

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 12

Informe de Evaluación de Stocks 12

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2010
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2010

La Jolla, California

2012

INTRODUCTION

This report consists of seven background documents on tunas, swordfish, port sampling, and the Kobe plots prepared for the Scientific Advisory Committee of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in La Jolla, California, USA, on 09-12 May 2011.

CONTENTS

1. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future <i>by Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder</i>	3
2. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future <i>by Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder</i>	111
3. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by Mark N. Maunder.....</i>	126
4. Status of swordfish in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future <i>by Michael G. Hinton and Mark N. Maunder</i>	133
5. Poststratified estimators of total catch for the purse-seine fishery port-sampling data <i>by Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Patrick K. Tomlinson, Alexandre Aires-da-Silva, Alejandro Pérez, y Martí McCracken.....</i>	178
6. Evaluation of the Kobe plot and Strategy matrix and their application to tuna in the eastern Pacific Ocean.....	191
7. Comparison of management regulations for bluefin tuna in the eastern and western Pacific Ocean <i>by Mark Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, and Rick Deriso</i>	212

INTRODUCCIÓN

El presente informe es integrado por siete documentos de información sobre atunes, pez espada, muestreo en puerto, y las gráficas de Kobe preparados para la reunión del Comité Científico Asesor de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en La Jolla, California (EE.UU.) 09-12 mayo de 2011.

ÍNDICE

1. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2010 y perspectivas para el futuro <i>por Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder</i>	88
2. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2010 y perspectivas para el futuro <i>por Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....</i>	123
3. Indicadores actualizados de la condición de la población del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por Mark N. Maunder</i>	130
4. Condición del pez espada en el Océano Pacífico oriental en 2010 y perspectivas para el futuro <i>por Michael G. Hinton y Mark N. Maunder.....</i>	164
5. Estimadores posestratificados de la captura total para los datos de muestreo en puerto de la pesquería de cerco <i>por Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Patrick K. Tomlinson, Alexandre Aires-da-Silva, Alejandro Pérez y Martí McCracken.....</i>	184
6. Evaluación de la gráfica y matriz de Estrategia de Kobe y su aplicación a los atunes en el Océano Pacífico oriental.....	203
7. Comparación del reglamento de ordenación del atún aleta azul en el Océano Pacífico oriental y occidental <i>por Mark Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, y Rick Deriso</i>	213

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2010 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

CONTENTS

1.	Summary	3
2.	Data.....	5
3.	Assumptions and parameters	7
4.	Stock assessment	9
5.	Stock status	16
6.	Impact of environmental conditions	18
7.	Simulated effects of future fishing operations	19
8.	Future directions.....	20
	Acknowledgements.....	20
	Figures	21
	Tables	70
	References	108

1. SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.20b) 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, and 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. The bulk of the catches of yellowfin is made in the eastern and western regions, although the purse-seine catches are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO at 150°W. The movements of tagged yellowfin generally cover hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange of fish 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. 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, indices of abundance, 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 (F), and stock structure. The catch data for the surface fisheries have been updated, and new data added for 2010. New or updated longline catch data are available for French Polynesia (2008), Japan (2008-2010), Korea (2009), and the United States (2008-2009). Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2010. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2008-2010). New surface fishery size-composition data for 2010 were added. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2007-2009).

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 recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2010). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, with 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 this is probably an artifact of the apparent regime shifts. A recent sharp decline in the levels of spawning biomass since 2009 follows a series of below-average recruitments from the second quarter of 2007 through the last quarter of 2008.

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, northern unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated, dolphin-associated, and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than 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. The dolphin-associated and unassociated purse-seine fisheries have the greatest impact on the spawning biomass of yellowfin, followed by the floating-object fisheries. The impact of the longline and discard fisheries is much less.

There is a large retrospective pattern of overestimating recent recruitment. This pattern, in combination with the wide confidence intervals of the estimates of recent recruitment, indicate that these estimates and those of recent biomass are uncertain.

Historically, the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to that of the unfished population; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) during 1975-1983, coinciding with the low productivity regime, but above that level during most of the following years, except for the recent period (2004-2007 and 2010). 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 MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2011 was estimated to be at 0.18, below the level corresponding to the MSY (0.25). The effort levels are estimated to be less than those that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), and recent catches are below MSY.

It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the MSY level. Therefore, changes in the long-term levels of effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. Reducing fishing mortality below the level at MSY would result in only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass. In addition, if management is based on the base case assessment (which assumes that there is no stock-recruitment relationship), when in fact there is such a relationship, there would be a greater loss in yield than if management is based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there is no relationship.

The MSY 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 MSY has been stable during the assessment period (1975-2010), 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 level corresponding to MSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current effort is estimated to be above the level corresponding to the MSY. The status of the stock is also sensitive to the value assumed for the average size of the oldest fish. If the CPUE of the northern dolphin-associated fishery, rather than that of the southern longline fishery, is assumed to be the most reliable index of abundance, the current spawning stock biomass is estimated to be at about the level corresponding to MSY.

Under current levels of fishing mortality (2008-2010), the spawning biomass is predicted to rebuild, and remain above the level corresponding to MSY. However, the confidence intervals are wide, a retrospective pattern exists in recent recruitment, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. Fishing at F_{msy} is predicted to reduce the spawning biomass slightly from that under current effort and produces slightly higher catches.

Key Results

1. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass, and there are retrospective patterns of overestimating recent recruitment.
2. The recent fishing mortality rates are lower than those corresponding to the MSY.
3. The recent levels of spawning biomass are below those corresponding to the MSY.
4. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
5. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the levels of MSY and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The population may have recently switched from a high to an intermediate productivity regime.
6. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed.
7. The results are sensitive to the average size assumed for the oldest fish.

2. DATA

Catch, indices of abundance, and size-composition data for January 1975–December 2010, plus biological data, were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2010, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases by 15 April 2011. 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. They 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. Catches

To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified in accordance with 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, and “retained catch” is the catch that is taken in a given year and not discarded at sea. “Catch” is used for either total catch (discards plus retained catch) or retained catch; the context determines the appropriate definition.

All three 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 (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 (Table 2.1).

New and updated catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-10 and 13-16) have been incorporated into the current assessment. New catch data for 2010 and updated data for earlier years are used for the surface fisheries.

