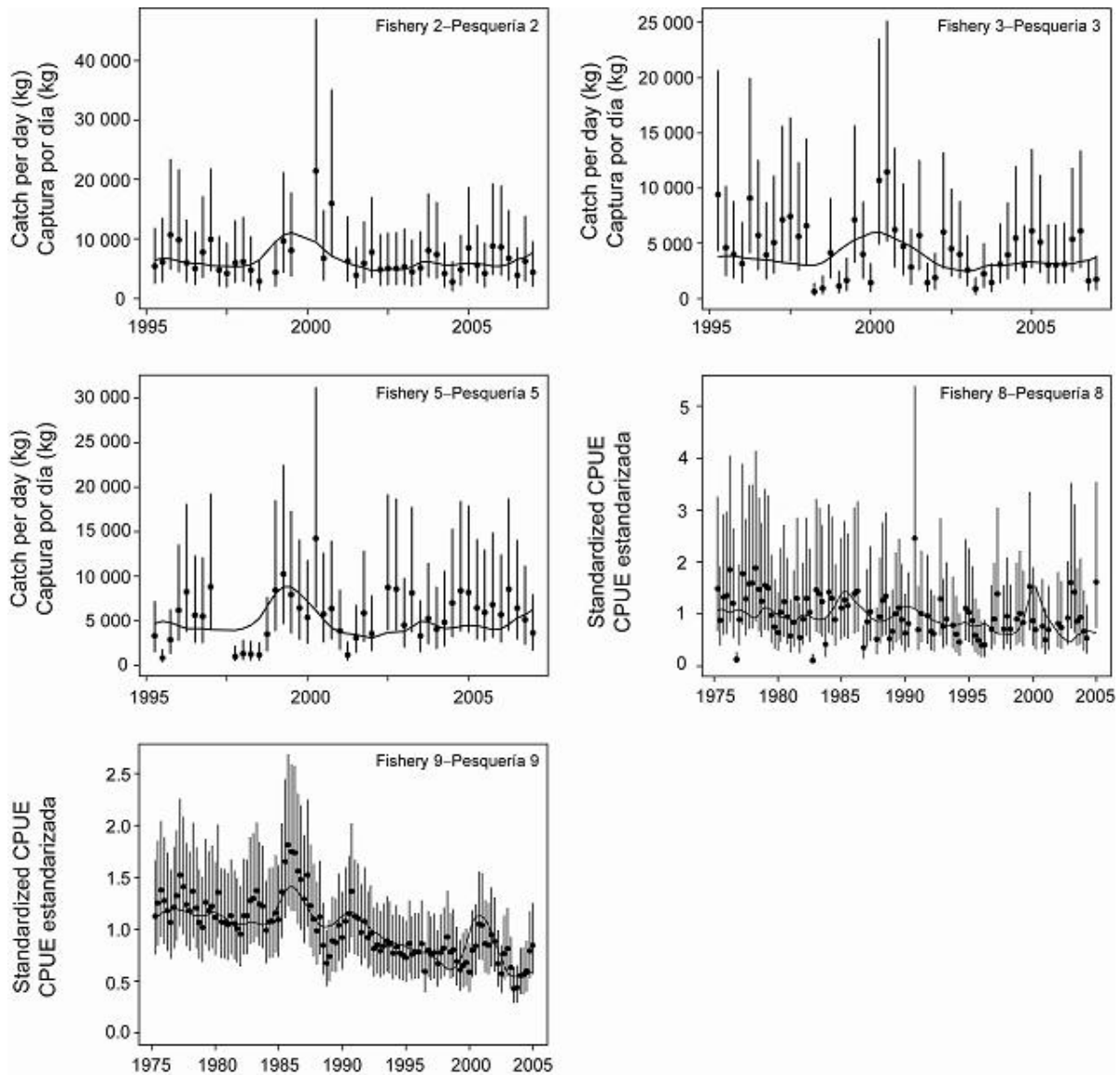


FIGURE 4.10. Model fit to the CPUE data from different fisheries.
FIGURA 4.10. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de varias pesquerías.

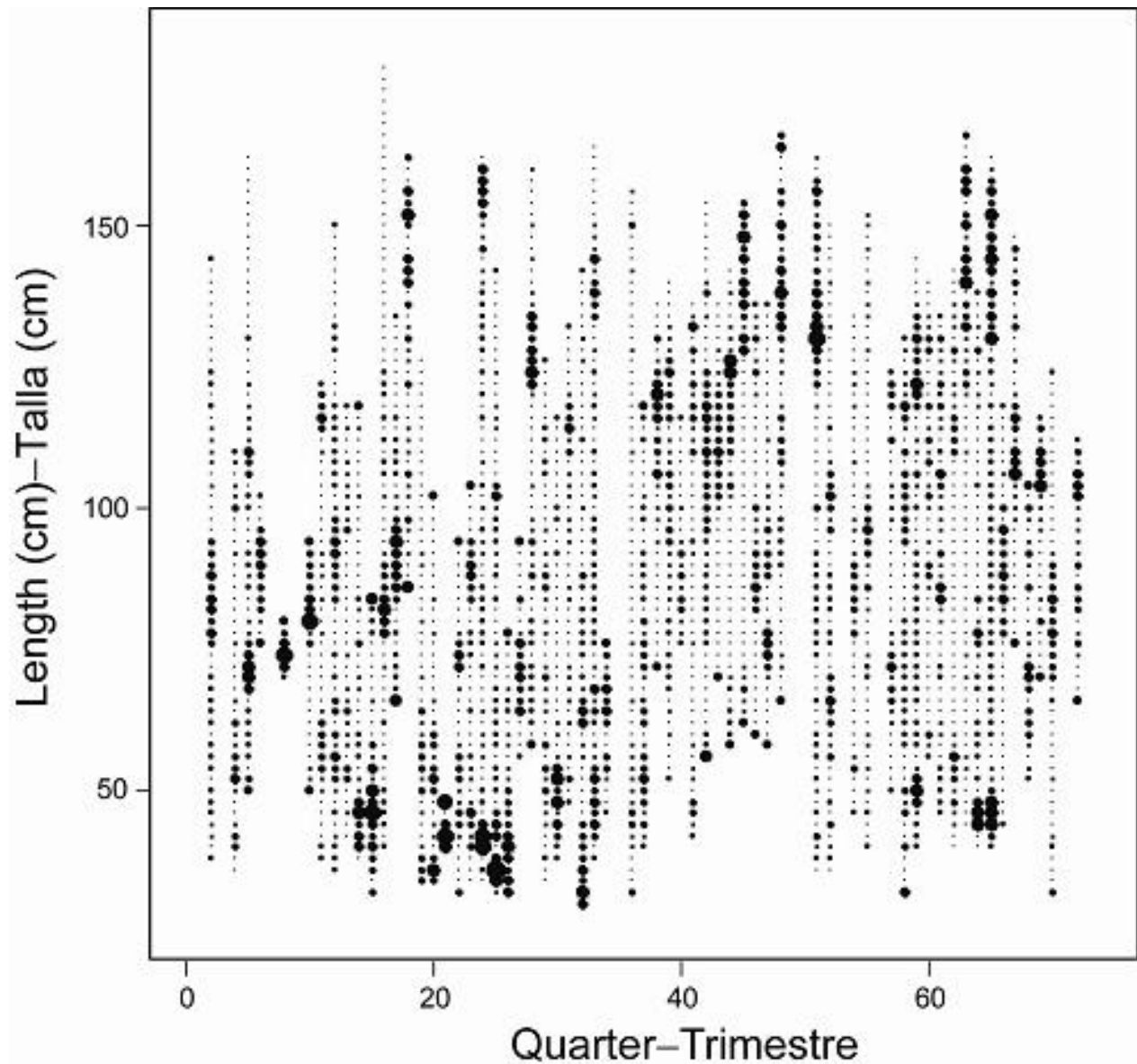


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 1. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11a. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 1. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

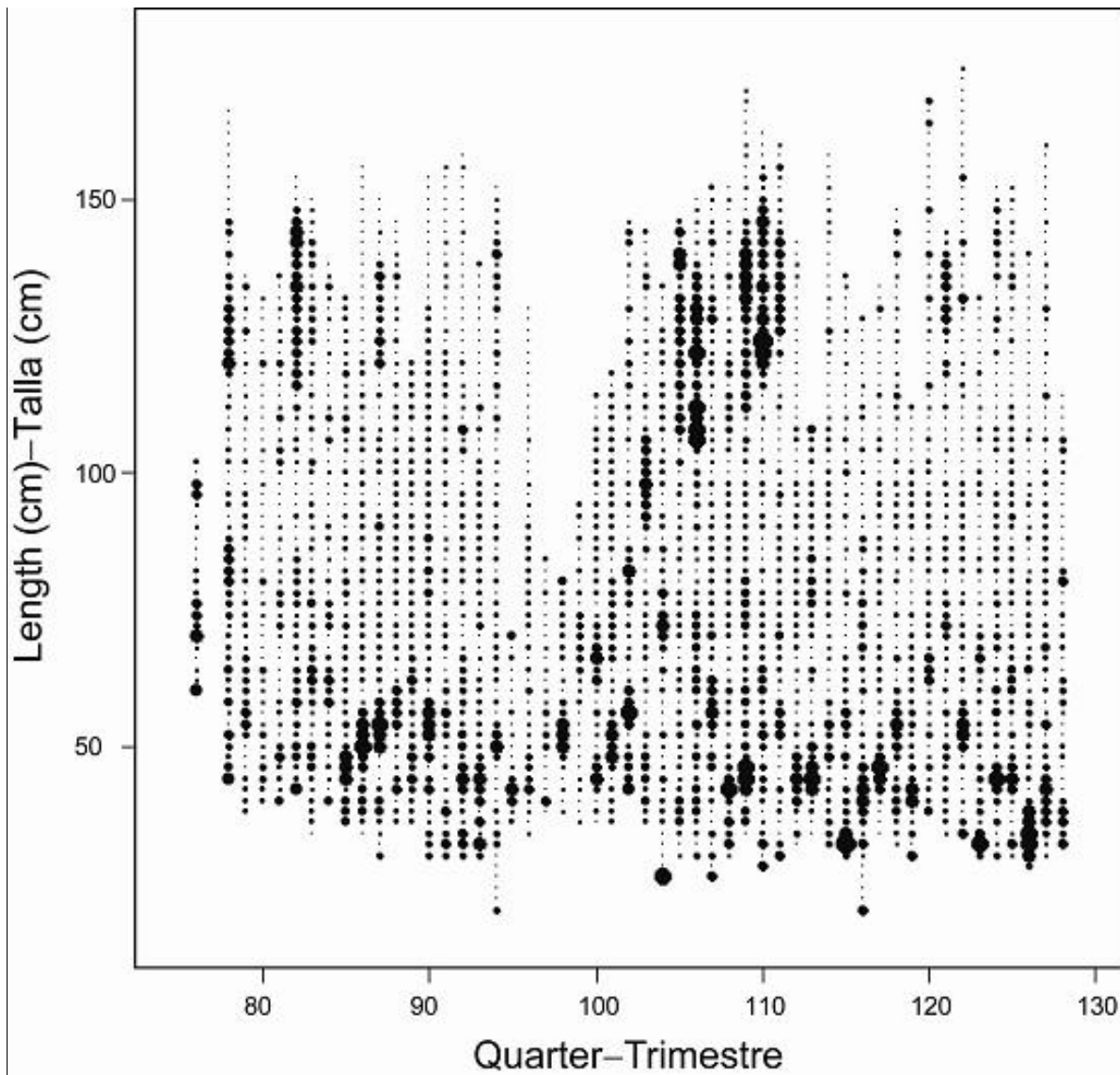


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 2. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11b. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 2. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

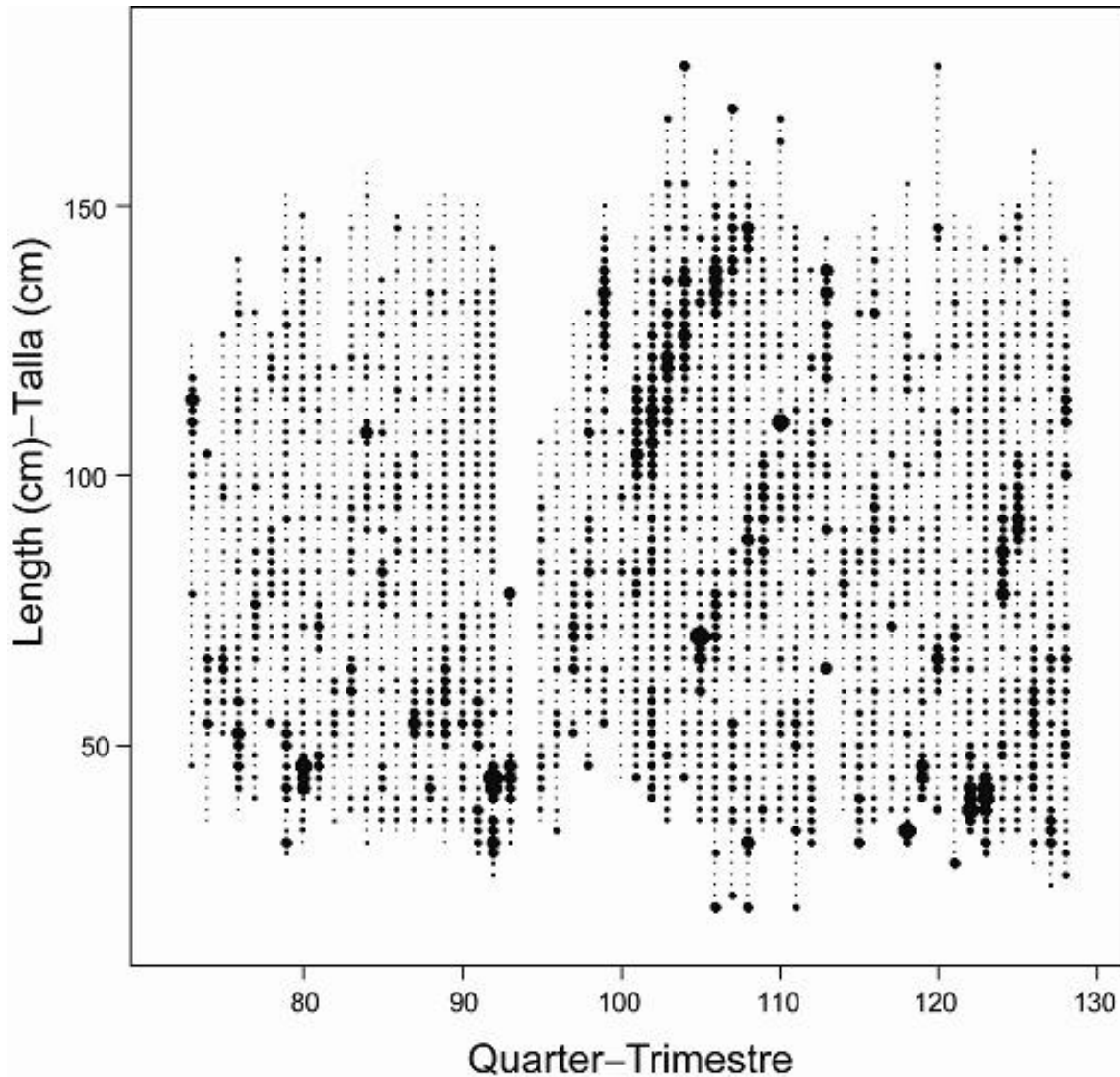


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 3. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 3. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

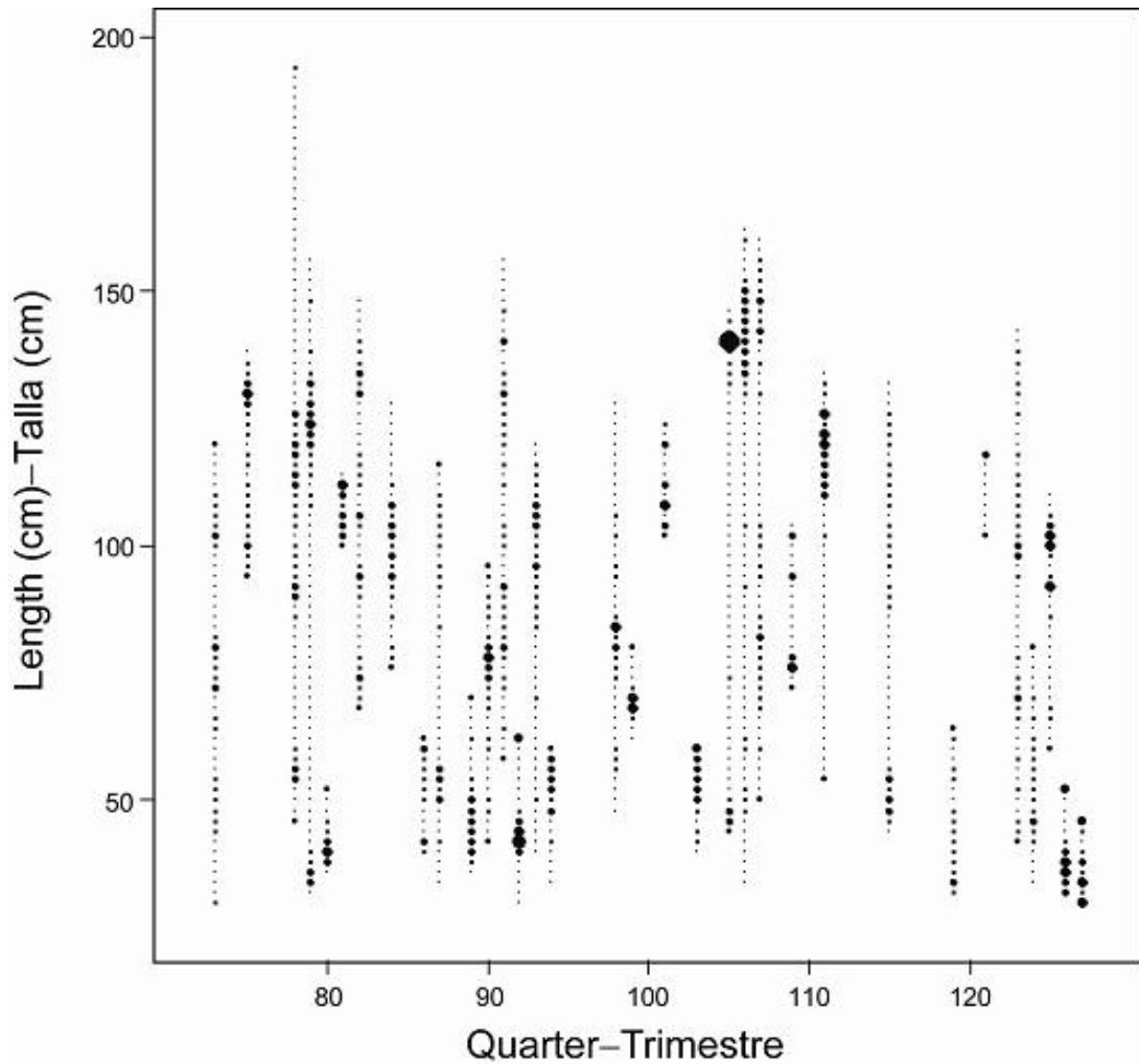


FIGURE 4.11d Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 4. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11d. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 4. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

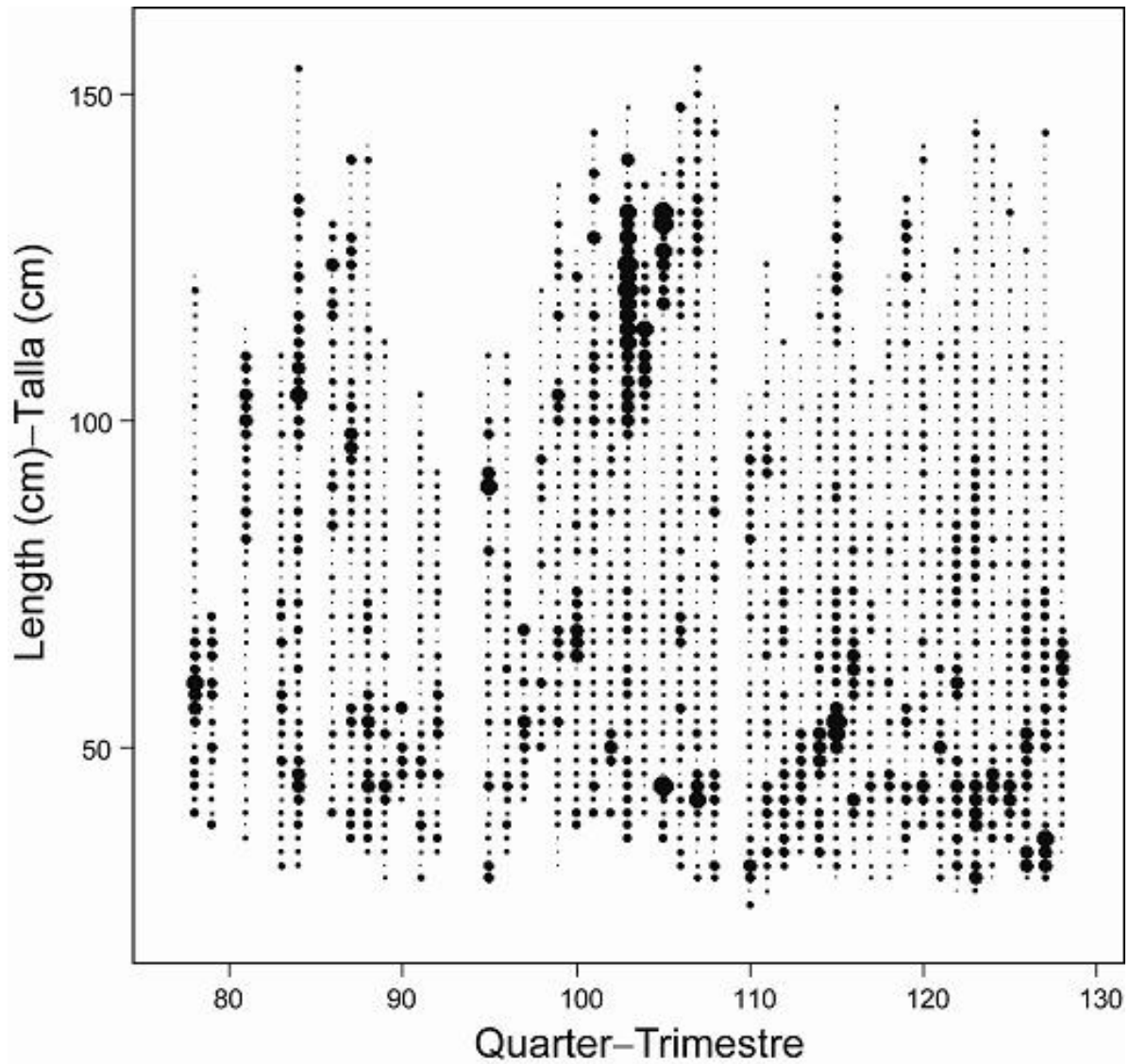


FIGURE 4.11e. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 5. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11e. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 5. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

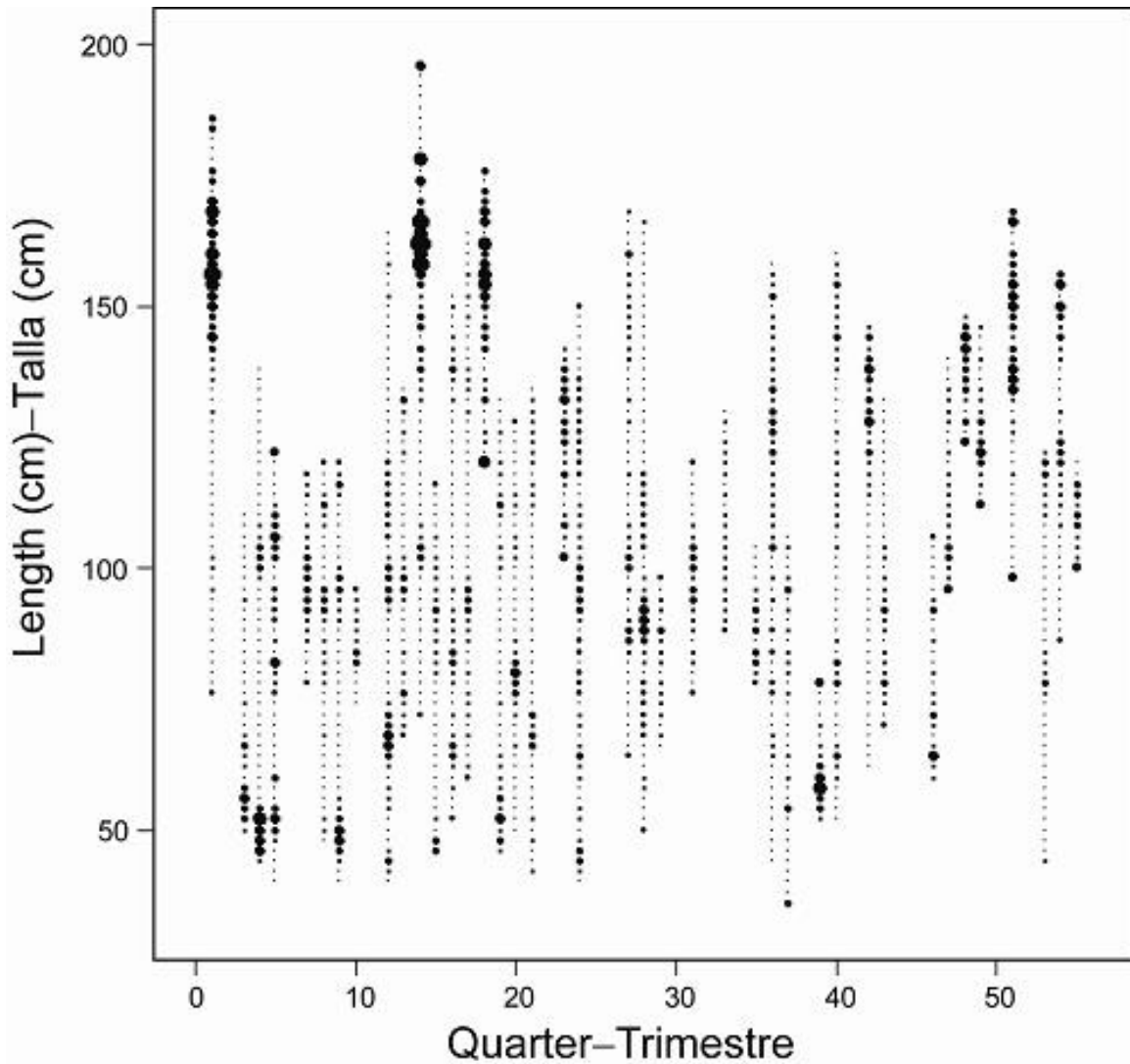


FIGURE 4.11f. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 6. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11f. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 6. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

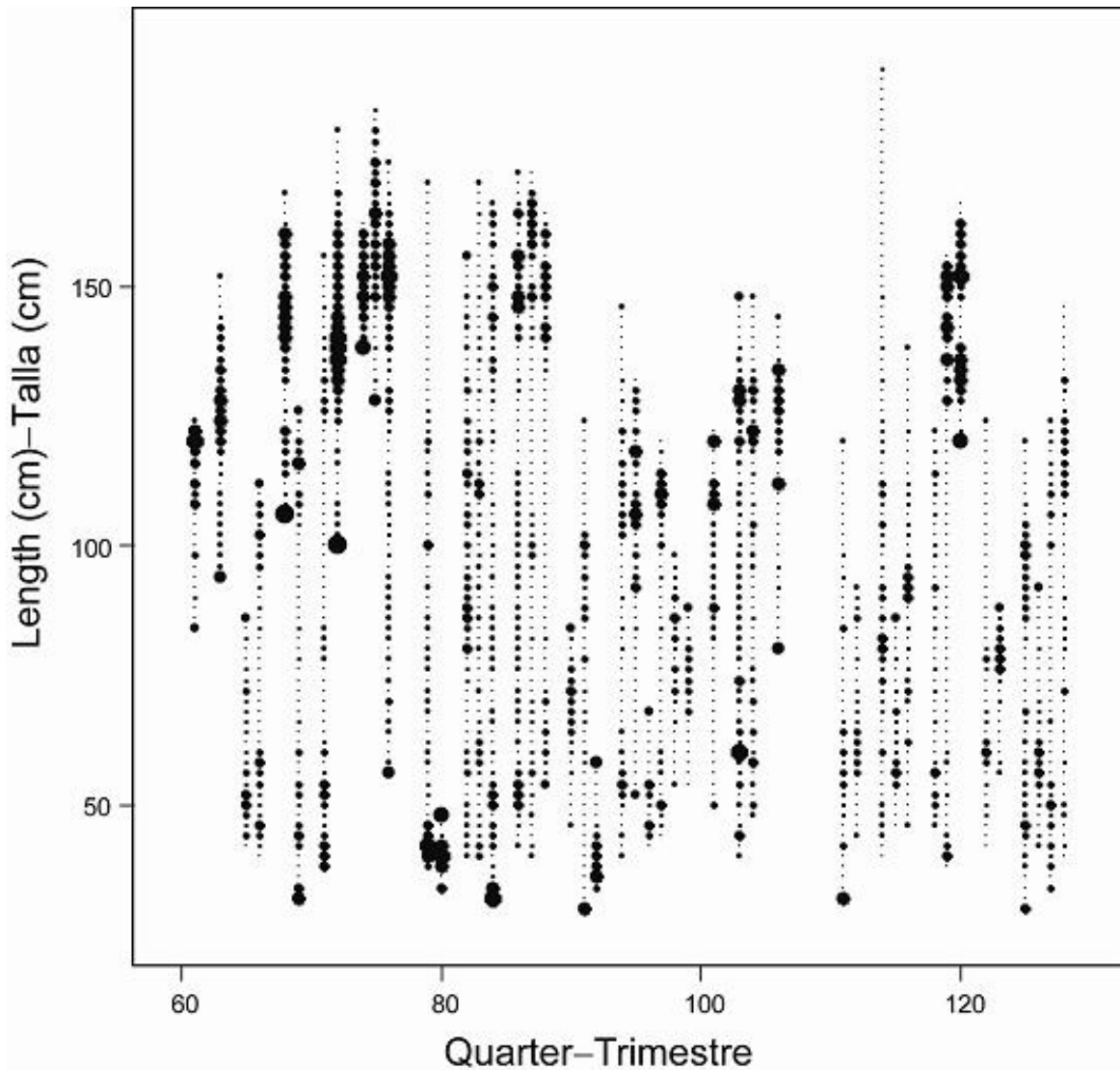


FIGURE 4.11g. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 7. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11g. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 7. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

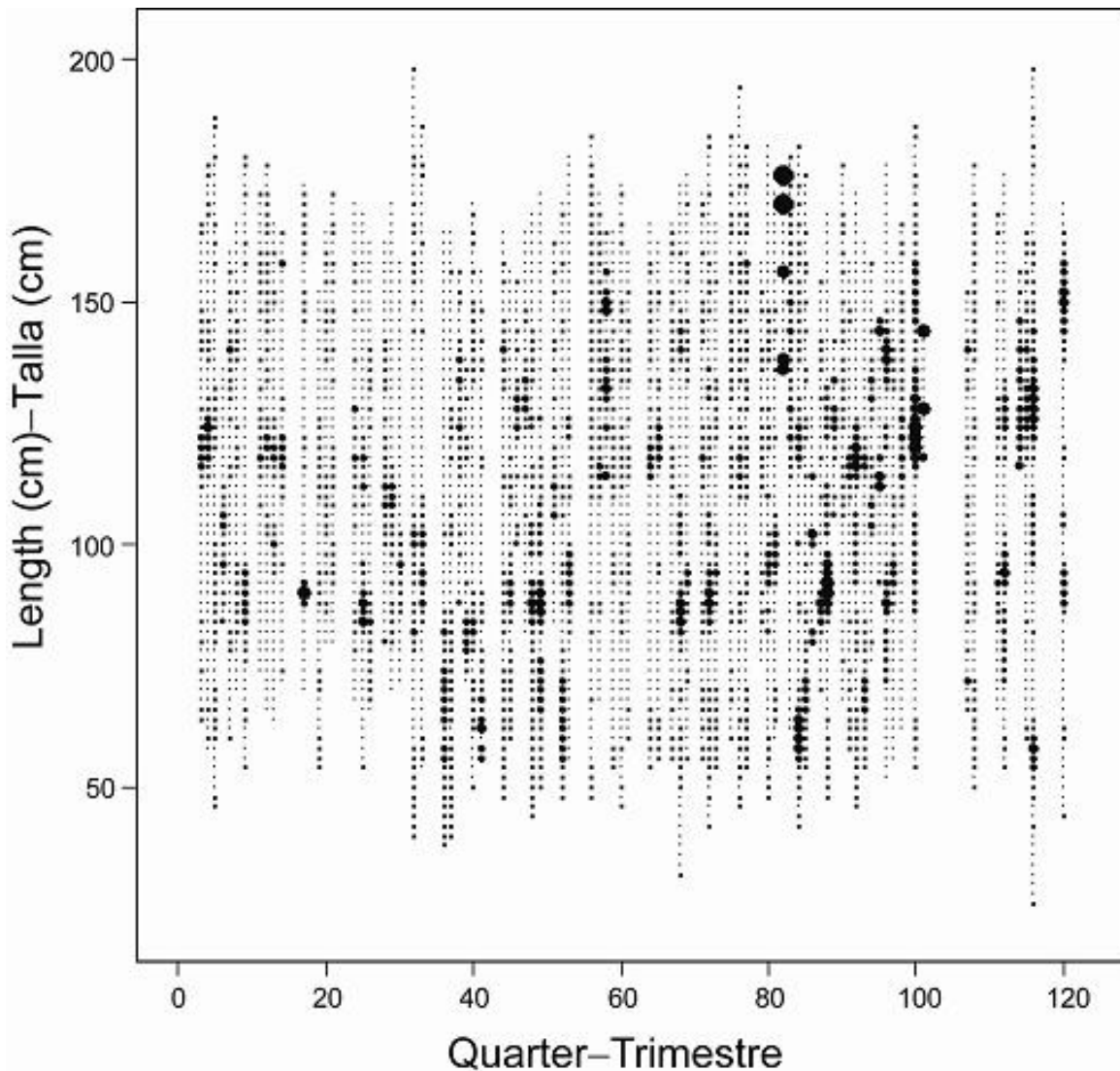


FIGURE 4.11h. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 8. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11h. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 8. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

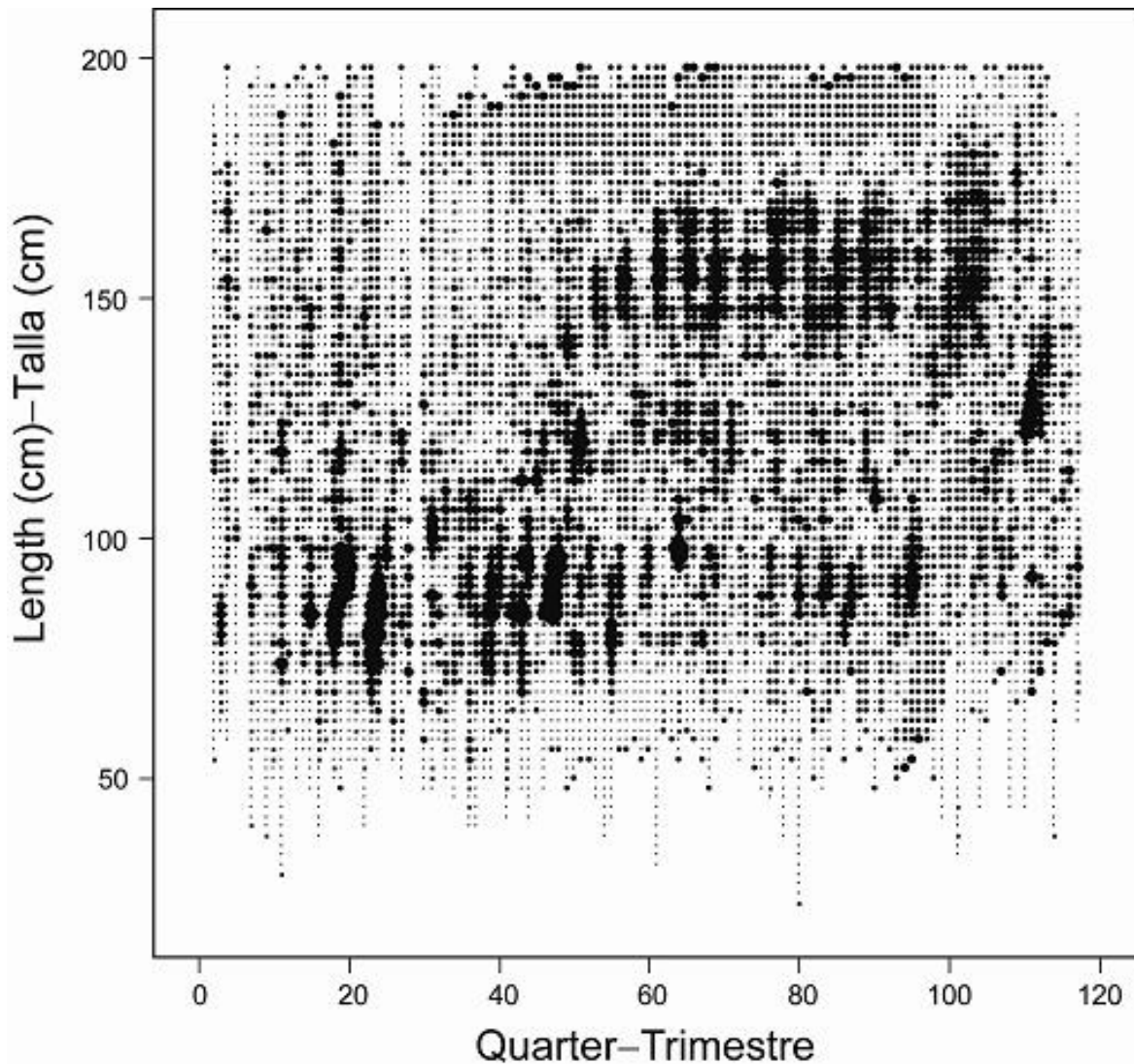


FIGURE 4.11i. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 9. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11i. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 9. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

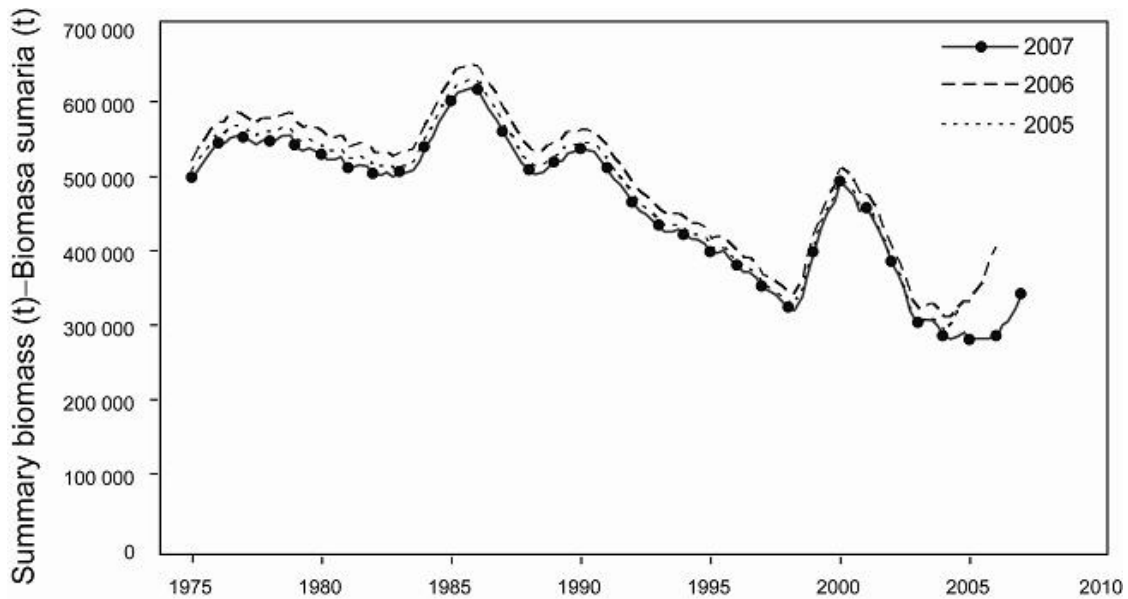


FIGURE 4.12. Retrospective comparisons of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2006) or two years (2006 and 2005) of data were excluded.

FIGURA 4.12. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2006) o los dos años más recientes (2005).

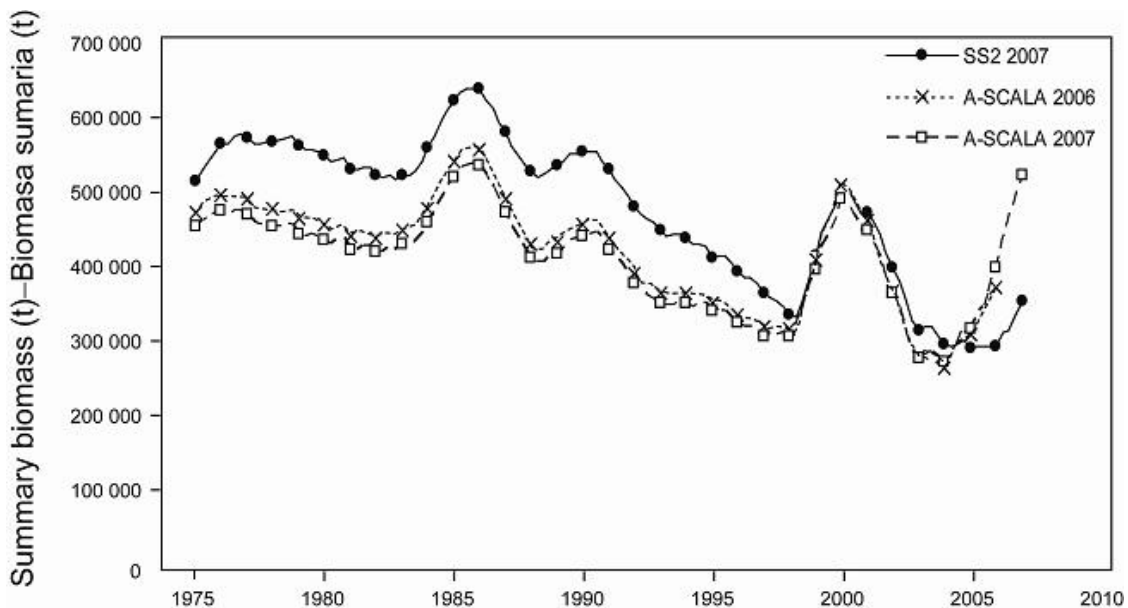


FIGURE 4.13. Comparison of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna from the most recent assessments using A-SCALA (2007 and 2006) and the current assessment (SS2 2007). t = metric tons.

FIGURA 4.13. Comparación de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2 2007). t = toneladas métricas.

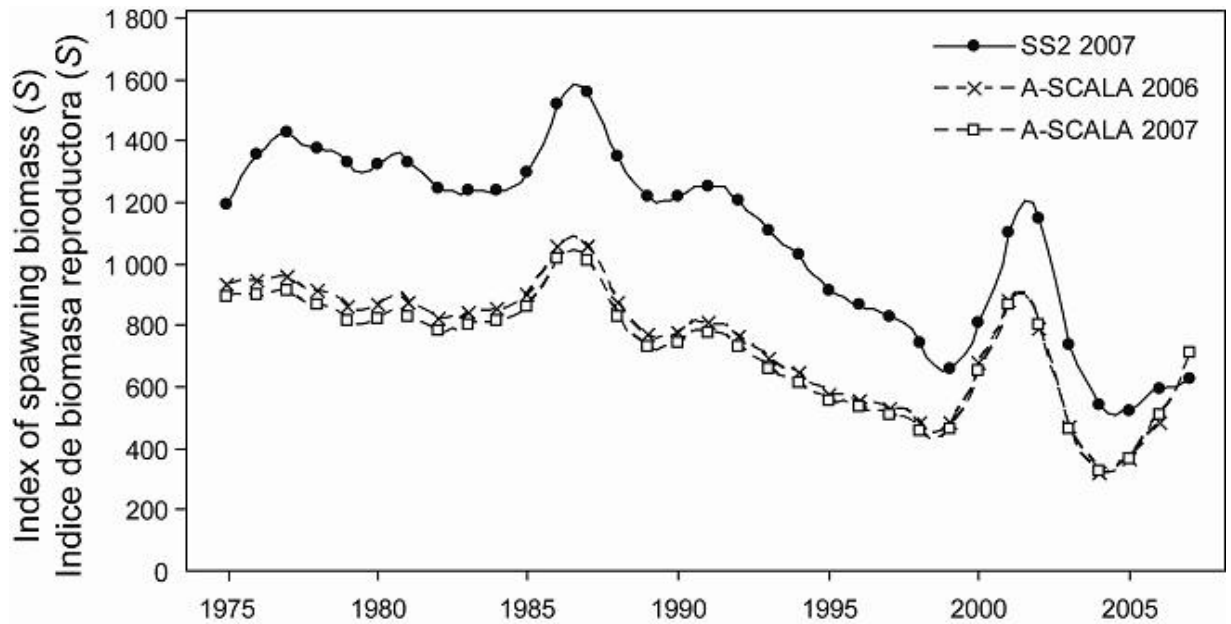


FIGURE 4.14. Comparison of estimates of the index of spawning biomass for bigeye tuna in the EPO from the A-SCALA most recent assessments (2007 and 2006) and the current assessment (SS2).

FIGURA 4.14. Comparación del índice de biomasa reproductora estimada del atún patudo en el OPO de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2).

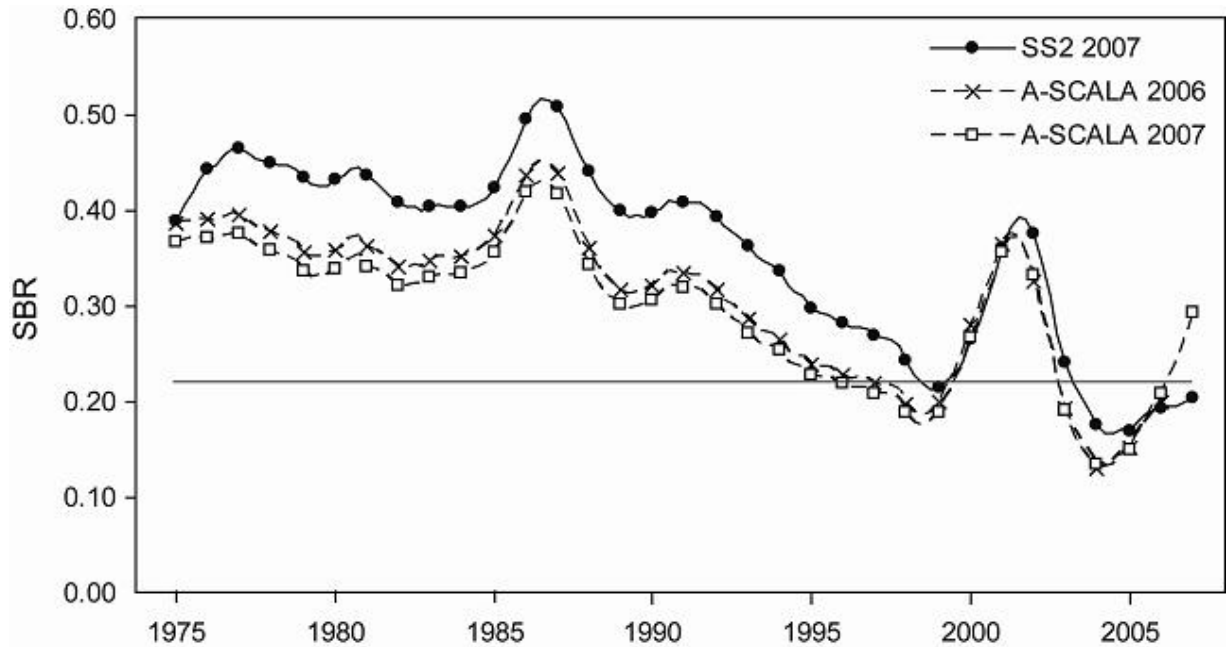


FIGURE 4.15. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the A-SCALA most recent assessments (2007 and 2006) and the current assessment (SS2). The horizontal line (at about 0.22) indicates the SBR at AMSY.

FIGURA 4.15. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2). La línea horizontal (en aproximadamente 0,22) indica el SBR en RPMS.

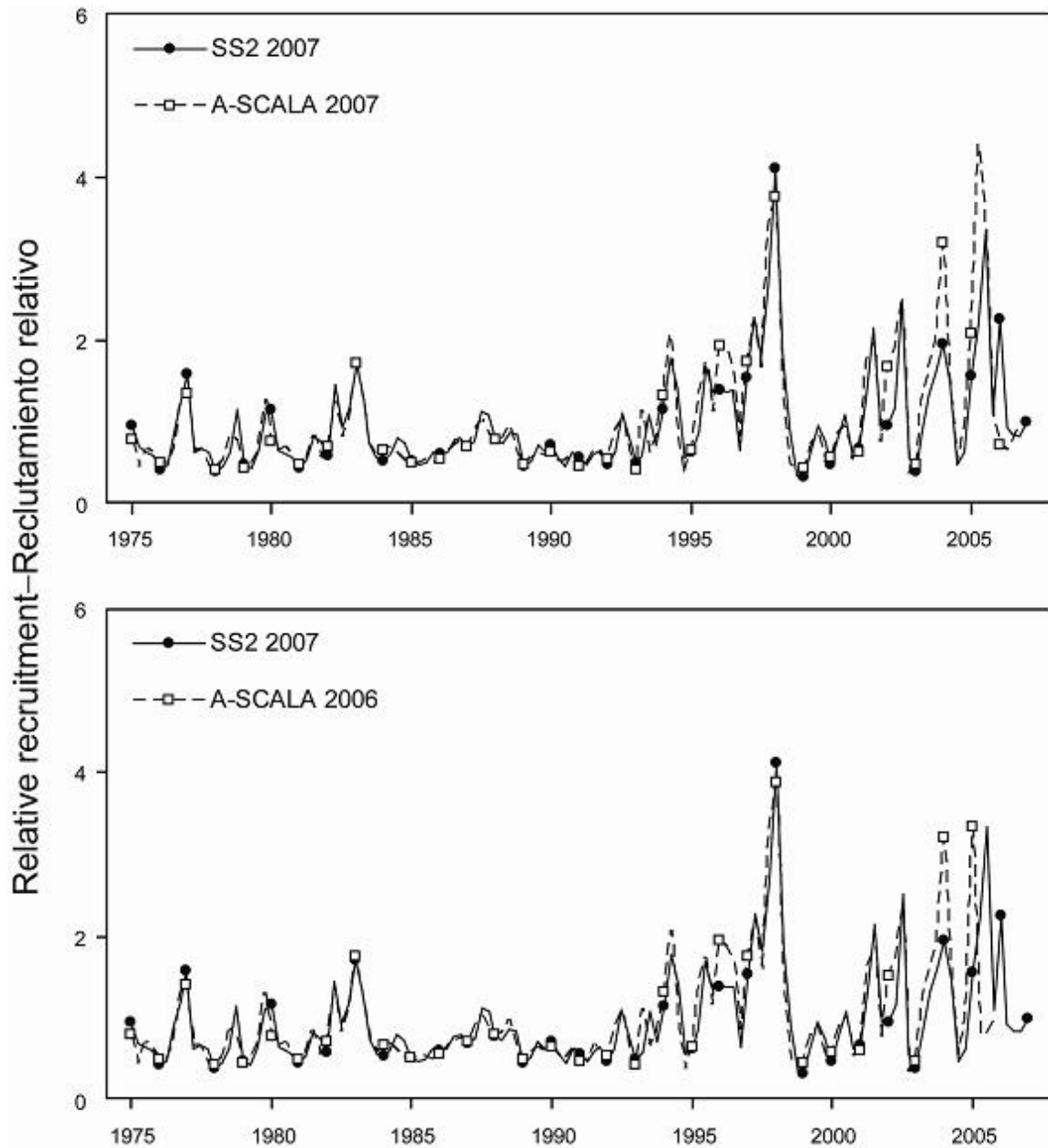


FIGURE 4.16. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent A-SCALA assessments (2007 and 2006) and the current assessment (SS2).

FIGURA 4.16. Comparación del reclutamiento relativo estimado del atún patudo en el OPO de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2).

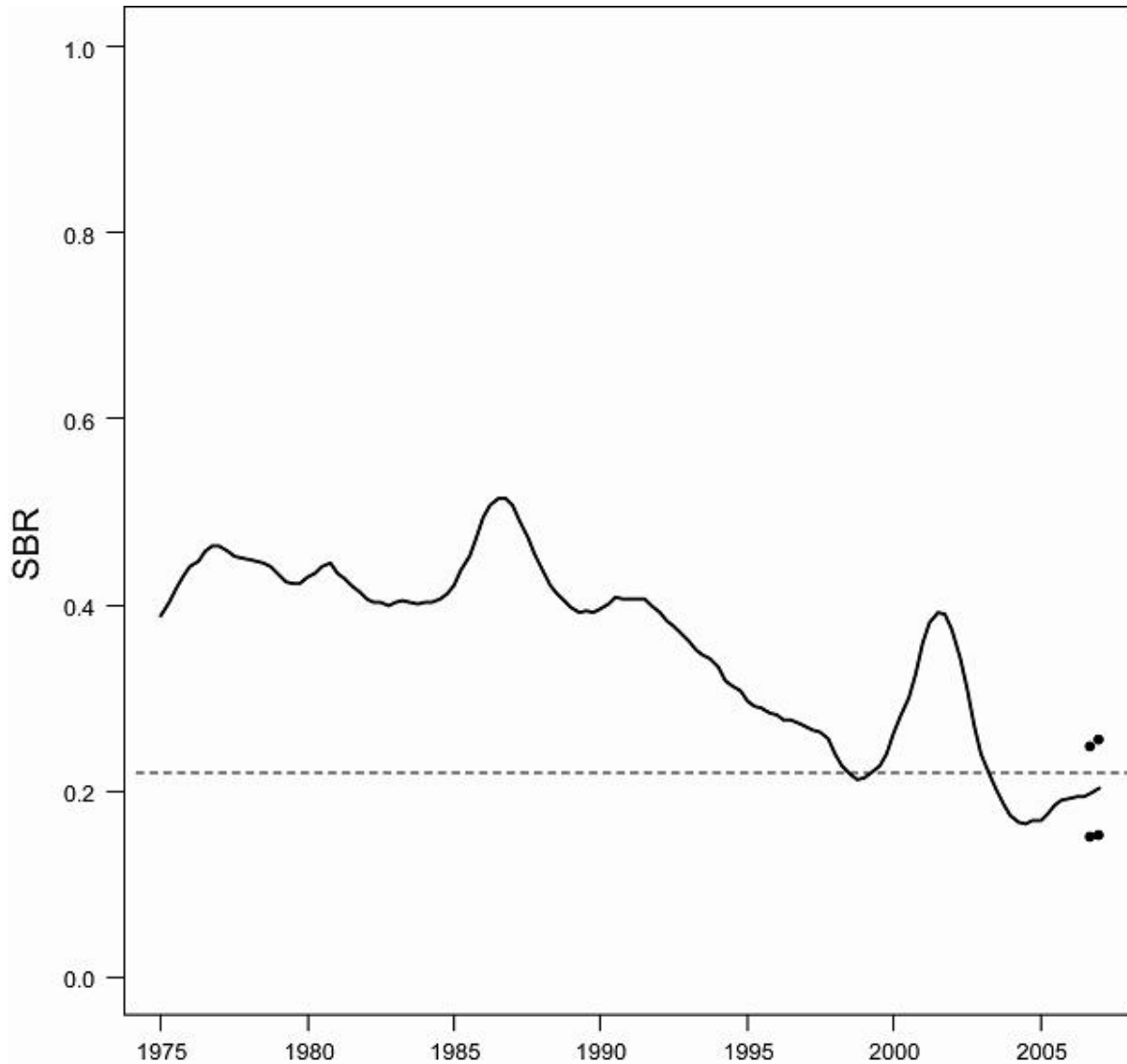


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.22) identifies the SBR at AMSY. The curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the dots at the end of the time series represents the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,22) identifica el SBR en RMSP. La curva ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y los puntos al fin de la serie de tiempo representan los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.

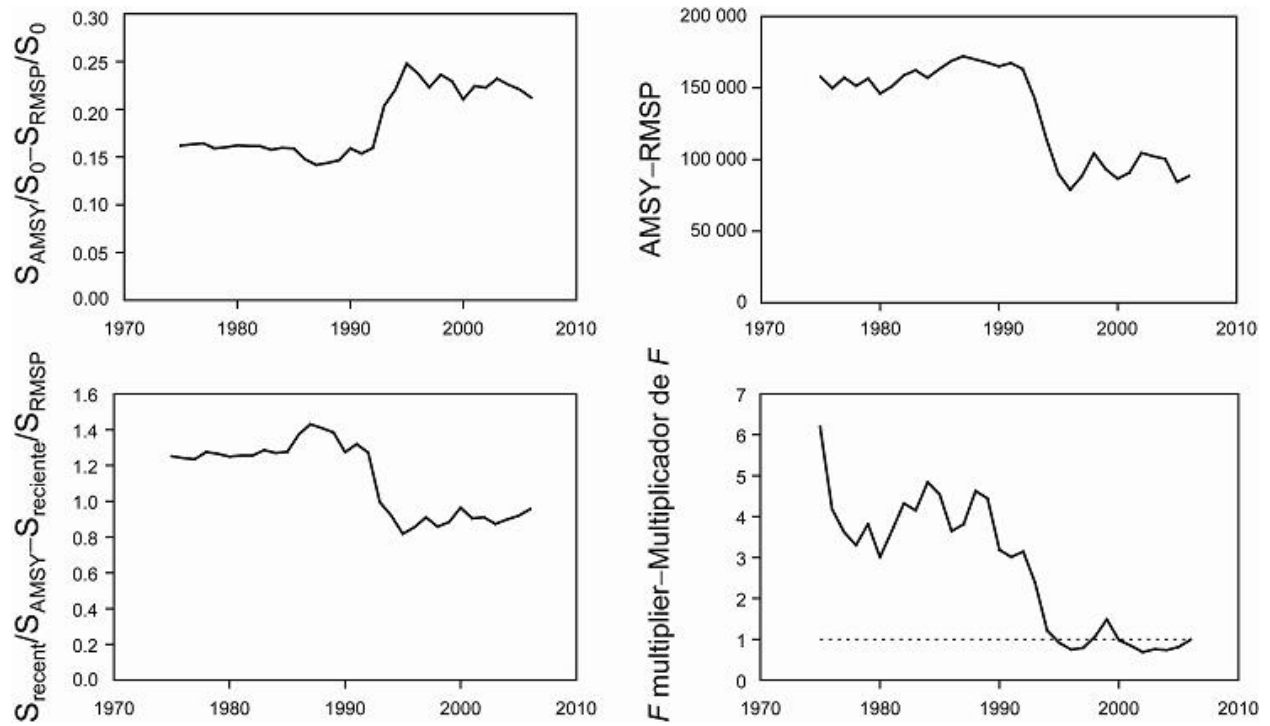


FIGURE 5.2. Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2006.)

FIGURA 5.2. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ($S_{reciente}$ es la biomasa reproductora al principio de 2006.)

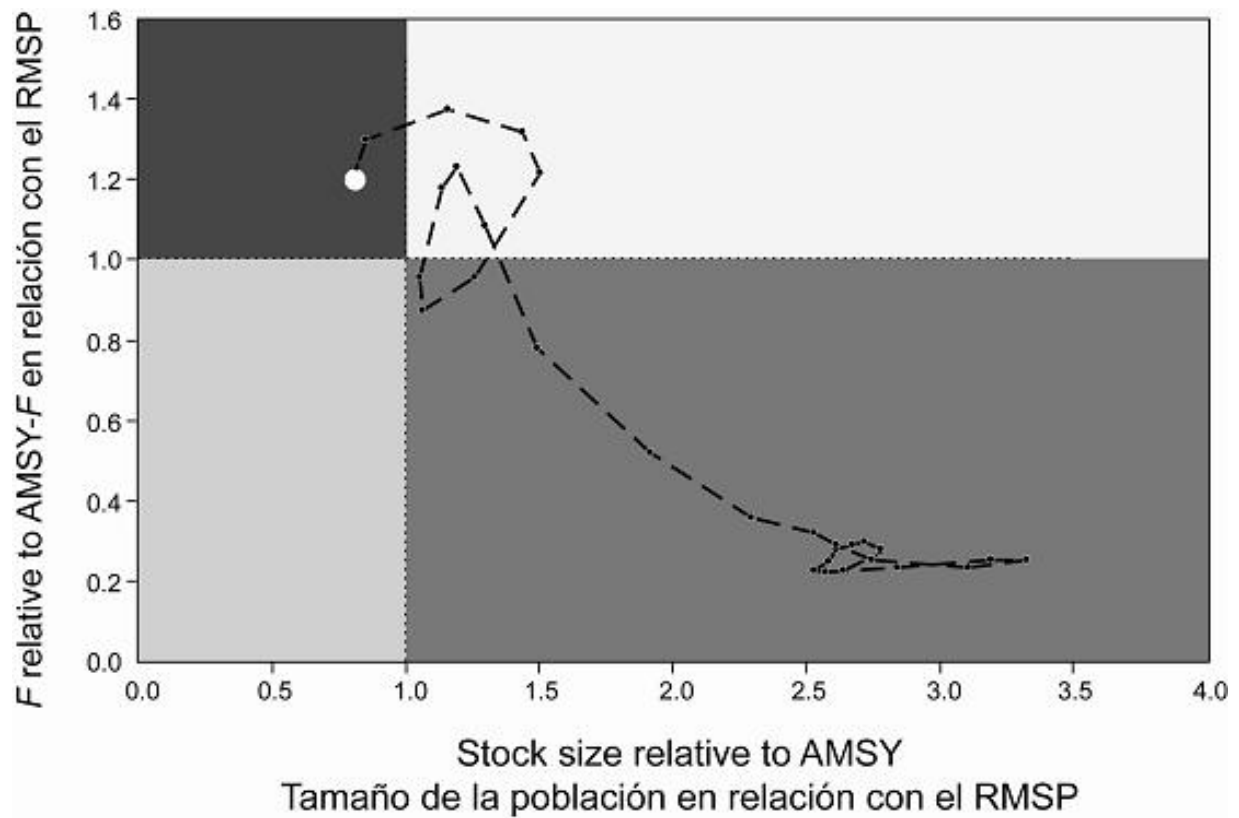


FIGURE 5.3. Phase plot of the time series of estimates of stock size and fishing mortality relative to their AMSY reference points. Each dot is a running average of three years. The large dot indicates the most recent estimate.

FIGURA 5.3. 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 más reciente.

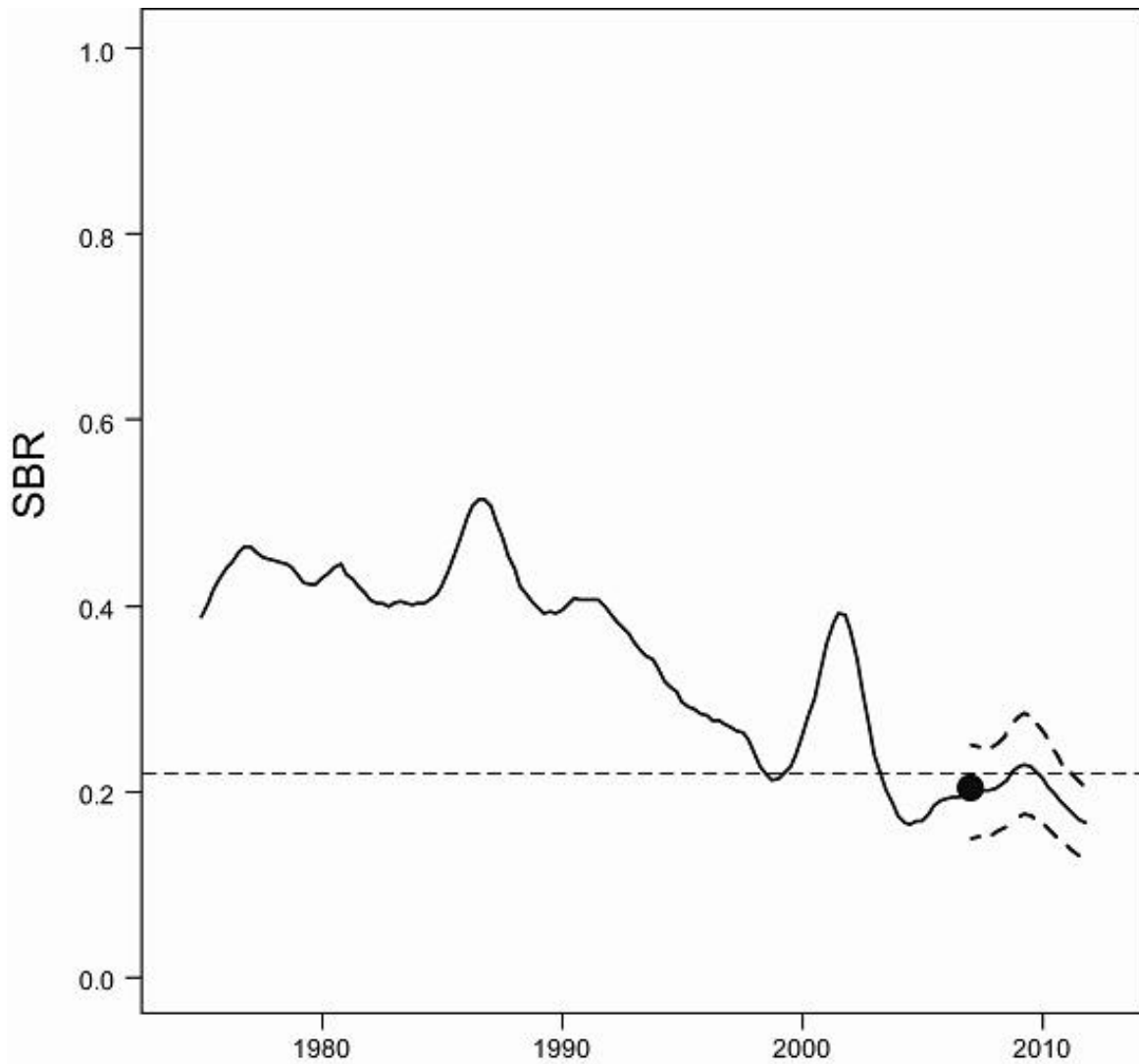


FIGURE 6.1a. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.22) identifies the SBR at AMSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2006 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed in 2004 and 2005. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 6.1a. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.22) identifica el SBR en RMSP. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2006 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado en 2004 y 2005. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

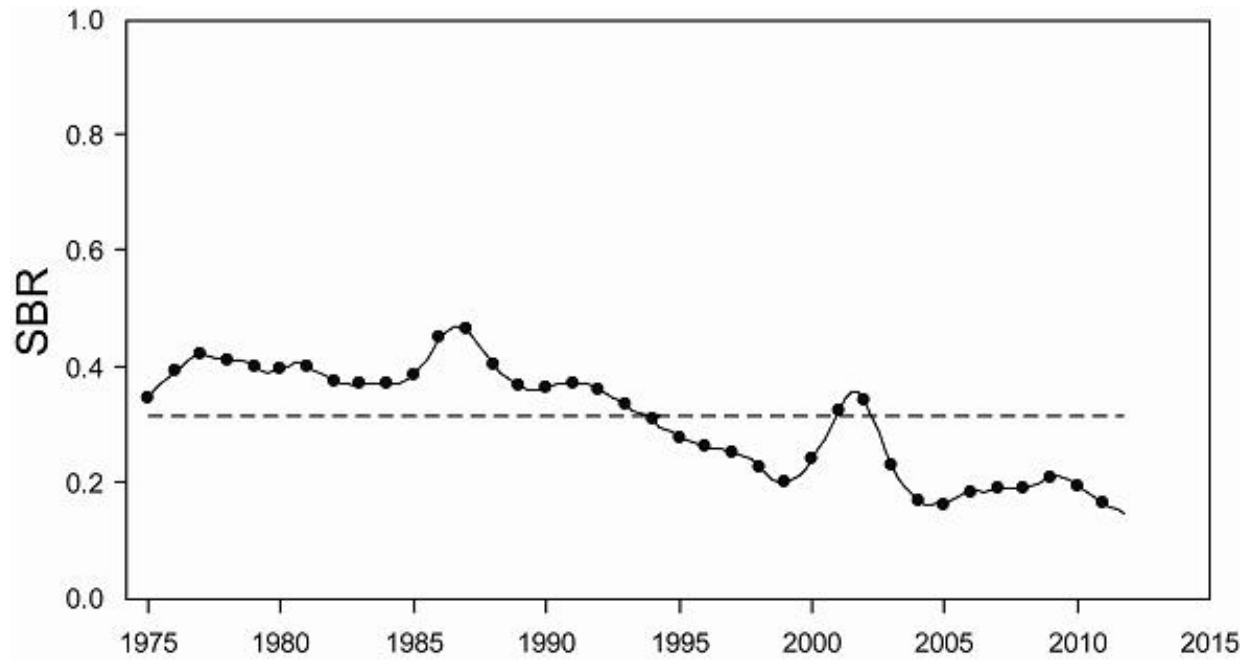


FIGURE 6.1b. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.31) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA 6.1b. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO del análisis de sensibilidad de población-reclutamiento. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,31) identifica el SBR en RMSP.

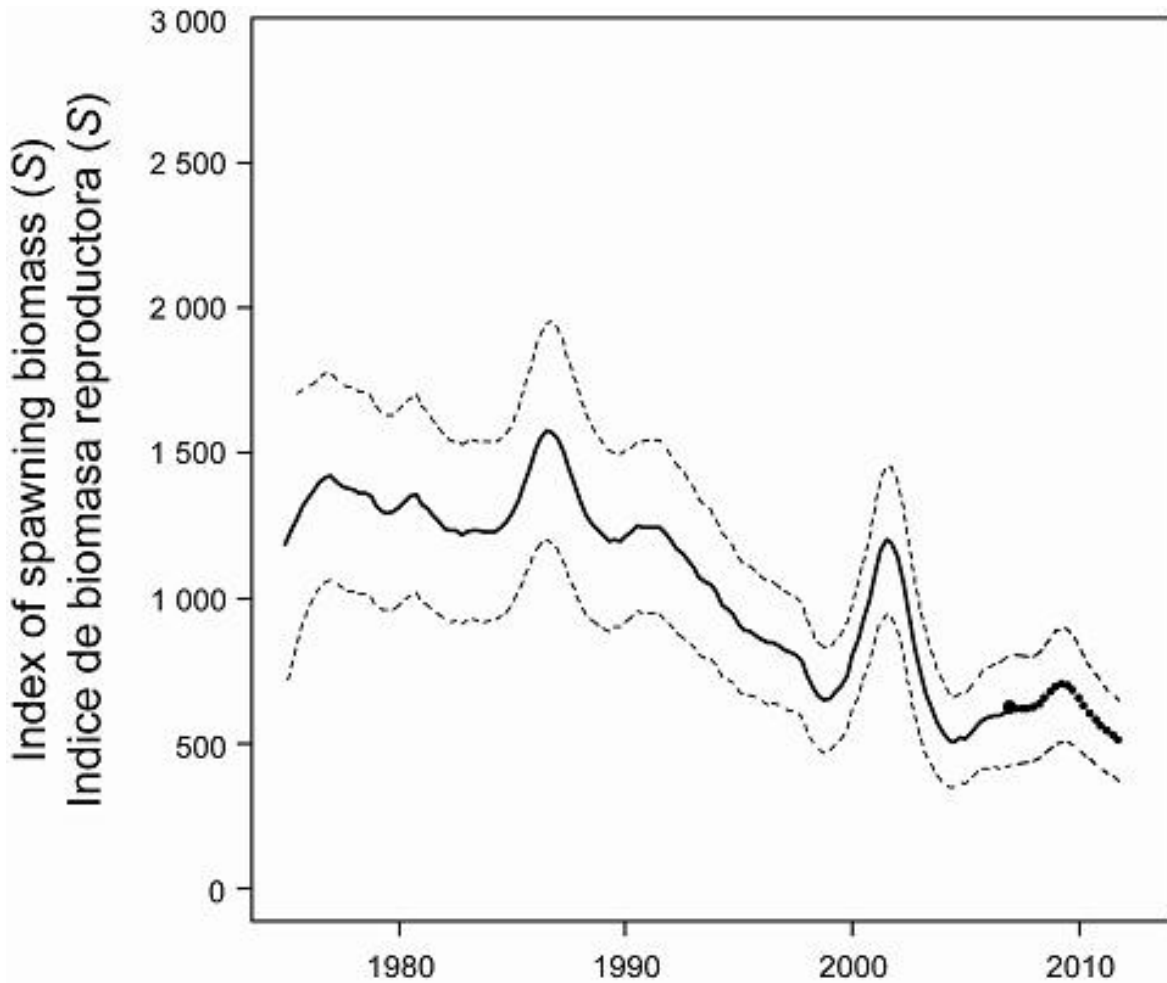


FIGURE 6.2. Index of spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2006-2010 with average fishing mortality rates for 2004-2005. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95-percent confidence intervals, and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2007.

FIGURE 6.2. Índice de la biomasa reproductora de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2006-2010 con las tasas de mortalidad por pesca media de 2004-2005. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de los parámetros y sobre el reclutamiento futuro. Las zonas entre las curvas de trazos señalan los intervalos de confianza de 95%, y el punto grande indica la estimación correspondiente al primer trimestre de 2007.

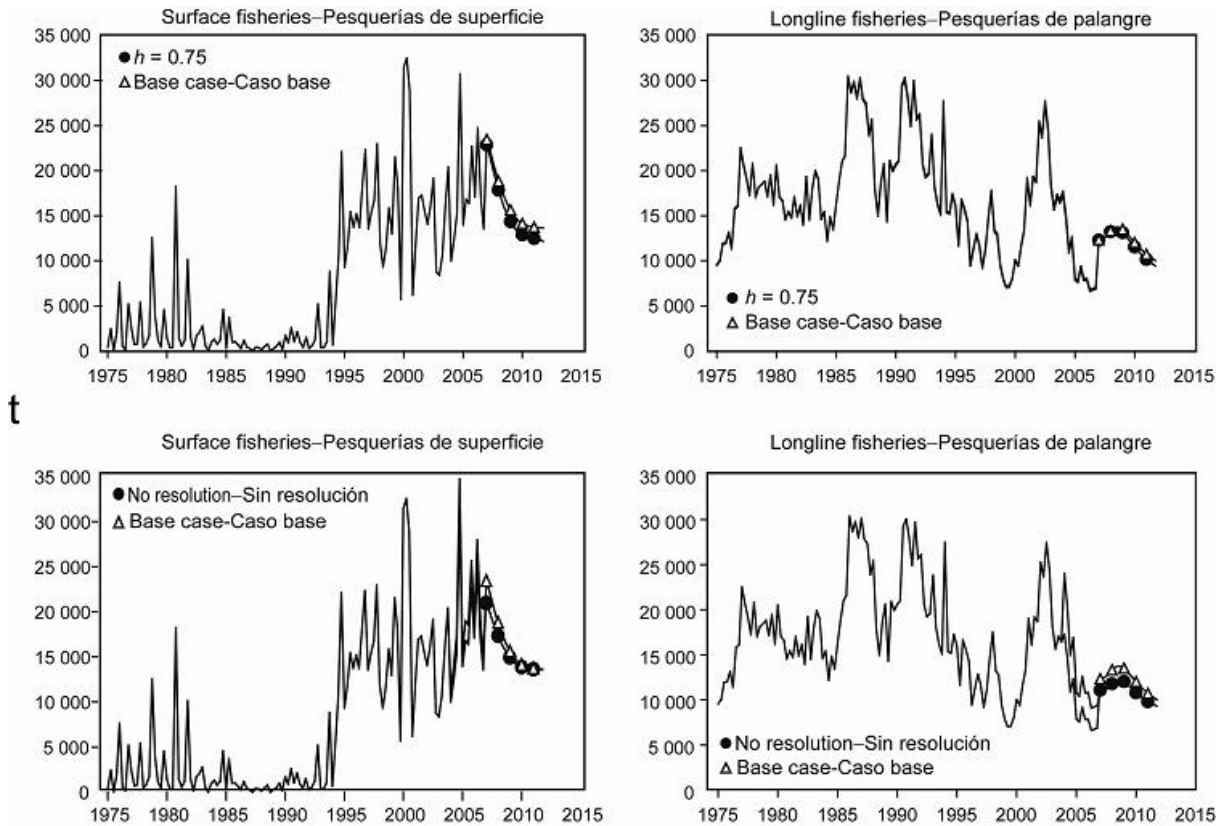


FIGURE 6.3. Predicted quarterly catches of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (left panels) and longline (right panels) fisheries, based on fishing mortality rates for 2004 and 2005. Predicted catches are compared between the base case and the analysis in which a stock-recruitment relationship was used (upper panels), and the analysis assuming that IATTC Resolution C-04-09 was not implemented (lower panels). t = metric tons.

FIGURA 6.3. Capturas trimestrales predichas de atún patudo en las pesquerías de cerco y caña (recuadros izquierdos) y palangreras (recuadros derechos), basadas en las tasas de mortalidad por pesca de 2004 y 2005. Se comparan las capturas predichas entre el caso base y el análisis en el que se usó una relación población-reclutamiento (recuadros superiores), y el análisis que supuso que la Resolución C-04-09 de la CIAT no fue aplicada (recuadros inferiores). t = toneladas métricas.

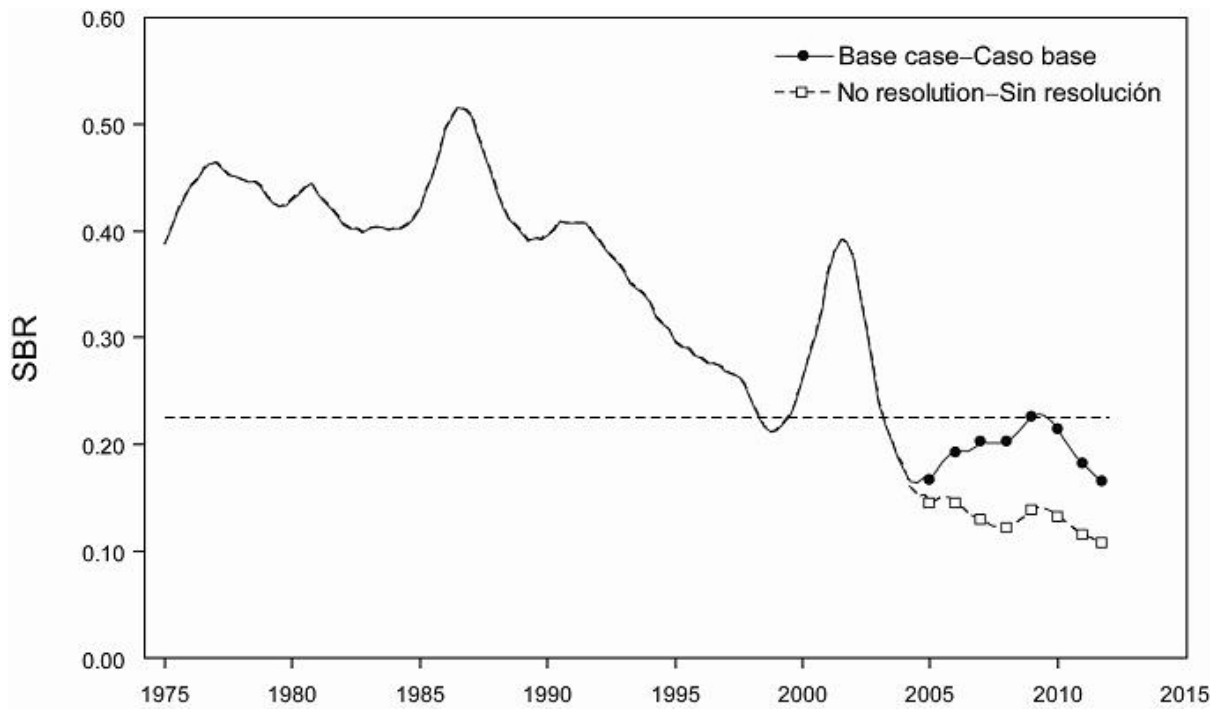


FIGURE 6.4. Predicted spawning biomass ratio (SBR) from the base case model and without restriction from IATTC Resolution C-04-09.

FIGURA 6.4. Cociente de biomasa reproductora (SBR) predicho del modelo de caso base y sin la restricción de la Resolución C-04-09 de la CIAT.

TABLE 2.1. Fishery definitions used for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 2.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objeto flotante; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

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

TABLE 3.1. Age-specific fecundity indices used to define the spawning biomass.

TABLA 3.1. Indices de fecundidad por edad usados para definir la biomasa reproductora.

Age (quarters)	Index of fecundity	Age (quarters)	Index of fecundity
Edad (trimestres)	Índice de fecundidad	Edad (trimestres)	Índice de fecundidad
1	0	21	0.73
2	0	22	0.76
3	0	23	0.79
4	0	24	0.82
5	0	25	0.84
6	0	26	0.86
7	0	27	0.88
8	0.01	28	0.90
9	0.02	29	0.91
10	0.04	30	0.93
11	0.07	31	0.94
12	0.13	32	0.95
13	0.21	33	0.96
14	0.30	34	0.97
15	0.40	35	0.97
16	0.48	36	0.98
17	0.55	37	0.99
18	0.61	38	0.99
19	0.65	39	1
20	0.69	40	1

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment (thousands of fish), summary biomass (fish of age 3 quarters and older), spawning biomass (metric tons), and spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado (miles de peces), biomasa sumaria (peces de 3 trimestres de edad o más), biomasa reproductora (toneladas métricas), y cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO.

	Total recruitment	Summary biomass	Spawning biomass	SBR
	Reclutamiento total	Biomasa sumaria	Biomasa reproductora	SBR
1975	11,542	497,486	1,186	0.39
1976	12,147	544,798	1,349	0.44
1977	14,127	552,340	1,420	0.46
1978	10,522	547,308	1,372	0.45
1979	10,647	541,521	1,321	0.43
1980	11,961	528,965	1,315	0.43
1981	10,330	511,498	1,327	0.43
1982	16,627	503,633	1,241	0.41
1983	17,326	504,037	1,231	0.40
1984	10,739	538,402	1,230	0.40
1985	8,536	600,474	1,290	0.42
1986	11,354	614,898	1,513	0.49
1987	14,751	559,017	1,551	0.51
1988	12,934	508,807	1,342	0.44
1989	9,295	516,981	1,215	0.40
1990	9,486	534,748	1,211	0.40
1991	9,302	510,734	1,246	0.41
1992	12,127	464,271	1,199	0.39
1993	11,627	432,241	1,105	0.36
1994	19,623	421,717	1,022	0.33
1995	18,264	397,421	905	0.30
1996	19,298	379,756	859	0.28
1997	33,434	350,584	821	0.27
1998	28,941	322,620	736	0.24
1999	10,793	398,374	654	0.21
2000	12,064	491,831	802	0.26
2001	20,470	455,736	1,096	0.36
2002	20,920	385,589	1,145	0.37
2003	16,696	303,264	733	0.24
2004	18,210	285,230	533	0.17
2005	32,956	278,962	513	0.17
2006	19,564	283,503	588	0.19
2007		340,059	621	0.20

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of bigeye tuna. The ages are quarters after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio del atún patudo. La edad es en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
1	26.61	0.51	21	158.52	89.67
2	38.25	1.46	22	161.52	94.69
3	49.12	3.01	23	164.33	99.54
4	59.29	5.18	24	166.96	104.22
5	68.79	7.97	25	169.41	108.71
6	77.67	11.33	26	171.70	113.00
7	85.97	15.21	27	173.84	117.09
8	93.72	19.54	28	175.85	120.96
9	100.97	24.25	29	177.72	124.61
10	107.74	29.27	30	179.47	128.03
11	114.07	34.53	31	181.10	131.22
12	119.99	39.99	32	182.63	134.17
13	125.51	45.57	33	184.06	136.89
14	130.68	51.22	34	185.39	139.40
15	135.51	56.90	35	186.64	141.69
16	140.02	62.57	36	187.80	143.78
17	144.24	68.19	37	188.89	145.68
18	148.18	73.74	38	189.91	147.41
19	151.86	79.18	39	190.86	148.97
20	155.30	84.49	40	191.75	150.40

TABLE 4.3. Likelihood components obtained for the base case and sensitivity analyses.

TABLA 4.3. Componentes de verosimilitud obtenidos para la análisis del caso base y de sensibilidad.

Data	Base case	h = 0.75	CPUE Fishery 9	Growth estimation			Fit to initial catch	Iterative reweighting	Time blocks	Time blocks (iterative reweighting)	Japan new data	
				All parameters	L_{max}							
Datos	Caso base	h = 0.75	CPUE Pesquería 9	Estimación de crecimiento			Ajuste a captura inicial	Ponderación iterativa	Bloques de tiempo	Bloques de tiempo (ponderación iterativa)	Japón nuevos datos	
				Todos parámetros	L_{max}							
CPUE												
Fishery Pesquería	2	-20.72	-20.59	-	-20.16	-19.04	-22.13	-20.24	-13.60	-20.79	-16.8392	-20.3433
	3	23.61	23.53	-	23.87	25.01	22.41	23.86	10.76	23.69	8.9456	22.9356
	5	21.41	21.82	-	22.56	23.83	18.99	22.93	12.56	21.20	10.7926	20.1327
	8	-5.60	-5.83	-	-7.15	-6.49	-7.42	-5.22	9.95	-5.15	0.0755354	-8.0125
	9	-153.53	-154.17	-138.23	-156.17	-156.97	-151.35	-154.22	14.02	-160.81	-107.21	-160.893
Size composition Composición por talla												
Fishery Pesquería	1	166.84	166.73	166.11	165.71	165.29	167.37	166.79	984.33	166.70	958.902	166.833
	2	195.64	196.72	186.15	205.48	211.91	196.34	196.88	962.80	197.08	945.143	199.616
	3	246.40	246.55	236.11	251.42	258.01	243.94	246.64	1229.45	245.82	1277.03	250.1
	4	70.93	75.51	73.64	72.02	70.70	70.10	71.93	268.08	75.36	256.279	71.0291
	5	136.75	137.08	129.47	144.17	148.92	136.10	137.49	724.54	137.23	688.79	136.099
	6	132.05	132.21	131.48	133.66	134.39	132.97	130.95	655.15	131.98	621.809	131.999
	7	129.59	129.00	128.32	129.50	122.77	136.08	128.03	714.51	129.65	713.554	130.545
	8	124.17	123.89	123.66	119.90	119.22	123.74	123.49	1631.91	123.36	1469.02	123.066
	9	272.40	274.77	276.30	244.80	222.73	289.84	286.84	3695.10	236.49	3417.48	310.078
Age at length Edad a talla												
		-	-	-	103.72	112.73	81.44	-	-	-	-	-
Recruitment Reclutamiento												
		-24.72	-20.69	-26.70	-30.02	-32.91	-19.84	-21.23	17.30	-20.16	18.9462	-24.5541
Total		1315.22	1326.52	1286.32	1403.29	1400.07	1418.58	1334.92	10916.86	1281.65	10262.72	1348.63

TABLE 5.1. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality for 2004 and 2005. B_{recent} and B_{AMSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the beginning of 2006 and at AMSY, respectively, and S_{recent} and S_{AMSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch in 2006.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas de atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2004 y 2005. Se definen B_{recent} y B_{RMSP} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad al principio de 2006 y en RMSP, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMSP} como los índices de la biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada en 2006.