The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate the 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 data 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. Updated and new catch data for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) have also been incorporated into the current assessment. In particular, new or updated catch data were available for French Polynesia (2008), Japan (2008-2010), Korea (2009), and the United States (2008-2009).

A substantial proportion of the longline catch data for 2010 was not available, so catches for the longline fisheries in the recent years for which the data were not available were set equal, by flag, 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 December 2010 are shown in Figures 2.2a and 2.2b. It should be noted that there were substantial surface and longline fisheries for yellowfin prior to 1975 (Shimada and Schaefer 1956; Schaefer 1957; Matsumoto and Bayliff 2008). The majority of the catch has been taken in 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, most of the longline catches of yellowfin in the stock assessment were expressed in numbers of fish.

2.2.1. 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.

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. Maunder and Watters (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 yellowfin associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of annual discards as proportions of the total (retained plus discarded) catches for the surface fisheries that catch yellowfin in association with floating-objects are presented in Figure 2.3. The figure shows a reduction in bycatch rates beginning around 2001, possibly as a consequence of a series of resolutions adopted by the IATTC during 2001-2007 which prohibited discarding catches of small tunas. No such resolution was in force during 2008, but the bycatch rates continue to be low. It is assumed that yellowfin are not discarded from longline fisheries (Fisheries 11 and 12).

2.3. Indices of abundance

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. New fishing

effort and catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-9) have been added for 2010 and updated for earlier years. New or updated catch and effort data are available for the Japanese longline fisheries (2008-2010). Trends in the amount of fishing effort exerted by 11 of the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO are shown in Figure 2.4, which does not include the pole-and-line and four discard fisheries.

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

Estimates of standardized CPUE (1975-2010) were obtained for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12), using a delta-lognormal general linear model (Hoyle and Maunder 2006) in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket.

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 5 and 6 (purse-seine sets on unassociated schools), 7 and 8 (purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins), and 12 (the southern longline fishery). The fisheries excluded were considered inappropriate because the fishing effort or catch rates were extremely low, highly variable, or had variable length-frequency data and are considered not representative of yellowfin abundance.

2.4. Size-composition data

New purse-seine length-frequency data were included for 2010. New or updated longline length-frequency data for 2007-2009 for the Japanese fleet were included. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The fisheries of the EPO catch yellowfin of various sizes, as described by Maunder and Watters (2001). In general, floating-object, unassociated, and pole-and-line fisheries catch smaller yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch larger ones. The temporal variation of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is shown in Figures 2.6a-2.6e.

2.5. Auxiliary data

Age-at-length estimates (Wild 1986) calculated from otolith data were integrated into the stock assessment model to provide information on mean length-at-age and variability of the length-at-age. Wild's data consists 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.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

In this assessment, the Richards growth curve is used to model growth (Figure 3.1). The parameters of the model are taken from Maunder and Aires-da-Silva (2009), and are based on the fit to the data from Wild (1986).

Expected asymptotic length (L_∞) cannot be reliably estimated from data such as those of Wild (1986) that do not include many old fish.

The coefficient of variation in length-at-age is assumed constant, and is taken from Maunder and Aires-da-Silva (2009).

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 including this alternative data set in the stock assessment model gives essentially identical results.

3.1.2. Natural mortality

For this 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, in which M was assumed to increase for females after they reached the age of 30 months (e.g. Anonymous 1999: 38). Males and females are treated separately in this assessment, and M differs between males and females. The values of quarterly M used in this assessment are plotted in Figure 3.2. 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.

3.1.3. Recruitment and reproduction

The Stock Synthesis software 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. As in the previous assessments, the base case assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. 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 assessment 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).

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.

Recruitment is modeled at age zero in Stock Synthesis. Age zero is used for convenience, and the assumed natural mortality for ages not vulnerable to the fisheries is not intended to represent the actual natural mortality, and only arbitrarily scales the recruitment at age zero. Therefore, the assumed level of natural mortality for these ages has no impact on the assessment results.

The spawning potential of the population is estimated from the numbers of mature females adjusted for batch fecundity and spawning frequency (Schaefer 1998). 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 is shown in Figure 3.3.

3.1.4. Movement

The evidence of yellowfin movement within the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001), and the results of more recent research are given by Schaefer *et al.* (2007). They 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 is

expected to be very low. This result is consistent with the results of various tagging studies, using conventional and archival tags, 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 this assessment, it is assumed that movement does not affect the results. However, given the results of Schaefer *et al.* (2007), investigation of finer spatial scale or separate sub-stocks should be considered.

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 there is limited mixing of fish between the EPO and the areas to the west of it. Therefore, for the purposes of this 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 the 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 (2002a) 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

The Stock Synthesis software (Methot 2005, 2009) is used to assess the status of yellowfin tuna in the EPO. It consists of an integrated (fitted to many different types of data) statistical age-structured stock assessment model, and uses quarterly time steps to describe the population dynamics.

The model is fitted to the observed data (indices of relative abundance based on CPUE and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a penalized (for recruitment temporal deviates) likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the underlying assumptions of the model are described in Section 3. It also includes the following important assumptions:

1. Yellowfin are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes.

2. As yellowfin age, they become more vulnerable to Fisheries 6, 9, and 12, and the oldest fish are the most vulnerable to these gears (*i.e.* asymptotic selectivity is assumed).
3. The data for fisheries that catch yellowfin on floating objects (Fisheries 1-4), associated with dolphins in the south (Fishery 9), the pole-and-line fishery (Fishery 10), the northern longline fishery (Fishery 11), and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 13-16) provide relatively little information about biomass levels, either because they do not direct their effort at yellowfin or because there is too much variability in the fishery. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance. The CPUE time series fitted in the assessment are series from Fisheries 5, 6, 7, 8, and 12.
4. The data for the fishery associated with dolphins in the south (Fishery 9) are considered too variable, so its selectivity curve is assumed to be equal to that of Fishery 12, and its size-composition data are not fitted in the model.