	Base case	$h = 0.75$	CPUE Fishery 9	Growth estimation			Fit to initial catch	Iterative reweighting	Time blocks	Time blocks (iterative reweighting)	Japan new data
	Caso base	$h = 0.75$	CPUE Pesquería 9	All parameters	L_{max}		Ajuste a captura inicial	Ponderación iterativa	Bloques de tiempo	Bloques de tiempo (ponderación iterativa)	Japón nuevos datos
					171.5	201.5					
AMSY—RMSP	92,758	88,391	92,059	99,839	117,348	89,234	93,557	83,795	97,992	82,122	94,215
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	313,767	493,285	321,528	327,607	401,325	281,816	323,414	264,570	319,277	269,936	316,128
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	688	1,182	710	660	815	579	713	570	695	592	690
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.27	0.35	0.27	0.26	0.26	0.28	0.27	0.29	0.30	0.31	0.28
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.22	0.31	0.22	0.21	0.21	0.22	0.22	0.23	0.25	0.25	0.23
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.10	1.16	1.14	1.02	0.87	1.13	1.10	1.16	0.76	0.85	1.40
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.08	0.76	0.61	1.36	1.71	0.83	1.19	0.53	1.00	0.77	1.14
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.90	0.61	0.50	1.19	1.58	0.60	1.03	0.26	0.82	0.43	0.97
F multiplier—Multiplicador F	0.77	0.55	0.61	0.98	1.34	0.57	0.85	0.42	1.11	1.14	0.77

TABLE 5.2. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY and B_{AMSY} are in metric tons. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY in relation to the average fishing mortality during 2003-2004, 2005-2006 and 2004-2006. “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero.

TABLA 5.2. Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas de atún patudo, obtenidas suponiendo que no existe una relación población-reclutamiento (caso base), que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan las estimaciones del RMSP y B_{RMSP} en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces el esfuerzo necesitaría ser incrementado efectivamente para obtener el RMSP en relación con la mortalidad por pesca promedio durante 2003-2004, 2005-2006 y 2004-2006. “solamente” significa que se usa solamente ese arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero.

	Base case	Purse-seine only	Longline only	2003-2004	2005-2006	2004-2006
	Caso base	Cerco solamente	Palangre solamente	2003-2004	2005-2006	2004-2006
AMSY—RMSP	92,758	62,566	175,340	101,316	86,134	91,519
$B_{\text{MSY}}—B_{\text{RMS}}$	313,767	230,786	312,126	325,300	300,779	309,473
$S_{\text{MSY}}—S_{\text{RMS}}$	688	510	416	700	664	678
$B_{\text{MSY}}/B_0—B_{\text{RMS}}/B_0$	0.27	0.20	0.27	0.28	0.26	0.27
$S_{\text{MSY}}/S_0—S_{\text{RMS}}/B_0$	0.22	0.17	0.14	0.23	0.22	0.22
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.10	1.67	0.60	1.03	1.21	1.11
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.08	1.47	1.09	1.05	1.13	1.10
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.90	1.22	1.49	0.89	0.93	0.92
F multiplier—						
Multiplicador de F	0.77	1.41	4.32	0.75	0.9	0.83

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

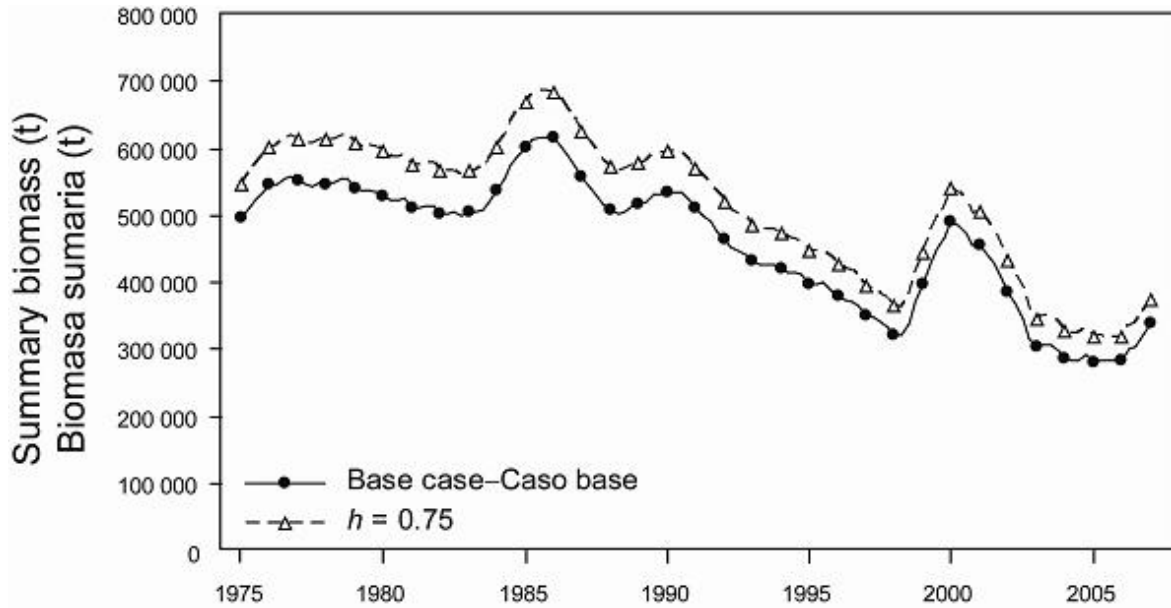


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). t = toneladas métricas.

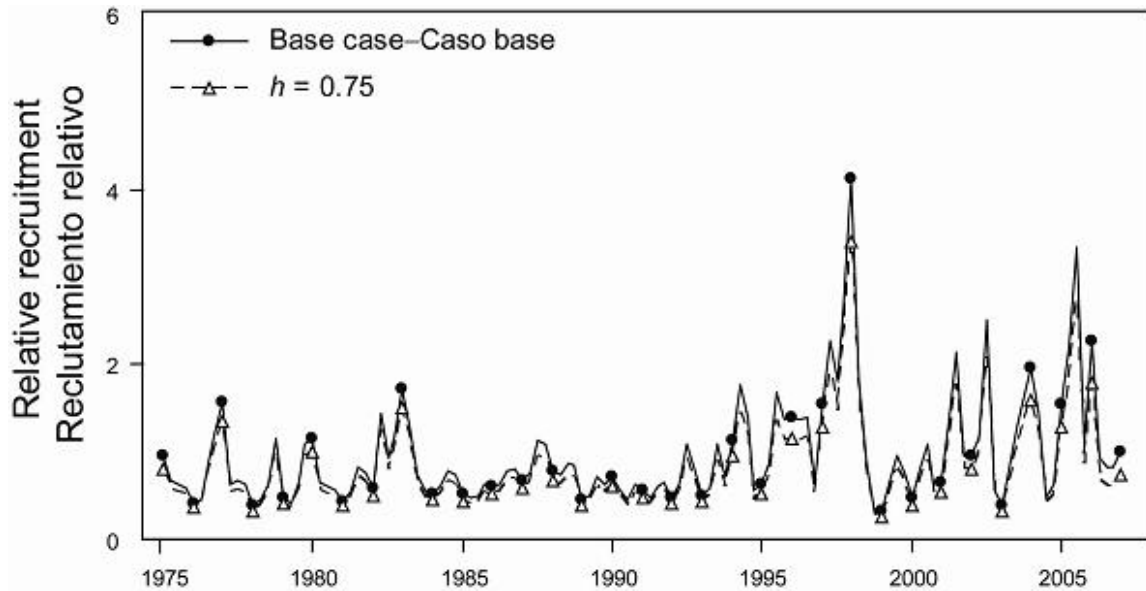


FIGURE A.2. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75).

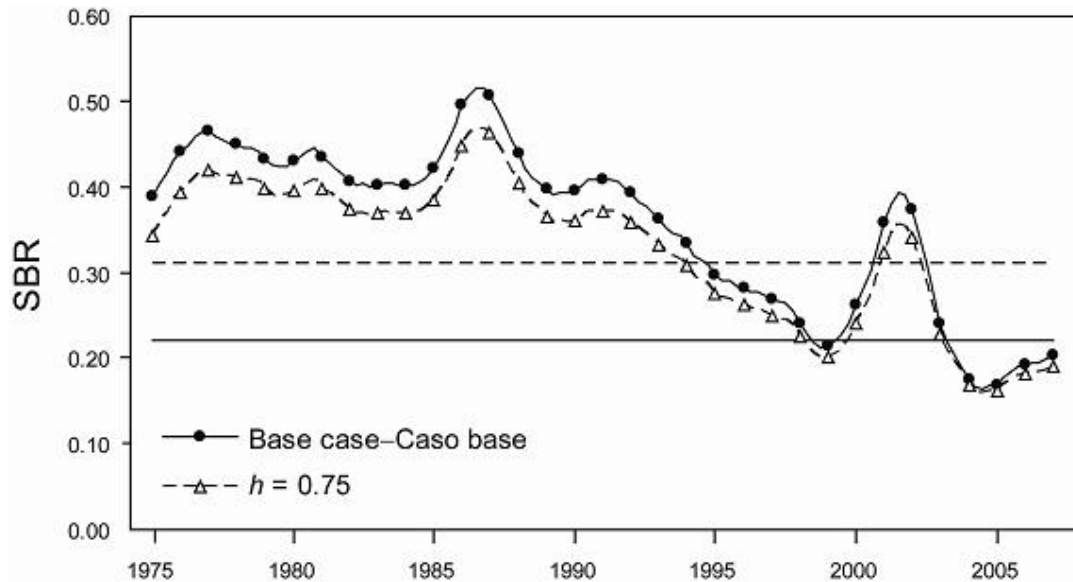


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP en los dos escenarios.

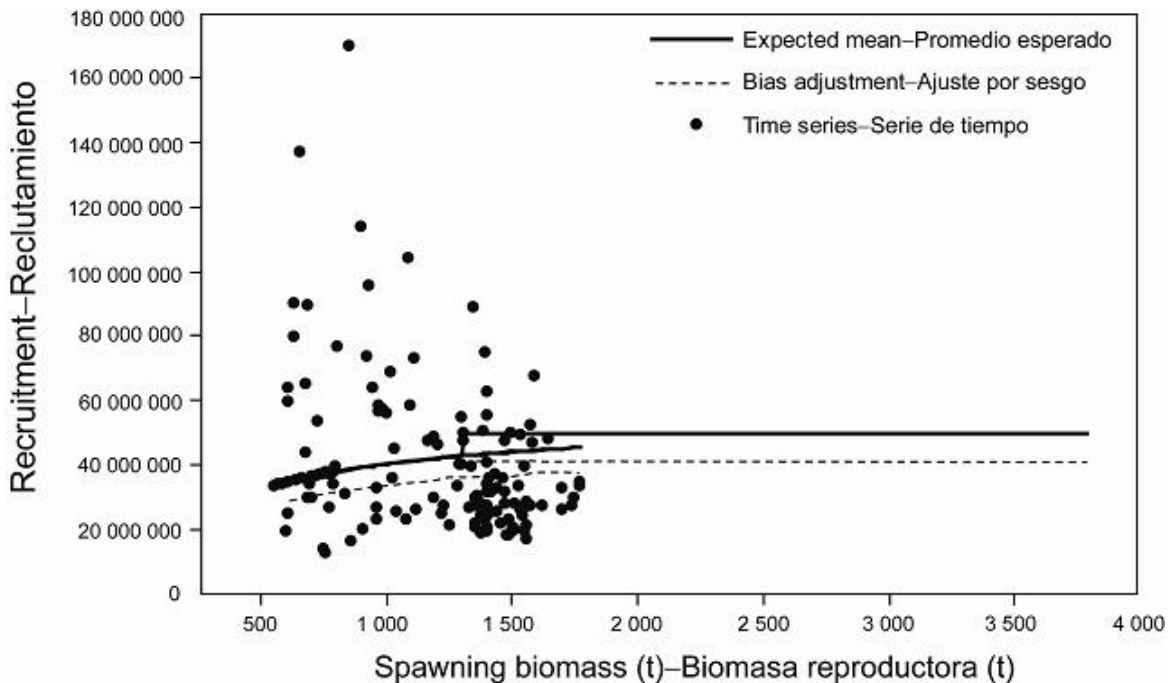


FIGURE A.4. Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Reclutamiento de atún patudo graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS USING CPUE DATA FOR SOUTHERN LONGLINE FISHERY ONLY
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD USANDO DATOS DE CPUE DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE DEL SUR SOLAMENTE

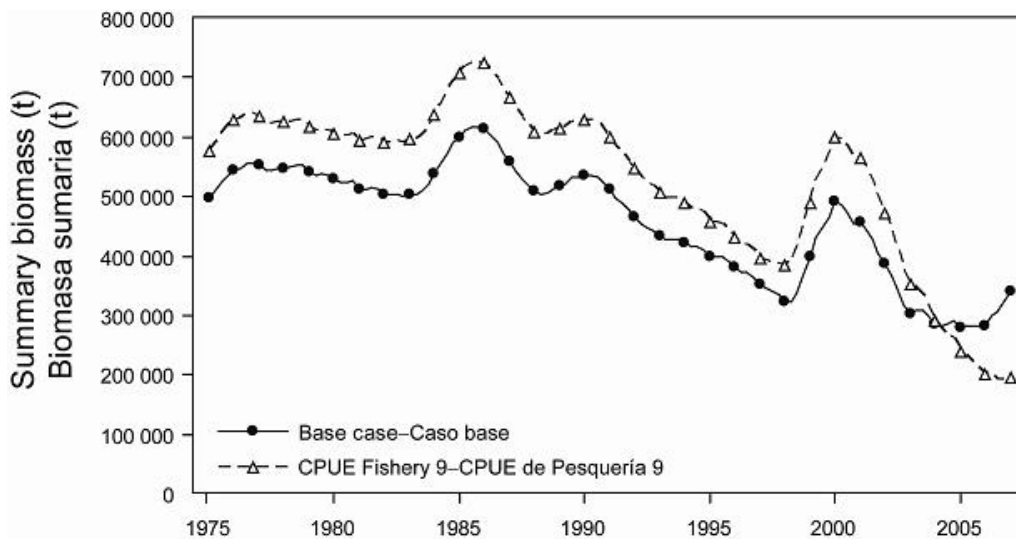


FIGURE B.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used. t = metric tons.

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se usaron los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) solamente. t = toneladas métricas.

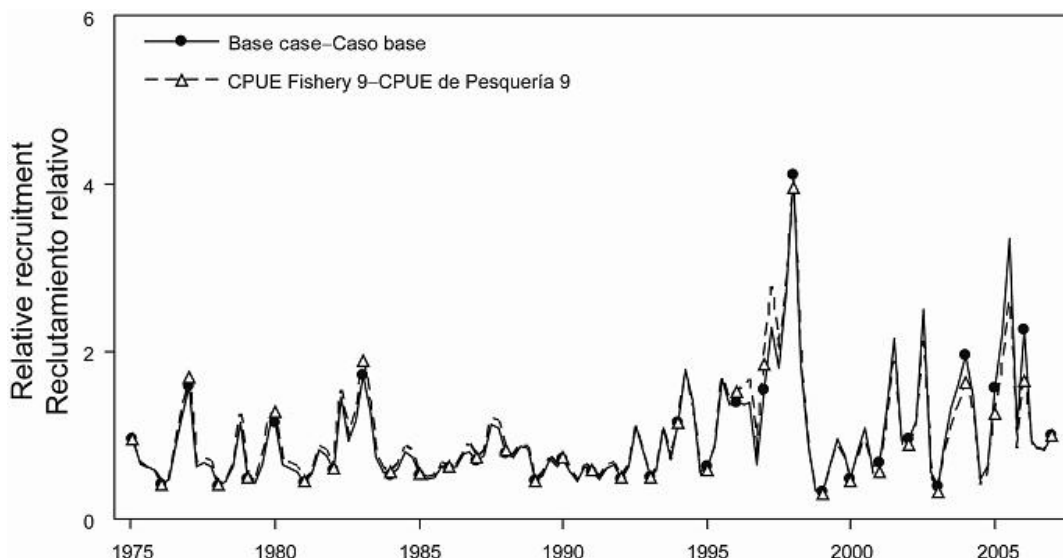


FIGURE B.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se usaron los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) solamente.

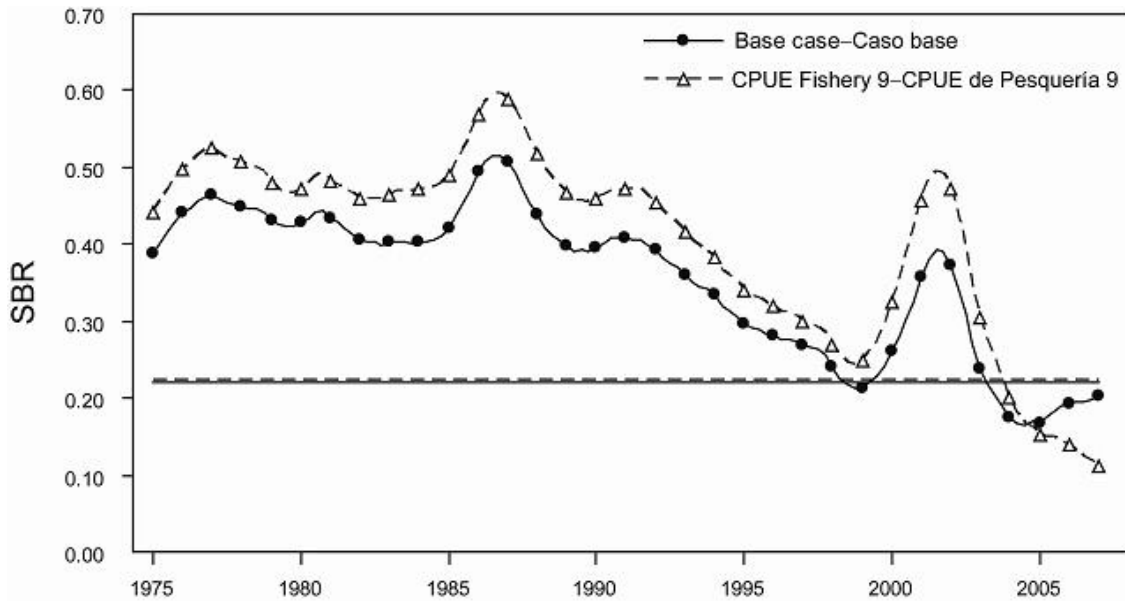


FIGURE B.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se usaron los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) solamente. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP en los dos escenarios.

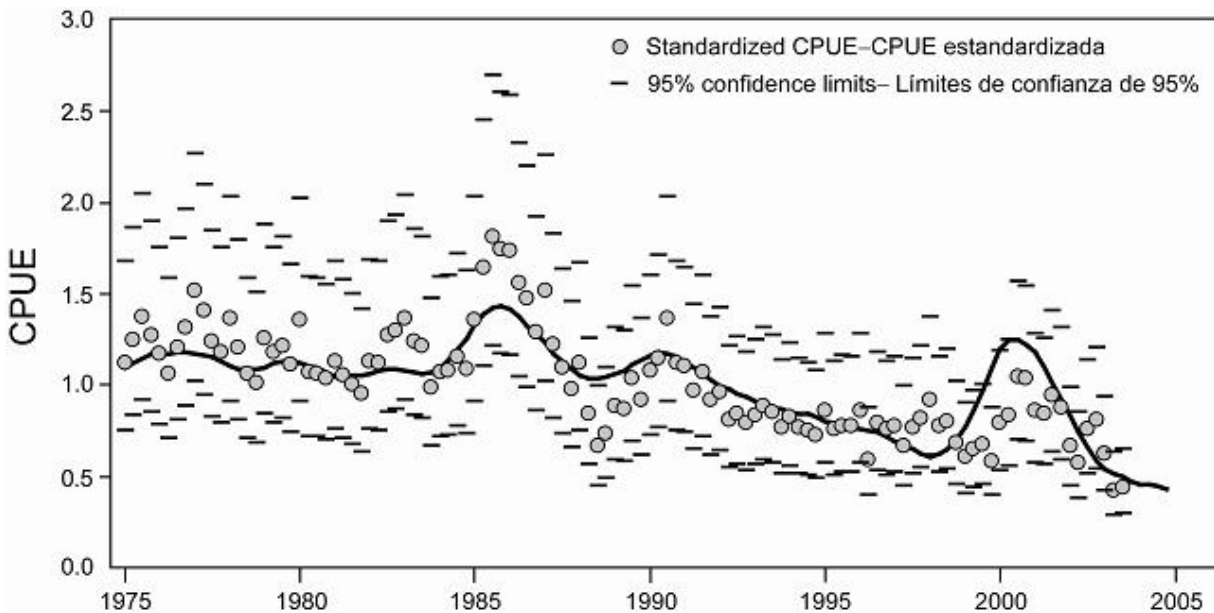


FIGURE B.4. Model fit to the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9).

FIGURA B.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9).

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS FOR GROWTH ESTIMATION, USING OTOLITH DATA

ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA ESTIMACIÓN DEL CRECIMIENTO, BASADO EN DATOS DE OTOLITOS

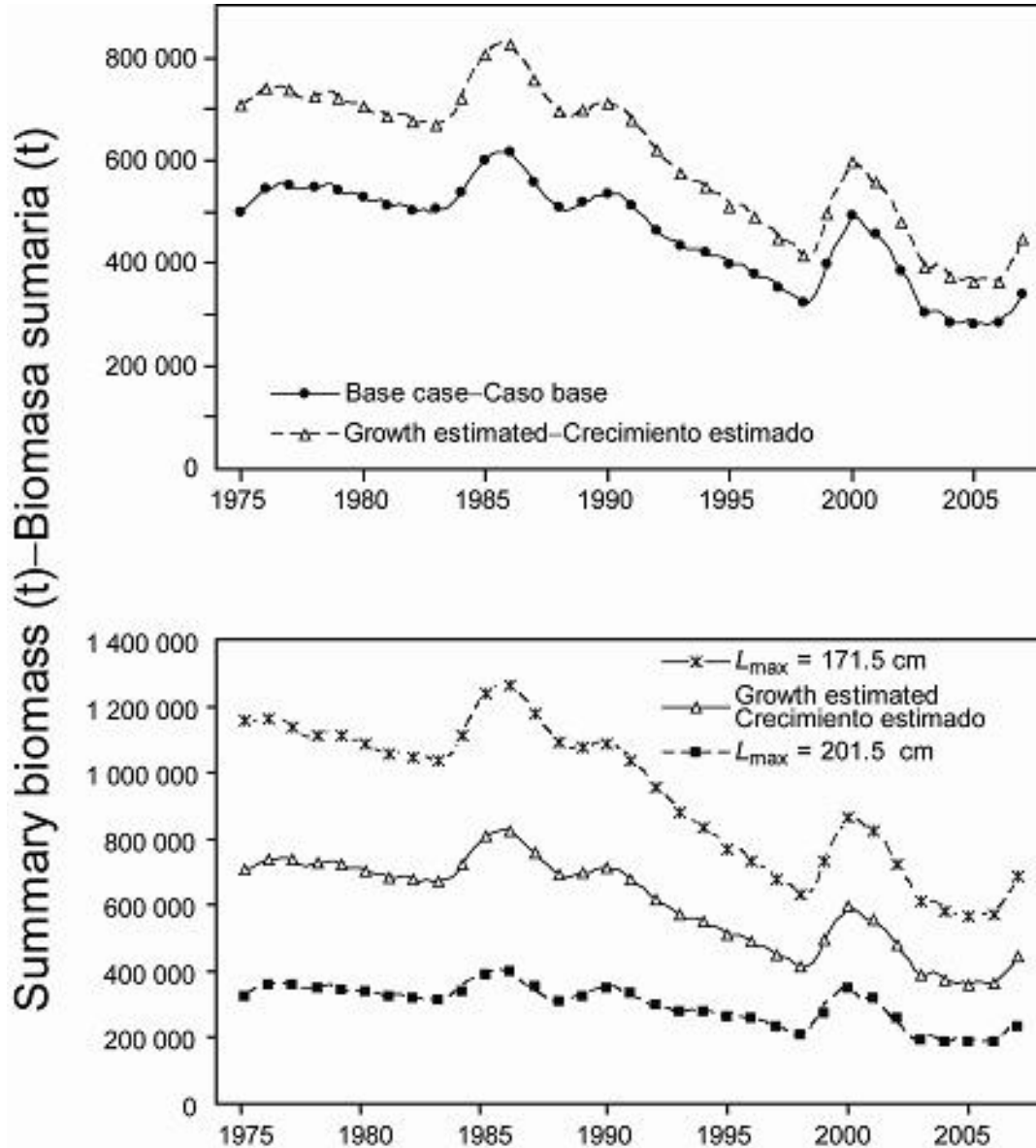


FIGURE C.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case model with a model in which growth was estimated using the otolith data. Three sensitivity analyses were conducted for growth estimation, with: all growth parameters estimated; L_{max} fixed at 171.5 cm; and L_{max} fixed at 201.5 cm. t = metric tons.

FIGURA C.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del modelo de caso base con un modelo en el cual se estimó el crecimiento a partir de datos de otolitos. Se realizaron tres análisis de sensibilidad para la estimación del crecimiento, con: todos los parámetros de crecimiento estimados; L_{max} fijado en 171.5 cm; y L_{max} fijado en 201.5 cm. t = toneladas métricas.

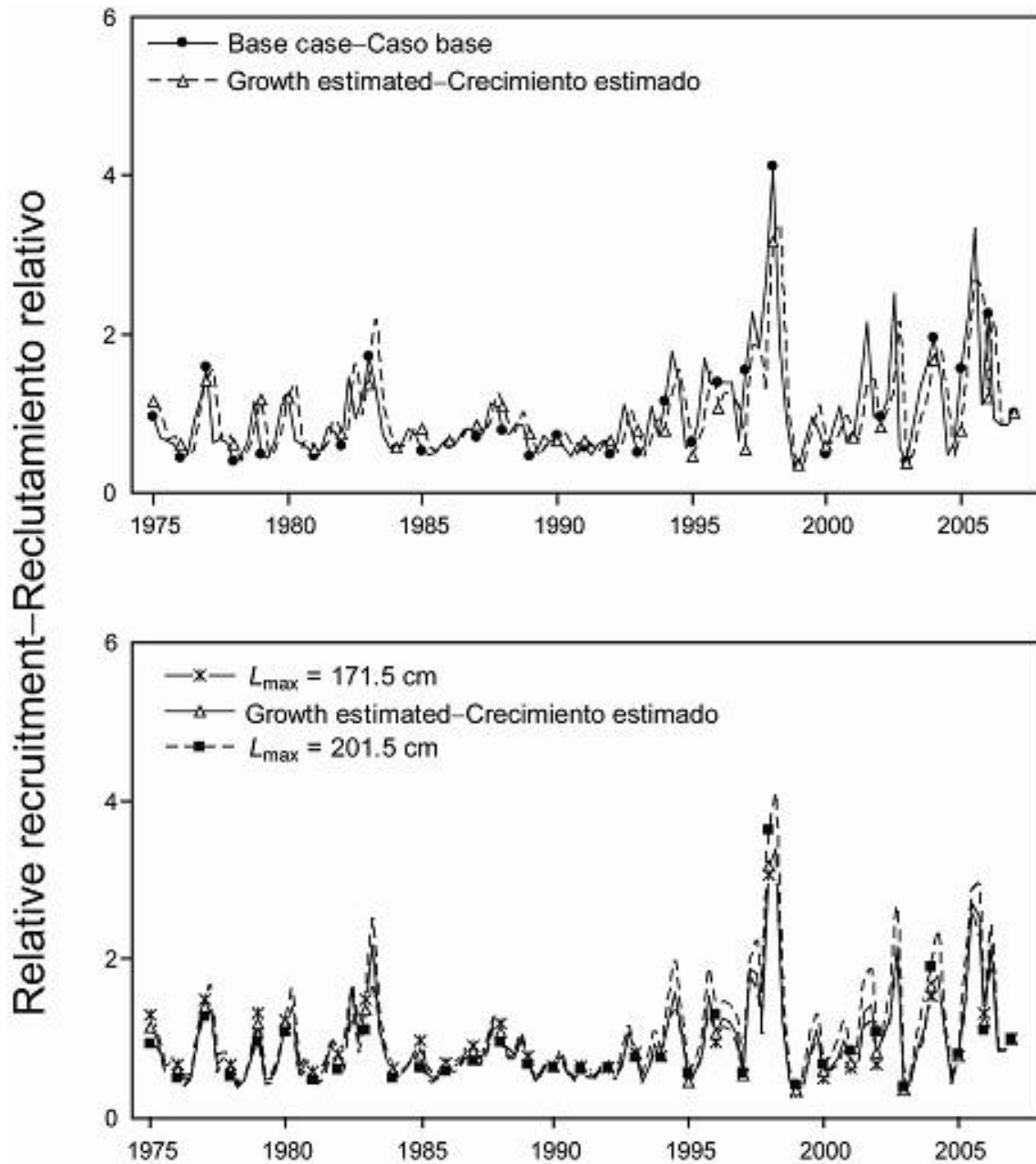


FIGURE C.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case model with a model in which growth was estimated using the otolith data. Three sensitivity analyses were conducted for growth estimation, with: all growth parameters estimated; L_{max} fixed at 171.5 cm; and L_{max} fixed at 201.5 cm.

FIGURA C.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del modelo de caso base con un modelo en el cual se estimó el crecimiento a partir de datos de otolitos. Se realizaron tres análisis de sensibilidad para la estimación del crecimiento, con: todos los parámetros de crecimiento estimados; L_{max} fijado en 171.5 cm; y L_{max} fijado en 201.5 cm.

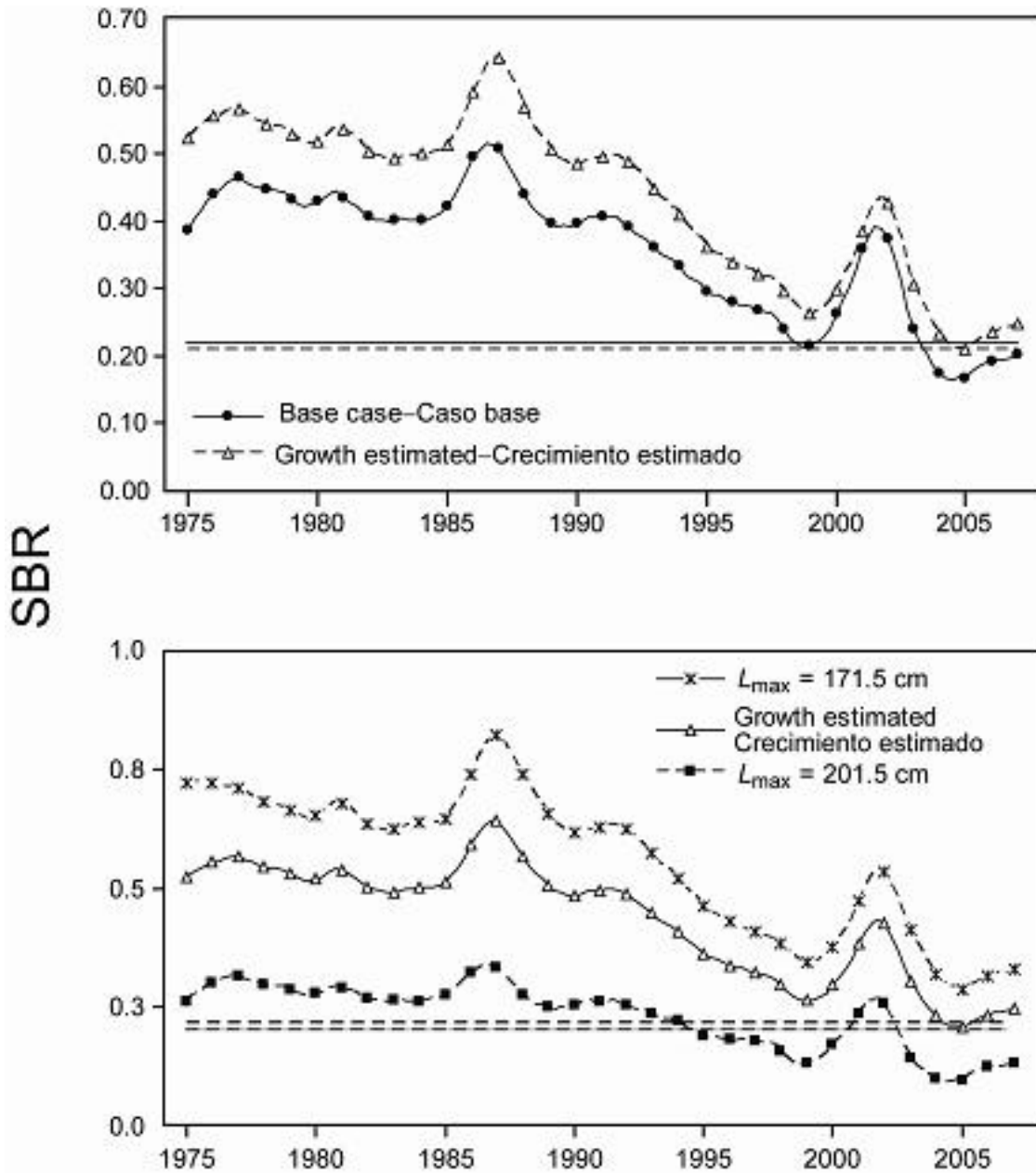


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case model with a model in which growth was estimated using the otolith data. Three sensitivities were conducted for growth estimation, with: all growth parameters estimated; L_{\max} fixed at 171.5 cm; L_{\max} fixed at 201.5 cm. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA C.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del modelo de caso base con un modelo en el cual se estimó el crecimiento a partir de datos de otolitos. Se realizaron tres análisis de sensibilidad para la estimación del crecimiento, con: todos los parámetros de crecimiento estimados; L_{\max} fijado en 171.5 cm; y L_{\max} fijado en 201.5 cm.

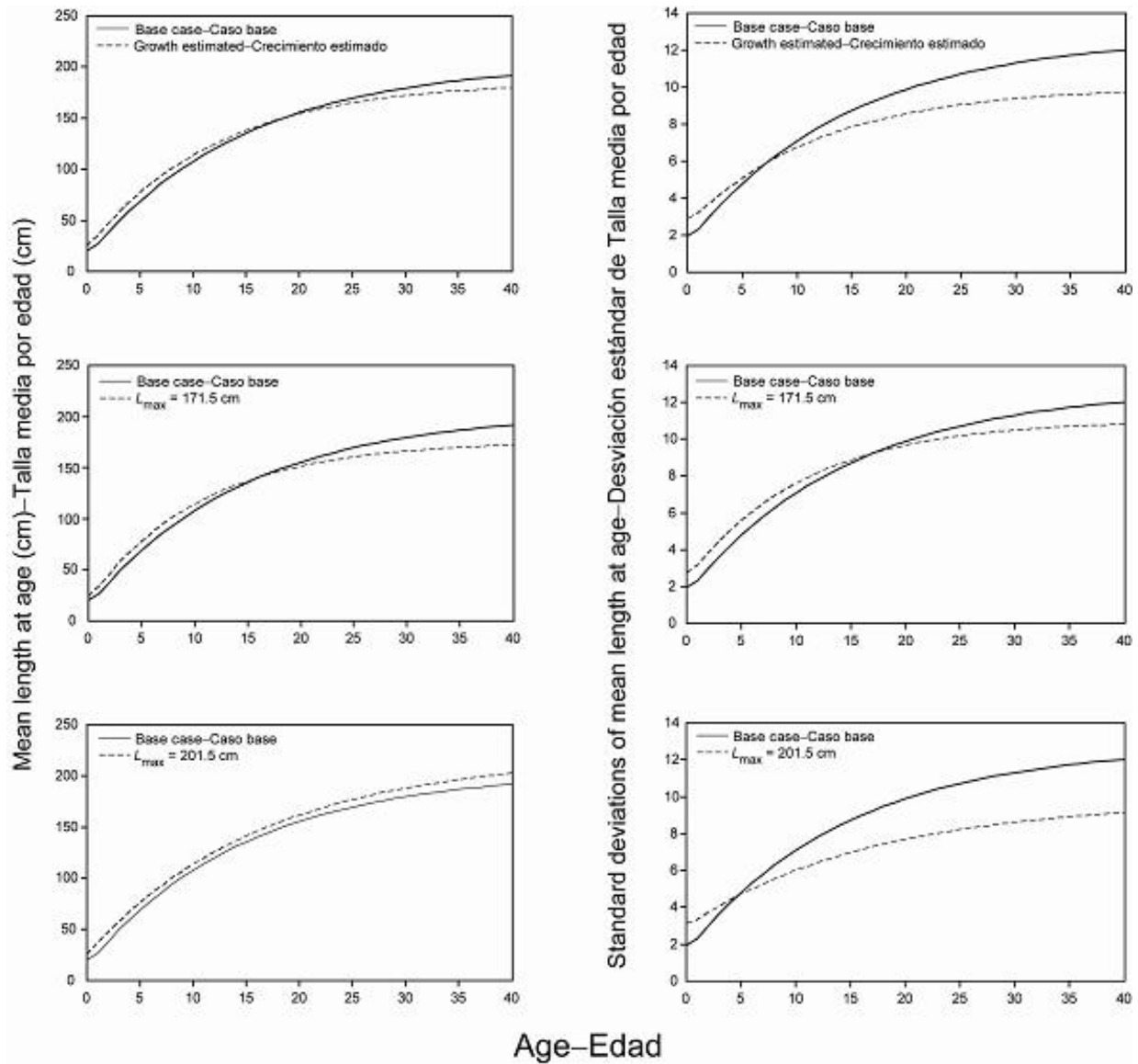


FIGURE C.4. Mean length at age and its standard deviations for the base case analysis (growth parameters fixed) and models in which growth parameters were estimated or L_{max} fixed at 171.5 or 201.5 cm.

FIGURA C.4. Talla media por edad y su desviación estándar en el análisis del caso base (parámetros de crecimiento fijados) y en los modelos en los que se estimaron los parámetros de crecimiento o se fijó L_{max} en 171.5 o 201.5 cm.

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS FOR FITTING TO INITIAL CATCH
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL AJUSTE A LA CAPTURA INICIAL

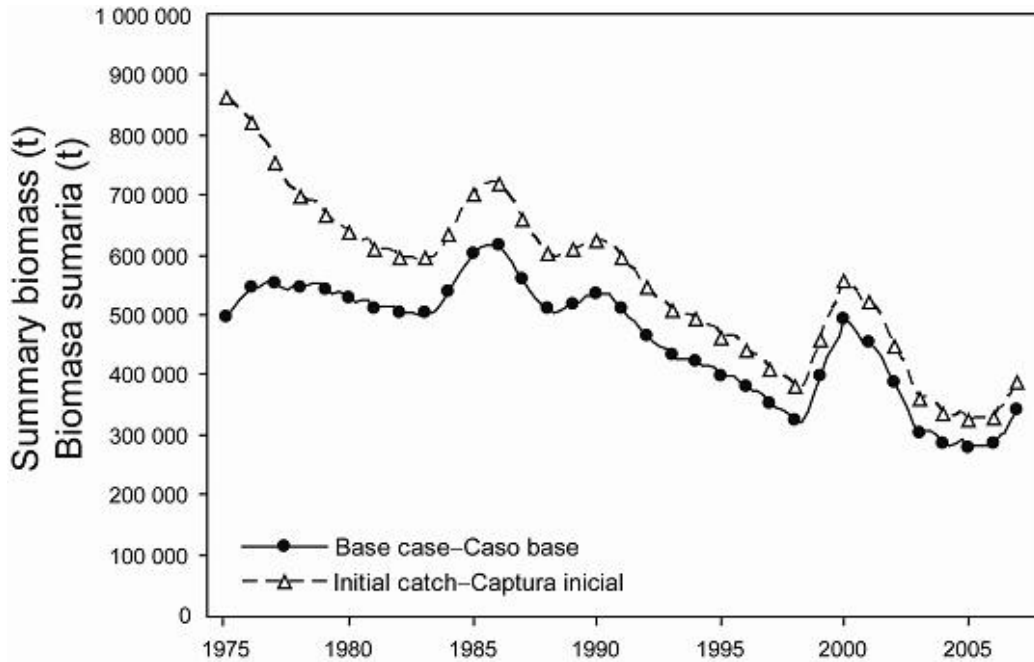


FIGURE D.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model which was fitted to initial catch. t = metric tons.

FIGURA D.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo que fue ajustado a la captura inicial. t = toneladas métricas.

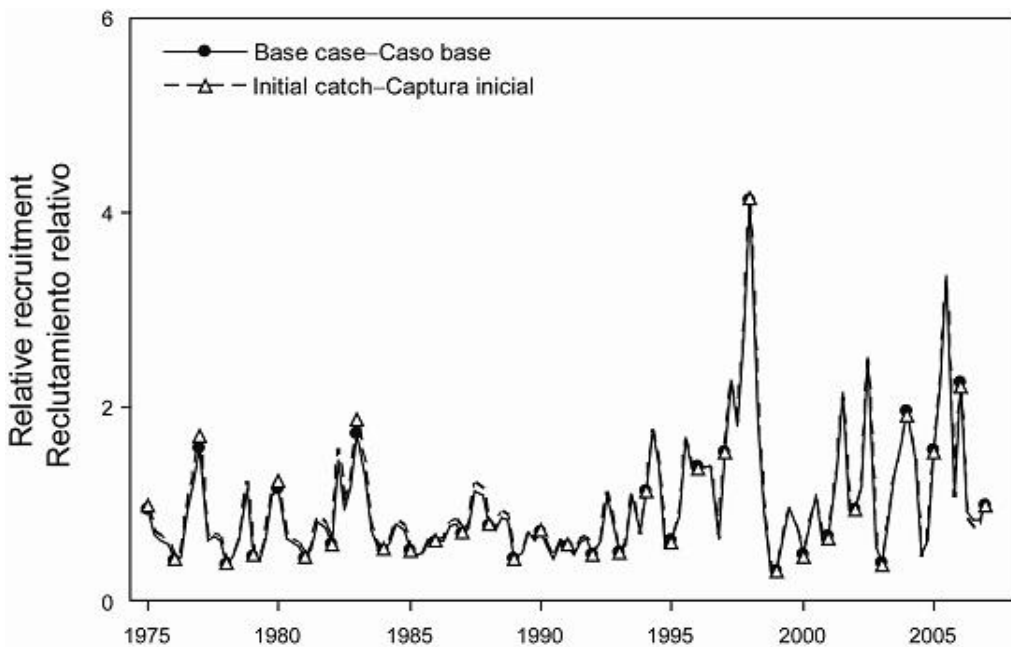


FIGURE D.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model which was fitted to initial catch.

FIGURA D.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo que fue ajustado a la captura inicial.

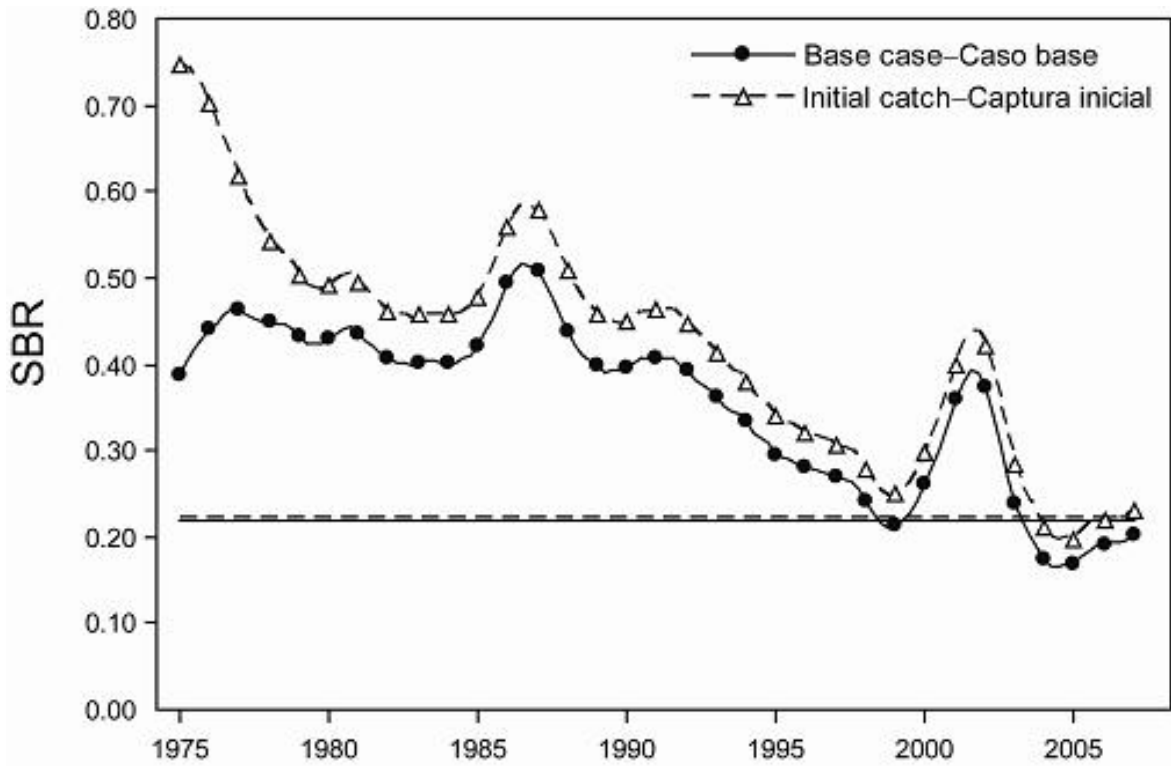


FIGURE D.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model that was fitted to the initial catch. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA D.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base con un modelo que fue ajustado a la captura inicial. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP en los dos escenarios.

APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS FOR ITERATIVE REWEIGHTING
ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN ITERATIVA

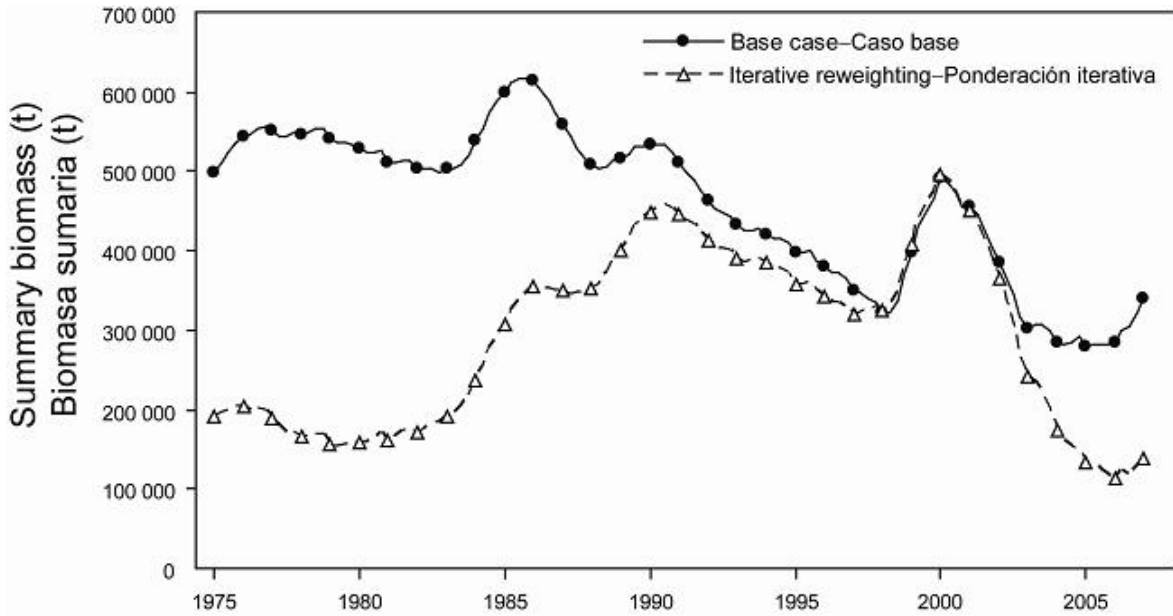


FIGURE E.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which iterative reweighting was applied. t = metric tons.

FIGURA E.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se aplicó una ponderación iterativa. t = toneladas métricas.

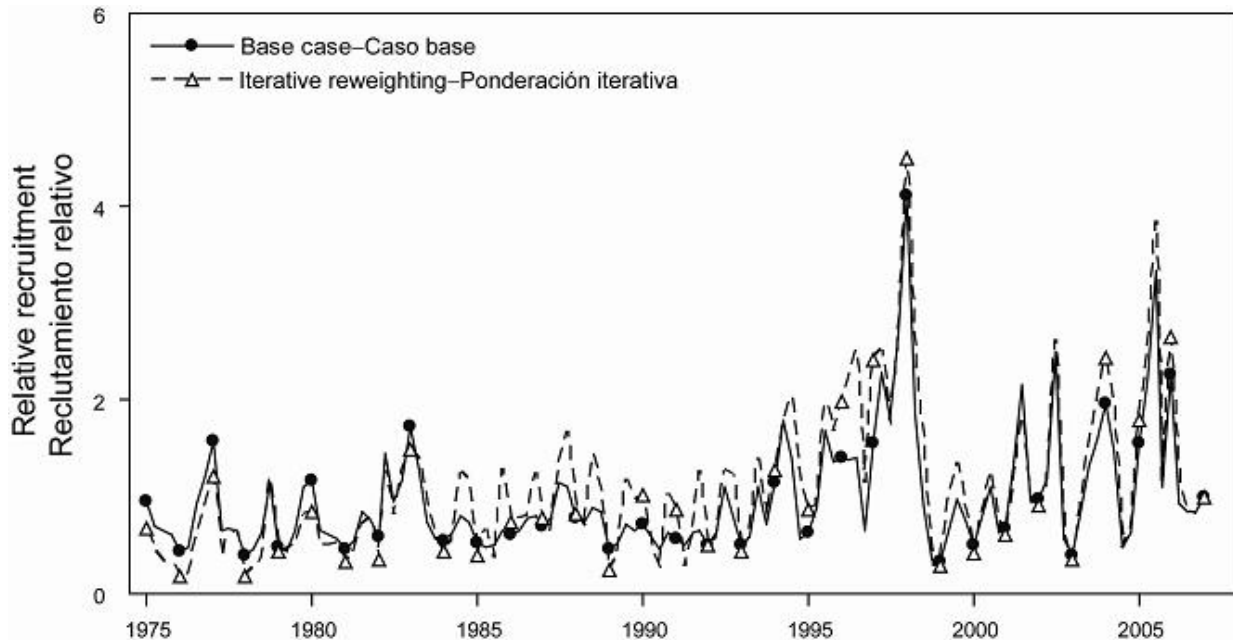


FIGURE E.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which iterative reweighting was applied.

FIGURA E.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se aplicó una ponderación iterativa.

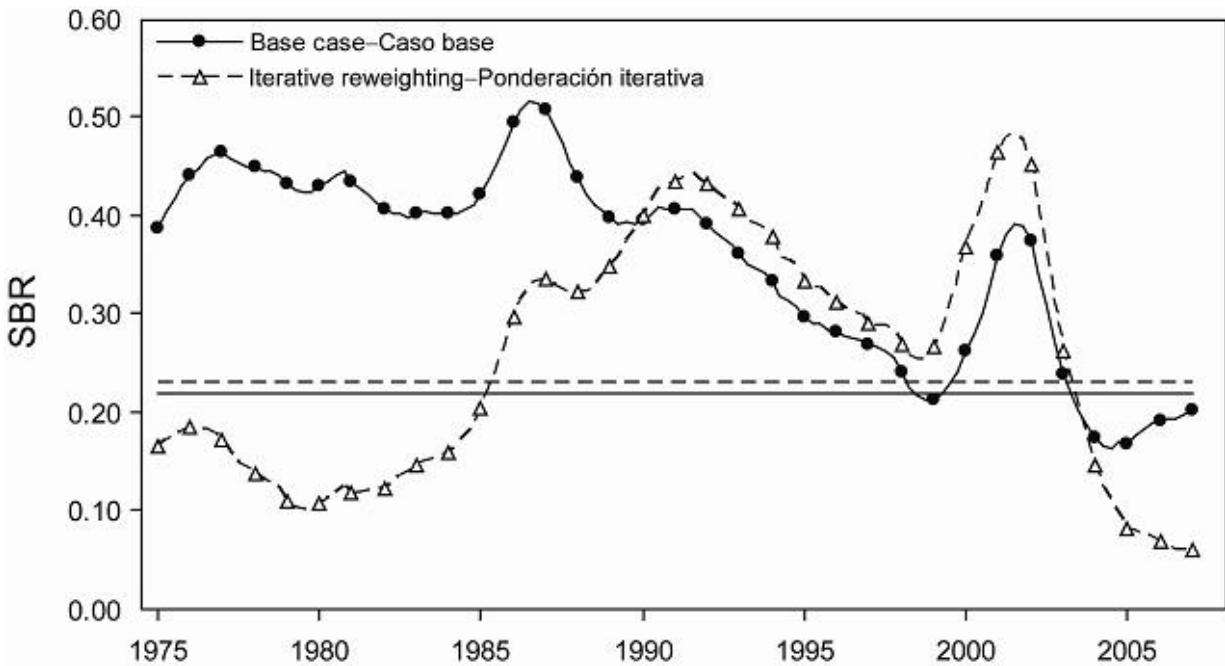


FIGURE E.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which iterative reweighting was applied. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA E.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se aplicó una ponderación iterativa. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSF en los dos escenarios.

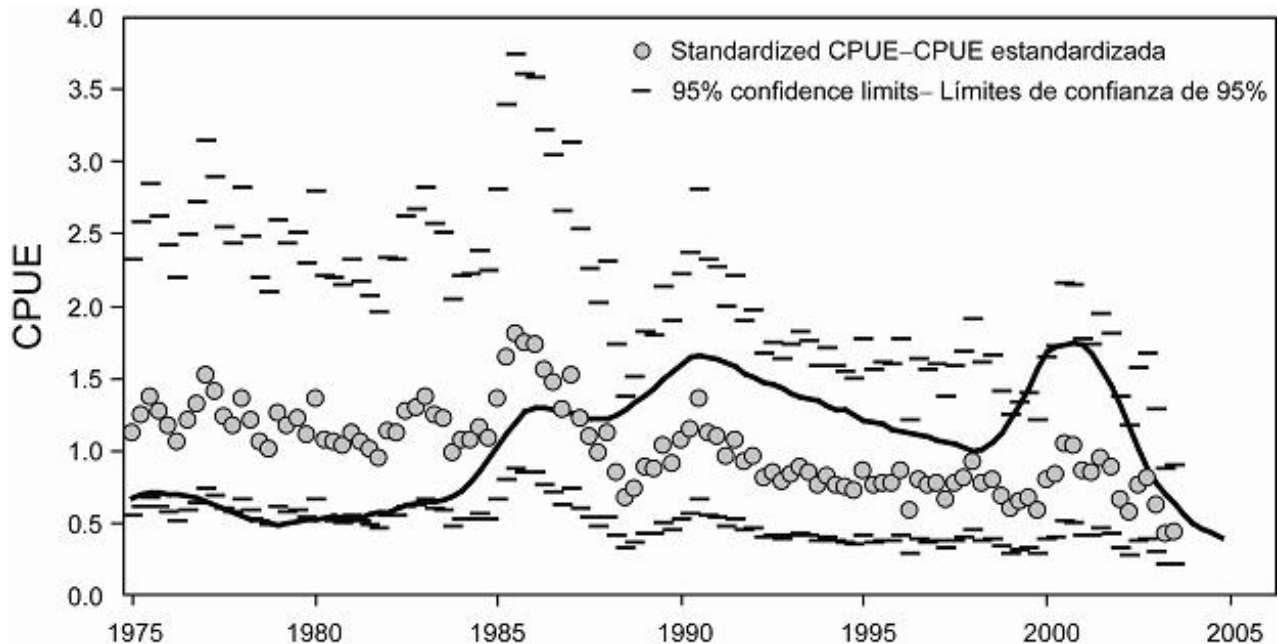


FIGURE E.4. Model fit to the southern longline data (Fishery 9) obtained when iterative reweighting was used.

FIGURA E.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) cuando se aplicó una ponderación iterativa.

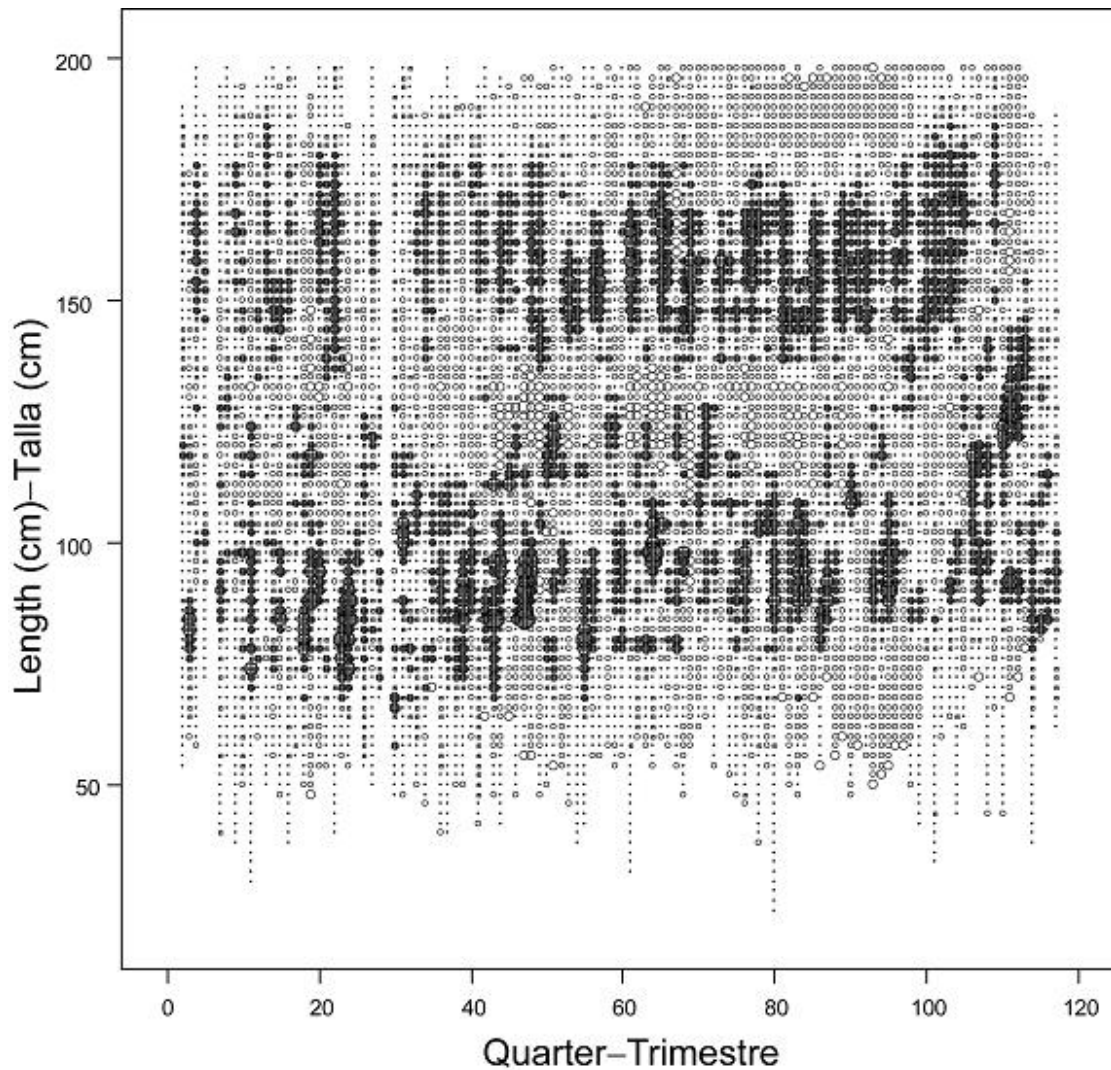


FIGURE E.5. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for the southern longline fishery (Fishery 9). Solid circles represent observations that are less than the model predictions; open circles correspond to observations that are higher than model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA E.5. Gráficas de los residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9). Los círculos sólidos representan observaciones menores que las predicciones del modelo; los círculos abiertos corresponden a observaciones mayores que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

TABLE E.1. Descriptive statistics of the iterative reweighting process, by data type: a) standard deviation of the recruitment deviates; b) standard deviations of the CPUE data; and c) mean effective sample sizes of the length-frequency data. Values for these quantities are first provided as input in the base case model. The model then provides estimates of the statistics, which are then used as input in a subsequent iterative model run (iterations 1 and 2). The final column is the output of the last iteration; it was not used in the assessment.

TABLA E.1. Estadísticas descriptivas del proceso de reponderación iterativa, por tipo de dato: a) desviación estándar de los desvíos del reclutamiento; b) desviaciones estándar de los datos de CPUE; y c) tamaño efectivo medio de la muestra de los datos de frecuencia de talla. Se proveen los valores de estas cantidades en primer lugar como insumo en el modelo del caso base; el modelo entonces produce estimaciones de las estadísticas, que entonces son usadas como insumo en una ejecución iterativa subsiguiente del modelo (iteraciones 1 y 2). La columna final es el producto de la última iteración; no fue usado en la evaluación.

Statistic by data type	Fishery	Base case	Iteration 1	Iteration 2	
		Input	Input	Input	Output
Estadística por tipo de dato	Pesquería	Caso base	Iteración 1	Iteración 2	
		Insumo	Insumo	Insumo	Producto
a) Standard deviation—Desviación estándar Recruitment deviates—Desvíos del reclutamiento		0.60	0.50	0.63	0.68
b) Standard deviation—Desviación estándar CPUE	2	0.40	0.38	0.41	0.44
	3	0.40	0.67	0.73	0.76
	5	0.40	0.67	0.76	0.80
	8	0.40	0.52	0.59	0.66
	9	0.20	0.16	0.36	0.54
c) Mean effective sample size—Tamaño efectivo medio de la muestra Length frequencies—Frecuencias de talla	1	3.77	21.75	21.86	19.82
	2	15.02	73.04	74.78	74.33
	3	13.58	67.41	64.30	62.51
	4	1.88	7.28	7.05	7.43
	5	9.89	52.89	56.95	57.47
	6	6.45	30.25	31.62	31.63
	7	2.91	15.26	15.66	15.51
	8	4.22	63.96	72.83	73.66
	9	14.64	222.61	255.92	258.21

APPENDIX F: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE USE OF TWO TIME BLOCKS FOR SELECTIVITY AND CATCHABILITY OF THE SOUTHERN LONGLINE FISHERY, AND THE CORRESPONDING CPUE TIME SERIES
ANEXO F: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL USO DE DOS BLOQUES DE TIEMPO PARA LA SELECTIVIDAD Y CAPTURABILIDAD DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE DEL SUR, Y LA SERIE DE TIEMPO DE CPUE CORRESPONDIENTE

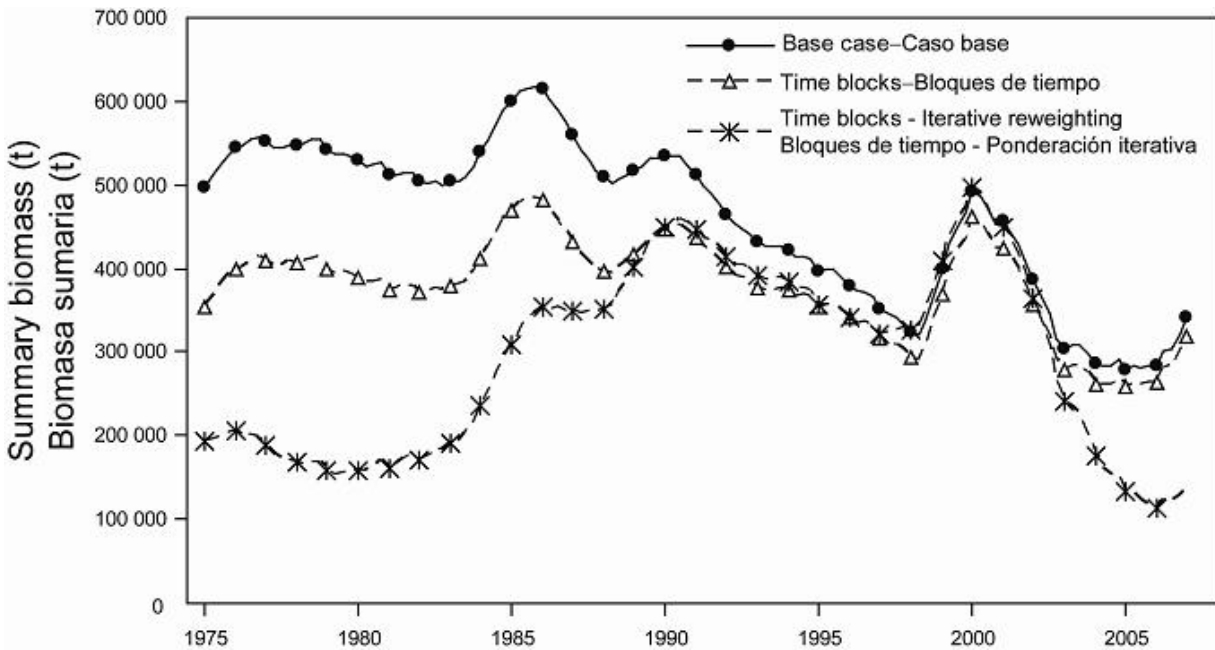


FIGURE F.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis and two models in which two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without use of iterative reweighting). t = metric tons.

FIGURA F.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base y dos modelos en los que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin el uso de ponderación iterativa). t = toneladas métricas.

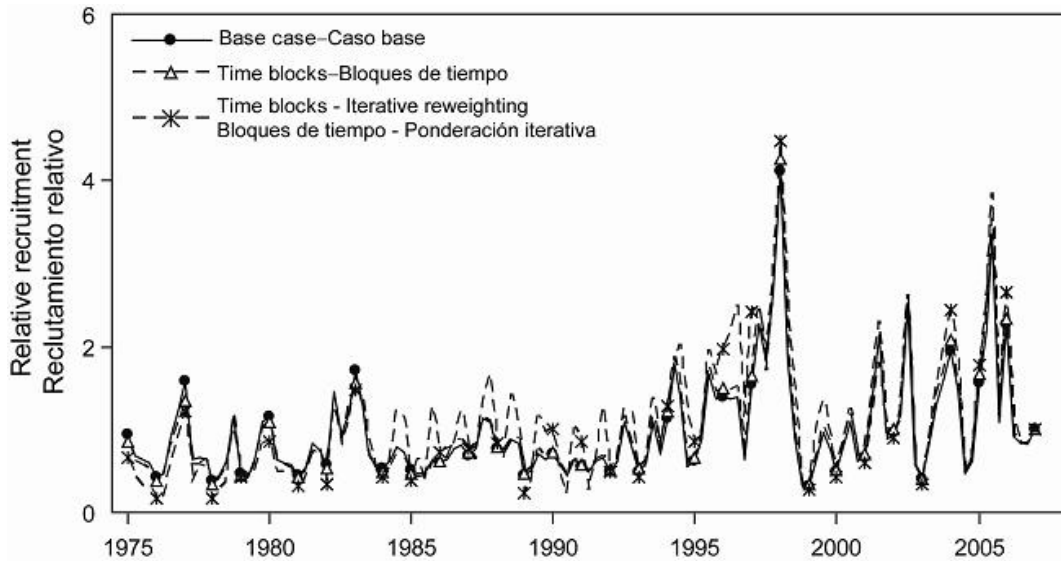


FIGURE F.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and two models in which two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without use of iterative reweighting).

FIGURA F.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base y dos modelos en los que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin el uso de ponderación iterativa).

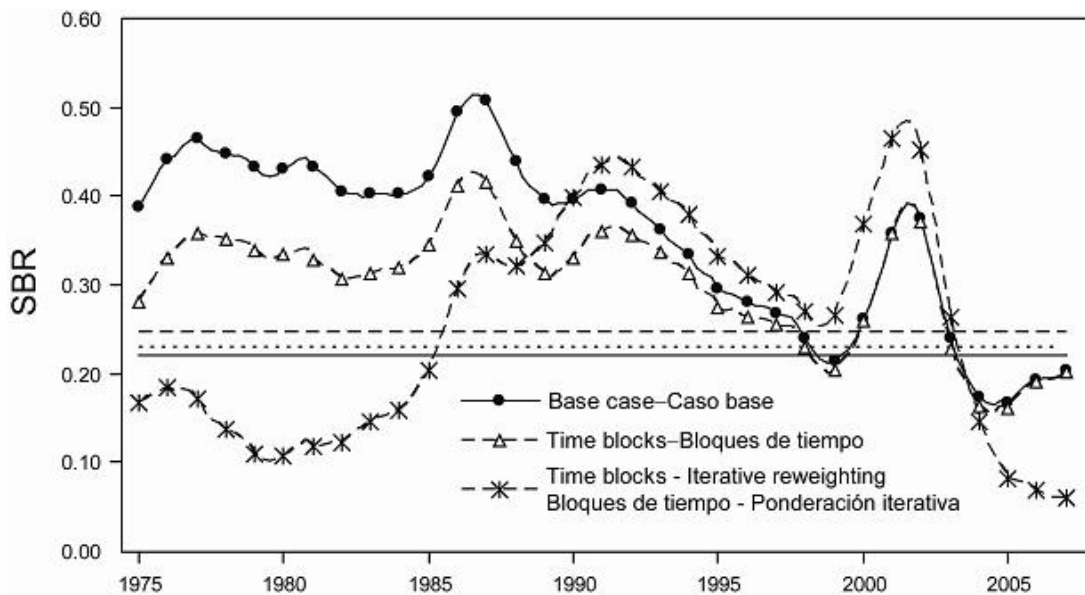


FIGURE F.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and two models in which two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without use of iterative reweighting).

FIGURA F.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base y dos modelos en los que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin el uso de ponderación iterativa).

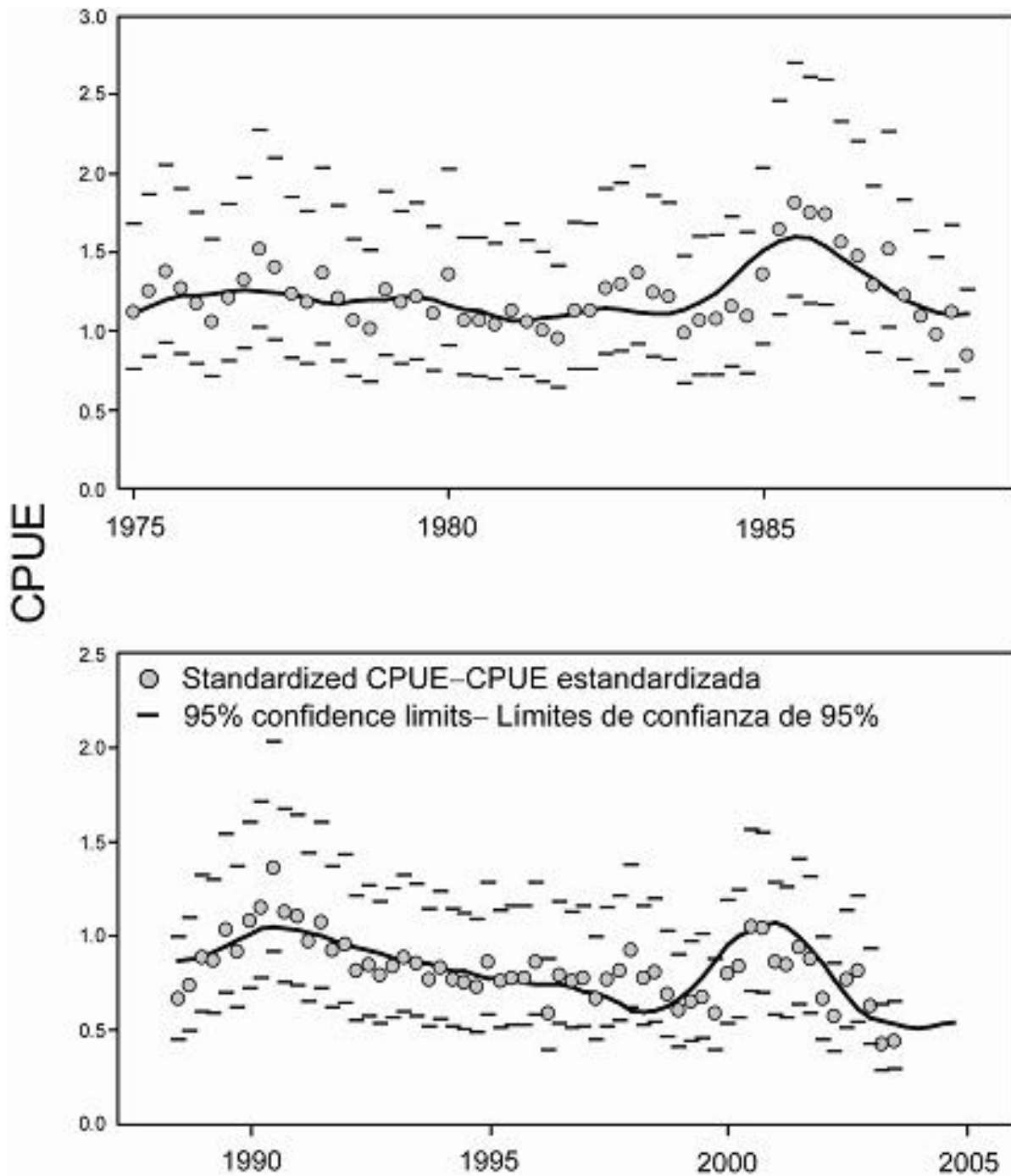


FIGURE F.4. Model fit to the southern longline CPUE data for the analysis considering two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Fishery 9), with no iterative reweighting applied.

FIGURA F.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur del análisis que considera dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9), sin aplicar una ponderación iterativa.

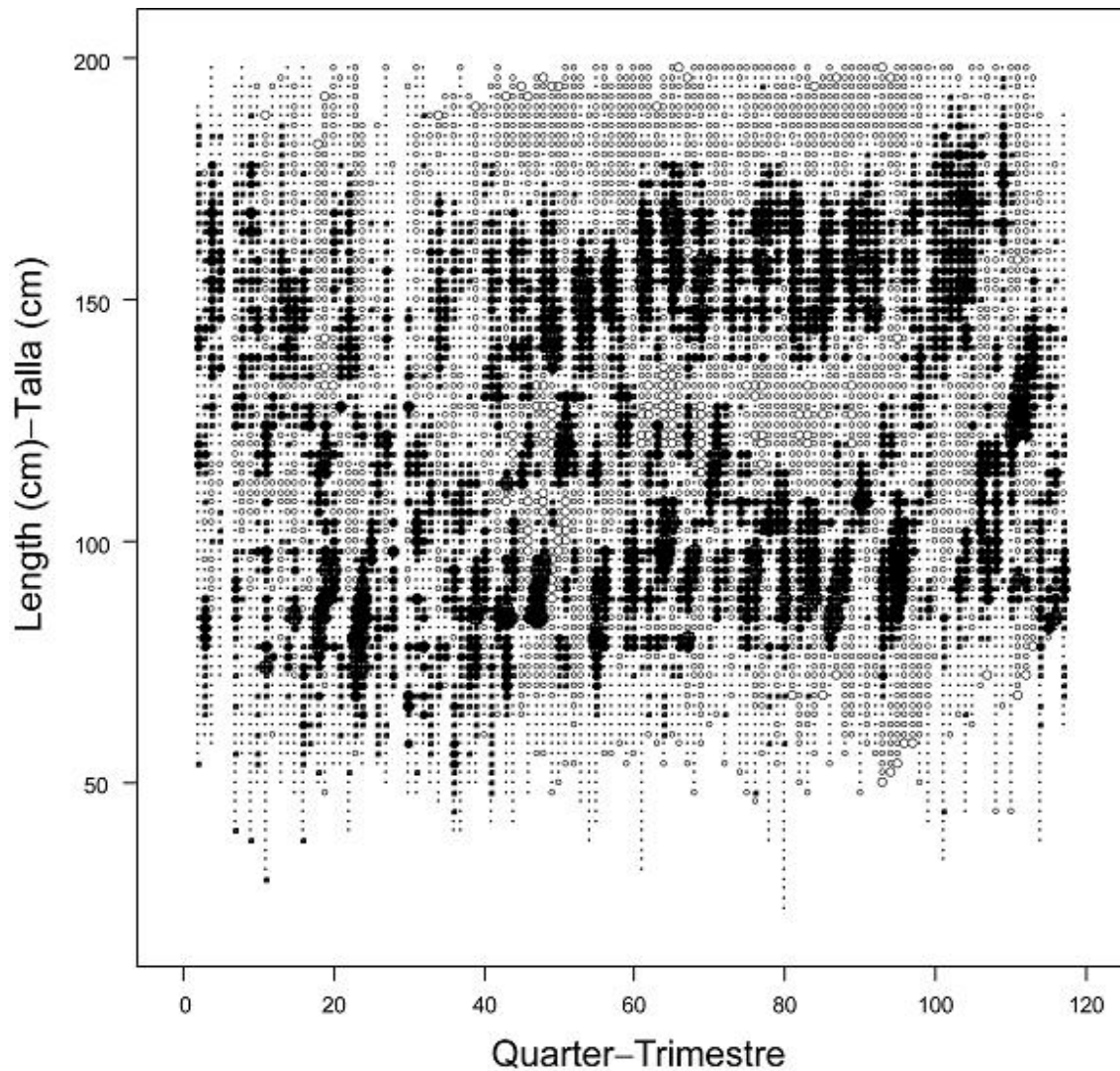


FIGURE F.5. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for the southern longline fishery (Fishery 9). Solid circles represent observations that are less than the model predictions; open circles correspond to observations that are higher than model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA F.5. Gráficas de los residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9). Los círculos sólidos representan observaciones menores que las predicciones del modelo; los círculos abiertos corresponden a observaciones mayores que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

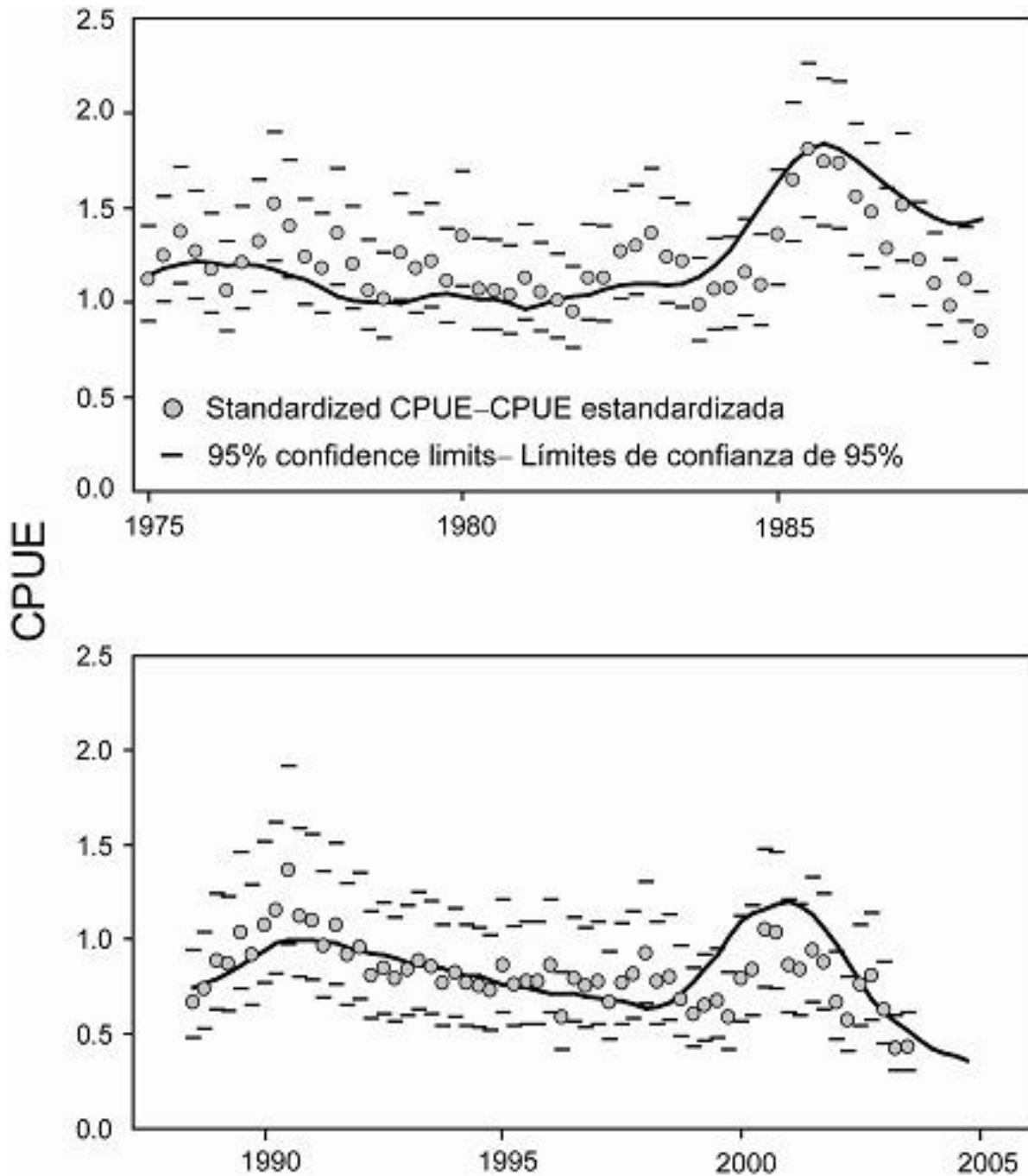


FIGURE F.6. Model fit to the southern longline CPUE data for the analysis considering two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Fishery 9), with iterative reweighting applied.

FIGURA F.6. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur del análisis que considera dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9), con ponderación iterativa aplicada.

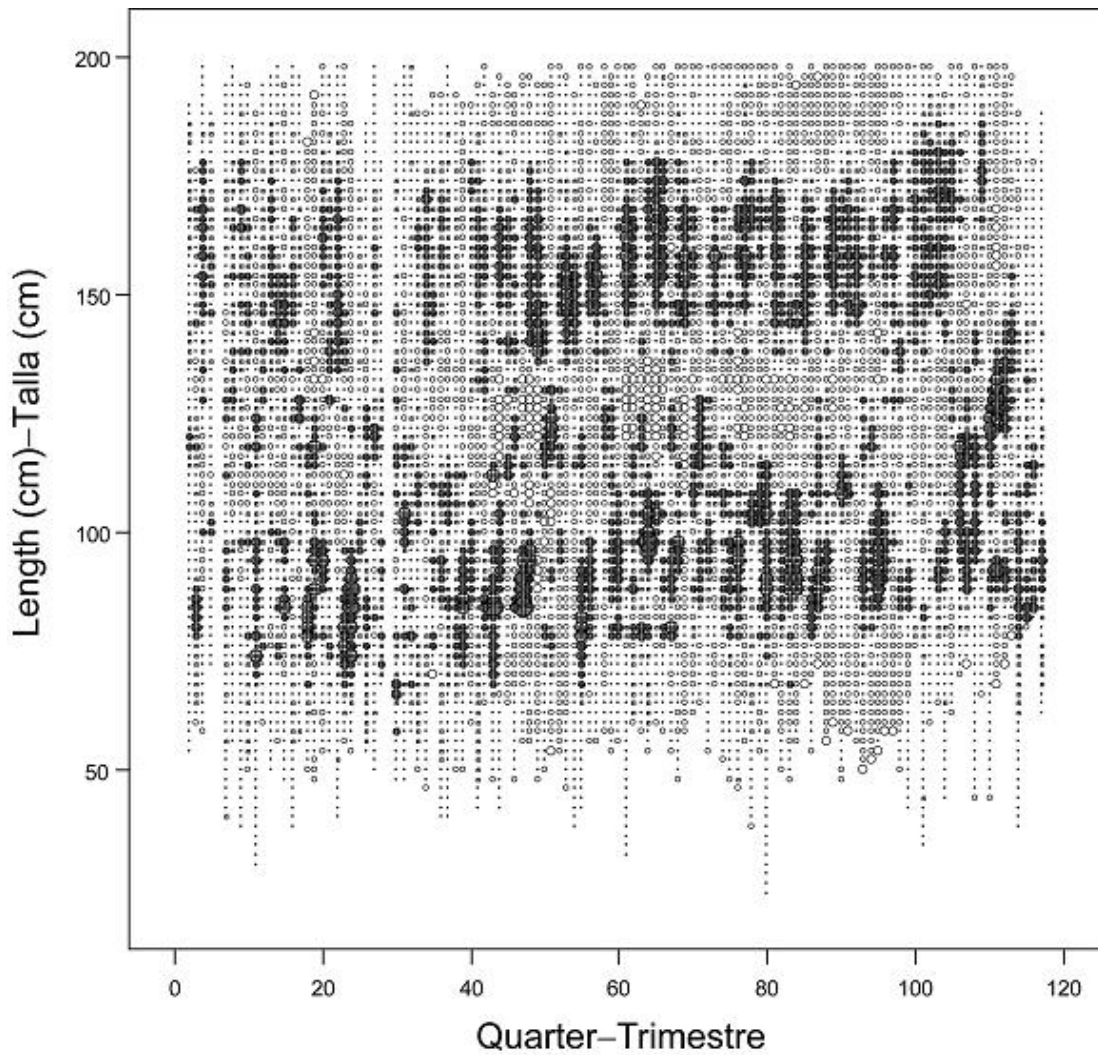


FIGURE F.7. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for the southern longline fishery (Fishery 9), using iterative reweighting. Solid circles represent observations that are less than the model predictions; open circles correspond to observations that are higher than model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA F.7. Gráficas de los residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9), aplicando una ponderación iterativa. Los círculos sólidos representan observaciones menores que las predicciones del modelo; los círculos abiertos corresponden a observaciones mayores que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

**APPENDIX G: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE USE OF THE NEW JAPANESE
LONGLINE DATA**
**ANEXO G: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL USO DE LOS NUEVOS DATOS DE PALANGRE
JAPONESES**

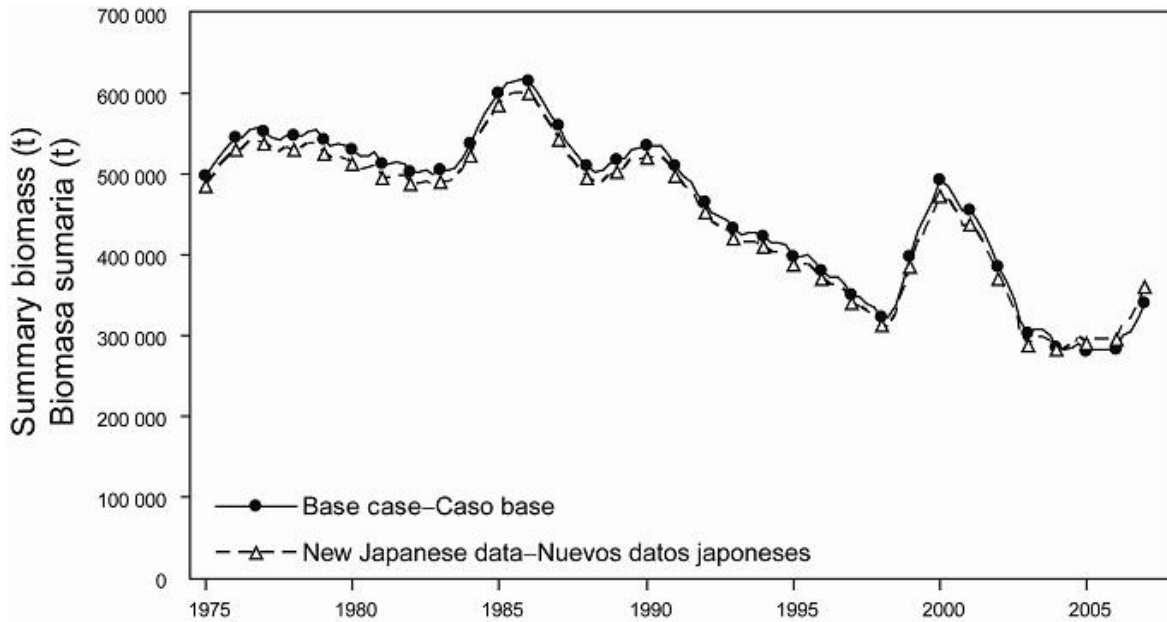


FIGURE G.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which the new Japanese data were included. t = metric tons.

FIGURA G.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se incluyeron los nuevos datos de palangre japoneses. t = toneladas métricas.

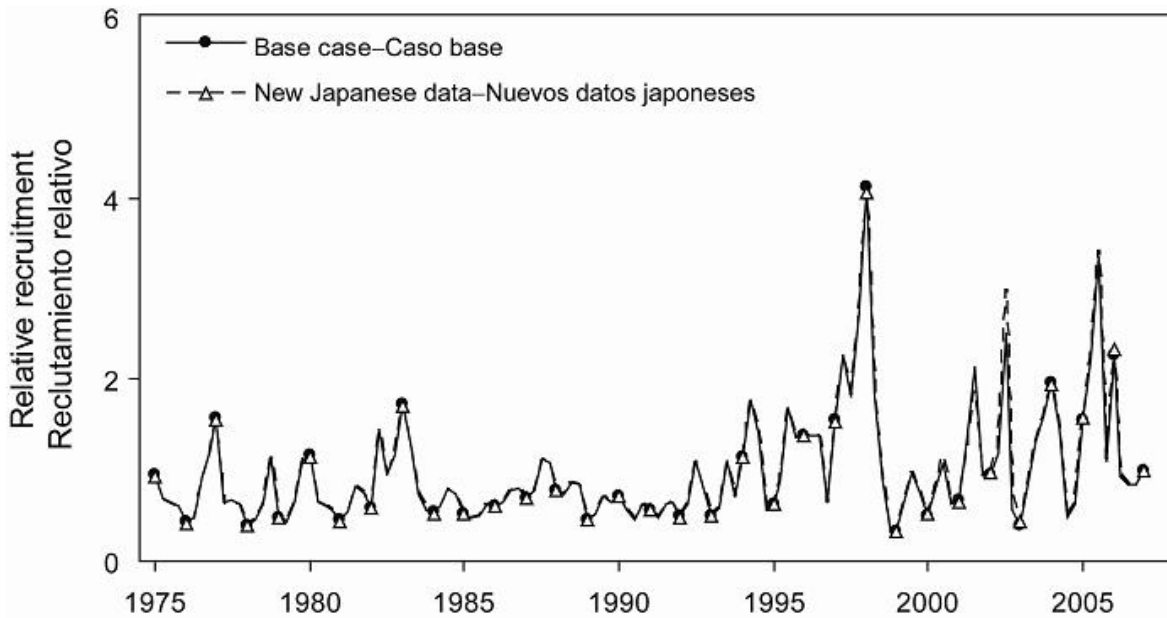


FIGURE G.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which the new Japanese data were included.

FIGURA G.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se incluyeron los nuevos datos de palangre japoneses.

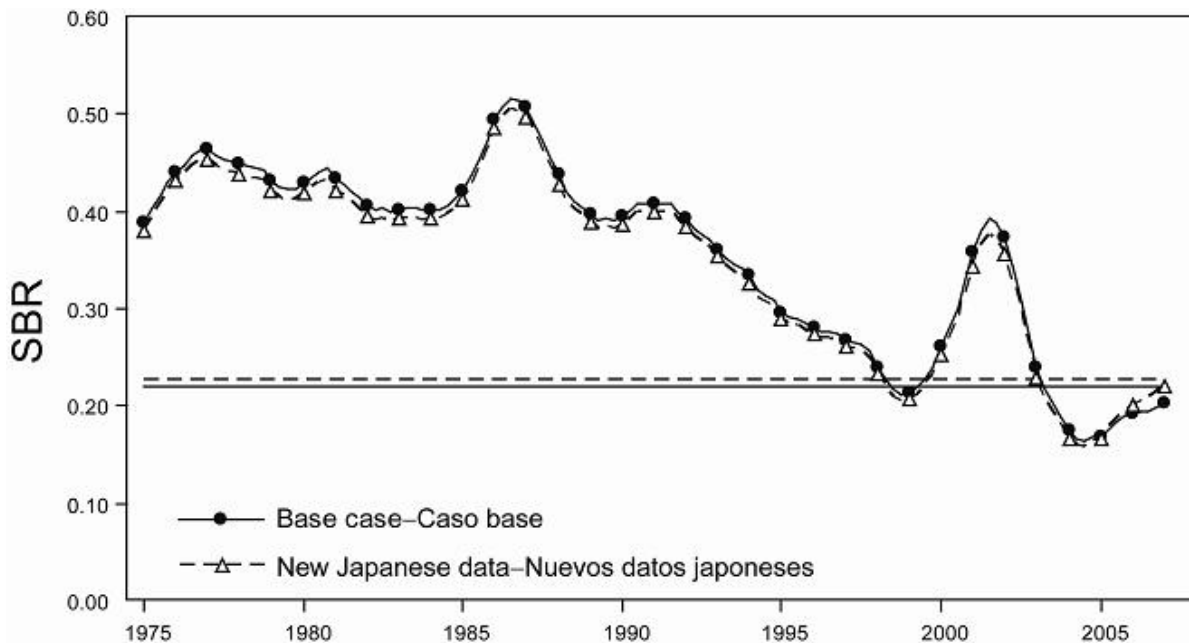


FIGURE G.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which the new Japanese data were included.

FIGURA G.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se incluyeron los nuevos datos de palangre japoneses.

APPENDIX H: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

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

ANEXO H: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN DEL CASO BASE

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

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

TABLA H.1. Tasas medias de mortalidad anual por pesca de atún patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

Year	Age (quarters)–Edad (trimestres)									
Año	1-4	5-8	9-12	13-16	17-20	21-24	25-28	29-32	33-36	37-40
1975	0.01	0.03	0.08	0.11	0.11	0.11	0.10	0.10	0.10	0.10
1976	0.01	0.06	0.12	0.14	0.14	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
1977	0.01	0.06	0.13	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1978	0.01	0.08	0.16	0.18	0.18	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1979	0.01	0.06	0.13	0.17	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1980	0.02	0.10	0.17	0.18	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16	0.16
1981	0.01	0.07	0.14	0.16	0.16	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
1982	0.01	0.04	0.11	0.16	0.16	0.16	0.15	0.15	0.15	0.15
1983	0.01	0.04	0.12	0.17	0.18	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17
1984	0.01	0.04	0.10	0.14	0.14	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
1985	0.01	0.04	0.11	0.16	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1986	0.01	0.04	0.15	0.22	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23
1987	0.00	0.04	0.14	0.22	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1988	0.00	0.03	0.12	0.18	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19
1989	0.00	0.04	0.12	0.18	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1990	0.01	0.05	0.15	0.23	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
1991	0.01	0.05	0.17	0.26	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
1992	0.01	0.05	0.16	0.23	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1993	0.06	0.06	0.16	0.22	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
1994	0.19	0.19	0.28	0.30	0.27	0.25	0.24	0.24	0.24	0.24
1995	0.39	0.28	0.27	0.27	0.24	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22
1996	0.55	0.43	0.32	0.27	0.22	0.19	0.19	0.18	0.18	0.18
1997	0.45	0.40	0.38	0.33	0.24	0.21	0.20	0.19	0.19	0.19
1998	0.26	0.26	0.25	0.27	0.26	0.26	0.25	0.25	0.25	0.25
1999	0.22	0.21	0.19	0.18	0.15	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
2000	0.36	0.40	0.31	0.24	0.18	0.15	0.14	0.14	0.14	0.14
2001	0.39	0.43	0.32	0.28	0.24	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22
2002	0.38	0.46	0.43	0.44	0.40	0.38	0.37	0.37	0.36	0.36
2003	0.37	0.38	0.37	0.38	0.35	0.34	0.33	0.33	0.33	0.33
2004	0.39	0.44	0.38	0.38	0.34	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32
2005	0.45	0.47	0.33	0.27	0.21	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18
2006	0.34	0.40	0.30	0.24	0.19	0.16	0.16	0.15	0.15	0.15

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

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

Year Año	Quarter Trimestre	Fishery—Pesquería				Total
		2	3	4	5	
1993	1	413	49	1439	30	1931
	2	67	98	1243	33	1440
	3	0	150	764	364	1279
	4	102	940	266	107	1415
	Total	581	1237	3712	534	6065
1994	1	336	76	1043	19	1474
	2	486	207	632	97	1421
	3	140	1200	1072	243	2655
	4	37	1549	782	128	2496
	Total	999	3031	3529	487	8046
1995	1	733	419	895	230	2277
	2	1021	305	500	212	2039
	3	666	1433	888	532	3519
	4	386	1203	492	822	2904
	Total	2806	3361	2775	1796	10738
1996	1	1035	741	1201	251	3228
	2	1145	558	528	327	2559
	3	1118	1410	1316	494	4338
	4	790	1388	936	756	3869
	Total	4087	4097	3980	1828	13993
1997	1	1063	936	831	197	3027
	2	1288	1143	1240	354	4026
	3	866	1505	1271	861	4502
	4	715	2461	1300	392	4868
	Total	3932	6046	4642	1803	16423
1998	1	1894	635	1294	292	4114
	2	1830	686	1211	473	4201
	3	1876	633	599	1737	4846
	4	492	962	682	1344	3480
	Total	6092	2916	3786	3847	16641
1999	1	322	837	866	486	2512
	2	264	1710	1152	532	3658
	3	173	1980	582	984	3719
	4	163	418	196	493	1269
	Total	922	4945	2796	2495	11158
2000	1	401	1498	655	452	3005
	2	575	2208	991	314	4088
	3	640	1591	2122	1189	5543
	4	191	600	862	393	2046
	Total	1806	5897	4630	2348	14682
2001	1	1343	996	1596	337	4272
	2	1517	1332	1166	461	4475
	3	1064	1845	1991	1236	6136
	4	993	1855	1260	980	5088
	Total	4917	6028	6012	3014	19971

TABLE H.2. (continued)
TABLA H2. (continuación)

Year	Quarter	Fishery—Pesquería				Total
Año	Trimestre	2	3	4	5	
2002	1	1874	654	1692	100	4319
	2	1617	732	651	453	3453
	3	853	1617	1219	863	4553
	4	435	1390	780	484	3088
	Total	4779	4393	4341	1900	15413
2003	1	1061	362	1128	309	2861
	2	1094	542	962	772	3370
	3	622	2339	1361	1303	5624
	4	1104	2675	808	675	5261
	Total	3880	5918	4260	3059	17117
2004	1	1463	408	1124	270	3265
	2	1397	279	377	730	2783
	3	596	1053	421	979	3050
	4	854	2423	427	657	4360
	Total	4310	4164	2348	2636	13458
2005	1	1143	778	1376	517	3814
	2	1142	1458	1693	1264	5556
	3	495	1415	1319	1082	4311
	4	1048	2381	1224	900	5553
	Total	3828	6032	5611	3763	19234

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL Y PERSPECTIVAS

por

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo	204
2. Datos	206
3. Supuestos y parámetros.....	209
4. Evaluación de la población.....	212
5. Condición de la población.....	220
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	223
7. Direcciones futuras	225
Figuras	126
Tablas.....	172
Anexos	179
Referencias.....	226

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). A diferencia de las evaluaciones previas, realizadas con el modelo ASCALA, fue efectuada con el modelo Stock Synthesis II. Hay varias diferencias entre los dos modelos, pero su estructura general y los datos usados son iguales. La evaluación aquí reportada se basa en el supuesto que hay una sola población de patudo en el OPO, y que no hay intercambio de atún patudo en el Pacífico entero entre el OPO y el Océano Pacífico occidental y central.

La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia basados en captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de poblaciones. Se actualizaron los datos de captura, CPUE y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2006 y datos revisados de 2000-2005.

Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) la consideración de una relación población-reclutamiento; (2) el uso de los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur solamente; (3) la estimación de los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy o la fijación del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento a una estimación mínima o máxima (tres iteraciones de sensibilidad); (4) un ajuste a la captura de equilibrio inicial; (5) una reponderación iterativa de los datos; (6) el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin reponderación iterativa de los datos); y (7) la inclusión de nuevos datos de palangre japoneses.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

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

el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2000 han sido superiores al promedio, y fue particularmente grande en 2005. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

La biomasa de patudo de edad 3+ trimestres aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel pico de 614.898 toneladas (t) en 1986, tras lo cual disminuyó a un mínimo histórico de 278.962 toneladas al principio de 2005. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 3+ trimestres y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa tanto de los peces de 3+ trimestres de edad como de los reproductores ha aumentado ligeramente en los últimos años.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento, pero son muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica en la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy. Un valor menor del parámetro de talla asintótica produjo una biomasa y reclutamiento mayores. Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera del sur, se estimó que la biomasa disminuyó en los últimos años como consecuencia de un reclutamiento estimado menor.

Cuando se aplicó una reponderación iterativa de las desviaciones estándar y el tamaño de muestra efectivo de las funciones de verosimilitud, se dio más peso a los datos de frecuencia de talla y se estimó que la biomasa fue menor en los segmentos temprano y tardío de la serie de tiempo, en comparación con el caso base.

Cuando se aplicaron bloques de tiempo a la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera del sur, el patrón de residuales del ajuste del modelo a los datos de composición de tamaño de esta pesquería mejoró. A diferencia de la aplicación de una reponderación iterativa al caso base sin considerar bloques de tiempo, el modelo se ajustó muy estrechamente al índice de abundancia de CPUE de la pesquería palangrera del sur. La biomasa fue similar a aquella estimada en el caso base cuando se aplicó una reponderación iterativa.

Se realizó un análisis de sensibilidad de los resultados de la evaluación a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses. Los resultados de la evaluación mostraron poca sensibilidad a estos datos.

Al principio de enero de 2007, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba cerca del nivel bajo histórico. En ese momento el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada) era aproximadamente 0,20, un 19% menos que el nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMSP. Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMSP es aproximadamente el 77% de nivel de esfuerzo actual (2004-2005). El RMSP de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura peces más grandes de un peso cercano al crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP fue mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca fue inferior a F_{RMSP} .

Ocho de los once escenarios considerados sugieren que, al principio de 2007, la biomasa reproductora (S) estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP (S_{RMSP}). Las tres excepciones fueron los análisis en los que se estimaron (en lugar de fijar) los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, se incorporó el valor bajo supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento, y se ajustó el modelo a la captura de equilibrio inicial. El RMSP y el multiplicador de F son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los periodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, excepto aquél que incorpora los dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin reponderación iterativa de los datos) y aquél de valor bajo supuesto de la talla asintótica, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMSP} .

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles incrementados de SBR y capturas palangreras en los próximos pocos años, pero se espera que los altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsiguientemente el SBR. Con los niveles actuales de esfuerzo, es poco probable que la población siga en niveles que soportan el RMSP a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Se estima que los efectos de la Resolución C-04-09 son insuficientes para permitir a la población permanecer en niveles que soportarían el RMSP.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en las prácticas con respecto a los objetivos de la pesca, o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2006 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2006, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta mediados de marzo de 2007. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen trece pesquerías para la evaluación de la población de patudo. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), período de tiempo, y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de patudo, y en la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) (Pesquería 1), sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre una mezcla de los dos (Pesquerías 4 y 12). Se supone que es apropiado agrupar los datos de capturas de los barcos cañeros, y de los buques cerqueros que pescan sobre delfines y cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Los dos primeros métodos capturan relativamente poco patudo, y en los datos de las Pesquerías 6 y 7 predomina información sobre capturas de cardúmenes de patudo no asociados. En vista de este último, en este informe se denominarán las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados.

2.2. Captura

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

Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usados en informes anteriores (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001). La terminología en el presente informe es consistente con aquella usada en otros informes de la CIAT. Las capturas realizadas en un año dado son asignadas a ese año, aun si no son descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar o captura total (descartes más captura retenida) o captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan tres tipos de datos de captura para evaluar la población de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1 y 8-9 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.3) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 10-13 son descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13). Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Se calcularon factores de escala medios para 2000-2005 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especie por la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones estándar, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7, usamos el promedio de las Pesquerías 2-5, para las Pesquerías 2 y 3 usamos el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 el promedio de las Pesquerías 4 y 5. Harley y Maunder (2005) presentan un análisis de sensibilidad en el que se comparan los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de composición por especie de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de descarga de las enlatadoras. Watters y Maunder (2001) presentan una breve descripción del método usado para estimar el esfuerzo de pesca de superficie.

Se incorporaron también en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura de las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9). Se dispuso de datos nuevos o actualizados de China (2001-2005), Corea (2003-2005), y Taipei Chino (2002-2005). Se dispone de datos de captura de 2006 para China, Estados Unidos, Japón y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales.

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo del OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2006. Hubo una variación sustancial anual y trimestral en las capturas de patudo de todas las pesquerías faenando en el OPO (Figura 2.2). Antes de 1996, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota palangrera (Figura 2.2). Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

Aunque los datos de captura presentados en la Figura 2.2 están expresados en peso, se usan las capturas en número de peces para tomar en cuenta la pesca palangrera de patudo en la evaluación de la población.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de poblaciones, se supone que los buques cerqueros descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En cualquier caso, se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas retenidas de los buques cerqueros (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que dichas pesquerías no tenían descartes. Para las pesquerías de superficie que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, la del año más cercano.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Maunder y Hoyle, 2007). Watters y Maunder (2001) presentan una justificación por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se calculan estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque se cree que este tipo de clasificación es infrecuente en las demás pesquerías cerqueras.

En la Figura 2.3 se presenta una serie de tiempo de descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las pesquerías más importantes sobre objetos flotantes (2, 3 y 5), la proporción de la captura descartada ha sido baja durante los siete últimos años con respecto a la que se observa en la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997. Hay evidencias fuertes de que esto se debe en parte a las clases anuales débiles a partir de 1997, pero recientemente han ocurrido des reclutamientos grandes (Figura 4.5). Es posible que los reglamentos que prohíben los descartes de atún hayan causado una reducción de la proporción de pescado descartado.

Se supone que no se descarta patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

2.3. Índices de abundancia

Los índices de abundancia fueron derivados de datos de captura y esfuerzo de cerco y de palangre. Se actualizaron los datos de esfuerzo de pesca de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) de 2000-2005 y se incluyeron datos nuevos de 2006. Se dispuso de datos nuevos (2004-2005) de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras japonesas. En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 13 pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. El esfuerzo de pesca es en días de pesca en el caso de las artes de superficie, y en anzuelos estandarizados en el caso del palangre (Pesquerías 8 y 9).

Se obtuvieron estimaciones de la captura por unidad de esfuerzo estandarizada (1975-2004) para las pesquerías de palangre (Pesquerías 8 y 9). Se usó un modelo lineal general delta logarítmico normal, en el cual las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder, 2006).

La CPUE de las pesquerías de cerco fue calculada como captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue calculado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple del total de días de pesca contra número de lances por tipo (Maunder y Watters, 2001).

En la Figura 2.5 se ilustra la serie de tiempo de CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia considerados apropiados para uso en la evaluación fueron aquéllos de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y 8 y 9 (pesquerías de palangre). Se consideraron inapropiadas las pesquerías excluidas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas. Además, se excluyeron los dos primeros años de las pesquerías de cerco porque estaban todavía expandiendo. Se excluyeron también observaciones con pocos datos de esfuerzo.

2.4. Datos de composición por tamaño

Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos de 2006 y actualizados de 2000-2005 para las

pesquerías de superficie. Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla (2004-2005) de la flota palangrera japonesa. No se usan en la evaluación datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En evaluaciones previas se describió la composición por tamaño media de las capturas de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes captura típicamente patudo pequeño- (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figuras 2.6a-i, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 2.6a, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figuras 2.6b-e, Pesquerías 2-5). Una excepción es el período de 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería y predominaron peces grandes en la captura.

Antes de 1990, los lances sobre atunes no asociados capturaban principalmente patudo mediano (Figura 2.6f, Pesquería 6), pero desde entonces han capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.6g, Pesquería 7). Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona al norte de 15°N (Pesquería 8), los palangreros capturan principalmente pescado mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (las bandas en 80 cm y 120 cm en la Figura 2.6h); en la zona al sur de 15°N (Pesquería 9), capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (Figura 2.6i), pero parece haber ocurrido una transición de peces medianos a grandes en aproximadamente 1984.

Los datos de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino incluyen más peces pequeños que aquéllos de la flota japonesa, pero existen preocupaciones acerca de la representatividad de las muestras de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino (Stocker 2005, Anónimo 2006). Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad usando la flota de Taipei Chino como pesquería separada.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Schaefer y Fuller (2006) usaron datos de marcado y recaptura y de los incrementos diarios en los otolitos para estimar curvas de crecimiento para el atún patudo en el OPO. Ambas fuentes de datos brindaron estimaciones similares, con un sesgo aparente en los datos de marcado, el cual se cree ser debido a que se encoja el pescado, ya que los atunes recapturados fueron medidos durante la descarga (después que fueron almacenados congelados). La curva de crecimiento estimada por Schaefer y Fuller (2006) es sustancialmente diferente de las curvas de crecimiento usadas en las evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Figura 3.1): en particular, indica que el crecimiento es aproximadamente lineal, y resulta en peces más grandes a una edad dada. La talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy estimada por Schaefer y Fuller (2006) es mucho mayor que cualquier talla observada. Esto es razonable, siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro de talla asintótica y que se use el modelo solamente como representación de las edades de los peces que muestrearon. La edad máxima de los patudos en su conjunto de datos es aproximadamente 4 años (16 trimestres), y no se considera que su curva de crecimiento de von Bertalanffy sea apropiada para peces de edades mayores. Maunder y Hoyle (2006) ajustaron una curva de crecimiento de Richards, usando una función de verosimilitud logarítmica normal con varianza constante y el parámetro de talla asintótica fijado en aproximadamente la talla del patudo de mayor tamaño en los datos (186,5 cm). Maunder y Hoyle (2007) usaron la curva de crecimiento resultante como distribución previa para todas las edades en la evaluación de la población. Se usa esta curva de crecimiento también para convertir los otros parámetros biológicos de edad a talla y para la estimación de la mortalidad natural.

Las evaluaciones previas (por ejemplo, Harley y Maunder 2005), las evaluaciones del atún aleta amarilla

del OPO (por ejemplo, Maunder 2002), y las evaluaciones de los atunes en el Océano Pacífico occidental y central (Lehodey *et al.* 1999; Hampton y Fournier 2001a, 2001b;) sugieren que el crecimiento de los atunes más jóvenes no sigue una curva de crecimiento de von Bertalanffy. Sin embargo, es posible que esta observación sea consecuencia de una selectividad por talla de peces pequeños.

La talla a edad usada en el modelo de evaluación se basa en la curva de crecimiento de von Bertalanffy. Se estimaron los parámetros de la curva de crecimiento obteniendo la mejor correspondencia de talla a edad usada por Maunder y Hoyle (2007).

Hampton y Maunder (2005) descubrieron que los resultados de la evaluación de la población son muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica. Por lo tanto, Maunder y Hoyle (2007) realizaron análisis de sensibilidad para investigar la influencia del valor supuesto de ese parámetro. Se investigaron un valor mínimo de 171,5, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y un valor máximo de 201,5.

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos por edad de la captura por talla es la variación en la talla a edad. La información sobre la talla a edad contiene información sobre la variación de la talla a edad además de información sobre la talla a edad promedio. La variación en la talla a edad fue tomada de la evaluación previa. Se realizó un análisis de sensibilidad que estimó la talla media y la variación en la talla a edad mediante la integración de datos de edad-talla de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller, 2006) en el modelo de evaluación.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación de la población:

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

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

3.1.2. Mortalidad natural

Los vectores de mortalidad natural (M) por edad se basan en ajustes a proporciones de hembras por edad, madurez a edad, y estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) (Figura 3.2). Maunder y Hoyle (2007) usaron un calendario de mortalidad natural para los sexos combinados; la presente evaluación usa un modelo específico por sexo, y por lo tanto incluye un calendario de mortalidad natural para cada sexo. Se supone que la mortalidad natural de las hembras aumenta después de que maduran. Sigue en pie la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercieron una influencia importante sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población relativo al que corresponde el RMSP (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de incrementar la mortalidad natural de patudo de menos de 10 trimestres de edad.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Es posible que el reclutamiento sea continuo durante todo el año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

Tanto SS2 (el modelo usado actualmente, descrito en la sección 4) como A-SCALA (el modelo previo) permiten especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora (la biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación, y la estructura inicial por edad de la población. La inclinación controla la velocidad con la cual disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora. Se define como la fracción del reclutamiento

virgen que se produce si se reduce la biomasa reproductora al 20% de su nivel no explotado. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación debido a una falta de contraste en la biomasa reproductora y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que pueden causar que el reclutamiento sea altamente variable.

Para la presente evaluación, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación = 1). No existen evidencias de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, es cercana a 1. Se presenta también un análisis de sensibilidad con inclinación = 0,75. Además de los supuestos requeridos para la relación población-reclutamiento, se aplica una limitación de los desvíos del reclutamiento con una desviación estándar de 0,6.

Los insumos de reproducción se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos provistos por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad a talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir en edad la fecundidad y la proporción madura por talla (Figura 3.3). En la Tabla 3.1 se presentan los índices de fecundidad usados en la presente evaluación.

3.1.4. Desplazamientos

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

3.1.5. Estructura de la población

No se dispone de suficientes datos para poder determinar si hay una o varias poblaciones de patudo en el Océano Pacífico. Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos, una en el OPO y la otra en el Pacífico occidental y central, y que no ocurre un intercambio de peces neto entre estas dos regiones. El personal de la CIAT está realizando una evaluación del patudo del Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) y del NRIFSF del Japón en. Es posible que esta labor ayude a señalar cómo el supuesto de una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método A-SCALA. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman tasas de desplazamiento dentro del Océano Pacífico, produjeron tendencias de la biomasa muy similares a aquéllas estimadas por Harley y Maunder (2004).

3.2. Influencias ambientales

Las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, por ejemplo), se usaron anomalías de la velocidad zonal (anomalías de la velocidad en dirección este-oeste) a 240 m de profundidad en una zona desde 8°N hasta 15°S entre 100°-150°O como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se estimaron las anomalías de velocidad zonal a partir de los resultados de un modelo general de circulación obtenidos en <http://ingrid.ideo.columbia.edu>. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño. El análisis demostró que existía una relación negativa significativa, pero que explicaba solamente una pequeña proporción de la variabilidad total del reclutamiento.

En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001 y 2002; Maunder y Harley 2002), se supuso que las

condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). En la evaluación de Maunder y Harley (2002) se supuso una influencia ambiental sobre capturabilidad para la Pesquería 3 solamente. Se descubrió que incluir este efecto no mejoró mucho los resultados, y no se consideraron influencias ambientales sobre la capturabilidad en la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usa actualmente el método Stock Synthesis II (SS2; Methot 2005) para evaluar la condición de la población de atún patudo en el OPO. Se investigó este método para uso en las evaluaciones de los atunes del OPO, y fue comparado con A-SCALA y otros métodos de evaluación en una reunión técnica sobre métodos de evaluación de poblaciones, organizada por la CIAT en 2005 (Maunder 2006). Se realizaron mayores investigaciones y comparaciones con A-SCALA en una reunión sobre estrategias de ordenación convocada por la CIAT en 2006 (Maunder 2007). El método y el software de SS2 fueron demostrados a los participantes durante un seminario especial de un día.

SS2 es diferente de A-SCALA en varios aspectos, pero el concepto general de un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) es el mismo. Una diferencia importante es la forma de modelar la captura. A-SCALA sigue el método de MULTIFAN-CL y ajusta a los datos de captura observada. La captura predicha se basa en la ecuación de captura de Baranov. La relación mortalidad por pesca-esfuerzo incluye un desvío temporal del esfuerzo que se estima como parámetro del modelo con una pena basada en el supuesto distribucional. Estos supuestos extraen la información de abundancia de los datos de captura y esfuerzo. SS2 modela la captura extraída en el punto medio del período de tiempo, e integra la información de abundancia de la captura y el esfuerzo en la forma de índices de abundancia relativa.

La versión actual de SS2 está limitada en la forma estructural que se puede usar para el crecimiento y la mortalidad natural en comparación con la que se usa en A-SCALA. El crecimiento sigue una curva de von Bertalanffy y la mortalidad natural puede tener solamente dos niveles, para individuos jóvenes y viejos, con una relación lineal para interpolar entre estos valores.

Se ajusta el modelo de evaluación a los datos observados (índices de abundancia relativa y composiciones de tamaño) con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo una verosimilitud constreñida, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. Muchos aspectos del modelo son descritos en la Sección 3, pero el modelo incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) 1 trimestre después de la cría, y dichas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. A medida que envejece el patudo, se vuelve más vulnerable a los palangres en la zona al sur de 15°N (Pesquería 9) y la Pesquería 7, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes (es decir, las curvas de selectividad de las Pesquerías 7 y 9 aumentan monótonicamente).
3. Los datos de las pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), las pesquerías pre-1993 y costera sobre objetos flotantes (Pesquería 1 y 4), y las pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa, porque no dirigen su esfuerzo hacia el patudo. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia.

Se estimaron los parámetros siguientes en la presente evaluación de la población de patudo del OPO:

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2007 (incluye estimación del reclutamiento virgen y anomalías temporales del reclutamiento);
2. Coeficientes de capturabilidad de las cinco series de tiempo de CPUE usadas como índices de

abundancia;

3. Curvas de selectividad para 9 de las 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la presente evaluación de la población de patudo en el OPO:

1. tasas de mortalidad natural por sexo y edad (Figura 3.2);
2. índices de fecundidad por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3);
3. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13);
4. la inclinación de la relación población-reclutamiento;
5. talla media por edad (Sección 3.1.1, Figura 3.1);
6. parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla a edad con la talla a edad promedio.

Los cálculos del RMSD o proyecciones a futuro se basaron en estimaciones de las tasas medias de explotación, por arte, en 2003 y 2004, por lo que las estimaciones más recientes no fueron incluidas en estos cálculos. Se determinó, mediante análisis retrospectivos (Maunder y Harley 2003), que las estimaciones más recientes eran inciertas y no deberían ser consideradas. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a este supuesto.

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación de la población no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma de intervalos de confianza aproximados y coeficientes de variación (CV). Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

4.1. Resultados de la evaluación

A continuación describimos los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los siete análisis de sensibilidad (2-8):

1. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento), estimaciones de composición de especies de las capturas de las pesquerías de superficie escaladas a 1975, CPUE de palangre estandarizada por el modelo lineal general delta logarítmico normal, y tamaños de muestra supuestos para los datos de frecuencia de talla;
2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad.
3. Sensibilidad a los índices de abundancia. La evaluación del caso base incluyó la serie de tiempo de CPUE de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y 8 y 9 (pesquerías de palangre). Se realizó un análisis de sensibilidad de los resultados de la evaluación al uso de solamente la CPUE estandarizada de la Pesquería 9. No se incluyó la CPUE estandarizada de la Pesquería 8, debido al carácter estacional de esta pesquería.
4. Sensibilidad a la estimación del crecimiento a partir de observaciones de talla a edad derivadas de lecturas de otolitos. Los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy fueron

estimados a partir de los datos de otolitos. Los parámetros de la relación lineal de variación de la talla a edad fueron asimismo estimados. Además, se realizaron análisis de sensibilidad al fijar (en lugar de estimar) el parámetro de talla asintótica a un valor inferior de 171,5 cm y un valor superior de 201,5 cm.

5. Sensibilidad al ajuste a la captura de equilibrio inicial. Este análisis supone que la captura antes del comienzo del período del modelo (1975) es similar a aquella de 1975-1976.
6. Sensibilidad al uso de reponderación iterativa de los datos. Las desviaciones estándar de las funciones de verosimilitud para los índices de abundancia y los tamaños de la muestra de las funciones de verosimilitud para los datos de frecuencia de talla son ajustadas, con base en el error cuadrado medio del ajuste del modelo al conjunto de datos respectivo.
7. Sensibilidad a la consideración de dos bloques de tiempo de selectividad y capturabilidad para la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) y el índice de abundancia de CPUE. Este análisis fue realizado con el objetivo de mejorar el patrón de residuales del ajuste del modelo del caso base a los datos de composición por tamaño.
8. Sensibilidad a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses (datos nuevos de CPUE de 2005 y de frecuencia de talla de 2004-2005 de la pesquería palangrera del sur).

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

4.1.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de peces de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado ligeramente (Figura 4.1). El aumento en la mortalidad por pesca media de peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. Estas pesquerías (Pesquerías 2-5) capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces que generalmente miden menos de 100 cm de talla (Figura 4.2), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.4).

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca demuestra que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho para los peces pequeños y tan sólo ligeramente para los mayores desde aproximadamente 1993. En el Anexo G (Tabla G.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

4.1.2. Reclutamiento

Las evaluaciones previas descubrieron que la abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parecía estar relacionada con anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en el que se supone que se criaron los peces (Watters y Maunder 2002). El mecanismo responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias; se debería considerar la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento de patudo con escepticismo. No obstante, esta relación suele señalar que el reclutamiento de patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña. Los análisis que no incluyeron índices ambientales y que usaron velocidad zonal produjeron estimaciones de reclutamiento similares (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que hay suficiente información en los datos de frecuencia de talla

para estimar la fuerza de la mayoría de las clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para las cuales se dispone de pocas muestras de composición por tamaño. En la evaluación previa (Maunder y Hoyle 2006), el índice ambiental no fue estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006) o explicó solamente una pequeña proporción de la variación total del reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007), y por lo tanto no fue incluido en el análisis.

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.7, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de cría (Watters y Maunder 2002, Figura 4.4). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras. La estimación de inclinación del caso base está fijada en 1, lo cual arroja un modelo con un supuesto débil que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. Las consecuencias de sobreestimar la inclinación, en términos de rendimiento perdido y el potencial de sobrepesca de reclutamiento (Harley *et al.*, análisis inédito), son mucho peores que las consecuencias de subestimarla. En el Anexo B se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está moderadamente relacionado con el tamaño de la población (inclinación = 0,75).

En la Figura 4.5 se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las técnicas para capturar patudos pequeños asociados con objetos flotantes no estaban en uso. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2000 han sido superiores al promedio, y fue particularmente grande en 2005. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

4.1.3. Biomasa

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 3+ trimestres en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 615.000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 279.000 toneladas al principio de 2005.

En la Figura 4.7 se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de patudos de 3+ trimestres, pero con un retraso de uno ó dos años.

Existe incertidumbre en las biomasa estimadas de patudo de 3+ trimestres y de reproductores también. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora es 0,13.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de la biomasa y del reclutamiento (Secciones 4.1.2 y 4.1.3), es difícil determinar si las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o el reclutamiento. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. En primer lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se proyectó la biomasa de patudo que se estima estaría presente en el OPO si no hubiese tenido lugar la pesca, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento y el efecto ambiental estimado sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.8). En segundo lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada

sustancialmente por reclutamientos fuertes. Ambos picos en la biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad (1986 y 2000; Figura 4.6) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983, y 1997-1998, respectivamente; Figura 4.5), al igual que el ligero incremento reciente de la biomasa.

A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluyó cada arte y se extendió el modelo a futuro, igual que en la simulación sin pesca. En la Figura 4.8 se presentan también los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería palangrera ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de las pesquerías palangreras, y la expansión de la pesca sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la reducción de la población. En general, se estima que la biomasa reproductora es aproximadamente el 17% de lo que se esperaría si no hubiera ocurrido pesca.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en el peso medio de patudo capturado por las pesquerías que faenan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) capturan principalmente peces pequeños de, en promedio, menos del peso crítico, indicando que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta (ver Maunder y Hoyle 2007). El peso medio del patudo capturado por las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) ha estado alrededor del peso crítico, indicando que esta pesquería suele maximizar el rendimiento por recluta (ver Maunder y Hoyle 2007). El peso medio de todas las pesquerías combinadas disminuyó sustancialmente a partir de 1993 a medida que aumentó el esfuerzo cerquero sobre objetos flotantes.

El peso medio en las pesquerías tanto de superficie como de palangre disminuyó alrededor de 1997-1998 al ingresar a la pesquería una cohorte fuerte. Los pesos medios aumentaron entonces a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyeron a medida que esos peces fueron eliminados de la población.

Los pesos medios de las pesquerías de superficie predichos por el modelo difieren que los pesos medios “observados”, particularmente antes de 1984. Se estiman los pesos medios “observados” mediante la ampliación de las muestras de frecuencia de talla a la captura total, método diferente a aquél usado en el modelo de evaluación de la población, que usa las curvas de selectividad fijas y las tasas de explotación estimadas de cada pesquería para estimar el peso medio.

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

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

4.3. Diagnósticos

Se comentan los diagnósticos en dos secciones, análisis de residuales y retrospectivos.

4.3.1. Análisis de residuales

En la Figura 4.10 se ilustran los ajustes del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías. Tal como se espera, el modelo se ajusta estrechamente a las observaciones de CPUE de la pesquería palangrera del sur. Los ajustes a las otras series de datos de CPUE son menos satisfactorios, lo cual refleja los supuestos sobre las desviaciones estándar usadas en las funciones de verosimilitud.

Se presentan gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.11a-i). Los círculos sólidos y abiertos representan observaciones inferiores y superiores, respectivamente, a las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. Los residuales presentan varias características notables. El modelo sobreestima los peces grandes y pequeños para las pesquerías sobre objetos flotantes posteriores a 1993. En particular, sobreestima los peces grandes durante 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la

pesquería. A la inversa, el modelo sobreestima los peces medianos para la pesquería palangrera del sur. Esta sobreestimación se centra en los 80 cm antes de 1988, y luego sube a 180 cm, indicando un cambio en la selectividad.

El ajuste a los datos medido por el error cuadrático medio sugiere que el modelo se ajusta al índice de CPUE de las Pesquerías 2 y 9 mejor que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. El modelo se ajusta a los datos de CPUE de las otras pesquerías peor que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. Con respecto a los datos de frecuencia de talla, el modelo se ajusta a los datos mejor (tal como indica el tamaño de muestra efectivo estimado) que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. Se realizó un análisis de sensibilidad, usando reponderación iterativa para determinar las desviaciones estándar y tamaños de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud basadas en el ajuste a los datos, para investigar la ponderación de los conjuntos de datos.

4.3.2. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. Este enfoque es diferente de la comparación de evaluaciones recientes (Sección 4.6) en la que los supuestos del modelo difieren entre estas evaluaciones, y diferencias serían de esperar. Los análisis retrospectivos generalmente implican la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método ni los supuestos. Esto permite al analista determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que el uso de más datos mejora las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones.

Se realizaron análisis retrospectivos mediante la eliminación de un año (2006) o dos años (2006 y 2005) de datos (Figura 4.12). Estos análisis señalaron un incremento de la biomasa en los años más recientes (2004 y 2005), mientras que el caso base indicó una tendencia estable durante el mismo período. Esto corrobora los resultados de análisis retrospectivos previos realizados con A-SCALA, que indican que las estimaciones recientes de biomasa son sujetas a sesgos retrospectivos (Harley y Maunder, 2004).

4.4. Análisis de sensibilidad

Se presentan los resultados de los cinco análisis de sensibilidad realizados en los anexos: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo A), uso de los datos de CPUE de la pesquería palangrera de sur solamente (Anexo B), estimar el crecimiento y suponer estimaciones del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy (Anexo C), ajuste a la captura de equilibrio inicial (Anexo D), reponderación iterativa (Anexo E), el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera de sur (Anexo F), y la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses (Anexo G). Aquí se describen las diferencias en el ajuste del modelo y las predicciones del modelo, y se aplaza la discusión de las diferencias en la condición de las poblaciones hasta la Sección 5. En la Tabla 4.3 se compara la verosimilitud del caso base y de los análisis de sensibilidad.

La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) fue fijada igual a 0,75. Las estimaciones de biomasa (Figura A.1) son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo de reclutamiento es similar al caso base (Figura A.2).

Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera de sur, la biomasa estimada fue generalmente mayor, pero disminuye en el año más reciente en el análisis de sensibilidad, pero no en el caso base (Figura B.1). Esto se debe al reclutamiento más bajo estimado en el análisis de sensibilidad (Figura B.2).

Cuando se estimaron en el modelo la talla media a edad y la variación de la talla a edad, la biomasa

estimada fue mayor que en caso base (Figura C.1). El reclutamiento estimado es menor y el reclutamiento ocurre un trimestre más tarde (Figura C.2). Todos los modelos estimaron tasas de crecimiento mayores para los peces más jóvenes con respecto al caso base, y desviaciones estándar menores en la talla a edad en el caso de los peces de mayor edad (Figura C.4). El valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy fue fijado en un valor mínimo de 171,5 cm, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y en un valor máximo de 201,5 cm. La biomasa y el reclutamiento estimados son muy sensibles al valor del parámetro de talla asintótica (Figuras C.1 y C.2); son mayores con un valor menor de dicho parámetro. Maunder y Hoyle (2007) obtuvieron resultados similares usando A-SCALA. Esto se explica con la necesidad de ajustar los datos de frecuencia de talla con selectividad asintótica de la pesquería palangrera del sur (Maunder y Hoyle 2007).

Cuando se ajustó el modelo a la captura de equilibrio inicial, se estimó que la biomasa es mayor que en el caso base y que disminuyó de 1975 a 1980 (Figura D.1). El reclutamiento fue generalmente mayor que en el caso base (Figura D.2).

Cuando se aplicó reponderación iterativa a las desviaciones estándar y el tamaño de muestra efectivo de las funciones de verosimilitud, la biomasa estimada fue menor que en el caso base (Figura E.1). Las diferencias fueron particularmente grandes al principio y al fin de la serie de tiempo. El reclutamiento fue generalmente mayor que en el caso base (Figura E.2). Tal como se esperaba, en el caso de la Pesquería 2 las desviaciones estándar de los índices de CPUE aumentaron, resultando en un peso menor asignado a los índices de abundancia. El tamaño de muestra efectivo de todos los datos de frecuencia de talla aumentó, lo cual resultó en la asignación de un peso mayor a estos datos. Los resultados indican que mayores interacciones resultarían en la asignación de un peso todavía menor a los índices de abundancia de CPUE. No se realizaron mayores interacciones porque el ajuste a los datos de la pesquería palangrera del sur, el índice de abundancia principal en la evaluación, no fue satisfactorio (Figura E.4).

Se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera de sur (Pesquería 9). Tal como se esperaba, el ajuste a los datos de CPUE de esta pesquería ha mejorado (Figura F.4.). La serie de tiempo de biomasa es similar a aquella estimada por el caso base, con las mayores diferencias en la porción temprana de la serie de tiempo, para la cual el análisis de bloques de tiempo estimó una biomasa menor (Figura F.1). El modelo se ajusta estrechamente a los datos de CPUE de la pesquería palangrera de sur durante los dos bloques de tiempo considerados (Figura F.4). Cuando se aplicó una reponderación iterativa, las diferencias en la biomasa durante la parte temprana del período fueron mayores y los niveles de biomasa menores que aquéllos estimados por el caso base en los años más recientes. De nuevo, hubo más peso en los datos de frecuencia de talla y el ajuste a los datos de CPUE empeoró (Figura F.6). No obstante, el ajuste a la pesquería palangrera de sur es todavía mejor que cuando se aplicó reponderación iterativa al caso base sin bloques de tiempo.

Los resultados del caso base mostraron poca sensibilidad a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses (Anexo G).

Otras presentaciones de análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, los efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, y la mortalidad natural, fueron realizadas por Watters y Maunder (2002), Harley y Maunder (2004, 2005), y Maunder y Hoyle (2007).

4.5. Comparación con evaluaciones previas

4.5.1. Comparaciones con A-SCALA

La evaluación actual usa un nuevo modelo de evaluación (SS2), diferente del modelo A-SCALA usado en evaluaciones previas (ver Sección 4). Por lo tanto, es útil comparar los resultados del nuevo modelo aquéllos de A-SCALA. Las tendencias de la biomasa estimada son generalmente iguales para los dos

modelos, excepto que A-SCALA estima que la biomasa ha aumentado rápidamente en los años más recientes (Figuras 4.13 a 4.15). Este aumento en la abundancia se debe en parte a los datos de captura y esfuerzo de la Pesquería 4, que son excluidos del modelo de evaluación actual. Cabe notar que las estimaciones actuales de abundancia son normalmente las más inciertas y sujetas a sesgos retrospectivos. Esto es aparente en el análisis retrospectivo con los datos de 2006 excluidos, que produce resultados más parecidos a los de A-SCALA (ver Sección 4.3.2). Hay una mayor diferencia en las estimaciones de biomasa absoluta, biomasa reproductora, y el SBR. La evaluación actual estima valores mayores que A-SCALA, debido parcialmente a las diferencias en las curvas de crecimiento usadas en los dos modelos.

Las tendencias del reclutamiento son muy similares para los dos modelos (Figuras 4.16). Una diferencia importante es que A-SCALA estima dos reclutamientos recientes mucho mayores, que probablemente impulsan el aumento rápido reciente de la abundancia.