The following parameters have been estimated for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. Recruitment to the fishery in every quarter of the year from the first quarter of 1975 through the first quarter of 2011 (average recruitment and quarterly recruitment deviates);
2. Catchability coefficients for the five CPUE time series that are used as indices of abundance (Fisheries 5-8 and 12);
3. Coefficients of variation (CVs) for four of the CPUE indices used as indices of abundance (Fisheries 5-8). Following a recommendation by an [external review](#) of the IATTC staff's assessment of bigeye tuna, the CV of one CPUE index was fixed rather than estimated, in this case the CV of the southern longline fishery (Fishery 12), assumed as the most reliable index of abundance.
4. Selectivity curves for 11 of the 16 fisheries (Fishery 9 mirrors the selectivity of Fishery 12, and Fisheries 13-16 have assumed selectivity curves);
5. Initial population size and age structure (recruitment offset, initial fishing mortality, and deviates for ages 1 to 16 quarters).

The values of the following parameters are assumed to be known for the current assessment of yellowfin in the EPO:

1. Mean length at age (Section 3.1.1, Figure 3.1);
2. Parameters of a linear model relating the coefficient of variation of length at age to age;
3. Sex- and age-specific natural mortality (Figure 3.2);
4. Fecundity of females at age (Figure 3.3);
5. Selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16);
6. The steepness of the stock-recruitment relationship (steepness = 1 for the base case assessment).

The estimates of management quantities and future projections were computed based on 3-year average fishing mortality rates (F), by gear, for 2008-2010. The sensitivity of estimates of key management quantities to including the most recent year (2010) in the 3-year average estimate of F was tested. For this purpose, a 2-year (2008-2009) average F was used in the calculations.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. It arises because the observed data do not perfectly represent the population of yellowfin in the EPO. Also, the stock assessment model does not perfectly represent the dynamics of the yellowfin 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 this assumption is unlikely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the assessment. Additional sources of uncertainty are investigated in several sensitivity analyses.

The following summarizes the important aspects of the base case assessment (1) and the three

sensitivity analyses:

Base case assessment:

1. **Steepness of the stock-recruitment relationship = 1** (no relationship between stock and recruitment); growth parameters are fixed to the estimates obtained in an earlier assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2009); fitted to CPUE time series for purse-seine Fisheries 5-8 and longline Fishery 12; mirrors selectivity curves of Fisheries 9 and 12, assumed to be asymptotic; selectivity curves of all other fisheries assumed to be dome-shaped.
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. In addition, a likelihood profile for steepness was computed (steepness ranging from 0.6 to 1, with 0.1 increments).
3. **Sensitivity to the average size of the older fish (L_2 parameter of the Richards growth function).** L_2 is fixed at 182.3 cm in the base case model, an estimate was obtained in an earlier assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2009). Two alternative fixed values of L_2 were considered for the sensitivity analysis, a lower and a higher value of 170 cm and 190 cm, respectively.
4. **Sensitivity to fitting to the CPUE of the northern dolphin-associated fishery** (Fishery 9) as the main index of abundance, rather than the CPUE of the southern longline fishery (Fishery 12). For this purpose, the CV of Fishery 9 was fixed at 0.2, and the CVs of other fisheries are estimated.

4.1. Assessment results

The results of the base case assessment and sensitivity analyses are described below. 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 is variation in fishing mortality (F) exerted by the fisheries that catch yellowfin in the EPO (Figure 4.1). Fishing mortality changes with age (Figure 4.2a), being greatest for middle-aged fish. There is a peak at around ages of 14-15 quarters (Figures 4.2a and 4.2b), which corresponds to peaks in the selectivity curves for fisheries on unassociated and dolphin-associated yellowfin (Figure 4.3). 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 (Figures 4.1 and 4.2a).

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 2.3 (also see Figure 2.4).

Selectivity curves are estimated for 11 of the 16 fisheries defined in the assessment of yellowfin (Figure 2.1) and are shown in Figure 4.3. Purse-seine sets on floating objects (Fisheries 1-4) tend to select smaller yellowfin, except in the southern and inshore fisheries, which catch larger fish (Figure 4.3). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin in the north select fish similar in size to those caught by sets on floating objects (Figure 4.3, Fishery 5). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin in the south and on yellowfin associated with dolphins select larger yellowfin (Figure 4.3, Fisheries 6-8). The selectivity curve for the pole-and-line fishery selects mainly smaller yellowfin (Figure 4.3, Fishery 10). The longline fisheries for yellowfin also select mainly larger individuals, particularly in the southern fishery (Figure 4.3, Fisheries 11 and 12). Since it became difficult to estimate the selectivity curve of the southern dolphin-associated fishery (Fishery 9), this curve was not estimated, and mirrored Fishery 12,

which catches similar size fish (Figure 4.3). In the future, it may be necessary to allow for time-varying selectivity to better estimate the selectivity curve of this fishery.

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin taken in association with floating objects are assumed to be composed only of fish of ages 2-4 quarters (Fisheries 13-16).

4.1.2. Recruitment

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.7, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.4). The apparent relationship between spawning 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 spawning biomass. Therefore, in the long term, above-average recruitment is related to above-average spawning biomass, and below-average recruitment to below-average spawning biomass.

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. Given the information currently available, the hypothesis of two regimes in recruitment is at least as plausible as an effect of population size on recruitment. The results when a stock-recruitment relationship is included are described in Section 4.4.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.5, and the estimated annual total recruitments are listed in Table 4.1. The large cohort spawned in the first quarter of 1998 was estimated to be the strongest cohort of the 1975-2010 period. A sustained period of high recruitment was estimated from 1999 until the start of 2002. A large recruitment was estimated for the first quarter of 2007, followed by a series of continuous below-average recruitments through the last quarter of 2008. The recruitment estimate for the first quarter of 2010 is particularly high; however, it is very uncertain and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited yellowfin are represented in only a few length-frequency samples, and there is a retrospective pattern (see section 4.3.2).

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, and produced a similar change in biomass (Figure 4.6). There is an indication that the recruitments from 2003-2009 were at low levels, similar to those prior to 1983, perhaps indicating a lower productivity regime (Figure 4.5).

The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for that of the most recent year (Figure 4.5). The estimates of uncertainty are surprisingly small, considering the inability of the model to fit modes in the length-frequency data (Figure 4.11). These modes often appear, disappear, and then reappear.

4.1.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin that are three quarters old or more. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.6, and estimates of the biomass at the beginning of each year are listed in Table 4.1. Between 1975 and 1983 the biomass of yellowfin was at low levels; it then increased rapidly during 1983-1985, remained relatively constant during 1986-1999, then increased rapidly again, peaking in 2001, but by 2005 had declined to levels similar to those prior to 1984. The biomass in recent years has remained at levels below those of 1985-1998.

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 4.7, and estimates of the SBR (defined in Section 3.1.3) at the beginning of each year are shown 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 index of spawning biomass estimates indicate that it is well estimated. The recent sharp decline of the spawning biomass observed since 2009 is partially attributed to a series of continuous below-average

recruitments from the second quarter of 2007 through the last quarter of 2008.

It appears that trends in the spawning 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 spawning biomass trends (Maunder and Watters, 2001). The simulated index of spawning biomass trajectories with and without fishing are shown in Figure 4.8b. The large difference in the two trajectories indicates that fishing has a major impact on the spawning biomass of yellowfin in the EPO (Figure 4.8a). The large increase in spawning biomass during 1983-1984 was caused initially by an increase in average size (Anonymous 1999), followed by an increase in average recruitment (Figure 4.5), but increased fishing pressure prevented the spawning biomass from increasing further during the 1986-1990 period.

The impact of each major type of fishery on the yellowfin stock is shown in Figure 4.8b. The estimates of the index of spawning biomass in the absence of fishing were computed as above, and then the biomass trajectory was estimated by setting the catch for each fisheries group, in turn, to zero (Wang *et al.* 2010). The spawning biomass impact for each fishery group at each time step is derived as this index of spawning biomass trajectory minus the index of spawning 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. The fishery associated with dolphins and unassociated purse-seine fisheries have the greatest impact on the spawning biomass of yellowfin, followed by the floating-object fisheries. The impact of the longline and discard fisheries is much smaller.

4.1.4. 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 10 to 15 kg for most of the 1975-2010 period, but have differed considerably among fisheries (Figure 4.9). The average weight was high during 1975-1977, 1985-1992, 2001-2004, and 2008-2010, when the catches of the dolphin-associated fisheries were greater (Figure 2.2). The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each fishery (Figure 4.9). The lowest average weights occur in the floating-object and pole-and-line fisheries, followed by the unassociated fisheries, then the dolphin-associated, and finally the longline fisheries. The average weight caught also varies within these fisheries groups, as indicated by the selectivity curves (Figure 4.3).

4.2. Comparisons to external data sources

The mean length at age assumed in the model corresponds well with the otolith age-at-length data, but the assumed variation of length-at-age is much wider than indicated by the otolith data (Figure 3.1). The narrower variation of length-at-age seen in the otolith data may be due to the limited temporal and spatial characteristics of the data.

4.3. Diagnostics

Diagnostics of the model are presented as residual plots and retrospective analysis.

4.3.1. Residual plots

The model fits to the CPUE data from different fisheries are presented in Figure 4.10. The model fits the CPUE observations for the dolphin-associated purse-seine and southern longline fisheries reasonably well (Figures 4.10c and 4.10d, respectively). However, the peak in 2001 is predicted too early in the former and too late in the latter. Also, the model fits less well to the early CPUE of the southern longline fishery (Figure 4.10.d). The fits to the CPUE data series for the unassociated purse-seine fisheries are less satisfactory (Figure 4.10.b). The model is not fitted explicitly to the CPUE of the floating-object fisheries; however, it corresponds well to the CPUE of these fisheries in the late period (post-1995), but poorly in the early period (pre-1995) of highly variable CPUEs (Figure 4.10a). The fit to the CPUE data, as

measured by the mean square error, indicates that the best fits are to the CPUEs of the southern longline fishery ($CV = 0.36$) and the dolphin-associated purse-seine fisheries (CVs of 0.39 and 0.38 for Fisheries 7 and 8, respectively) (Table 4.3).

Pearson residual plots are presented for the model fits to the length-composition data (Figures 4.11a-4.11d). The grey and black circles represent observations that are less and greater, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. There are several notable characteristics of the residuals. The model underestimates (black circles) the proportions of large and small fish for the floating-object fisheries; conversely, it underestimates medium-sized fish for the southern longline fishery. There is a substantial residual pattern for the southern dolphin-associated purse-seine fishery (Fishery 9), but this is expected, because the selectivity curve is mirrored with another fishery (southern longline, Fishery 12) and so the model is not fitted to the catch-at-length data of Fishery 9. There is also a noticeable residual pattern for both unassociated fisheries, consisting of an early period of about 5 years (1975-1980) with positive residuals (black circles) mainly for smaller fish, unlike in subsequent years.

For all fisheries, the model fits the length-frequency data better (as indicated by the estimated effective sample size) than the assumed sample size used in the model (Table 4.4). The average fits to the observed size compositions of the catches taken by each fishery are shown in Figure 4.11e. The model fits to the size-compositions of the recent catches of yellowfin are also shown for different fisheries (Figures 4.11f-i).

The appearance, disappearance, and subsequent reappearance of strong cohorts in the length-frequency data is a common phenomenon for yellowfin in the EPO. It may indicate spatial movement of cohorts or fishing effort, limitations in the length-frequency sampling, or fluctuations in the catchability and/or selectivity of the fisheries. Bayliff (1971) observed that groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared in this fishery, which he attributed to fluctuations in catchability and/or selectivity.

4.3.2. 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 reveal inadequacies in the method. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same assessment method and assumptions. This allows the change in estimated quantities to be determined as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis can be used to determine if there are consistent patterns in the estimates. These patterns are often viewed as biases by assuming that the estimates are more accurate when more years of data are included in the analysis. However, they really indicate only a model misspecification, because it is possible that the estimates are biased when additional years of data are added to the analyses, depending on the model misspecification. The retrospective analysis indicates a tendency to overestimate the strengths of recent recruitment (Figure 4.13), and consequently to overestimate recent levels of summary biomass (fish 3+ quarters old), which includes the most recent cohorts (Figures 4.12). However, the recent levels of the SBR (defined in section 3.1.3) are apparently not subject to the same retrospective pattern, since they are less affected by recent recruitment estimates. A sensitivity analysis conducted on an early assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2010) suggests that removing the size-composition data of the floating-object fisheries from the analyses removes this retrospective pattern. This indicates that the size-composition data for these fisheries are inconsistent with the size-composition data for the other fisheries at greater ages. Resolution C-00-08, adopted in 2000, prohibited the discarding of yellowfin tuna due to size, which changed the selectivity curves of the floating-object fisheries in 2001 and could potentially cause the retrospective pattern. However, another sensitivity analysis incorporating this into the stock assessment did not remove the retrospective pattern (Maunder and Aires-da-Silva 2010).