4.5.2. Comparaciones con evaluaciones previas

La evaluación de A-SCALA que usa los datos más recientes es similar a la evaluación previa, que también usó A-SCALA. Por lo tanto, las comparaciones de la presente evaluación, que usa SS2, con la evaluación de Maunder y Hoyle (2007) son similares a aquéllas descritas en la sección anterior.

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca sobre los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

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

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no estaban capturando cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2000 han sido superiores al promedio, y fue particularmente grande en 2005. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel pico de 614,898 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de 278,962 toneladas al principio de 2005. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 3+ trimestres, pero con un retraso de 1-2 años. Hay incertidumbre en las biomasa estimadas de tanto los patudos de 3+ trimestres como de reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estimó que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores ha aumentado en los últimos años.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Las estimaciones de reclutamiento y biomasa fueron muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica en la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy. Un valor menor produjo una biomasa y reclutamiento mayores. Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera de sur, se estimó que la biomasa disminuyó en los años más recientes como

resultado de un reclutamiento menor estimado.

Cuando se aplicó reponderación iterativa de las desviaciones estándar y el tamaño de muestra efectivo de las funciones de verosimilitud, se dio más peso a los datos de frecuencia de talla y se estimó que la biomasa fue menor en las porciones temprana y tardía de la serie de tiempo, con respecto al caso base.

Cuando se aplicaron bloques de tiempo a la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera del sur, el patrón de residuales del ajuste del modelo a los datos de composición por talla de esta pesquería mejoró (Figura F.5). A diferencia de la aplicación de reponderación iterativa al caso base sin considerar bloques de tiempo, el modelo se ajustó muy estrechamente al índice de abundancia de CPUE de la pesquería palangrera del sur (Figura F.6). La biomasa fue similar a aquella estimada en el caso base usando reponderación iterativa.

Los resultados de la evaluación del caso base mostraron poca sensibilidad a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses .

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de patudo en el OPO mediante la consideración de cálculos basados en la biomasa reproductora y el 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. Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMSP es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para las poblaciones de los que responde, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

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

El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si el SBR es cercano a cero, la población ha sido gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o un poco menos que uno, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que uno, es posible que la población haya emprendido un régimen de producción incrementada.

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

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.2.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca. Se estimó el SBR correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}) en un 0,22.

Al principio de enero de 2007, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo cerca del nivel bajo histórico (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,20, 10% menos que el nivel correspondiente al RMSP.

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,39 (Figura 5.1a). Esto es consistente con el hecho que el patudo en el OPO fue pescado con palangre durante un largo período antes de 1975 y que la biomasa reproductora consiste de individuos de mayor edad que son vulnerables a los palangres. El SBR aumentó, particularmente durante 1984-1986 y, al principio de 1987 fue 0,51. Este aumento puede ser atribuido al reclutamiento superior al promedio durante 1982 y 1983 (Figura 4.5) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante ese período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1987, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0,21 a mediados de 1999. Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual el reclutamiento fue bajo. Nótese también que la pesquería palangrera del sur tuvo capturas relativamente grandes durante 1985-1994 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 1999, el SBR comenzó a aumentar, y alcanzó aproximadamente 0,37 en 2002. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1994-1998 (Figura 4.5). A partir de fines de 2002 y durante 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles en 1999 y 2005, las capturas grandes de las pesquerías de superficie, y las capturas palangreras incrementadas.

El SBR muestra una tendencia con el tiempo similar a la evaluación previa (Figura 4.15).

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

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMSP es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RMSP es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMSP y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver Maunder y Watters (2003) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); sin embargo, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0,75) para investigar el efecto de una relación población-reclutamiento.

Se calcularon las estimaciones basadas en RMSP con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2004 y 2005. Por tanto, aunque se presentan estos resultados basados en RMSP como estimaciones de punto, estos resultados contienen incertidumbres. Mientras que no se emprendieron análisis para presentar la incertidumbre en las estimaciones del caso base, como en una evaluación previa (Maunder y Harley 2002), se realizaron análisis adicionales para presentar la incertidumbre en esas cantidades en relación con los períodos que se supone representan capturabilidad y mortalidad por pesca.

Al principio de enero de 2007, la biomasa reproductora de patudo en el OPO parece haber sido un 10% menos que S_{RMSP} , y se estima que las capturas recientes han mayores que S_{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 4.2), el F_{RMSP} es aproximadamente el 77% del nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en el RMSP suponiendo que la población está en equilibrio con la pesca, pero durante 1995-1998 no fue así. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie, ya que sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. Por ejemplo, las capturas de patudo por dicha flota disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no eran vulnerables a esas pesquerías.

Las estimaciones del RMSP, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMSP descritas anteriormente se basaron en un

patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas (calculado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías). Distribuciones diferentes del esfuerzo de pesca entre pesquerías cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMSP si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada grupo de pesquerías (Tabla 5.2). Si estuviese operando solamente la pesquería de cerco, el RMSP sería aproximadamente 33% menos. Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMSP sería aproximadamente 89% mayor que lo que se estima para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMSP, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 320%.

Las cantidades relacionadas con el RMSP varían con la composición por talla de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de éstas durante 1975-1995. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP era mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquélla correspondiente al RMSP (Figura 5.2).

Cuando se estima el RMSP usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2003-2004, es un 9% mayor que el caso base; cuando se estima usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2005-2006, es un 7% menor.

La Figura 5.3 ilustra la serie de tiempo histórica de las tasas de explotación y la biomasa reproductora con respecto a los puntos de referencia de RMSP. En general, los puntos de referencia no fueron rebasados hasta los años recientes. Las dos estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO se encuentra sobrepescada ($S < S_{RMSP}$) y que la pesca actual es excesiva ($F > F_{RMSP}$).

5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son moderadamente sensibles a supuestos alternativos en el modelo, datos de insumo, y los períodos supuestos para la mortalidad por pesca (Tablas 5.1 y 5.2).

El análisis de sensibilidad que incluía un modelo población-reclutamiento con una inclinación de 0,75 estimó que el SBR requerido para sostener el RMSP es 0,31, comparado con 0,22 para la evaluación del caso base (Tabla 5.1). El análisis de sensibilidad a inclinación estima un multiplicador de F considerablemente menor que la evaluación del caso base (0,55). El multiplicador de F es considerablemente mayor con una talla asintótica reducida, indicando que el esfuerzo debería ser incrementado, pero considerablemente menor con la talla asintótica mayor (Tabla 5.1). Todos los análisis excepto aquéllos en los que se estimó el crecimiento y supuso una talla asintótica mayor, así como el caso en el cual el modelo fue ajustado a la captura de equilibrio inicial, estiman que el SBR actual es menor que el SBR_{RMSP} .

Las cantidades de ordenación son tan sólo moderadamente sensibles a los períodos recientes de mortalidad por pesca usados en los cálculos (Tabla 5.2).

5.4. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2007, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba cerca del nivel bajo histórico (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,20, un 10% menor que el nivel correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMSP (Tabla 5.1). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMSP es aproximadamente el 77% de nivel de esfuerzo actual (2004-2005). El RMSP de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura individuos de mayor tamaño, cercanos al peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP era mayor que el RMSP actual, y la

mortalidad por pesca era menor que F_{RMSP} (Figura 5.2).

Todos los análisis, excepto aquél en el que se estimaron los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, aquél que incorpora el valor bajo supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento, y el ajuste del modelo a la captura de equilibrio inicial, señalan que, al principio de 2007, la biomasa reproductora estuvo por debajo de S_{RMSP} (Tablas 5.1 y 5.2). El RMSP y el multiplicador de F son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, excepto aquél que incorpora los bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin reponderación iterativa de los datos) y el valor bajo supuesto de la talla asintótica, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMSP} .

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar a la población de patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías. Se construyeron varios escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la población de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Se aplicó un método basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud (Maunder *et al.* 2006). Desgraciadamente, los métodos apropiados no son a menudo aplicables a modelos tan grandes e intensivos en términos de computación como el modelo de evaluación de la población de patudo. Por lo tanto, usamos una aproximación normal al perfil de verosimilitud, que permite la inclusión de la incertidumbre en los parámetros y la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación durante cinco años adicionales con tasas de explotación iguales medial promedio de 2004 y 2005. No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y se estiman los reclutamientos de los cinco años de la misma forma que en el modelo de evaluación, con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca (tasas de explotación) sobre la biomasa de la población y la captura.

Los análisis realizados fueron:

1. Las tasas de captura trimestrales de cada año en el futuro fueron fijadas iguales a la tasa de captura media en 2004 y 2005, lo cual refleja el esfuerzo reducido que resulta de las medidas de conservación de la Resolución C-04-09;
2. Se realizó un análisis adicional que estima la condición de la población status si la resolución no hubiera sido aplicada. Para 2004-2006, el esfuerzo cerquero en el tercer trimestre fue incrementado un 86%, y la captura en la pesquería palangrera del sur un 39% en todos los trimestres. Para 2007-2011, se incrementó la tasa de explotación cerquera un 13% en todos los trimestres y la tasa de explotación de la pesquería palangrera de sur un 39% en todos los trimestres.

6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, la biomasa total, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados

presentados en las Figuras 6.1-6.4. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada, porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema y sin tomar en cuenta la variación en la capturabilidad.

6.2.1. Niveles actuales de captura

Se realizaron proyecciones, suponiendo que las tasas de explotación seguirían al nivel medio de 2004 y 2005 (incluyendo las restricciones de esfuerzo y captura de la Resolución C-04-09).

Se estima que el SBR ha aumentado ligeramente en los últimos años (Figura 5.1). Se atribuye el aumento a dos picos en el reclutamiento reciente. Si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad, se predice que el SBR aumentará a alrededor del nivel que soportaría el RMSP en 2009, y luego disminuirá (Figura 6.1a). Se estima que la biomasa reproductora está actualmente en su punto máximo, y que probablemente disminuirá en el futuro (Figura 6.2).

Se predice que las capturas cerqueras disminuirán durante el período de la proyección (Figura 6.3, recuadros izquierdos). Se predice que las capturas palangreras aumentarán moderadamente en 2007, pero que comenzarán a disminuir antes de 2010 con el esfuerzo actual (Figura 6.3, recuadros derechos). Las capturas disminuirán ligeramente más si se incluyera una relación población-reclutamiento, debido a reducciones en los niveles de reclutamiento que contribuyen a las capturas cerqueras.

Las capturas predichas para ambas artes se basan en el supuesto que la selectividad de cada flota seguirá igual, y que la capturabilidad no aumentará a medida que disminuya la abundancia. Si la capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que las que se predicen en el presente análisis.

6.2.2. Sin restricciones de ordenación

La Resolución C-04-09 contempla restricciones sobre el esfuerzo cerquero y las capturas palangreras en 2004: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre en el caso de las pesquerías de cerco, y una limitación de las capturas palangreras al nivel de 2001. A fin de evaluar la utilidad de estas medidas, proyectamos la población 5 años al futuro, suponiendo que no se aplicasen estas medidas de conservación. Las capturas proyectadas hubieran sido menores de no haber sido adoptada la resolución (Figura 6.3, recuadros inferiores)

Una comparación del SBR predicho sin y con las restricciones de la resolución señala cierta diferencia (Figura 6.4). Sin las restricciones, el SBR aumentaría tan sólo ligeramente y luego disminuiría a niveles más bajos.

Queda claro que las reducciones en la mortalidad por pesca que podrían resultar de la Resolución C-04-09 son insuficientes para permitir a la población mantener niveles correspondientes al RMSP.

6.2.3. Análisis de sensibilidad

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

6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles de SBR y capturas palangreras incrementados en los próximos años, pero se espera que altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsecuentemente el SBR. Con los niveles de esfuerzo actuales, es poco probable que la población permanezca en niveles que soportarían el RMSP, a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o que el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Se estima que los efectos de la Resolución C-04-09 serán insuficientes para permitir a la población permanecer en niveles que soportarían el RMSP.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán

en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo con una disminución de la abundancia (por ejemplo, una capturabilidad dependiente de la densidad) podrían causar resultados diferentes de los que aquí se predicen.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos actualizados y nuevos.

El personal de la CIAT continuará la compilación de datos de captura y esfuerzo palangreros de las pesquerías que operan en el OPO. En particular, se procurará obtener datos para pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando la evaluación del atún patudo del OPO con *Stock Synthesis II*. En gran parte, los avances dependerán de cómo se modifique el software de Stock Synthesis II en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Modelar una pesquería palangrera separada para la captura que es reportada en peso y compartir la selectividad la pesquería palangrera cuya captura es reportada en número. Esto hará que la conversión de peso a número sea consistente con los datos de frecuencia de talla y la dinámica de la población.
2. Usar un modelo estacional para permitir realizar las proyecciones sobre una base trimestral.
3. Incluir un vector de mortalidad natural por edad para permitir incorporar una mortalidad natural mayor para el patudo joven.
4. Usar una curva de crecimiento más flexible (por ejemplo, la de Richards) o incluir un vector de talla a edad para que la curva de crecimiento represente mejor aquella usada en las evaluaciones previas que usaron A-SCALA.
5. Facilitar la ejecución de proyecciones con tasas de explotación fijas.
6. Evaluar de nuevo las definiciones de las pesquerías.
7. Determinar ponderaciones apropiadas de los distintos conjuntos de datos.

Continuará la colaboración con el personal de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico en el modelo del patudo del Pacífico entero.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 2006. Report of the Albacore Working Group Meeting (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p.
(http://isc.ac.affrc.go.jp/isc6/ISC06_Annex%206_ISC-ALBWG_Report_Final.pdf)
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2*, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 37 p.
(<http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf>)
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36*: 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish. BET-1*: 31 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB14/bet1.pdf>)
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, with comparisons to the entire Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 80 p.
(<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. *WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP*, 19p.
(http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.pdf)
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3*: 34 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg3.pdf>)
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4*: 120-286.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 5*: 168-290.

- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 20: 169-200.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006. Standardisation of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, 6th Meeting, SAR-7-07. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p. (http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99_WPBET-2.pdf)
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 4: 5-119.
- Maunder, M.N. (compiler). 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. (compiler). 2006. Report from the workshop on stock assessment methods, IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Assessment-methods-WS-Nov05-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2: 26 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 117-248.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 433-582.
- Method, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA

Fisheries.

- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *In* Manar, T.A. (editor), Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 33-76.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 1-32.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p.
(<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>)
- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. *Nankai Reg. Fish. Res. Lab, Rep.* 25: 91-104.
- Sun, C, C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 339-365.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Data Rep.* 10: 100 p.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 147-246.

USING INDICATORS OF STOCK STATUS WHEN TRADITIONAL REFERENCE POINTS ARE NOT AVAILABLE: EVALUATION AND APPLICATION TO SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Mark N. Maunder and Richard B. Deriso

1. INTRODUCTION

A major management objective for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) is to keep stocks at levels capable of producing maximum sustainable yields (MSYs). Management objectives based on MSY or related reference points (*e.g.* fishing mortality that produces MSY (F_{MSY}); spawner per recruit proxies) are in use for many species and stocks worldwide. However, these objectives require the availability of the reference points and quantities that they are compared to. The various reference points require different amounts and types of information, ranging from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, and stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity) to absolute estimates of biomass and exploitation rates. Absolute estimates of biomass and exploitation rates generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to estimate these quantities is not available, and alternative approaches are needed. Even more data are required if catch quotas are to be used as the management tool.

Skipjack tuna is notoriously difficult to assess. Due to skipjack's high and variable productivity (*i.e.* annual recruitment is a large proportion of total biomass), it is difficult to detect the effect of fishing on the population with standard fisheries data and stock assessment methods. This is particularly true for the stock of the EPO, due to the lack of age-frequency data and the limited tagging data. Skipjack's continuous recruitment and rapid growth mean that the current sample sizes are inadequate for the temporal stratification needed to observe modes in length-frequency data. Previous assessments have had difficulty determining the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005; Figures 1 and 2). A dome-shaped selectivity curve would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be determined. The most recent assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is also considered preliminary because it is not known whether catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from the most recent assessment are more consistent among sensitivity analyses compared to the earlier assessments (*e.g.* Figures 1 and 2), which suggests that they may be more reliable than the previous assessments. However, in addition to the problems listed above, the levels of age-specific natural mortality are uncertain, if not unknown, and current yield per recruit (YPR) calculations estimate that YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- or fishing mortality-based reference points or the indicators to which they are compared are available for skipjack tuna in the EPO.

One of the major uncertainties mentioned above is the uncertainty as to whether the catch per unit of effort (CPUE) of the purse-seine fisheries is an appropriate index of abundance for skipjack, particularly when the fish are associated with fish-aggregating devices (FADs). Purse-seine CPUE data are particularly problematic because it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In the current assessment, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine, and this is approximated by number of days fished. Few skipjack are caught in the longline fisheries or dolphin-associated purse-seine fisheries, so these fisheries cannot be used to develop reliable indices of abundance for skipjack. Within a single trip unassociated purse-seine sets are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets, complicating the CPUE calculations. Maunder and Hoyle (2007) developed a novel method to generate an index of abundance, using the ratio of skipjack to bigeye in the catch from the floating-object fisheries and the "known" abundance of bigeye based on stock assessment results. Unfortunately, the method was of limited usefulness, and more research is needed to improve it. Currently, there is no index of relative abundance that is considered to be

reliable for skipjack in the EPO. Therefore, other indicators of stock status, such as the average weight of the fish in the catch, should be investigated.

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are so uncertain, development of alternative methods to assess and manage skipjack that are robust to these uncertainties would be beneficial. Full management strategy evaluation (MSE) for skipjack would be the most comprehensive method to develop and test alternative assessment methods and management strategies (Maunder 2007). Unfortunately, developing MSE is time-consuming and has not yet been conducted for skipjack. In addition, higher priority for MSE is given to yellowfin and bigeye tuna, as available data indicate that these species are more vulnerable to overfishing than is skipjack. Therefore, we investigate some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, we compare current values of indicators to the distribution of indicators observed historically.

2. METHODS

To initially explore which indicators may provide good relative measures of the status of the stock, we compare the indicators to the relative exploitable biomass and relative exploitation rates from the most recent stock assessment (Maunder and Harley 2005). The annual relative exploitable biomass is defined as the sum of the numbers at age estimated from the stock assessment multiplied by the weight at age and the average fishing mortality at age. Weighting by the average fishing mortality at age places emphasis on ages that are caught. This is calculated for each month of the year and then averaged. The average fishing mortality at age is calculated from the stock assessment estimates over the 1993-2003 period. The annual exploitation rate is calculated as the total catch in a year divided by the annual exploitable biomass for that year. The indicators, which are based on data, are catch, catch per day fished for each of the floating-object and unassociated purse-seine fisheries (Maunder and Harley 2005: Figure 2.1), average weight, and standardized effort. The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, from the floating-object and unassociated fisheries. The floating object-effort is standardized to be equivalent to the unassociated effort by multiplying by the ratio of the average floating-object CPUE to the average unassociated CPUE. It should be noted that all of these quantities are used in the stock assessment model. The average weight is calculated from the length-frequency data that are used in the stock assessment. The catch and effort data that are used to generate the CPUE are also included in the stock assessment model, using a method that is consistent with including the CPUE as an index of abundance in the assessment. Therefore, these comparisons are not independent, but are nonetheless informative.

To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on adding or subtracting 1.645 standard deviations, based on the variation in the time series, to the average of the time series. This includes, on average, 90% of the historical values. Values outside these reference levels could be considered undesirable, but which reference level is best depends on the indicator (Table 1). The 90% value is somewhat arbitrary, but should be a reasonable guide. We also present the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric.

Next, we take the most recent data, including data for 2006, and use the methods described above to evaluate the current relative status of the stock of skipjack in the EPO. We also extend the average weight data back to 1975, before the start of the stock assessment, but, due to the expansion of the fisheries during this time, the earlier data are problematic.

Finally, we develop a simple stock assessment model to investigate the relationship between the CPUE and average weight data (Appendix). The population was modeled from 1975 to 2006. The model is age-structured to allow calculation of average weight. The von Bertalanffy growth curve is used to model length at age. The estimated average length of the fish of the first age class represents the length at recruitment to the fishery. Catch is taken out of the population at the start of the year. Initial numbers at age, annual recruitment, and a constant natural survival are also estimated. Age four is used as a plus group in the model. The parameters of the von Bertalanffy growth curve and the weight-length

relationship are fixed ($L_{\infty} = 84.6$ cm, $K = 0.8$, $\alpha = 0.5529 \times 10^{-5}$, $\beta = 3.336$). The model is fitted to the two CPUE time series and to the average weight data. Log-normal likelihood functions with standard deviations fixed at 0.3 are used for all three data types to give equal weight to each. The average weight is used as an absolute index, while the CPUEs are used as relative indices. A maximum exploitation rate constraint was set at 0.9.

3. RESULTS

In general, the exploitable biomass estimated in the most recent assessment follows the trend in the CPUE data (Figure 3). The trend is closer to the CPUE for the unassociated fishery (R-square = 0.42) compared to the floating-object fishery (R-square = 0.33). The average weight data also show a pattern similar to the biomass trend (R-square = 0.67), but with a one-year lag (*i.e.* average weight in year $y + 1$ is correlated with exploitable biomass in year y). The standardized effort data shows the same large decline after 1981 and subsequent increase as the exploitation rate estimated by the stock assessment (Figure 4). However, they differ for the first few years and peak in about 1989.

In 2003, catch, CPUE, and exploitable biomass were above or near the upper reference level (based on + 1.645 standard deviations of historic levels) (Figure 3). The exploitation rate and average weight were around the average. These results suggest that there was no reason for management concern for skipjack tuna in the EPO in 2003. The indicators never surpass the respective reference level considered to be undesirable. This is because the standard deviation is influenced by spikes in the indicators, indicating that asymmetric reference levels, such as percentiles, may be more appropriate. Reference levels based on percentiles produce similar conclusions about the status in 2003 to those based on standard deviations (Figure 5). However, the standardized effort indicator of exploitation rate in 2003 was above the upper reference level (Figure 4).

Four calculated indicators, average weight, CPUE, standardized effort, and catch, are shown in Figures 6, 7, 8, and 9, respectively. The average weight for skipjack has been declining since 2000, and the 2006 average weight is approaching the lower reference level (Figure 6). However, the CPUEs for both floating-object and unassociated fisheries have generally been increasing since 2000 (Figure 7). The unassociated CPUEs in 2005 and 2006 are above the upper reference levels. The standardized effort indicator of exploitation rate has been increasing since about 1991, and in 2006 is above the upper reference level (Figure 8). There is an apparent contradiction between the recent CPUE increase and the changes in the standardized effort (increase) and average weight (decrease) indicators for skipjack tuna in the EPO, even when the one-year lag for average weight is taken into consideration. A several-year trend in increasing abundance inferred from increasing CPUE would generally be expected to be accompanied by decreasing exploitation rates and increasing average weights. The purse-seine catch has been increasing since 1985, and is currently above the upper reference level (Figure 9).

The results of the simple stock assessment model are similar to those of the most recent stock assessment (compare Figures 3 and 10). The estimates of the average length of the fish of the youngest age group (48 cm) and the annual survival rate (0.25) are consistent with current knowledge of the skipjack fishery of the EPO, bearing in mind that the length of the youngest age group is the length at entry to the fishery, not the length at age 1. The numbers in the plus group (age 4) in the initial population in 1975 were very poorly estimated. The fit to all three data sets was reasonable (Figure 10). However, there were some runs in the residuals, as is common in most stock assessments. The biomass is highly driven by the recruitment, and both show an increase in recent years. The exploitation rate was estimated to have increased since the middle of the model time frame, and was constrained by the 0.9 maximum in one year. After 2001, the estimated CPUE and exploitation rate increased while average weight decreased, as do the indicators.

4. DISCUSSION

Comparison of multiple indices based on relative values with historical levels provides a method to evaluate the status of the EPO skipjack tuna stock in the absence of traditional reference points. However, this method does not provide any information on optimizing yields (*e.g.* MSY quantities). Similar approaches have been applied to other stocks: for example, Trenkel *et al.* (2007) applied a somewhat more comprehensive approach based on survey data. Rather than using reference lines, they used hypothesis tests on the slope of the indicator. They used trends because they can be estimated more reliably than absolute values. They also suggest that the results of several indicators be combined to provide management advice.

Average weight is influenced by both exploitation rate and recruitment. For example, a large recruitment entering the fishery would cause the average weight to initially decline, but then increase as that cohort moved through the fishery. However, for illustrative purposes, if recruitment were constant, higher exploitation rates would reduce the average weight. Therefore, it is important to differentiate between changes in average weight due to recruitment and due to exploitation rate. If effort is relatively constant over time, then fluctuations in average weight are probably due to fluctuations in recruitment. Long-term trends in average weight could be due to increasing or decreasing exploitation rates. However, this may be confounded by changes in selectivity. The average weight for skipjack has large cyclic fluctuations, which appear to be correlated with environmental conditions (*e.g.* with El Niño events; R-square = 0.26), but there does not appear to be any trend.

There is an apparent contradiction between the recent CPUE increase and the changes in the standardized effort (increase) and average weight (decrease) indicators for skipjack in the EPO. This is true even when the one-year lag for average weight is taken into consideration. The CPUE has generally been increasing since 2000, while the average weight and standardized effort have generally been decreasing. However, the low average weight in 2006 may indicate a strong recruitment, which would translate into high CPUE and catch in 2007. The results of applying the simple stock assessment model fitted to both CPUE and average weight suggest that the inconsistency can be explained by a parallel increase in both exploitation rate and abundance. However, indicators for both exploitation rate and abundance are close to or above their upper reference levels, providing contradictory management advice. An alternative explanation is an increase in the catchability of the purse-seine fisheries. This hypothesis is consistent with the flat index of abundance developed by Maunder and Hoyle (2007), using a novel method based on ratios of skipjack to bigeye in the catches from the floating-object fisheries, which may be robust to changes in catchability.

If the indicator approach is adopted, a link between the indicator and management action should be made. The action could be quite explicit, for example, if CPUE declines below the lower level, the effort would be reduced by a given amount, or it could just trigger a more comprehensive analysis of the stock. Due to the short life span of skipjack, management might be appropriate on a scale of less than one year, which would be facilitated by an indicator-based approach.

ACKNOWLEDGEMENTS

Patrick Tomlinson provided the average weight data. Robin Allen and William Bayliff provided comments on the manuscript.

REFERENCES

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compiler). 2007. Report of the Workshop on Management Strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006.
(<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N., and S.J. Harley. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and

- outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.*, 5: 109-167.
- Maunder, M.N., and S.D. Hoyle. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.*, 7: 283-297.
- Trenkel, V.M., M.-J. Rochet, and B. Mesnil. 2007. From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice. *ICES Jour. Mar. Sci.*, 64 (4): 768-774.



FIGURE 1. Comparison of estimated biomass between the assessments with monotonic and nonmonotonic selectivity from the 2002 assessment (Maunder 2002). t = metric tons.

FIGURA 1. Comparación de la biomasa estimada de las evaluaciones con selectividad monotónica y no monotónica de la evaluación de 2002 (Maunder 2002). t = toneladas métricas.

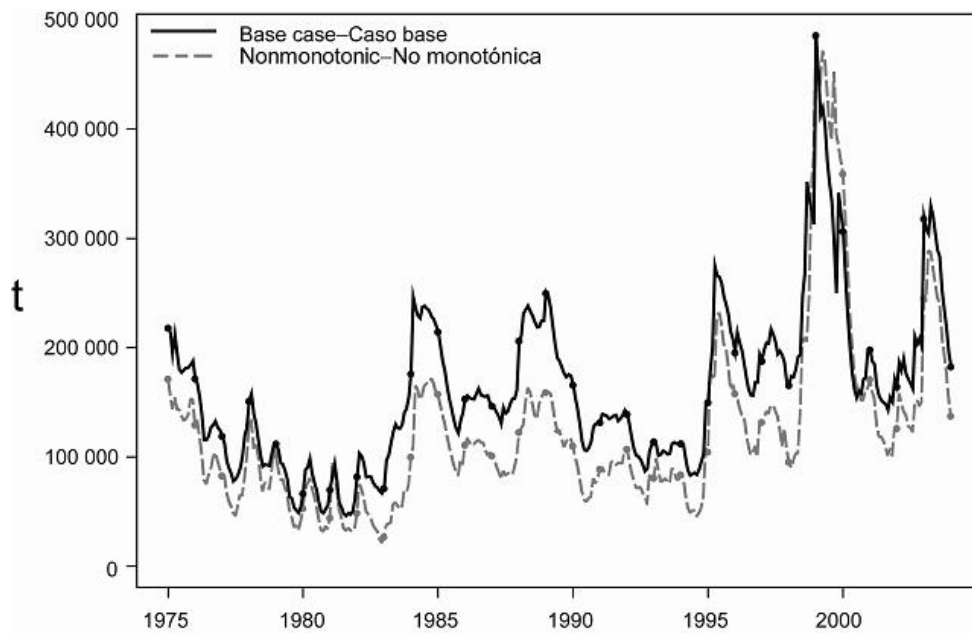


FIGURE 2. Comparison of estimated biomass between the base case assessment, which assumes monotonic selectivity, with the sensitivity analysis that uses nonmonotonic selectivity from the 2004 assessment (Maunder and Harley 2005). t = metric tons.

FIGURA 2. Comparación de la biomasa estimada de la evaluación del caso base, que supone una selectividad monotónica, y del análisis de sensibilidad que usa la selectividad no monotónica de la evaluación de 2004 (Maunder y Harley 2005). t = toneladas métricas.

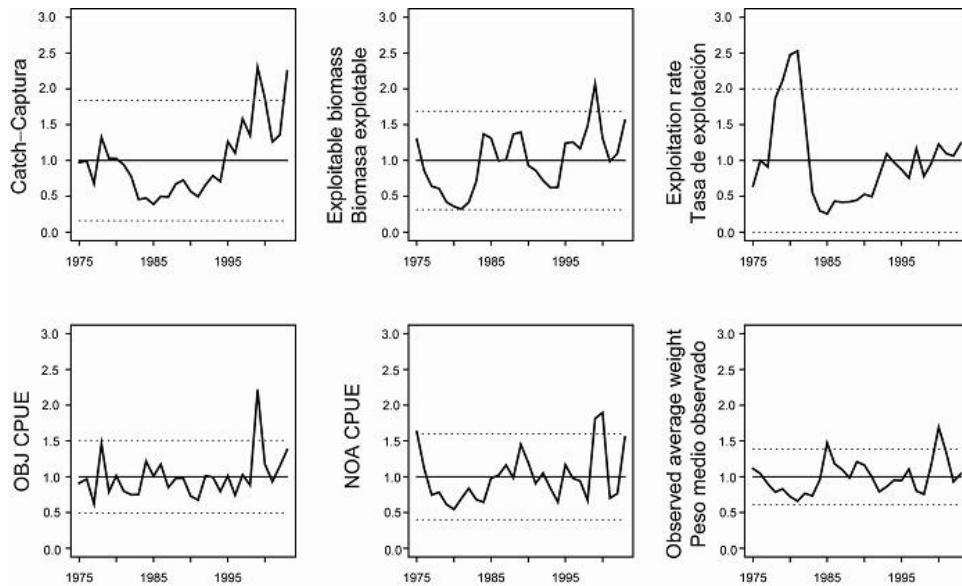


FIGURE 3. Indicators of stock status for skipjack tuna compared to estimates of exploitable biomass and exploitation rate from the 2004 assessment (Maunder and Harley 2005). The horizontal dashed lines represent ± 1.645 standard deviations from the means. OBJ: floating object; NOA: unassociated.

FIGURA 3. Indicadores de condición de la población del atún barrilete comparados con las estimaciones de biomasa explotable y la tasa de explotación de la evaluación de 2004 (Maunder y Harley 2005). Las líneas de trazos horizontales representan $\pm 1,645$ desviaciones estándar de los promedios. OBJ: objeto flotante; NOA: no asociado.

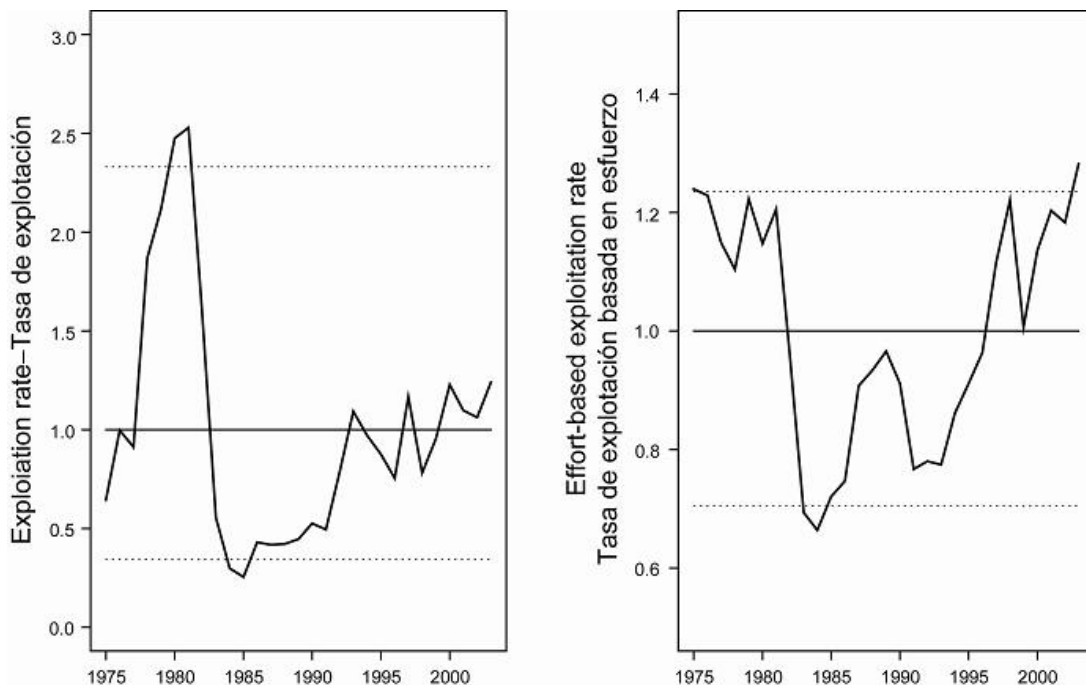


FIGURE 4. Exploitation rate estimated by the most recent stock assessment (left) and represented by standardized effort (right). The horizontal dashed lines represent the 5th and 95th percentiles.

FIGURA 4. Tasa de explotación estimada por la evaluación más reciente de la población (izquierda) y representada por el esfuerzo estandarizado (derecha). Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles 5 y 95.

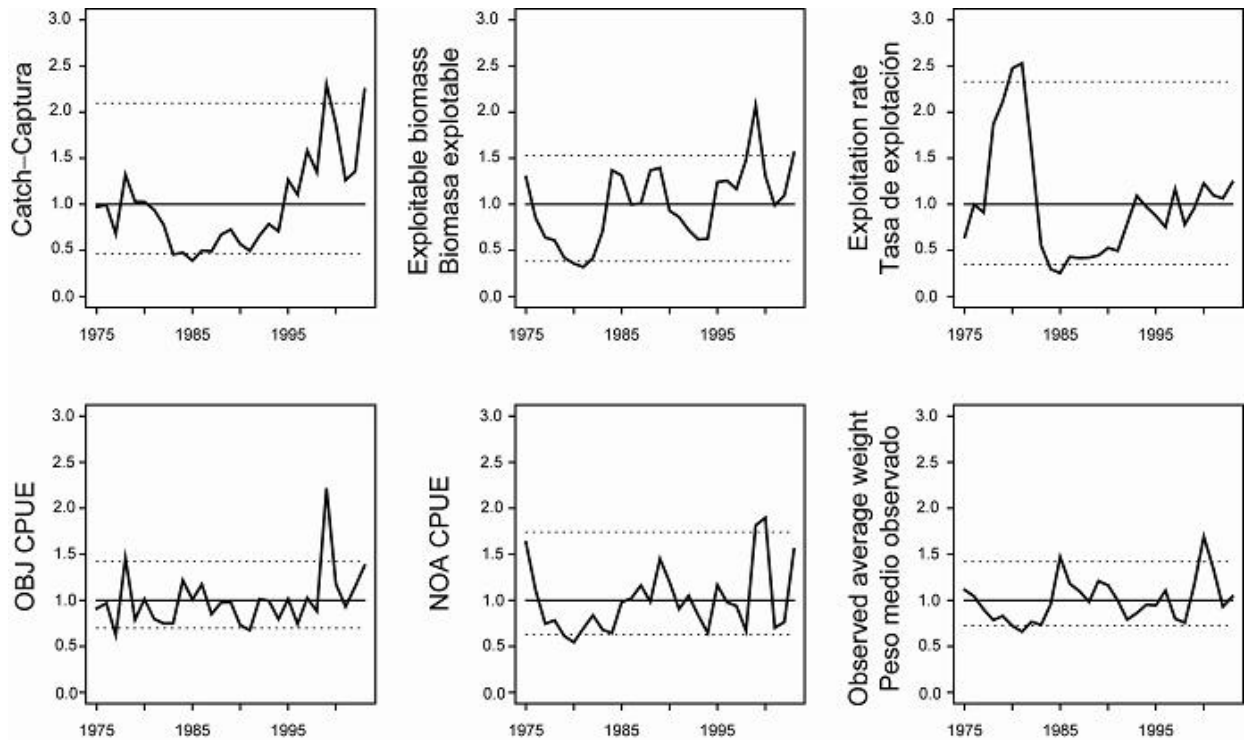


FIGURE 5. Indicators of stock status for skipjack tuna compared to estimates of exploitable biomass and exploitation rate from the 2004 assessment (Maunder and Harley 2005). The horizontal dashed lines represent the 5th and 95th percentiles. OBJ: floating object; NOA: unassociated.

FIGURA 5. Indicadores de condición de la población del atún barrilete comparados con las estimaciones de biomasa explotable y la tasa de explotación de la evaluación de 2004 (Maunder y Harley 2005). Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles 5 y 95. OBJ: objeto flotante; NOA: no asociado.

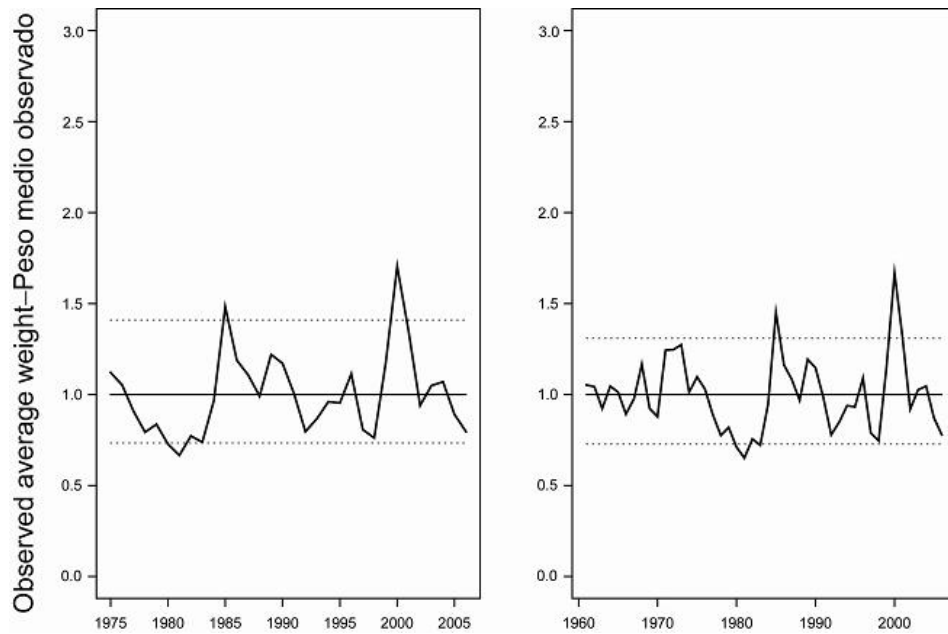


FIGURE 6. Average weight for skipjack tuna scaled so the average equals one over different periods. The average weight scaling and reference lines are based on 1975-2006 (left) and 1961-2006 (right). The horizontal dashed lines represent the 5th and 95th percentiles.

FIGURA 6. Peso medio del atún barrilete, escalado para que el promedio equivalga a 1 durante períodos diferentes. Las escalas del peso medio y las líneas de referencia se basan en 1975-2006 (izquierda) y 1961-2006 (derecha). Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles 5 y 95.

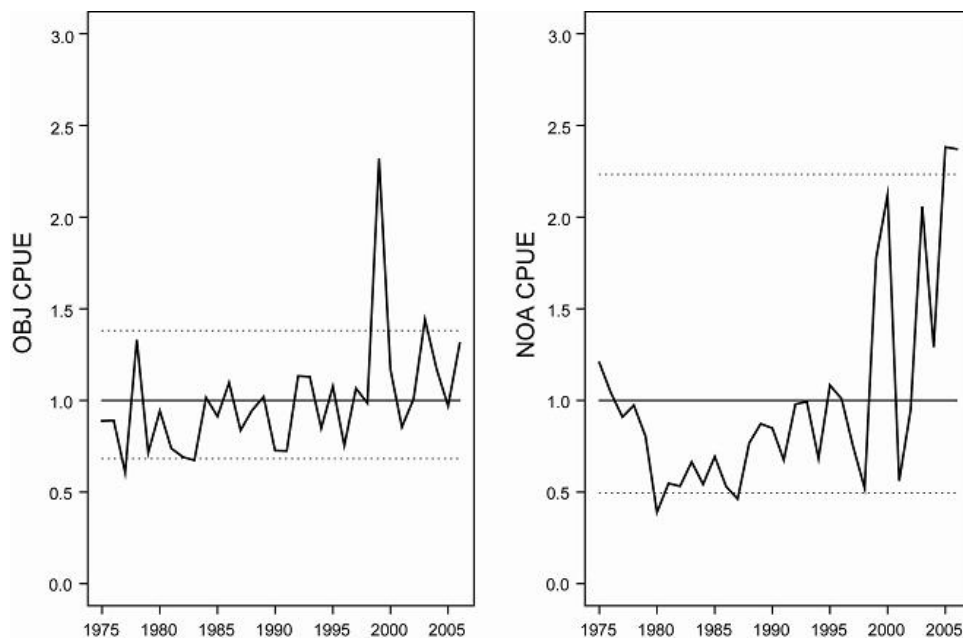


FIGURE 7. Floating object (OBJ) and unassociated (NOA) purse-seine CPUE for skipjack tuna. The horizontal dashed lines represent the 5th and 95th percentiles.

FIGURA 7. CPUE de atún barrilete de las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes (OBJ) y atunes no asociados (NOA). Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles 5 y 95.



FIGURE 8. Exploitation rate indicator based on standardized effort. The horizontal dashed lines represent the 5th and 95th percentiles.

FIGURA 8. Indicador de tasa de explotación basado en esfuerzo estandarizado. Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles 5 y 95.

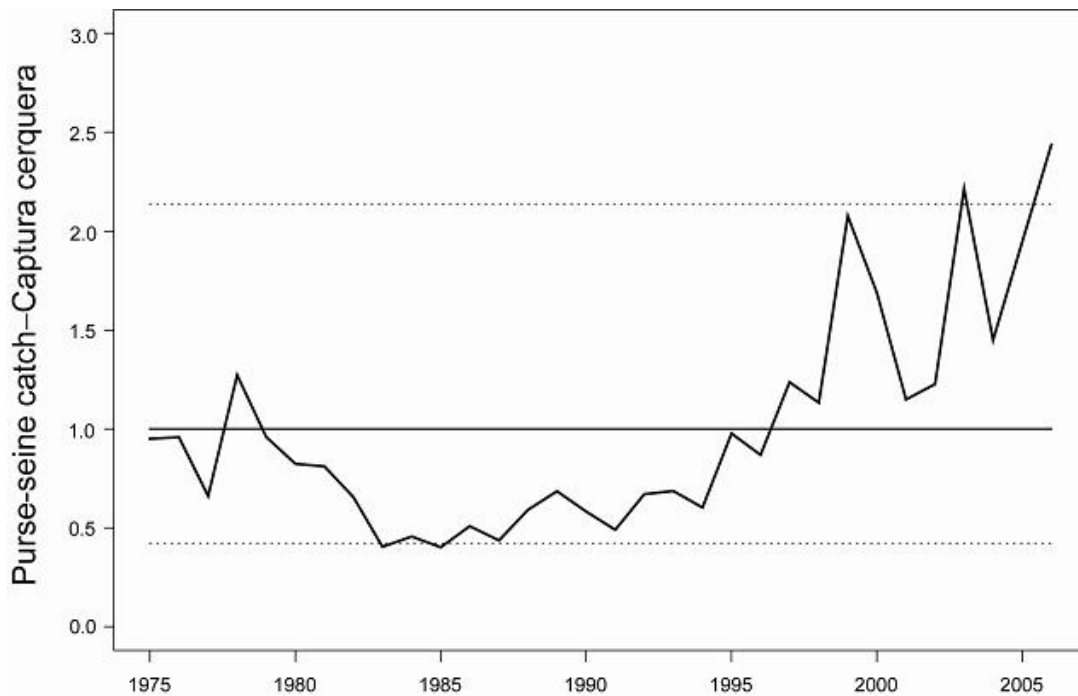


FIGURE 9. Relative purse-seine catch of skipjack tuna. The horizontal dashed lines represent the 5th and 95th percentiles.