4.4. Sensitivity to assumptions

Three sensitivity analyses were carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (Appendix A), average size of the older fish (Appendix B), and fitting to the CPUE data of the northern dolphin-associated fishery (Fishery 9) as the main index of abundance (Appendix C). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status to Section 5. A comparison of the likelihoods for the base case and sensitivity analyses is provided in Table 4.5.

1. The base case assessment 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 that from an unexploited population. As in previous assessments, the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship. However, as stated previously, 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 A.1) and recruitment (Figure A.2) are almost identical to those of the base case assessment. A likelihood profile on steepness confirms that the model fits better at lower fixed values for this parameter, with its maximum likelihood apparently occurring at about 0.7.
2. The base case model assumes a Richards (1959) growth function. The choice of the average size of the older fish – the L_2 parameter – is somewhat arbitrary, since otolith readings are not available for larger (older) fish. In the base case, L_2 is fixed at 182.3 cm, a value estimated in a previous assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2009). A sensitivity analysis was done to study the effect of fixing L_2 at different values (a lower and a higher value, 170 and 190 cm, respectively) (Figure B.1). The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed value of L_2 (Figures B.2 and B.3), they are greater for a lesser value of the parameter.
3. The base case model assumes the CPUE of the southern longline fishery (Fishery 12) to be the most reliable index of abundance ($CV = 0.2$). However, this fishery mainly targets bigeye tuna, not yellowfin. If instead the model is fitted more closely to the northern dolphin-associated fishery (Fishery 9, $CV = 0.2$), the biomass and recruitment trajectories are still very similar to those from the base case (Figures C1 and C2, respectively). This suggests that there is consistency in the information provided by the two CPUE indices. However, the recent decline in biomass levels estimated by the base case is not so strong in the sensitivity analysis, particularly for spawning biomass (Figure C.3). This result is mainly due to the model fitting more closely to the recent CPUE trends of the northern dolphin-associated fishery (C.4a), rather than the southern longline fishery (Figure C.4b). The model fit to the CPUE of the northern dolphin-associated fishery is not so indicative of the pronounced recent decline as indicated by the base case model which fits more closely to the CPUE of the southern longline fishery (Figure 4.10c and 4.10d).

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 estimate the catch of the surface fishery, and a different size of the selectivity smoothness penalties (if set at realistic values), yielded similar results (Maunder and Harley 2004). The results were not sensitive to the link function used in the general linear model (GLM) standardization of the longline effort data (Hoyle and Maunder 2007).

Other sensitivity analyses conducted in early assessments include: fitting to all the data (size composition and CPUE data for all fisheries except the discard fisheries and pole and line fishery); estimating natural mortality for mature fish while fitting to sex ratio data; excluding the size-composition data for the floating-object fisheries from the analysis; and including a change in selectivity for the floating-object

fisheries starting in 2001 due to the Resolution C-00-08. The results of these sensitivity analyses are described in Maunder and Aires-da-Silva (2010).

4.5. Comparison to previous assessment

The estimates of biomass (Figure 4.15) and the index of spawning biomass (Figure 4.16) from this assessment are very similar to those of the previous assessment. The estimates of recruitment are also very similar, except in 2009, the last year of the previous assessment, for which recruitment is estimated to be very high (Figures 4.17a and b). This is not surprising, considering the retrospective tendency to overestimate recent recruitment strengths, described in Section 4.3.2. As updated data for 2009 and new data for 2010 became available, the 2009 recruitment estimated in the current assessment became much smaller. The historic estimates of the SBR (defined in Section 3.1.3) are also very similar to those of the previous assessment (Figure 4.18).

4.6. 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 indicate that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2010). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing higher 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 recently observed sharp decline in the levels of spawning biomass since 2009 follows a series of below-average recruitments from the second quarter of 2007 through the last quarter of 2008.

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, northern unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated and dolphin-associated purse-seine fisheries and the longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated purse seine fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than do the northern and coastal dolphin-associated purse-seine fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. The fisheries associated with dolphins and unassociated purse-seine fisheries have the greatest impact on the spawning biomass of yellowfin, followed by the floating-object fisheries. The impact of the longline and discard fisheries is much smaller (Figure 4.8).

There is a large retrospective pattern of overestimating recent recruitment in the yellowfin stock assessment. A previous assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2010) indicated that this pattern is due to the size composition data for the floating object fishery. These, in combination with the wide confidence intervals for estimates of recent recruitment, indicate that estimates of recent recruitment and recent biomass are uncertain. The estimated biomasses and recruitments are very similar to those produced in the latest stock assessment ([Maunder and Aires-da-Silva 2011](#)).

5. STOCK STATUS

The status of the stock of yellowfin in the EPO is assessed from calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and the maximum sustainable yield (MSY). MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex under prevailing ecological and environmental conditions and with the current distribution of types of gear and how these gears are deployed.

Maintaining tuna stocks at levels that will permit the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention. 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 sections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The SBR, defined in Section 3.1.3, is compared to an estimate of SBR for a population that is producing the MSY ($SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

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 first quarter of 2011). Estimates of the index of spawning biomass during the period of harvest (S_t) are discussed in Section 4.1.3 and presented in Figure 4.7. The equilibrium index of 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_{MSY} is estimated to be about 0.25. This is lower than estimated in the previous assessment (0.27), due mainly to the use of different selectivity curves.

The spawning biomass of yellowfin in the EPO has declined since 2009, when it peaked at 0.35. The estimate of SBR at the beginning of 2011 was about 0.18, with lower and upper 95% confidence limits of 0.15 and 0.22, respectively (Figure 5.1). 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_{MSY} (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.25 in Figure 5.1. For most of the early period (1975-1984), 2005-2007, and during the most recent year (2010), however, the spawning biomass was estimated to be less than S_{MSY} . The spawning biomass at the start of 2011 is estimated to be at 0.18, 28% below than the level corresponding to MSY.

5.2. Assessment of stock status based on MSY

To calculate MSY, 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 2008-2010.

At the beginning of 2011, the biomass of yellowfin in the EPO appears to have been below the level corresponding to the MSY, and the recent catches have been substantially below the MSY level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.2) are maintained, the current (average of 2008-2010) level of fishing effort is less than that estimated to produce the MSY. The effort at MSY is 113% of the current level of effort. Due to reduced fishing mortality in 2008, repeating the calculations based on a fishing mortality averaged over 2008-2009 indicates that effort at MSY is 129% of the current level. It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the MSY level (Figure 5.2). Therefore, changes in the long-term levels of effort will only marginally change the long-term catches, while considerably changing the biomass. Reducing fishing mortality below the level at MSY would result in only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass. In addition, fishing at levels corresponding to MSY estimated from the base case, which assumes that recruitment is independent of spawning biomass, when the true dynamics includes a stock-recruitment relationship, causes a greater loss in yield than fishing at levels corresponding to MSY estimated from the analysis of sensitivity to a stock-recruitment relationship when recruitment is, in fact, independent of spawning biomass (Figure 5.2).

The historical time series of exploitation rates, spawning biomass, and summary biomasses relative to the MSY reference points are shown in Figure 5.3a. The fishing mortality has generally been below that corresponding to the MSY, except for the period before 1982 and during 2004-2007 (Figure 5.4a). The spawning biomass has generally been above the level corresponding to MSY, except during the low-productivity regime prior to 1984, and the years since 2004 except for 2008 and 2009. According to the base case assessment, the most recent estimate indicates that the yellowfin stock in the EPO is overfished ($S < S_{MSY}$), but that overfishing is not taking place ($F > F_{MSY}$). The high precision of this most recent estimate, as indicated by its narrow approximate confidence intervals (Figure 5.3a), does not allow for other interpretations of stock status under the base case assumptions. However, the stock status

interpretation is sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship and the average size of the older fish (Table 5.1).

5.3. Comparisons with previous assessments

Estimates of management quantities are compared to estimates from previous assessments in Figure 5.4b. This figure simply takes the estimates of each management quantity from each previous stock assessment and plots them. The estimates differ because each consecutive year has additional data, because of the mix of fishing effort by gear and the total changes over time, because recruitment changes over time, and because the assumptions used in the assessments can differ from year to year as the understanding of the stock dynamics improves. The estimates of MSY and the SBR corresponding to MSY (Figure 5.4b) are similar to those produced in the previous assessment. The estimates of the F multiplier and the recent level of SBR with respect to that of the MSY are lower than those from the previous assessment.

5.4. Impact of fishing methods

The estimation of MSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how MSY 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 MSY, the age-specific selectivity of the longline fisheries will perform the best, followed by that of the dolphin-associated purse-seine fisheries, the unassociated fisheries, and finally the floating-object fisheries (Table 5.2). If an additional management objective is to maximize S_{MSY} , the order is similar, but with dolphin-associated purse-seine fisheries slightly better than longline. It is not plausible, however, that the longline fisheries, which would produce the greatest MSYs, would be efficient enough to catch the full MSYs predicted. On its own, the effort by the purse-seine fishery for dolphin-associated yellowfin would have to more than double to achieve MSY.

MSY and S_{MSY} have been very stable during the model period (Figure 4.12b). This suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. The overall level of fishing effort, however, has varied with respect to the fishing effort corresponding to MSY.

6. IMPACT OF ENVIRONMENTAL CONDITIONS

The apparent regime shift in productivity that began in 1984 and the recent lower level of productivity suggest alternative approaches to estimating MSY, as different regimes will give rise to different values for MSY (Maunder and Watters 2001). The MSY and spawning biomass corresponding to MSY are directly proportional to the average recruitment used, but the fishing mortality corresponding to MSY is not impacted. For example, if the average recruitment during 1985-2010 was used instead of during the whole time period, MSY and the spawning biomass corresponding to MSY would be increased. This would mean that greater yields would be possible, but the fishery would be overexploited (the current biomass does not change while the spawning biomass corresponding to MSY increases). If the most recent low average recruitment was used, the opposite would occur. An alternative approach is to calculate the dynamic SBR (dSBR) by comparing the index of spawning biomass with the index of spawning biomass simulated over time in the absence of fishing (Figure 4.8a). This approach takes the fluctuations of recruitment into consideration.

6.1. Sensitivity analyses

As shown in Table 5.1, including a stock-recruitment relationship in the stock assessment produces more pessimistic results, with the current spawning biomass being below that corresponding to MSY and fishing effort being higher than that corresponding to MSY. However, it increases the level of MSY that can be achieved. Fixing the mean size of the oldest age class to a lower value than that assumed in the base case (*e.g.*, 170 cm) produces more optimistic results, with the spawning biomass being at about the

level corresponding to MSY and current effort being substantially below that level, but the level of MSY that can be obtained is about the same. In contrast, fixing the mean size of the oldest age class to a higher value than that assumed in the base case (*e.g.*, 190 cm) produces more pessimistic results, with the spawning biomass being below that corresponding to MSY and current effort dropping below the level corresponding to MSY, but the level of MSY that can be obtained changes little. The sensitivity analyses showed that fitting more closely to the CPUE data of the northern dolphin-associated fishery (CV fixed at 0.2), rather than taking the CPUE of the southern longline fishery as the main index of abundance, produces a more optimistic assessment of the status of the stock. While the recent spawning biomass is estimated to be about the level corresponding to MSY, the recent levels of fishing effort are estimated to be well below those corresponding to MSY.

6.2. Summary of stock status

The SBR of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to MSY during the lower productivity regime of 1975-1983), but above that level for most of the following years, except for the recent period (2004-2007 and 2010). The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an lower productivity regime. The two different productivity regimes may support two different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2011 was estimated to be at 0.18, below the level corresponding to MSY (0.25). The effort levels are estimated to be less than those that would support MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), and recent catches are substantially below MSY.

The MSY 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 MSY 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 level corresponding to MSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current effort is estimated to be above the level corresponding to MSY. The status of the stock is also sensitive to the value assumed for the average size of the oldest fish. If the CPUE of the northern dolphin-associated fishery is assumed to be the most reliable index of abundance, instead of the CPUE of the southern longline fishery, the current spawning stock biomass is estimated to be at about the level corresponding to MSY.

7. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding of 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.

7.1. Assumptions about fishing operations

7.1.1. Fishing effort

Future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort on biomass and catch. The projected fishing mortality was based on the averages during 2008-2010.

The scenarios investigated were:

1. Quarterly fishing mortality for each year in the future equal to the average for 2008-2010;
2. Quarterly fishing mortality for each year in the future set to that corresponding to MSY.