FIGURA 9. Captura cerquera relativa de atún barrilete. Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles 5 y 95.

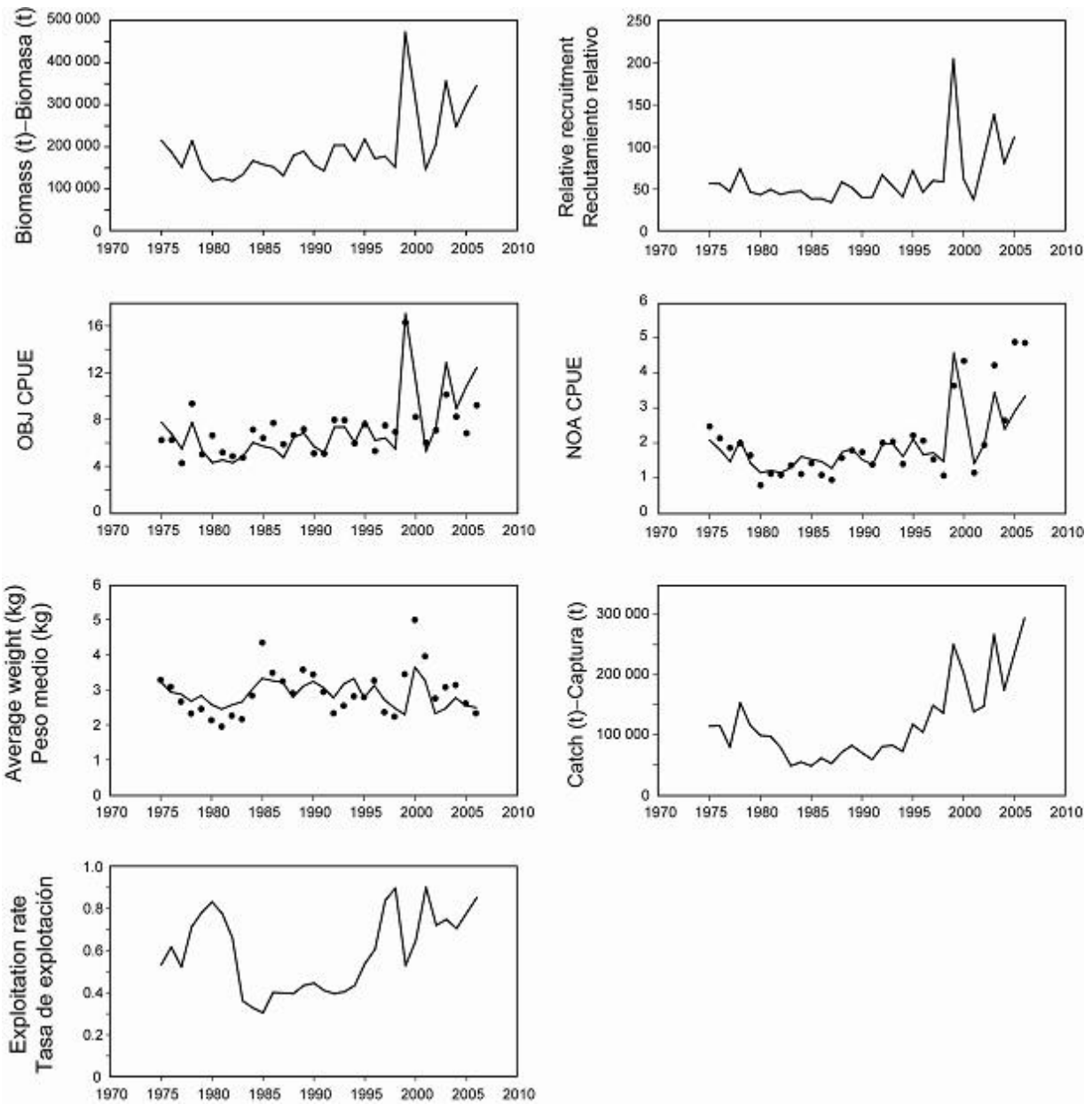


FIGURE 10. Results from the simple stock assessment model fitted to CPUE and average weight (kg) data for skipjack tuna in the EPO. OBJ: floating object; NOA: unassociated. t = metric tons.

FIGURA 10. Resultados del modelo sencillo de evaluación de la población ajustado a los datos de CPUE y peso medio (kg) del atún barrilete en el OPO. OBJ: objeto flotante; NOA: no asociado. t = toneladas métricas.

TABLE 1. Status of the stock based on when reference levels are exceeded for each indicator.

TABLA 1. Condición de la población basada en cuándo los niveles de referencia son rebasados para cada indicador.

Indicator	Lower reference level	Upper reference level
Indicador	Nivel de referencia inferior	Nivel de referencia superior
CPUE	Undesirable—Indeseable	Healthy, but may be due to increased catchability—Sano, pero podría deberse a capturabilidad incrementada
Average weight— Peso medio	Undesirable, but may be due to large recruitment—Indeseable, pero podría deberse a reclutamiento grande	Healthy, but may be due to poor recruitment—Sano, pero podría deberse a reclutamiento pobre
Effort—Esfuerzo	Healthy—Sano	Undesirable—Indeseable
Catch—Captura	Ambiguous—Ambiguo	Ambiguous—Ambiguo

APPENDIX—ANEXO

SIMPLE STOCK ASSESSMENT MODEL FIT TO CPUE AND AVERAGE WEIGHT DATA AJUSTE DEL MODELO SENCILLO DE EVALUACIÓN DE POBLACIÓN A LOS DATOS DE CPUE Y PESO MEDIO

1. DYNAMICS—DINÁMICA

$$N_{1,a} = N_{init,a} \quad a > 1$$

$$N_{t,1} = R_t$$

$$R_t = R_{ave} \exp[\sigma_R \varepsilon_t - 0.5\sigma_R^2]$$

$$N_{t+1,a+1} = \phi(1-u_t)N_{t,a}$$

$$N_{t+1,A} = \phi(1-u_t)(N_{t,A-1} + N_{t,A})$$

$$L_a = L_{a-1} + (L_\infty - L_{a-1})(1 - \exp[-K])$$

$$w_a = \alpha L_a^\beta$$

$$B_t = \sum_a N_{t,a} w_a$$

$$u_t = \frac{C_t}{B_t}$$

2. LIKELIHOODS—VEROSIMILITUDES

CPUE

$$\ln L(\theta | I_t^{CPUE}) = \ln(\sigma_{CPUE}) + \frac{(\ln(I_t^{CPUE}) - \ln(q_{CPUE} B_t))^2}{2\sigma_{CPUE}^2}$$

$$q_{CPUE} = \exp\left[\frac{\sum_t (\ln(I_t^{CPUE} / B_t))}{T}\right]$$

Average weight—Peso medio

$$\ln L(\theta | I_t^w) = \ln(\sigma_w) + \frac{(\ln(I_t^w) - \ln(q_w \bar{w}_t))^2}{2\sigma_w^2}$$

$$\bar{w}_t = \frac{B_t}{\sum_a N_{t,a}}$$

Recruitment deviates—Desvíos del reclutamiento

$$\ln p(\varepsilon) = 0.5 \sum_t \varepsilon_t^2$$

R_t	Recruitment at time t	Reclutamiento al tiempo t
$N_{t,a}$	Number of individuals at time t in age group a	Número de individuos al tiempo t en el grupo de edad a
σ_R	Standard deviation of recruitment variation	Desviación estándar de la variación del reclutamiento
R_{ave}	Average recruitment	Reclutamiento medio
ε_t	Recruitment deviate for time t	Desvío del reclutamiento para el tiempo t
ϕ	Annual survival	Supervivencia anual
u_t	Exploitation rate at time t	Tasa de explotación al tiempo t
L_a	Length at age a	Talla a edad a
L_∞	Asymptotic length parameter of the von Bertalanffy growth curve	Parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy
K	Growth rate parameter of the von Bertalanffy growth curve	Parámetro de tasa de crecimiento de la curva de crecimiento de von Bertalanffy
w_a	Weight at age a	Peso a edad a
α	Scaling parameter of the weight-length relationship	Parámetro de escala de la relación peso-talla
β	Exponential parameter of the weight-length relationship	Parámetro exponencial de la relación peso-talla
B_t	Exploitable biomass in time t	Biomasa explotable en el tiempo t
C_t	Catch in time t	Captura en el tiempo t
I_t^{CPUE}	CPUE index of abundance in year t	Índice de abundancia de CPUE en el año t
q_{CPUE}	Catchability coefficient for the CPUE index of abundance	Coefficiente de capturabilidad del índice de abundancia de CPUE
σ_{CPUE}	Standard deviation for the CPUE index of abundance likelihood	Desviación estándar de la verosimilitud del índice de abundancia de CPUE
\bar{w}_t	Model-estimated average weight in time t	Peso medio en el tiempo t estimado por el modelo
I_t^w	Observed average weight in year t	Peso medio observado en el año t
q_w	Scaling coefficient for the average weight	Coefficiente de escala del peso medio
σ_w	Standard deviation for the average weight likelihood	Desviación estándar de la verosimilitud del peso medio

3. PARAMETERS—PARÁMETROS

Estimated—Estimados

$$(N_{init,2}, N_{init,3}, \dots, N_{init,A}, R_{ave}, \varepsilon_1, \varepsilon_2, \dots, \varepsilon_T, \phi, L_1)$$

Fixed—Fijos

$$L_\infty = 84.6 \text{ cm}$$

$$K = 0.8$$

$$\alpha = 0.5529\text{e-}5$$

$$\beta = 3.336$$

$$q_w = 1$$

$$\sigma_w = \sigma_{FO} = \sigma_{UA} = 0.3$$

$$\sigma_R = 1.0$$

Given—Datos

$$A = 4$$

Data—Datos

TABLE A.1 Data used in the population dynamics model.

TABLA A.1 Datos usados en el modelo de dinámica de población.

Year	Catch (metric tons)	Floating object CPUE	Unassociated CPUE	Average weight (kg)
Año	Captura (toneladas métricas)	CPUE sobre objetos flotantes	CPUE sobre atunes no asociados	Peso medio (kg)
1975	114463.12	6.242616	2.465743	3.28
1976	115458.09	6.257607	2.133206	3.08
1977	79538.29	4.271756	1.861175	2.66
1978	153161.71	9.354834	1.990595	2.32
1979	115545.16	5.022688	1.646610	2.45
1980	99158.98	6.630887	0.796648	2.13
1981	97543.45	5.192427	1.119234	1.95
1982	78778.95	4.855562	1.089544	2.26
1983	48613.68	4.736024	1.357964	2.16
1984	54956.11	7.132496	1.110767	2.83
1985	48310.95	6.416270	1.418516	4.34
1986	61270.84	7.705380	1.083907	3.48
1987	52559.17	5.882939	0.945890	3.24
1988	71167.13	6.649494	1.571733	2.90
1989	82485.29	7.167450	1.785012	3.57
1990	70208.40	5.108285	1.735528	3.43
1991	58990.79	5.091252	1.381237	2.94
1992	80665.39	7.966732	2.003764	2.33
1993	82680.80	7.938567	2.030923	2.54
1994	72610.76	5.964477	1.397775	2.81
1995	117564.80	7.567107	2.213897	2.79
1996	104591.90	5.307022	2.063543	3.26
1997	148792.70	7.489617	1.534416	2.36
1998	136413.70	6.932917	1.067756	2.23
1999	250157.44	16.294590	3.631185	3.44
2000	203485.45	8.208242	4.334591	4.99
2001	138358.11	6.015368	1.147852	3.95
2002	147683.85	7.081583	1.941171	2.75
2003	266650.90	10.130050	4.208462	3.07
2004	174642.80	8.231198	2.639629	3.13
2005	234567.40	6.820856	4.871742	2.61
2006	293495.70	9.217152	4.848166	2.33

EL USO DE INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN CUANDO NO SE DISPONE DE PUNTOS DE REFERENCIA TRADICIONALES: EVALUACIÓN Y APLICACIÓN AL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

by

Mark N. Maunder y Richard B. Deriso

1. INTRODUCCIÓN

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir los rendimientos máximos sostenibles (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento, etcétera) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Las estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones regulares. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de frecuencia de edad y los pocos datos de marcado. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que los tamaños de muestra actuales son insuficientes para la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla. Las evaluaciones tuvieron dificultades para determinar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de un curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005; Figuras 1 y 2). Una curva de selectividad en forma de domo significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser determinada. La evaluación más reciente del barrilete en el OPO (Maunder y Harley 2005) es también considerada preliminar porque se ignora si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Los resultados de la evaluación más reciente son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores (por ejemplo, Figuras 1 y 2), lo cual sugiere que podrían ser más confiables que las evaluaciones previas. No obstante, además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos actuales de rendimiento por recluta (RPR) estiman que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del atún barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa o mortalidad por pesca ni de los indicadores con los que se comparan.

Una de las principales incertidumbres antes mencionadas es si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente si los peces están asociados con dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En la evaluación actual, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo de búsqueda necesaria para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiable de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros no asociados están generalmente mezclados con lances sobre objetos

flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice de abundancia, que usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura de las pesquerías sobre objetos flotantes y la abundancia ‘conocida’ de patudo basada en los resultados de la evaluación de la población. Desgraciadamente, el método es de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo.

Actualmente, no existe ningún índice de abundancia relativa considerado confiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura, deberían ser investigados.

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategia de ordenación (MSE) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2007). Desgraciadamente, elaborar una MSE implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las MSE de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más vulnerables que el barrilete a la sobrepesca. Por lo tanto, investigamos unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, comparamos los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente.

2. MÉTODOS

Para explorar inicialmente cuáles indicadores podrían brindar buenas medidas relativas de la condición de la población, comparamos los indicadores con la biomasa explotable relativa y las tasas de explotación relativas de la evaluación más reciente de la población (Maunder y Harley 2005). Se define la biomasa explotable relativa anual como la suma de los números por edad estimados de la evaluación de la multiplicada por el peso por edad y la mortalidad por pesca media por edad. La ponderación por la mortalidad por pesca media por edad pone énfasis en las edades que son capturadas. Se calcula esto para cada mes del año y luego se promedia. La mortalidad por pesca media por edad es calculada a partir de las estimaciones de la evaluación de la población durante el período de 1993-2003. Se calcula la tasa anual de explotación como la captura total en un año dividida por la biomasa anual explotable de ese año. Los indicadores, que se basan en datos, son captura, captura por día de pesca de cada una de las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes y no asociadas (Maunder y Harley 2005: Figura 2.1), peso medio, y esfuerzo estandarizado. Se calcula el esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes y no asociadas. Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que equivalga al esfuerzo by no asociado mediante la multiplicación del cociente de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. Cabe notar que todas estas cantidades son usadas en el modelo de evaluación de la población. Se calcula es peso medio a partir de los datos de frecuencia de talla que se usan en la evaluación de la población. Los datos de captura y esfuerzo que se usan para generar la CPUE son asimismo incluidos en el modelo de evaluación de la población, usando un método que es consistente con la inclusión de la CPUE como índice de abundancia en la evaluación. Por lo tanto, estas comparaciones no son independientes, pero son no obstante informativas.

Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en añadir o restar 1,645 desviaciones estándar, basadas en la variación en las series de tiempo, al promedio de las series de tiempo. Esto incluye, en promedio, el 90% de los valores históricos. Los valores afuera de estos niveles de referencia podrían ser considerados indeseables, pero cuál nivel de referencia es el mejor depende del indicador (Tabla 1). El valor de 90% es algo arbitrario, pero debería ser una guía razonable. Presentamos también los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas.

A continuación, tomamos los datos más recientes, incluyendo aquéllos de 2006, y usamos los métodos descritos anteriormente para evaluar la condición relativa actual de la población de barrilete en el OPO. Extendimos también los datos de peso medio a 1975, antes del comienzo de la evaluación de la población, pero, debido a la expansión de las pesquerías desde entonces, los datos más tempranos son problemáticos.

Finalmente, elaboramos un sencillo modelo de evaluación de población para investigar la relación entre la CPUE y los datos de peso medio (Anexo). La población fue modelada desde 1975 hasta 2006. El modelo está estructurado por edad para permitir calcular el peso medio. Se usa la curva de crecimiento de von Bertalanffy para modelar la talla por edad. La talla media estimada de los peces de la primera clase de edad representa la talla de reclutamiento a la pesquería. Se extrae la captura de la población al principio del año. Se estiman también los números iniciales por edad, el reclutamiento anual, y una supervivencia natural constante. Se usa la edad cuatro como grupo plus en el modelo. Se fijan los parámetros de la curva de crecimiento de von Bertalanffy y la relación peso-talla ($L_{\infty} = 84,6$ cm, $K = 0,8$, $\alpha = 0,5529 \times 10^{-5}$, $\beta = 3,336$). Se ajusta el modelo a las dos series de tiempo de CPUE y a los datos de peso medio. Se usan funciones de verosimilitud logarítmicas normales con desviaciones estándar fijadas en 0,3 para los tres tipos de datos, para darles el mismo peso a todos. Se usa el peso medio como índice absoluto, mientras que las CPUE son usadas como índices relativos. Se limitó la tasa máxima de explotación en 0,9.

3. RESULTADOS

En general, la biomasa explotable estimada en la evaluación más reciente sigue la tendencia en los datos de CPUE (Figura 3). La tendencia es más cercana a la CPUE de la pesquería no asociada (R cuadrado = 0,42) que a la pesquería sobre objetos flotantes (R cuadrado = 0,33). Los datos de peso medio señalan también un patrón similar a la tendencia de la biomasa, pero con un año de retraso (R cuadrado = 0,67; es decir, el peso medio en el año $y + 1$ está correlacionado con la biomasa explotable en el año y). Los datos de esfuerzo estandarizado señalan la misma disminución grande después de 1981 y el incremento subsiguiente que la tasa de explotación estimada por la evaluación de la población (Figura 4), pero son diferentes durante los primeros años y alcanzan su máxima alrededor de 1989.

En 2003, la captura, CPUE, y biomasa explotable estuvieron en, o por encima de, el nivel de referencia superior (con base en + 1,645 desviaciones estándar de los niveles históricos) (Figura 3). La tasa de explotación y el peso medio estuvieron alrededor del promedio. Estos resultados sugieren que no hubo motivo de preocupación con respecto a la ordenación del barrilete en el OPO en 2003. Los indicadores nunca rebasaron el nivel de referencia respectivo considerado indeseable. Esto se debe a que la desviación estándar es afectada por picos en los indicadores, lo cual indica que niveles de referencia asimétricos, tales como percentiles, podrían ser más apropiados. Los niveles de referencia basados en percentiles producen conclusiones similares acerca de la condición de la población en 2003 a aquéllos basados en desviaciones estándar (Figura 5). Por contraste, el indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación en 2003 estuvo por encima del nivel de referencia superior (Figura 4).

En las Figuras 6, 7, 8 y 9 se ilustran cuatro indicadores calculados, peso medio, CPUE, esfuerzo estandarizado, y captura, respectivamente. El peso medio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y el peso medio de 2006 se está acercando al nivel de referencia inferior (Figura 6); en cambio, las CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes y no asociadas vienen aumentando generalmente desde 2000 (Figura 7). Las CPUE no asociadas en 2005 y 2006 están por encima de los niveles de referencia superiores. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación viene aumentando desde aproximadamente 1991, y en 2006 estuvo por encima del nivel de referencia superior (Figura 8). Existe una contradicción aparente entre el aumento reciente de la CPUE y los cambios en los indicadores de esfuerzo estandarizado (aumento) y peso medio (disminución) para el atún barrilete en el OPO, aun si se toma en consideración el retraso de un año del peso medio. Generalmente, se esperaría que una tendencia de varios años de abundancia creciente inferida a partir del aumento de la CPUE sería acompañada por una disminución de las tasas de explotación y un incremento del peso medio. La captura de cerco viene

aumentando desde 1985, y se encuentra ahora por encima del nivel de referencia superior (Figura 9).

Los resultados del modelo sencillo de evaluación de población son similares a aquéllos de la evaluación más reciente de la población (compárense las Figuras 3 y 10). Las estimaciones de la talla media de los peces del grupo de edad más joven (48 cm) y la tasa de supervivencia anual (0,25) son consistentes con los conocimientos actuales de la pesquería del barrilete del OPO, teniendo en cuenta que la talla del grupo de edad más joven es la talla de ingreso a la pesquería, no la talla a edad 1. Los números en el grupo plus (edad 4) en la población inicial en 1975 fueron muy mal estimados. El ajuste a los tres conjuntos de datos fue razonable (Figura 10), pero hubo unas runflas en los residuales, como suele ocurrir en la mayoría de las evaluaciones de poblaciones. La biomasa es fuertemente impulsada por el reclutamiento, y ambos muestran un aumento en los últimos años. Se estimó que la tasa de explotación aumentó desde mediados del período del modelo, y fue limitada por el tope de 0,9 en un año. A partir de 2001, la CPUE y la tasa de explotación estimadas aumentaron, mientras que el peso medio disminuyó, al igual que los indicadores.

4. DISCUSIÓN

La comparación de múltiples índices basados en valores relativos con niveles históricos brinda un método para evaluar la condición de la población de atún barrilete del OPO en ausencia de puntos de referencia tradicionales. No obstante, este método no proporciona ninguna información sobre la optimización del rendimiento (cantidades de RMS, por ejemplo). Métodos similares han sido aplicados a otras poblaciones: por ejemplo, Trenkel *et al.* (2007) aplicaron un método algo más completo basado en datos de sondeo. En lugar de líneas de referencia, usaron pruebas de hipótesis en la pendiente del indicador. Usaron tendencias porque pueden ser estimadas con mayor confianza que los valores absolutos. Sugieren también que se combinen los resultados de varios indicadores para proveer asesoramiento de ordenación.

El peso medio es afectado tanto por la tasa de explotación como por el reclutamiento. Por ejemplo, el ingreso de un reclutamiento grande a la pesquería causaría que el peso medio disminuyese inicialmente, pero que luego aumentase a medida que la cohorte pasase por la pesquería. Sin embargo, para fines ilustrativos, si el reclutamiento fuese constante, tasas de explotación más elevadas reducirían el peso medio. Por lo tanto, es importante diferenciar entre los cambios en el peso medio debidos al reclutamiento y debidos a la tasa de explotación. Si el esfuerzo es relativamente constante a la larga, entonces las fluctuaciones del peso medio se deben probablemente a fluctuaciones del reclutamiento. Las tendencias a largo plazo del peso medio podrían ser debidas a tasas de explotación crecientes o decrecientes, pero esto podría ser confundido por cambios en la selectividad. El peso medio del barrilete muestra grandes fluctuaciones cíclicas, que parecen estar correlacionadas con las condiciones ambientales (con eventos de El Niño, por ejemplo; R cuadrado = 0,26), pero no parece existir ninguna tendencia.

Existe una contradicción aparente entre el aumento reciente de la CPUE y los cambios en los indicadores de esfuerzo estandarizado (aumento) y peso medio (disminución) para el atún barrilete en el OPO, aun si se toma en consideración el retraso de un año del peso medio. En general, la CPUE viene aumentando desde 2000, mientras que el peso medio y el esfuerzo estandarizado vienen disminuyendo. No obstante, el peso medio bajo en 2006 podría indicar un reclutamiento fuerte, que llevaría a CPUE y captura altas en 2007. Los resultados de la aplicación de un modelo sencillo de evaluación de población ajustado a la CPUE y al peso medio sugieren que la inconsistencia puede ser explicada por un incremento paralelo de la tasa de explotación y la abundancia. No obstante, los indicadores de tasa de explotación y abundancia están cerca, o por encima de, sus niveles de referencia superiores, brindando asesoramiento de ordenación contradictorio. Una hipótesis alternativa es un incremento en la capturabilidad de las pesquerías de cerco. Esta hipótesis es consistente con el índice plano de abundancia elaborado por Maunder y Hoyle (2007), usando un método novedoso basado en las proporciones de barrilete y patudo en las capturas de las pesquerías sobre objetos flotantes, que podría ser robusto a cambios en la capturabilidad.

Si se adoptara el método de indicadores, se debería forjar un vínculo entre el indicador y la acción de ordenación. La acción podría ser bien explícita; por ejemplo, si la CPUE disminuyera por debajo del

nivel inferior, el esfuerzo sería reducido por una cierta cantidad, o podría simplemente provocar un análisis más completo de la población. Debido a la corta vida del barrilete, podría ser apropiada una ordenación a escalas de menos de un año, lo cual sería facilitado por un método basado en indicadores.

RECONOCIMIENTOS

Patrick Tomlinson proporcionó los datos de peso medio. Robin Allen y William Bayliff hicieron comentarios sobre el manuscrito.

REFERENCIAS

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compiler). 2007. Report of the Workshop on Management Strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N., and S.J. Harley. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 5: 109-167.
- Maunder, M.N., and S.D. Hoyle. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 7: 283-297.
- Trenkel, V.M., M.-J. Rochet, and B. Mesnil. 2007. From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice. ICES Jour. Mar. Sci., 64 (4): 768-774.

STOCK STRUCTURE OF SWORDFISH IN THE PACIFIC OCEAN

by

Michael G. Hinton and Jaime Alvarado Bremer

1. SUMMARY

At this time, the best scientific evidence indicates that there are four stocks of swordfish in the Pacific Ocean, with centers in the northwest, northeast, southwest, and southeast. Analyses of previously hypothesized stock structures using genetic data presented herein indicate that those hypotheses are not to be preferred to the four-stock structure of Alvarado Bremer *et al.* (2006). The IATTC is continuing investigations of stock structure of swordfish in the Pacific Ocean, and stock assessments for swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean (EPO).

2. STOCK STRUCTURE

2.1. Analyses of fisheries data

Information used by fisheries scientists to define the boundaries of stocks of fish include data on relative abundance, size and spawning condition of individual fish, distribution of larval fish, genetics, and movements as determined from tagging. The boundaries determined from this basic research (Brown *et al.* 1987) may then be employed in studies that estimate the status of a stock with respect to conservation and management objectives (Hinton and Deriso 1998). Hinton and Deriso (1998) reviewed and discussed various definitions and applications of the term stock in fisheries research and management:

“The least useful definition of stock, from a management or conservation point of view, is ‘the part of a fish population which is under consideration from the viewpoint of actual or potential utilization’ (Ricker 1975). For example, strictly interpreted this definition may exclude those portions of populations which contribute to the presence and level of the stock, *i.e.* the stock may consist only of juveniles whose existence derives from the reproductive success of those surviving utilization, but the survivors are not considered part of the stock. The environment and fishing in any part of the range of a fish population affects the subsequent abundance and distribution of the species throughout its range, giving this narrowly constricted definition little value within our current framework of knowledge in oceanography and fisheries science. Application to management or conservation questions requires that a stock be a ‘self-sustaining component of a particular species’ (Sinclair 1988). So defined, a stock has biological and genetic significance (Sinclair 1988), which provides the basis of measures (Brown *et al.* 1987) commonly used to differentiate among stocks. However, ‘in all cases some indications of significant degree of physical separation at spawning is required to support biological bases for separate stocks’ (Brown *et al.* 1987). To the extent that relative abundance data accurately depicts the spatial and temporal distribution of a stock, the stock is a function of nature and not an abstraction (Sinclair 1988).”

A number of stock structure hypotheses have been used or advanced for analysis of status of swordfish stocks in the Pacific Ocean. Sakagawa and Bell (1980), and more recently Bartoo and Coan (1988) using data through 1980, each included an EPO stock in their three-stock hypotheses (Figures 1 and 2). These analyses bounded the distribution of swordfish stocks using estimates of relative abundance based on annual nominal catch-per-unit-of-effort (CPUNE). The ability of such annualized data to accurately reflect the spatial and temporal distribution of stocks, which may exhibit migratory behavior (Yabe, Ueyanagi *et al.* 1959; Sosa-Nishizaki and Shimizu 1991), is doubtful (Hinton and Deriso 1998).

Nakano (1998) used standardized catch rates (CPUSE) and yet another three-stock model (Figure 3), with the caveat that “even if there is only one southern stock, division of the South Pacific into smaller regions will serve to monitor local depletion ...,” to evaluate the condition of swordfish stocks in the Pacific.

A four-stock hypothesis (Figure 4) based on CPUNE data with monthly resolution was advanced by Sosa-

Nishizaki (1990) and Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991). They reported on some evidence of differences in spawning activity in the four regions, and specific evidence of larval swordfish in the northwest and southwest Pacific, but at the core of their determination were the independent seasonal trends in the extensions of local relative abundance about centers of high abundance, with the result that their definition of stock was in essence that of Ricker (1975) noted above. Noting the need for increased biological information, Sosa-Nishizaki (1990) concluded:

“I think that these four different areas can represent different stocks, not in the complete biological sense, but as fishery management units. In other words, the stocks thus agreed upon were in the sense of defining a manageable resource not to define the borderline of movements of individuals, nor do stocks intend to be referred to [as] isolated genetic units, as was stated for the management of Atlantic swordfish populations (Miyake and Rey 1989).”

Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991) went on to describe the areas as unit stocks for assessment and management. Such initial stock structure hypotheses may provide a sound basis for further research (Brown *et al.* 1987).

With the compilation of available data, review and work of Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991), the question of stock structure of swordfish in the western Pacific was presenting a consistent picture using fisheries data, however the structure in the eastern Pacific remained unclear. Proposals advanced had included both one and two stocks, and distribution boundaries remained undefined.

Hinton and Deriso (1998) presented analyses of stock structure and status using CPUSE from the region east of 150°W; information on spatial/temporal size-frequency distributions; and distribution of gonad index values. Their analyses were conducted at a bi-monthly period by 2° latitude by 5° longitude grid. They showed a clear separation of mature individuals in spawning condition in regions suitable for spawning in the north and south areas. Based principally on the continuous clear separation in all seasons of the populations and spawning, the analysis of changes in distributions of length-frequency distributions over space in time, and the coincident seasonal latitudinal movements in both north and south, they found that there were two stocks of swordfish in the EPO, one in the northeast and one in the southeast, suggesting a boundary at 5°S. The use of finer-scale and additional data, and use of standardized catch rates, were identified as the likely reasons for the differences between their results and those of Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991).

Hinton (2003), using general linear models, obtained standardized catch rates “to investigate and document the stock structure of the swordfish (*Xiphias gladius*) resources of the [EPO].” The region was divided into five areas (Figure 5), which corresponded well with the oceanic provinces in the region, and within each area the annual trends in relative abundance, size frequency, spatial/temporal distributions of abundance, and stock status were examined. There were significant differences among the trends of abundance in the areas. Hinton (2003) reported that the trends in CPUSE for the region north of 10°N and the equatorial region (5°S to 10°N) were not significantly different ($P = 0.564$), while there was a significant difference ($P = 0.036$) between the trends of annual abundance in the equatorial region and the region south of 5°S. Hinton (2003) subsequently compared the trend in the southern region to that in the region between 5°S and the equator and found them to be significantly different ($P = 0.017$).

2.2. Analyses of genetic data

Studies of swordfish genetics in the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea using mitochondrial DNA indicate distinct stocks in these oceans, and also differentiation between swordfish in the Atlantic and the Pacific (discussion in Hinton and Deriso 1998). Since the publication of Hinton and Deriso (1998), the analysis of stock structure of Pacific swordfish has continued, primarily with the genetic studies combined with fisheries oceanography (Hinton and Deriso 1998; Hinton 2003), as well as without incorporating the fisheries oceanography. Alvarado Bremer *et al.* (2004) reviewed the published genetic studies of swordfish populations in the Pacific Ocean. They noted that in general, levels of population

structuring in the Pacific Ocean are extremely low, compared to other basins, with two studies reporting significant heterogeneity in the Pacific, while four others found no significant differences. The contrasting views and hypotheses of population structure derived from different kinds of data were given. It was concluded that additional analyses with larger samples sizes and additional genetic markers were needed to resolve the population structure of swordfish in the Pacific Ocean. Finally, Alvarado Bremer *et al.* (2006) published findings on stock structure indicating that there are significant genetic differences between stocks of the north and south EPO, Hawaii, and Australia (southwest Pacific).

2.2.1. Alvarado-Bremer *et al.* (2004 and 2006)

At the meeting of the Swordfish Working Group of the Interim Scientific Committee (ISC) for Tunas and Tuna-like Species (ISC-04), the current status of results from genetic studies was presented by Alvarado-Bremer *et al.* (2004). Briefly, they reported the findings of studies of mtDNA, which differentiated Japan and Australia, but did not differentiate stocks within the EPO, as follows:

“Globally, analyses of mitochondrial DNA data have shown inter-oceanic population differentiation in swordfish populations (Alvarado Bremer *et al.* 1995; 1996; Kotoulas *et al.* 1995; Rosel and Block 1996; Chow *et al.* 1997; Greig 2000; Chow *et al.* 2000). Population studies within the Pacific Ocean have employed a variety of techniques to survey variation contained in the mitochondrial genome, including an RFLP analysis of the entire mtDNA molecule (Grijalva-Chon *et al.* 1994), PCR-RFLP of the D-loop fragment (Chow *et al.* 1997; Chow and Takeyama 2000), and direct sequencing of the D-Loop region (Rosel and Block 1996). Specifically, all these studies failed to reveal differences among populations within the EPO. Recently, Reeb *et al.* (2000), analyzed D-loop sequence data from samples collected on a larger geographical scale across the Pacific Ocean, and described significant differences between samples from the NW Pacific (Japan) and Australia (pooled NW and NE Australian samples). Concordant with previous studies, no differences among samples from the EPO were found.”

Alvarado-Bremer *et al.* (2004) went on to summarize information from nDNA and allozyme studies, and presented the following table of comparative results. They also explained why such differences among the results of the studies could likely be expected to be seen, given the nature of the various methods used and sample sizes involved.

Source	Data type	Approach—Locus	Regions compared	Interpretation	Comments
Grijalva-Chon <i>et al.</i> 1994	mtDNA	RFLP entire molecule	Central Pacific (Hawaii) and EPO (Mexico), Western (Japan and China Sea)	No differences	
Grijalva-Chon <i>et al.</i> 1996	Allozymes	26 allozymes/4 polymorphic	Central Pacific (Hawaii) and EPO (Mexico)	Significant differences	Freq. differences for ODH*, PROT-2* and PROT-3*
Rosel and Block 1996	mtDNA	Sequence/D-loop	EPO (Mexico, Chile), Central Pacific (Hawaii), NW Pacific (Japan, Taiwan)	No differences	Significant differences against Atlantic and Med. samples
Reeb <i>et al.</i> 2000	mtDNA	Sequence/D-loop	NW Pacific (Japan), C. Pacific (Hawaii), EPO (California/Mexico, Ecuador), SW Pacific (Australia)		See note 2 [Alvarado Bremer <i>et al.</i> 2004]

Source	Data type	Approach—Locus	Regions compared	Interpretation	Comments
Chow <i>et al.</i> 1997	mtDNA	PCR-RFLP/D-loop	NW Pacific (Japan), C. Pac. (Hawaii), EPO (Mexico, Ecuador and Peru), SW Pacific (New Zealand)	No differences	Significant differences against Atlantic and Med. samples
Chow and Takeyama (2000)	MtDNA nDNA	PCR-RFLP/D-loop and Calmodulin intron 4 (CaM)	NW Pacific (Japan) and EPO (Peru)	No differences	
Alvarado Bremer <i>et al.</i> 2001	MtDNA nDNA	Sequencing/D-loop Sequencing/ <i>ldh-A</i>	Hawaii, Mexico, Peru, Ecuador, Australia	D-loop data/Significant <i>ldh-A</i> incipient differentiation between EPO and 3 Hawaiian samples	D-loop difference vs. Australian sample [see note 2: Alvarado Bremer <i>et al.</i> 2004]. <i>ldh-A</i> : Larger samples required

Since the first report presented by Alvarado-Bremer *et al.* (2004), results of ongoing research on stock structure of Pacific swordfish using genetic techniques has been published (Alvarado-Bremer *et al.* 2006). The study used significantly more genetic samples than any others known for swordfish. The results were consistent with a number of the previous studies, but it added detailed information and resolved conflicts, which was not possible from the techniques or sample sizes previously used. A summary of their findings is presented as follows:

“DNA sequence polymorphisms contained in intron 6 of the lactate dehydrogenase-A (*ldh-A*) gene were used to examine the genetic population structure of Pacific swordfish (*Xiphias gladius*). Seven alleles defined by five polymorphic sites were identified among 305 swordfish. Comparisons of allele frequency were conducted for 11 samples, including Chile (multiple years), Ecuador (multiple years), Mexico, Hawaii (multiple years), eastern Australia, and western Australia. Although there was evidence of genic differentiation, global differentiation was low ($F_{st} = 0.001$). To increase the power of the tests of differentiation, samples within each region were pooled into four regional samples. No deviations from Hardy-Weinberg equilibrium were observed, and the global fixation index increased more than ten-fold ($F_{st} = 0.013$). Global exact tests of genic and genotypic differentiation were significant, and so were the pair-wise comparisons between the south-eastern Pacific Ocean (SEPO) sample from Chile, and all other regions. In addition, the north-eastern Pacific Ocean (NEPO; Ecuador to Mexico) was different from the north-central Pacific Ocean (NCPO; Hawaii), which in turn was different from the south-western Pacific Ocean (SWPO; pooled eastern and western Australia). These results may have important implications towards the fishery management of Pacific swordfish, particularly because of the heterogeneity observed between SEPO and NEPO.”

With this analysis, the findings of the fisheries oceanography and catch rate analysis of Hinton and Deriso (1998) was supported with differentiated stocks within the north and south EPO, and as well with a differentiation of a northern EPO stock from a “Hawaiian” stock, and the southeastern from a southwestern stock, resulting in a four-stock structure for swordfish in the Pacific (Figure 6) supported by fisheries and genetic studies.. Since the preliminary results were first available (2004-2005), stock assessments in the EPO have been conducted assuming two closed populations separated at 5°S and from more westerly stocks at 150°W (*e.g.* Hinton and Maunder 2005; Hinton and Maunder 2007).

Hinton and Alvarado (2007) presented an updated review of the stock structure of swordfish in the Pacific to the swordfish working group of the ISC in March 2007. Subsequent discussion on the use of genetic data for estimation of stock structure of swordfish in the Pacific focused on two items: (1) that F_{ST} values smaller than 0.02, as in Alvarado Bremer *et al.* (2006), are not sufficiently large to resolve stock structure, and (2) the use of a single locus by Alvarado Bremer *et al.* (2006).

The following paragraphs address these concerns, with a particular focus on a review of the meaning of the Waples (1998) study, on which the comments related to (1) above were based, followed by a review of the conclusions of Alvarado Bremer *et al.* (2006) given the guidelines suggested by Waples (1998). In addition, we have examined and evaluated the stock structure hypotheses assumed or advanced by other studies by restructuring the genetic data and conducting stock structure analyses for those hypotheses. The results of these analyses are presented.

2.2.2. Can small F_{st} values (<0.02) be biologically meaningful?

The parameter F_{ST} is a measure of the proportion of total gene diversity that is allocated among populations. Accordingly, F_{ST} values can range from zero, when there is no differentiation among populations, to unity, when there is complete fixation for different alleles in reproductively isolated populations. Because of strong active and passive dispersal capabilities, marine fishes tend to have small (0.02) median F_{ST} estimates (Ward *et al.* 1994; Waples 1998). Such small F_{ST} values can result from random sampling error (noise) or have biological meaning (signal), and it is important to partition the relative contribution of each component. Waples (1998) provided guidelines to determine the relative importance of noise-to-signal associated with such weak signals of differentiation. He explained that the relative contribution of intra-locus sampling to the signal-to-noise ratio can be estimated from $1/(2S)$, where S is sample size. For a sample of $S = 25$ individuals this proportion is 0.02, a value identical to the median F_{ST} estimate for marine fishes (0.02), but substantially smaller than the median values for freshwater (0.14) and anadromous (0.08) fishes. A misinterpretation that often arises from this comparison is to conclude that F_{ST} estimates smaller than 0.02 are not biologically meaningful. If the noise and the signal have the same magnitude, then when their difference is taken to obtain an unbiased estimate, the resulting F_{ST} would not be significantly different from zero. However, as Waples (1998) explains, the relative importance of intra-locus sampling error when estimating F_{ST} tends to decline asymptotically as sample size increases. Accordingly, Waples stressed the importance of utilizing larger sample sizes when comparing genetic variation in marine fishes. The correct question for Alvarado Bremer *et al.* (2006) was not whether F_{ST} was greater than 0.02, but whether the sample size used was large enough to reduce the intra-locus sampling error (noise) to allow detection of genetic signal.

Alvarado Bremer *et al.* (2006) presented results from 305 swordfish sampled from various localities in the Pacific and obtained a statistically significant F_{ST} value of 0.013. This result was primarily driven by heterogeneity in distribution of *ldh-A* alleles in the southeast Pacific Ocean compared to other three areas (northeast, southwest, and the northwestern-central Pacific Ocean). The amount of noise for this sample size would be 0.001, or less than 8% of the signal, implying that intra-locus sampling error does not play an important role in explaining the reported value of F_{ST} . It should be noted that further samples have been obtained, and as well that analyses continue on previously obtained, but unanalyzed samples, which will increase the sample size and coverage of the study. As well, funding has been sought to automate the analysis of a suite of exon-primed-amplified-introns (see below) to allow more precise estimation of stock structure of swordfish in the Pacific.

2.2.3. Comparing the F_{st} values of alternative hypotheses of population structure of Pacific swordfish

We compared the F_{ST} obtained by Alvarado Bremer *et al.* (2006) with alternative models of population structure for Pacific swordfish, by pooling the *ldh-A* allele frequency data for the four regions characterized in that study (southeast, northeast, southwest, and northwestern-central Pacific Ocean) to correspond to alternative models of stock structure (see table below). Estimates of F_{ST} were in all cases lower when samples were pooled to correspond with the three alternative models than when they were kept separate. In particular, no signal of differentiation was obtained with the alternative two-stock, north and south Pacific, model of Nakano (1998), and virtually none with the three-stock hypothesis of Bartoo and Coan (1988). The three-stock model of Nakano (1998) explained nearly as much of the overall variability as the four-stock model, but was out of Hardy-Weinberg Equilibrium (HWE) for the

southeastern Pacific stock, which indicates that it includes inappropriate pooling of multiple, identifiable stock regions in the south Pacific.

Stock Hypothesis	Source—Basis	F_{ST}	HWE*
3-stock: NW, SW, and EPO	Bartoo and Coan (1988) (Figure 2)	0.0085	No for EPO ($P = 0.0002$)
3-stock: N, SW and SE; boundary at 10°N	Nakano (1998) (Figure 3)	0.0111	No for SEPO ($P = 0.0002$)
2-stock alternative: N and S; boundary 10°N	Nakano (1998) (Figure 3)	-0.0009	N/A
4-stock, NW, SW, NE, and SE	Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991); Alvarado Bremer <i>et al.</i> (2006)	0.0130	Yes

*HWE: Hardy-Weinberg equilibrium

2.2.4. Additional potential biases associated with F_{ST} estimates

The F_{ST} estimate for Pacific swordfish presented by Alvarado Bremer *et al.* (2006) was derived from a single locus (*ldh-A*), and thus the relative proportion of inter-locus sampling error cannot be estimated. This is a major limitation of that study, and one stressed by the authors, who recognized the need to characterize additional nuclear loci, preferentially exon-primed-amplified-introns. The preference to use exon-primed-amplified-introns over microsatellite data stems from the evidence that in highly-migratory fishes, the signal of genetic differentiation is substantially smaller with microsatellites than with other loci,; perhaps as the result of noise associated with large population sizes and the high mutation rate of tandemly repeated di- and/or tetra-nucleotides (O'Reilly *et al.* 2004). A reduced inter-population signal obtained with microsatellites compared with the relatively stronger signal obtained with mtDNA has been documented for the inter-ocean comparisons of Atlantic and Indo-Pacific blue marlin (Buonaccorsi *et al.* 1999), and similar results have been presented for Atlantic and Mediterranean swordfish, where the signal of differentiation with microsatellites is substantially lower, unlike the higher differentiation signals which are found, as in this study, with such as *ldh-A*, Calmodulin and mtDNA control region data.