7.2. Results of the simulation

The simulations were used to predict future levels of the SBR, total biomass, and the total catch taken by the surface (purse-seine) fisheries. There is probably more uncertainty in the future levels of these

outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.3. 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 of variation in catchability.

These simulations were carried out using the average recruitment during 1975-2010. If they had been carried out using the average recruitment during 1984-2001, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out with the average recruitment during 2002-2010, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

7.2.1. Current effort levels

Under current levels of fishing mortality (2008-2010), the spawning biomass is predicted to rebuild, and remain above the level corresponding to MSY (Figure 6.1). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. It is predicted that the catches will be greater over the near term than in 2010, but will decline slightly in the future (Figure 6.3).

7.2.2. Fishing at F_{MSY}

Fishing at F_{msy} is predicted to reduce the spawning biomass slightly from that with current effort (Figure 6.2) and produces slightly greater catches (Figure 6.3).

7.3. Summary of the simulation results

Under current levels of fishing mortality (2008-2010), the spawning biomass is predicted to rebuild and remain above the level corresponding to MSY. However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. Fishing at F_{msy} is predicted to reduce the spawning biomass slightly from that under current effort and produces slightly higher catches, particularly for the longline fishery.

8. FUTURE DIRECTIONS

8.1. 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.

8.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis assessment model for yellowfin tuna in the EPO. Much of the progress will depend on how the software is modified in the future. The following improvements will be explored in future assessments:

1. Determine appropriate weighting of the different data sets;
2. Explore alternative assumptions on stock structure (spatial analysis);
3. Time-variant selectivity for the floating-object purse-seine fisheries.
4. More robust selectivity curves.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and member country staff provided data for the assessment. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, IATTC staff members, and member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of yellowfin tuna. William Bayliff and Nicholas Webb provided editorial assistance and Nicholas Webb translated the report to Spanish. Christine Patnode provided graphical assistance.