3. OVERALL SUMMARY

At this time the best scientific data indicate that there are four stocks of swordfish in the Pacific Ocean. This finding is consistent with both studies of fisheries and with genetic analyses, including a study that employed the largest number of samples known for a stock structure study of swordfish; which study also allowed comparison, and showed consistency among, previous , genetic analyses using smaller sample sizes and a number of approaches. The stocks of swordfish in the Pacific are centered in the northwest, northeast, southwest and southeast. In the previous analyses of stock status in the EPO, the IATTC has regularly conducted research and analyses of the structure and status of swordfish stocks in the Pacific Ocean, with emphasis on the EPO, and this research is continuing. Results of additional genetic analyses are expected in the near future. The current best data suggest that separate analyses for eastern and western stocks should be conducted, and also that conservation recommendations be developed based on these individual regional units.

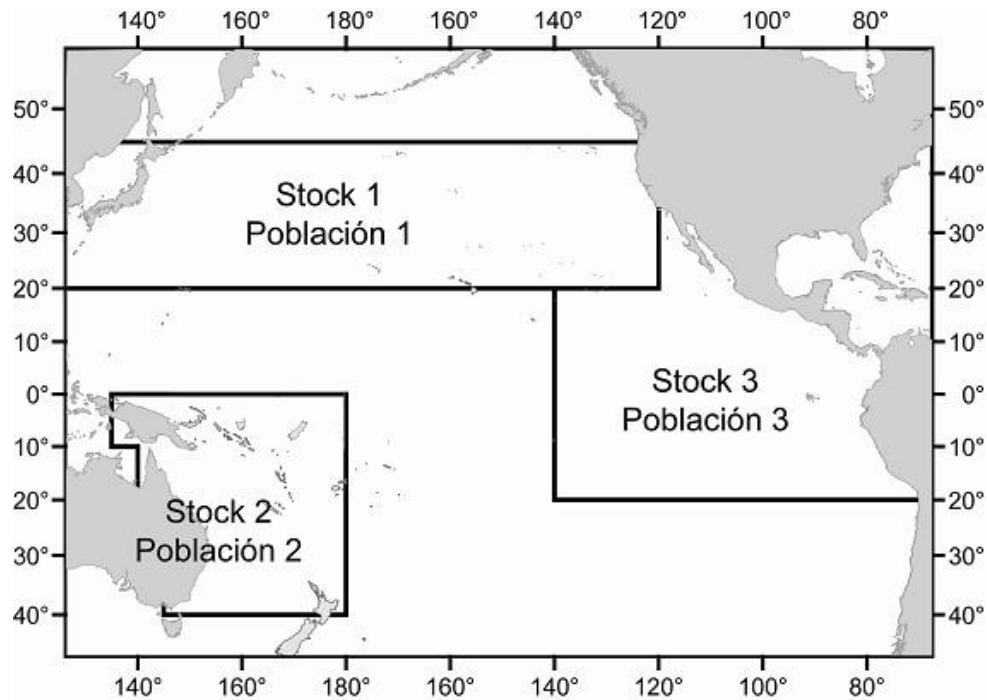


FIGURE 1. Three-stock structure of swordfish used for stock assessment by Sakagawa and Bell (1980).
FIGURA 1. Estructura de tres poblaciones del pez espada usada para la evaluación de poblaciones por Sakagawa y Bell (1980).

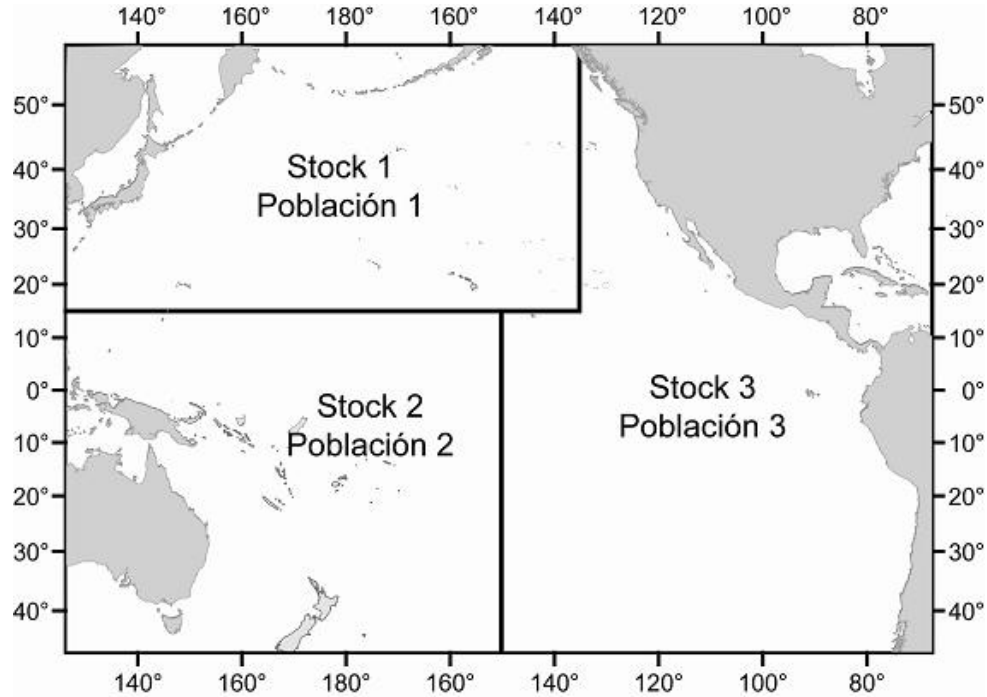


FIGURE 2. Three-stock structure of swordfish used for stock assessment by Bartoo and Coan (1988).
FIGURA 2. Estructura de tres poblaciones del pez espada usada para la evaluación de poblaciones por Bartoo y Coan (1988).

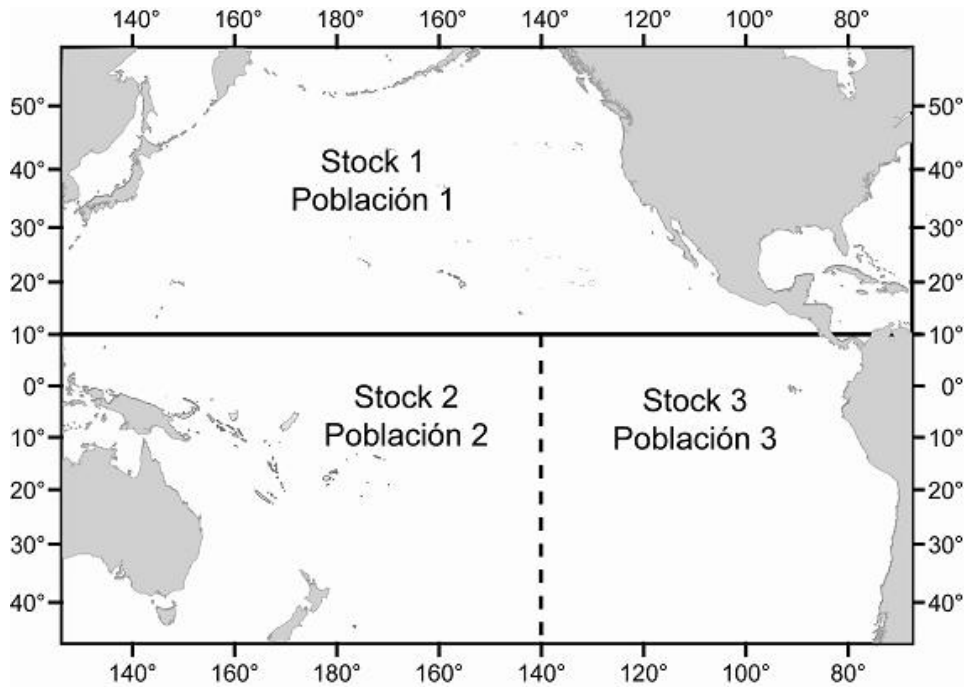


FIGURE 3. Three-stock structure used for stock assessment by Nakano (1998: Figure 3). The two-stock alternative had north and south stocks only.

FIGURA 3. Estructura de tres poblaciones del pez espada usada para la evaluación de poblaciones por Nakano (1998: Figura 3). La alternativa de dos poblaciones incluía poblaciones norte y sur solamente.

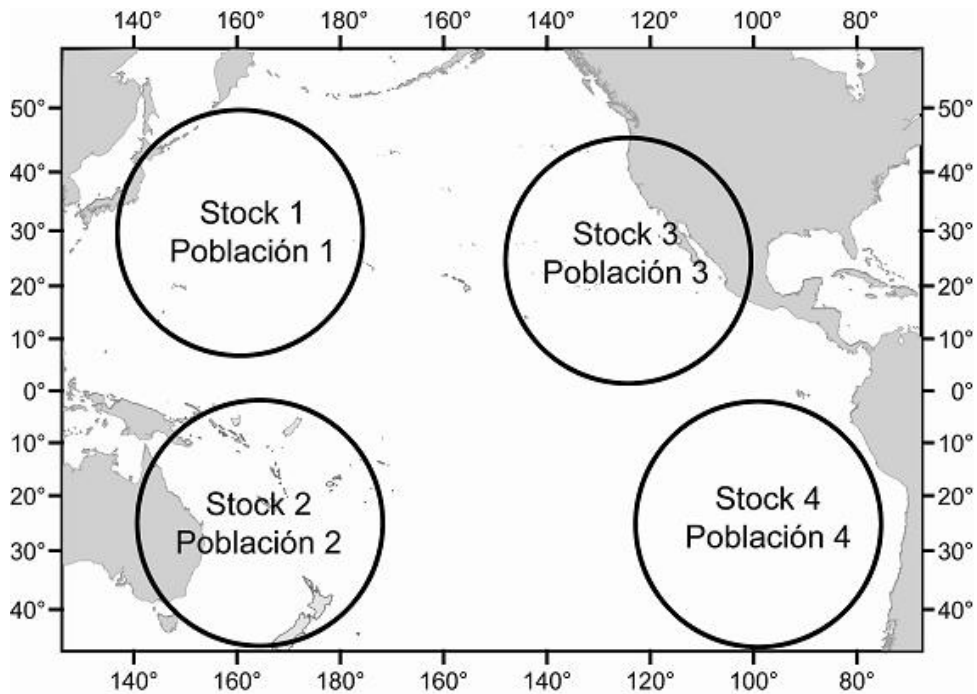


FIGURE 4. Four-stock structure for Pacific swordfish advanced by Sosa-Nishizaki (1990) and Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991).

FIGURA 4. Estructura de cuatro poblaciones para el pez espada del Pacífico propuesta por Sosa-Nishizaki (1990) y Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991).

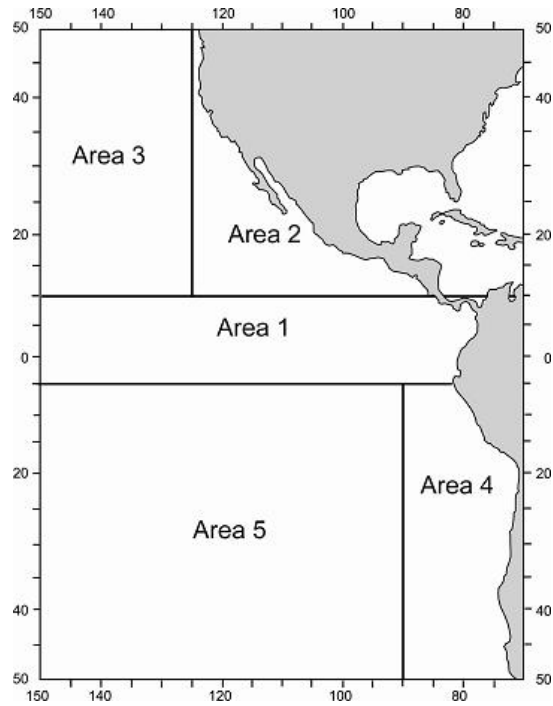


FIGURE 5. Five-area stratification used for analysis of stock structure of swordfish in the eastern Pacific Ocean (Hinton 2003: Figure 2).

FIGURA 5. Estratificación de cinco áreas usada para el análisis de la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico oriental (Hinton 2003: Figura 2).

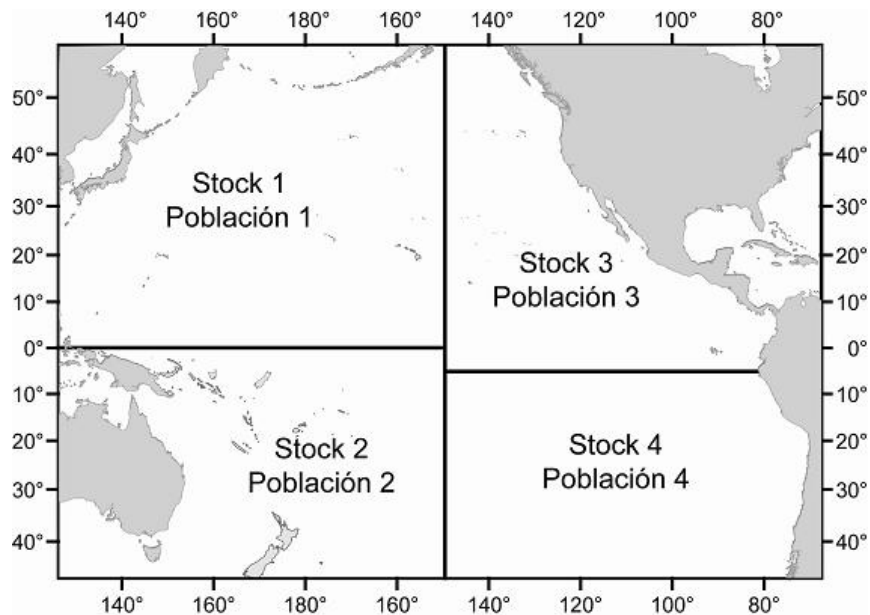


FIGURE 6. Stock structure of swordfish in the eastern Pacific Ocean, from Hinton and Deriso (1998) and Hinton (2003), and western Pacific Ocean, from several authors, including Sosa-Nishizaki and Shimizu (1991), Reeb *et al.* (2000), and Alvarado Bremer *et al.* (2006).

FIGURA 6. Estructura de las poblaciones de pez espada en el Pacífico oriental, de Hinton y Deriso (1998) y Hinton (2003), y en el Pacífico occidental, de varios autores, incluyendo Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991), Reeb *et al.* (2000), y Alvarado Bremer *et al.* (2006).

ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE PEZ ESPADA EN EL OCÉANO PACÍFICO

by

Michael G. Hinton y Jaime Alvarado Bremer

1. RESUMEN

En la actualidad, la mejor evidencia científica indica que existen cuatro poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico, con centros en el noroeste, noreste, suroeste y sureste. Los análisis de hipótesis previas de la estructura de la población basadas en datos de genética aquí presentados indican que esas hipótesis no deben ser preferidas a estructura de cuatro poblaciones de Alvarado Bremer *et al.* (2006). La CIAT prosigue las investigaciones de la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico, y las evaluaciones de las poblaciones del pez espada del Océano Pacífico oriental (OPO).

2. ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN

2.1 Análisis de datos de la pesca

La información usada por los científicos pesqueros para definir los límites de las poblaciones de peces incluye datos sobre la abundancia relativa, tamaño y condición reproductora de peces individuales, la distribución de peces larvales, genética, y desplazamientos determinados a partir del marcado. Los límites determinados de esta investigación básica (Brown *et al.* 1987) pueden entonces ser usados en estudios que estiman la condición de una población con respecto a los objetivos de conservación y ordenación (Hinton y Deriso 1998). Hinton y Deriso (1998) revisaron y discutieron varias definiciones y aplicaciones del término población en la investigación y ordenación pesqueras:

“La definición menos útil, del punto de vista del manejo o conservación, es ‘la parte de una población de peces bajo consideración del punto de vista de utilización real o potencial’ (Ricker 1975). Por ejemplo, interpretada estrictamente, esta definición podría excluir aquellas porciones de poblaciones que contribuyen a la presencia y nivel de la población, o sea, la población puede consistir solamente de juveniles cuya existencia se deriva del éxito reproductivo de aquéllos que sobreviven la explotación, pero los supervivientes no son considerados parte de la población. El medio ambiente y la pesca en cualquier parte de la distribución de una población de peces afecta la abundancia y distribución subsiguientes de la especie en toda su área de distribución, prestando poco valor a esta definición estrechamente limitada en nuestro marco actual de conocimientos en oceanografía y ciencia pesquera. La aplicación a cuestiones de manejo o conservación requiere que una población sea ‘un componente autónomo de una especie particular’ (Sinclair 1988). Definida de esta forma, una población tiene significado biológico y genético (Sinclair 1988), lo cual brinda los criterios básicos (Brown *et al.* 1987) usados comúnmente para diferenciar entre poblaciones. No obstante, ‘en todos los casos son necesarias algunas indicaciones de grado significativo de separación física en el momento de desove para apoyar bases biológicas de poblaciones separadas’ (Brown *et al.* 1987). Al grado al cual los datos de abundancia relativa representan con exactitud la distribución espacial y temporal de una población, la población es una función de la naturaleza y no una abstracción (Sinclair 1988).”

Varias hipótesis sobre la estructura de la población han sido usadas o propuestas para el análisis de la condición de las poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico. Sakagawa y Bell (1980), y más recientemente Bartoo y Coan (1989) usando datos de hasta 1980, incluyeron una población del OPO en sus hipótesis de tres poblaciones (Figuras 1 y 2). Estos análisis limitaron la distribución de las poblaciones de pez espada mediante estimaciones de abundancia relativa basadas en captura nominal anual por unidad de esfuerzo (CPUNE). La capacidad de estos datos anualizados de reflejar con exactitud la distribución espacial y temporal de poblaciones que podrían mostrar comportamiento migratorio (Yabe, Ueyanagi *et al.* 1959; Sosa-Nishizaki y Shimizu 1991) es dudosa (Hinton y Deriso 1998).

Nakano (1998) usó tasas de captura estandarizadas (CPUSE) y un tercer modelo de tres poblaciones (Figura 3), con la advertencia que “aun si existe solamente una población del sur, la división del Pacífico

Sur en regiones más pequeñas servirá para dar seguimiento a mermas locales ...,” para evaluar la condición de las poblaciones de pez espada en el Pacífico.

Una hipótesis de cuatro poblaciones (Figura 4) basada en datos de CPUNE con una resolución mensual fue propuesta por Sosa-Nishizaki (1990) y Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991). Citaron evidencia de diferencias en la actividad de desove en las cuatro regiones, y evidencia específica de peces espada larvales en el Pacífico noreste y suroeste, pero al centro de su determinación estaban las tendencias estacionales independientes en las extensiones de abundancia relativa local alrededor de centros de mayor abundancia, con el resultado que su definición de población fue esencialmente aquella de Ricker (1975), antes citada. Notando la necesidad de mayor información biológica, Sosa-Nishizaki (1990) concluyó:

“Creo que estas cuatro diferentes áreas pueden representar diferentes poblaciones, no en el sentido biológico completo, pero como unidades de manejo pesquero. En otras palabras, las poblaciones así acordadas fueron en el sentido de definir un recurso que se puede gestionar no para definir el límite de desplazamientos de individuos, ni tampoco se pretende referir a poblaciones [como] unidades genéticas aisladas, tal como se manifestó para el manejo de las poblaciones del pez espada del Atlántico (Miyake y Rey 1989).”

A continuación, Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991) describieran las áreas como unidades de población para las evaluaciones y la ordenación. Esta hipótesis de la estructura de la población podría brindar una base sólida para investigaciones futuras (Brown *et al.* 1987).

Con la compilación de datos disponibles, la revisión y el trabajo de Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991), la cuestión de la estructura de la población de pez espada en el Pacífico occidental presentaba una visión consistente usando datos de la pesca, pero la estructura en el Pacífico oriental siguió poco clara. Las ideas propuestas incluyeron una o dos poblaciones, y los límites de distribución seguían sin definir.

Hinton y Deriso (1998) presentaron análisis de la estructura y condición de la población basados en CPUSE de la región al este de 150°O; información sobre las distribuciones espaciales/temporales de frecuencia de talla; y distribución de los valores del índice gonadal. Sus análisis fueron realizados en bimestres en cuadrículas de 2° de latitud por 5° de longitud. Demostraron una clara separación de individuos maduros en condición reproductora en regiones aptas para el desove in las áreas norte y sur. A partir principalmente de la separación clara continua en todas las temporadas de las poblaciones y el desove, el análisis de cambios en las distribuciones de las distribuciones espaciales y temporales de frecuencia de talla, y los desplazamientos latitudinales estacionales coincidentes en el norte y en el sur, determinaron que había dos poblaciones de pez espada en el OPO, una en el noreste y la otra en el sureste, sugiriendo un límite en 5°S. El uso de datos a escala más fina y adicionales, y el uso de tasas de captura estandarizadas, fueron identificados como las causas de las diferencias entre sus resultados y aquéllos de Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991).

Hinton (2003), usando modelos lineales generales, obtuvo tasas de captura estandarizadas “para investigar y documentar la estructura de la población de los recursos de pez espada (*Xiphias gladius*) del [EPO].” La región fue dividida en cinco áreas (Figura 5) que correspondieron bien con las provincias oceánicas en la región, y dentro de cada área se examinaron las tendencias anuales de la abundancia relativa, frecuencia de talla, distribuciones espaciales/temporales de abundancia, y condición de la población. No hubo diferencias significativas entre las tendencias de abundancia en las áreas. Hinton (2003) informó que las tendencias en la CPUSE de la región al norte de 10°N y la región ecuatorial (5°S a 10°N) no fueron significativamente diferentes ($P = 0,564$), mientras que hubo una diferencia significativa ($P = 0,036$) entre las tendencias de la abundancia anual en la región ecuatorial y la región al sur de 5°S. Hinton (2003) subsecuentemente comparó la tendencia en la región del sur con aquella en la región entre 5°S y la línea ecuatorial y descubrió que eran significativamente diferentes ($P = 0,017$).

2.2 Análisis de datos de genética

Estudios de la genética del pez espada en el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo usando ADN mitocondrial indican poblaciones separadas en estos océanos, así como una diferenciación entre el pez

espada en el Atlántico y el Pacífico (discusión en Hinton y Deriso 1998). Desde la publicación de Hinton y Deriso (1998), el análisis de la estructura de la población del pez espada del Pacífico ha continuado, principalmente con estudios genéticos combinados con oceanografía pesquera (Hinton y Deriso 1998; Hinton 2003), así como sin la incorporación de oceanografía pesquera. Alvarado Bremer *et al.* (2004) analizaron los estudios publicados sobre la genética de las poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico. Notaron que en general, los niveles de estructuración de poblaciones en el Océano Pacífico son extremadamente bajos, comparado con otras cuencas, con dos estudios que reportaron una heterogeneidad significativa en el Pacífico, mientras que otros cuatro no descubrieron ninguna diferencia significativa. Se presentaron las opiniones e hipótesis contrastantes de la estructura de la población derivados de distintos tipos de datos. Se concluyó que eran necesarios análisis adicionales con tamaños de muestra mayores y marcadores genéticos adicionales para resolver la estructura de la población del pez espada en el Pacífico. Finalmente, Alvarado Bremer *et al.* (2006) publicaron resultados sobre la estructura de la población que indicaron que existen diferencias genéticas significativas entre las poblaciones del OPO norte y sur, Hawaii, y Australia (Pacífico suroeste).

2.2.1. Alvarado-Bremer *et al.* (2004 y 2006)

En la reunión del Grupo de Trabajo sobre el Pez Espada del Comité Científico Interino (ISC) sobre Atunes y Especies Afines (ISC-04), la situación entonces actual de los resultados de estudios genéticos fue presentada por Alvarado-Bremer *et al.* (2004). En breve, reportaron los resultados de estudios de ADNmt, que diferenciaron Japón y Australia, pero no diferenciaron poblaciones dentro del OPO, como sigue:

“Globalmente, los análisis de datos de ADN mitocondrial han demostrado diferenciación interoceánica de poblaciones en las poblaciones de pez espada (Alvarado Bremer *et al.* 1995; 1996; Kotoulas *et al.* 1995; Rosel y Block 1996; Chow *et al.* 1997; Greig 2000; Chow *et al.* 2000). Estudios de poblaciones dentro del Océano Pacífico han utilizado una variedad de técnicas para estudiar la variación contenida en el genoma mitocondrial, incluyendo un análisis RFLP de la molécula completa del ADNmt (Grijalva-Chon *et al.* 1994), PCR-RFLP del fragmento *D-loop* (Chow *et al.* 1997; Chow y Takeyama 2000), y secuenciación directa de la región *D-Loop* (Rosel y Block 1996). Específicamente, ninguno de estos estudios lograron descubrir diferencias entre poblaciones dentro del OPO. Recientemente, Reeb *et al.* (2000) analizaron datos de secuencia del *D-loop* de muestras tomadas en una escala geográfica mayor cubriendo todo el Océano Pacífico, y describieron diferencias significativas entre muestras del Pacífico noroeste (Japón) y Australia (muestras de Australia noroeste y noreste agrupadas). Concurriendo con estudios previos, no se descubrieron diferencias entre muestras del OPO.”

A continuación, Alvarado-Bremer *et al.* (2004) resumieron información de estudios de ADNn y alozimas, y presentaron la tabla siguiente de resultados comparativos. Explicaron también porqué era probable que ocurrieran estas diferencias entre los resultados de los estudios, dada la naturaleza de los métodos usados y los tamaños de muestra en cuestión.

Fuente	Tipo de dato	Método—Locus	Regiones comparadas	Interpretación	Comentarios
Grijalva-Chon <i>et al.</i> 1994	ADNmt	RFLP molécula entera	Pacífico Central (Hawai) y OPO (México), Occidental (Japón y Mar de China)	Ninguna diferencia	
Grijalva-Chon <i>et al.</i> 1996	Alozimas	26 alozimas/4 polimórficas	Pacífico Central (Hawai) y OPO (México)	Diferencias significativas	Diferencias frecuentes para ODH*, PROT-2* y PROT-3*
Rosel y Block 1996	ADNmt	Secuencia/D-loop	OPO (México, Chile), Central Pacífico (Hawai), NW Pacífico (Japón, Taiwán)	Ninguna diferencia	Diferencias significativas con muestras del Atlántico y Mediterráneo
Reeb <i>et al.</i> 2000	ADNmt	Secuencia/D-loop	NW Pacífico (Japón), C. Pacífico (Hawai), OPO (California/México, Ecuador), SW Pacífico (Australia)		Ver nota 2 [Alvarado Bremer <i>et al.</i> 2004]
Chow <i>et al.</i> 1997	ADNmt	PCR-RFLP/D-loop	Pacífico NW (Japón), C. Pac. (Hawai), OPO (México, Ecuador y Perú), OPSW (Nueva Zelanda)	Ninguna diferencia	Diferencias significativas con muestras del Atlántico y Mediterráneo
Chow y Takeyama (2000)	ADNmt ADNn	PCR-RFLP/D-loop y <i>Calmodulin</i> intron 4 (<i>CaM</i>)	Pacífico NW (Japón) y OPO (Perú)	Ninguna diferencia	
Alvarado Bremer <i>et al.</i> 2001	ADNmt ADNn	Secuenciación/D-loop Secuenciación/ <i>Ldh-A</i>	Hawai, México, Perú, Ecuador, Australia	Datos D loop / Diferenciación <i>Ldh-A</i> incipiente significativa entre muestras del OPO y 3 de Hawai	Diferencia D-loop vs muestra de Australia [ver nota 2: Alvarado Bremer <i>et al.</i> 2004]. <i>ldh-A</i> : Muestras mayores requeridas

Desde la presentación del primer informe de Alvarado-Bremer *et al.* (2004), los resultados de investigaciones acerca de la estructura de la población del pez espada del Pacífico usando técnicas genéticas han sido publicados (Alvarado-Bremer *et al.* 2006). El estudio usó un número de muestras genéticas sustancialmente mayor que cualquier otro conocido sobre el pez espada. Los resultados fueron consistentes con varios de los resultados de estudios previos, pero añadió información mas detallada y resolvió algunos conflictos, lo cual no había sido posible con las técnicas o tamaños de muestra usados previamente. Se presenta un resumen de sus resultados como sigue:

“Los polimorfismos de secuencia de ADN contenidos en el intron 6 del gene lactasa dehidrogenasa-A (*ldh-A*) fueron usados para examinar la estructura genética de la población de pez espada del Pacífico (*Xiphias gladius*). Siete alelos definidos por cinco sitios polimórficos

fueron identificados entre 305 peces espada. Comparaciones de la frecuencia de alelos fueron realizadas para 11 muestras, incluyendo Chile (múltiples años), Ecuador (múltiples años), México, Hawai (múltiples años), Australia oriental, y Australia occidental. Aunque hubo evidencia de diferenciación génica, la diferenciación global fue baja ($F_{st} = 0.001$). Para incrementar el poder estadístico de las pruebas de diferenciación, las muestras dentro de cada región fueron agrupadas en cuatro muestras regionales. No se encontraron desviaciones del equilibrio Hardy-Weinberg, y el índice de fijación global aumentó más de diez veces ($F_{st} = 0.013$). Las pruebas exactas globales de diferenciación génica y genotípica fueron significativas, como también lo fueron las comparaciones en pares de la muestra de Chile del Océano Pacífico sureste (SEPO) con todas las otras regiones. Además, el Océano Pacífico noreste (NEPO; Ecuador a México) fue diferente del Océano Pacífico norte-central (NCPO; Hawai), que a su vez fue diferente del Océano Pacífico suroeste (SWPO; Australia oriental y occidental agrupadas). Estos resultados podrían tener implicaciones importantes hacia la ordenación de la pesca del pez espada del Pacífico, debido particularmente a la heterogeneidad observada entre SEPO y NEPO.”

Con este análisis, los resultados del análisis de oceanografía pesquera y tasas de captura de Hinton y Deriso (1998) fueron apoyados con poblaciones diferenciadas en el OPO norte y sur, así como con una diferenciación de una población del OPO norte de una población “hawaiana”, y de poblaciones sureste y suroeste, resultando en una estructura de cuatro poblaciones de pez espada en el Pacífico (Figura 6) apoyada por estudios de pesca y genéticos. A partir de que se dispuso por primera vez de los resultados preliminares (2004-2005), las evaluaciones de la población en el OPO han sido realizadas suponiendo dos poblaciones cerradas separadas en 5°S y de las poblaciones más al oeste en 150°O (por ejemplo, Hinton y Maunder 2005; Hinton y Maunder 2007).

Hinton y Alvarado (2007) presentaron un análisis actualizado de la estructura de la población de pez espada en el Pacífico al Grupo de Trabajo del ISC sobre la especie en marzo de 2007. La discusión subsiguiente sobre el uso de datos de genética para la estimación de la estructura de la población del pez espada en el Pacífico se centró en dos temas: (1) que los valores de F_{ST} inferiores a 0,02, como en Alvarado Bremer *et al.* (2006), son demasiado pequeños para resolver la estructura de la población, y (2) el uso de uno solo locus por Alvarado Bremer *et al.* (2006).

Los párrafos siguientes versan sobre estas preocupaciones, con un enfoque particular en un análisis del sentido del estudio de Waples (1998), en el cual se basaron los comentarios relacionados con el tema (1), y un análisis de las conclusiones de Alvarado Bremer *et al.* (2006) en vista de las directrices sugeridas por Waples (1998). Además, examinamos y evaluamos las hipótesis sobre la estructura de la población supuestas o presentadas por otros estudios mediante la reestructuración de los datos genéticos y la realización de análisis de la estructura de la población para esas hipótesis. Se presentan los resultados de estos análisis.

2.2.2. ¿Pueden valores pequeños de F_{st} (<0,02) ser biológicamente significativos?

El parámetro F_{ST} es una medida de la proporción de la diversidad total de los genes que se distribuye entre poblaciones. Por lo tanto, los valores de F_{ST} pueden ir desde cero, cuando no hay diferenciación entre poblaciones, a 1, cuando hay fijación completa de alelos diferentes en poblaciones reproductivamente aisladas. Debido a fuertes capacidades de dispersión activa y pasiva, los peces marinos suelen tener estimaciones de F_{ST} mediana pequeñas (0,02) (Ward *et al.* 1994; Waples 1998). Estos valores pequeños de F_{ST} pueden resultar de errores aleatorios de muestreo (ruido) o tener significado biológico (señal), y es importante determinar la contribución relativa de cada componente. Waples (1998) proveyó directrices para determinar la importancia relativa del ruido y la señal asociados con estas señales débiles de diferenciación. Explicó que la contribución relativa del muestreo intra-locus a la proporción de señal a ruido puede ser estimada con $1/(2S)$, donde S es el tamaño de la muestra. Para una muestra de $S = 25$ individuos, esta proporción es 0,02, valor idéntico a la estimación de la F_{ST} mediana de los peces marinos (0,02), pero sustancialmente menor que aquéllas de los peces de agua dulce (0,14) y anádromos (0,08).

Una interpretación errónea que a menudo surge de esta comparación es la conclusión que estimaciones de F_{ST} de menos de 0,02 no son biológicamente significativas. Si el ruido y la señal tienen la misma magnitud, entonces cuando se toma su diferencia para obtener una estimación insesgada, la F_{ST} resultante no sería significativamente diferente de cero, pero, tal como explica Waples (1998), la importancia relativa del error de muestreo intra-locus al estimar F_{ST} suele disminuir asintóticamente a medida que aumenta el tamaño de la muestra. Por lo tanto, Waples subrayó la importancia de utilizar muestras de mayor tamaño al comparar la variación genética en los peces marinos. La pregunta correcta para Alvarado Bremer *et al.* (2006) no era si F_{ST} era mayor que 0,02, sino si el tamaño de la muestra usada era suficiente para reducir el error de muestreo intra-locus (ruido) para permitir detectar la señal genética.

Alvarado Bremer *et al.* (2006) presentaron los resultados de 305 peces espada muestreados de varios lugares en el Pacífico y obtuvieron un valor estadísticamente significativo de F_{ST} de 0,013. Este resultado fue impulsado principalmente por la heterogeneidad en la distribución de alelos *ldh-A* en el Océano Pacífico sureste en comparación con tres otras áreas (Océano Pacífico noreste, suroeste, y noroeste-central). El nivel de ruido para este tamaño de muestra sería 0,001, o menos del 8% de la señal, implicando que el error de muestreo intra-locus no juega un papel importante en la explicación del valor reportado de F_{ST} . Cabe notar que se han obtenido más muestras, y que continúan los análisis de muestras obtenidas previamente pero no analizadas, lo cual incrementará el tamaño de la muestra y la cobertura del estudio. Además, se ha buscado financiamiento para automatizar el análisis de una serie de intrones amplificados cebados por exones (*exon-primed-amplified-introns*; ver más adelante) para permitir una estimación más precisa de la estructura de la población del pez espada en el Pacífico.

2.2.3. Comparación de los valores de F_{ST} de hipótesis alternativas de la estructura de la población del pez espada del Pacífico

Comparamos la F_{ST} obtenida por Alvarado Bremer *et al.* (2006) con modelos alternativos de la estructura de la población del pez espada del Pacífico, mediante la agrupación de los datos de frecuencia del alelo *ldh-A* de las cuatro regiones caracterizadas en ese estudio (Océano Pacífico sureste, noreste, suroeste, y noroeste-central) para corresponder con modelos alternativos de estructura de la población (ver tabla abajo). Las estimaciones de F_{ST} fueron en todos los casos más bajas cuando se agruparon las muestras para corresponder con los tres modelos alternativos que cuando fueron mantenidos separados. En particular, no se obtuvo ninguna señal de diferenciación con el modelo alternativo de dos poblaciones, Pacífico norte y sur, de Nakano (1998), y casi ninguna con la hipótesis de tres poblaciones de Bartoo y Coan (1988). El modelo de tres poblaciones de Nakano (1998) explicó casi tanto de la variabilidad general como el modelo de cuatro poblaciones, pero estuvo fuera del Equilibrio Hardy-Weinberg (HWE) en el caso de la población del Pacífico sureste, lo cual indica que incluye una agrupación inapropiada de regiones de poblaciones múltiples identificables en el Pacífico sur.

Hipótesis de población	Fuente—Base	F_{ST}	HWE*
3 poblaciones: NW, SW, y OPO	Bartoo y Coan (1988) (Figura 2)	0,0085	No para el OPO ($P = 0,0002$)
3 poblaciones: N, SW, y SE, límite en 10°N	Nakano (1998) (Figura 3)	0,0111	No para el OPOS ($P = 0,0002$)
Alternativa de 2 poblaciones: N y S, límite en 10°N	Nakano (1998) (Figura 3)	-0,0009	N/A
4 poblaciones, NW, SW, NE, y SE	Sosa-Nishizaki y Shimizu (1991); Alvarado Bremer <i>et al.</i> (2006)	0,0130	Sí

*HWE: Equilibrio Hardy-Weinberg

2.2.4 Sesgos potenciales adicionales asociados con las estimaciones de F_{ST}

La estimación de F_{ST} para el pez espada del Pacífico presentada por Alvarado Bremer *et al.* (2006) fue derivada de un solo locus (*ldh-A*), y por lo tanto la proporción relativa de error de muestreo entre locus no puede ser estimada. Esto es una limitación importante de ese estudio, y una subrayada por los autores, quienes reconocieron la necesidad de caracterizar locus nucleares adicionales, preferiblemente intrones

amplificados cebados por exones. Preferir éstos en lugar de datos microsatelitales se basa en la evidencia que en los peces altamente migratorios, la señal de diferenciación genética es sustancialmente menor con los microsatélites que con otros locus, quizá como resultado del ruido asociado con tamaños de población grandes y la alta tasa de mutación de los dinucleotidos y/o tetranucleotidos repetidos en pareja (O'Reilly *et al.* 2004). Una señal interpoblacional reducida obtenida con microsatélites comparada con la señal relativamente más fuerte obtenida con ADNmt ha sido documentada en las comparaciones interoceánicas de marlín azul del Atlántico e Indopacífico (Buonaccorsi *et al.* 1999), y resultados similares fueron presentados para el pez espada del Atlántico y Mediterráneo, donde la señal de diferenciación con microsatélites es sustancialmente menor, a diferencia de las señales de diferenciación mayores que se encuentran, como en el presente estudio, con datos de región de control tales como *ldh-A*, Calmodulin y ADNmt.

3. RESUMEN GENERAL

En la actualidad, la mejor evidencia científica indica que existen cuatro poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico. Este resultado es consistente tanto en estudios de la pesca como con análisis genéticos, incluyendo un estudio que usó el mayor número de muestras conocido para un estudio de la población del pez espada, el cual también permitió una comparación con, y fue consistente con, análisis genéticos previos que usaron muestras más pequeñas y varios métodos. Las poblaciones de pez espada en el Pacífico están centradas en el noroeste, noreste, suroeste y sureste. En análisis previos de la condición de la población en el OPO, la CIAT ha realizado investigaciones y análisis regulares de la estructura y condición de las poblaciones del pez espada en el Océano Pacífico, con énfasis en el OPO, y estas investigaciones continúan. Se esperan los resultados de análisis genéticos adicionales en un futuro cercano. Los mejores datos actuales sugieren que se deberían realizar análisis separados para las poblaciones occidental y oriental, y también que se elaboren recomendaciones de conservación con base en estas unidades regionales individuales.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Alvarado Bremer, J. R., M. G. Hinton, and T. W. Greig. 2004. Population structure of swordfish in the Pacific Ocean: A review of genetic studies based on the analyses of nuclear and mitochondrial data. Interim Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 26 January-4 February 2004, Honolulu, Hawaii, USA, Working Paper ISC/04/SWO-WG/03: 8 pp.
- Alvarado Bremer, J. R., M. G. Hinton, and T. W. Greig. 2006. Evidence of spatial genetic heterogeneity in Pacific swordfish (*Xiphias gladius* L.) revealed by the analysis of *ldh*-A sequences. *Bull. Mar. Sci.*, 79 (3): 493-503.
- Bartoo, N. W., and A. L. Coan, Jr. 1989. An assessment of the Pacific swordfish resource. In Stroud, Richard H. (editor), Second International Billfish Symposium (1988), Proc., Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 137-151.
- Brown, B. E., G. H. Darcy, and W. Overholtz. 1987. Stock assessment/stock identification: an interactive process. Stock Identification Workshop, Panama City, Florida, U.S.A., NOAA/NMFS.
- Buonaccorsi, V.P., K. S. Reece, L. W. Morgan, and J. E. Graves. 1999. Geographic distribution of molecular variance within the blue marlin (*Makaira nigricans*): A hierarchical analysis of allozyme, single-copy nuclear DNA, and mitochondrial DNA markers. *Evolution*, 53: 568-579.
- Hinton, M. G. 2003. Status of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean estimated using data from Japanese tuna longline fisheries. *Mar. Freshwater Res.*, 54(4): 393-399.
- Hinton, M. G., and J. R. Alvarado Bremer. 2007. Stock structure of swordfish in the north Pacific. International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific, Marlin and Swordfish Working Groups Meeting, Taipei, Taiwan, March 19-26, 2007. ISC/07/MARWG&SWOWG-1/13: 10 pp.
- Hinton, M.G., W.H. Bayliff, and J. Suter. 2005. Assessment of swordfish in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep. 5: 291-326.
- Hinton, M. G., and R. B. Deriso. 1998. Distribution and stock assessment of swordfish, *Xiphias gladius*, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental factors. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 161-179.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. 2005. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific Ocean. Report to the Multilateral Consultation of Swordfish in the South-East Pacific Ocean. June 2005, Lanzarote, Spain: 10 pp.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. 2007. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep. 7: 249-282.
- Nakano, H. 1998. Stock status of Pacific swordfish, *Xiphias gladius*, inferred from CPUE of the Japanese longline fleet standardized using general linear models. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 195-209.
- O'Reilly, P. T., M. F. Canino, K. M. Bailey, and P. Bentzen. 2004. Inverse relationship between F-ST and microsatellite polymorphism in the marine fish, walleye pollock (*Theragra chalcogramma*): implications for resolving weak population structure. *Molecular Ecology*, 13 (7): 1799-1814.
- Reeb, C. A., L. Arcengeli, and B. A. Block. 2000. Structure and migration corridors in Pacific populations of the swordfish *Xiphias gladius*, as inferred through analyses of mitochondrial DNA. *Mar. Biol.*, 136 (6): 1123-1131.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Canada*, 191: 382 pp.

- Sakagawa, G. T., and R. T. Bell (rapporteurs). 1980. Swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Mem. NMFS-SWFC-5: 40-50.
- Sinclair, M. 1988. Marine Populations: an Essay on Population Regulation and Speciation. University of Washington Press, Seattle and London: x, 252 pp.
- Sosa-Nishizaki, O. 1990. A Study on the Swordfish *Xiphias gladius* Stocks in the Pacific Ocean. Ph. D. Thesis, Department of Fisheries, Faculty of Agriculture. Tokyo, University of Tokyo: 246 p.
- Sosa-Nishizaki, O., and M. Shimizu. 1991. Spatial and temporal CPUE trends and stock unit inferred from them for the Pacific swordfish caught by the Japanese tuna longline fishery. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish., 28: 75-89.
- Waples, R. S. 1998. Separating the wheat from the chaff: patterns of genetic differentiation in high gene flow species. Journal of Heredity, 89(5): 438-450.
- Ward, R. D., M. Woodwark, and D. O. F. Skibinski. 1994. A comparison of genetic diversity levels in marine, fresh-water, and anadromous fishes. Jour. Fish Biol., 44 (2): 213-232.
- Yabe, H., S. Ueyanagi, S. Kikawa, and H. Watanabe. 1959. Study of the life history of the sword-fish, *Xiphias gladius* Linnaeus. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 10: 107-150.