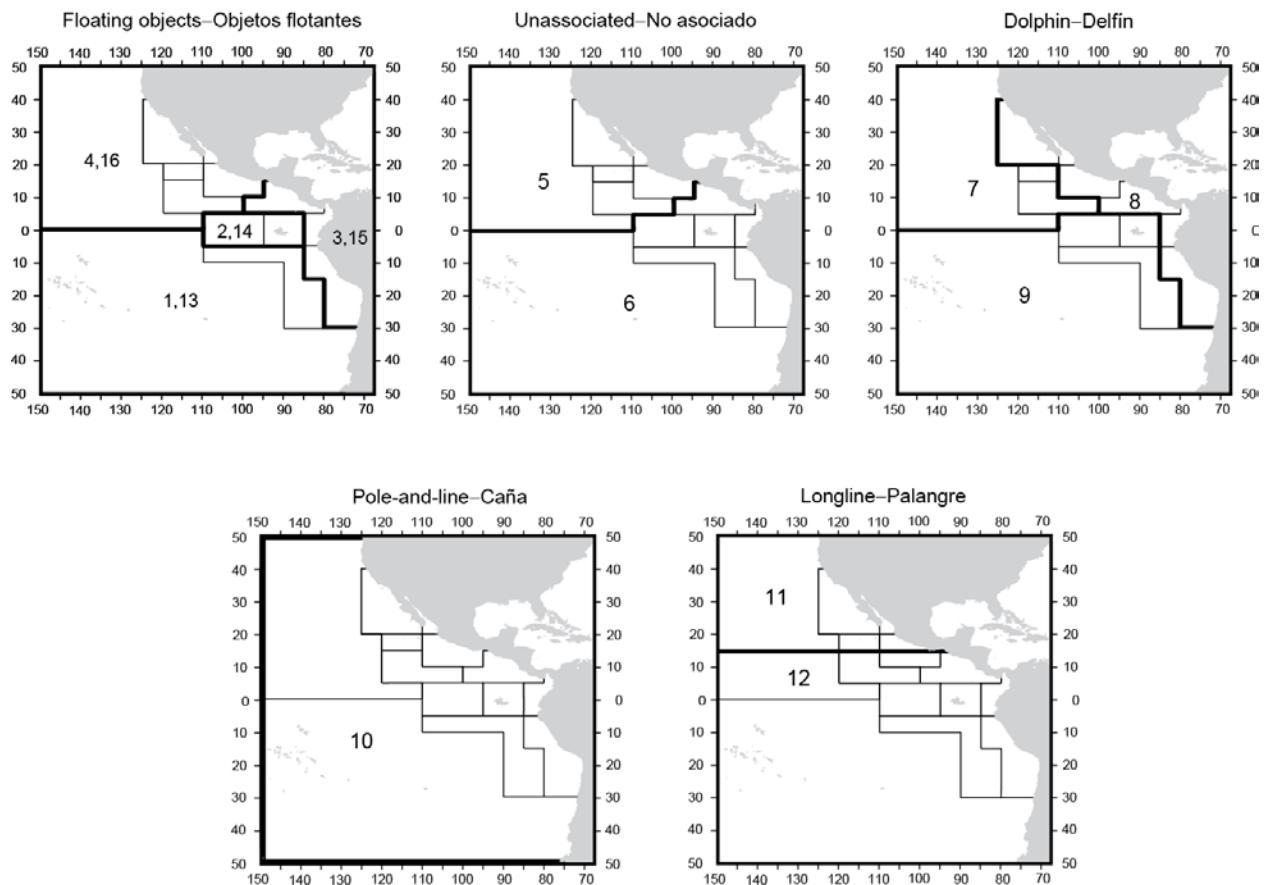


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

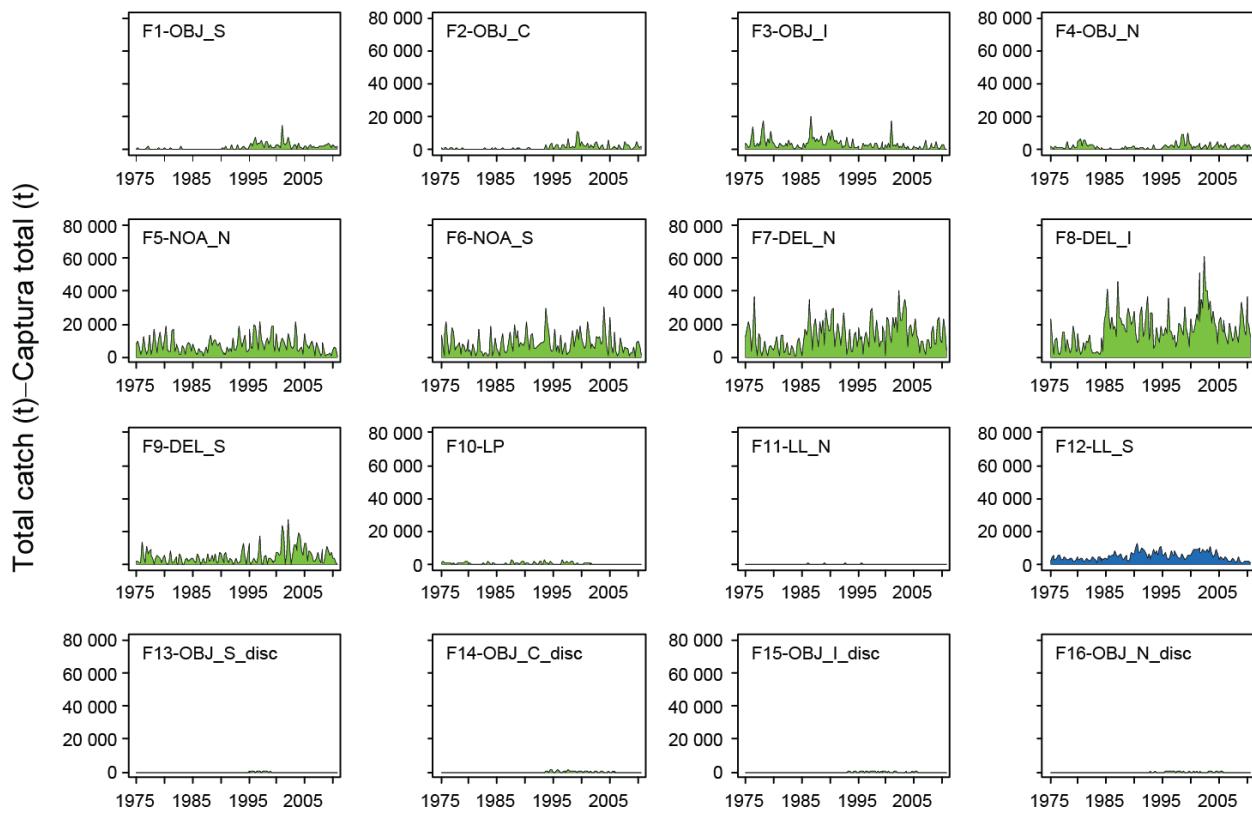


FIGURE 2.2a. Quarterly catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated internally by Stock Synthesis by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2a. Capturas trimestrales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población del 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 de la población usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Las capturas en peso de las Pesquerías 11 y 12 son estimadas internamente por *Stock Synthesis*, multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

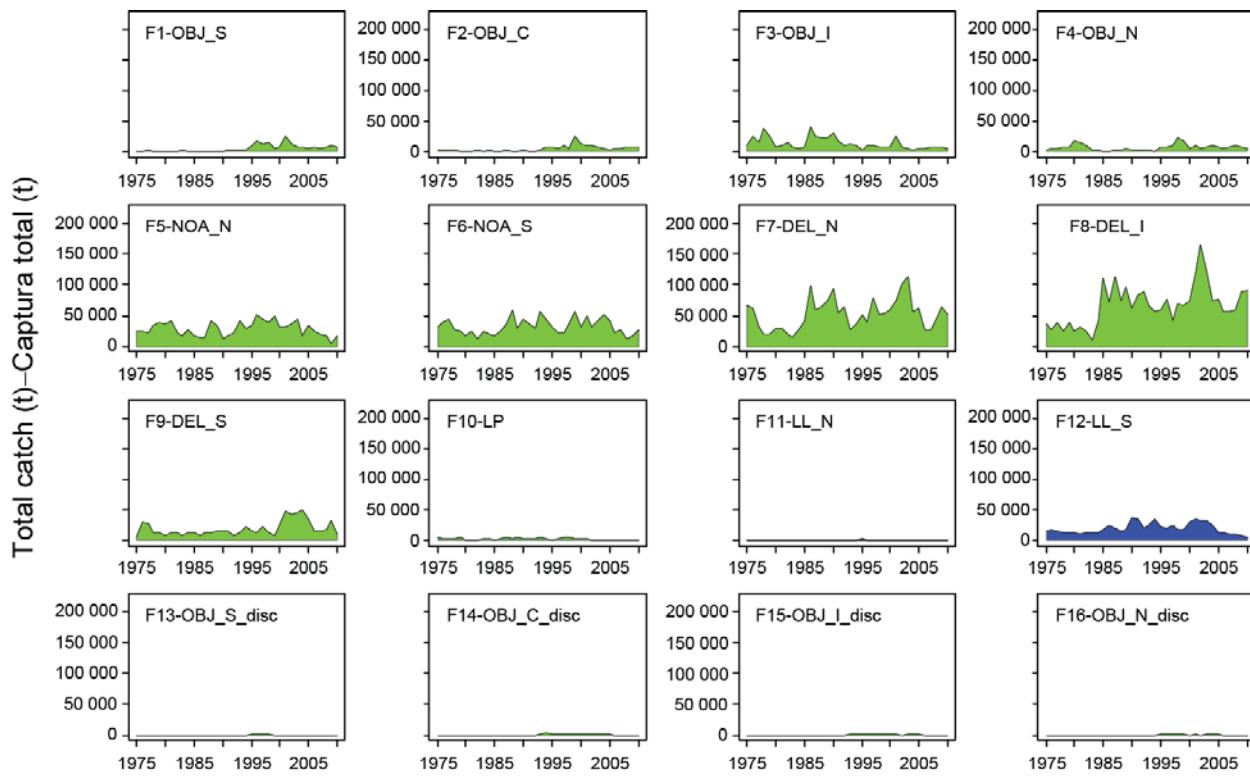


FIGURE 2.2b. Annual catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated internally by Stock Synthesis by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2b. Capturas anuales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población del atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Aunque se expresan todas las capturas en peso, el modelo de evaluación de poblaciones usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Las capturas en peso de las Pesquerías 11 y 12 son estimadas internamente por *Stock Synthesis*, multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

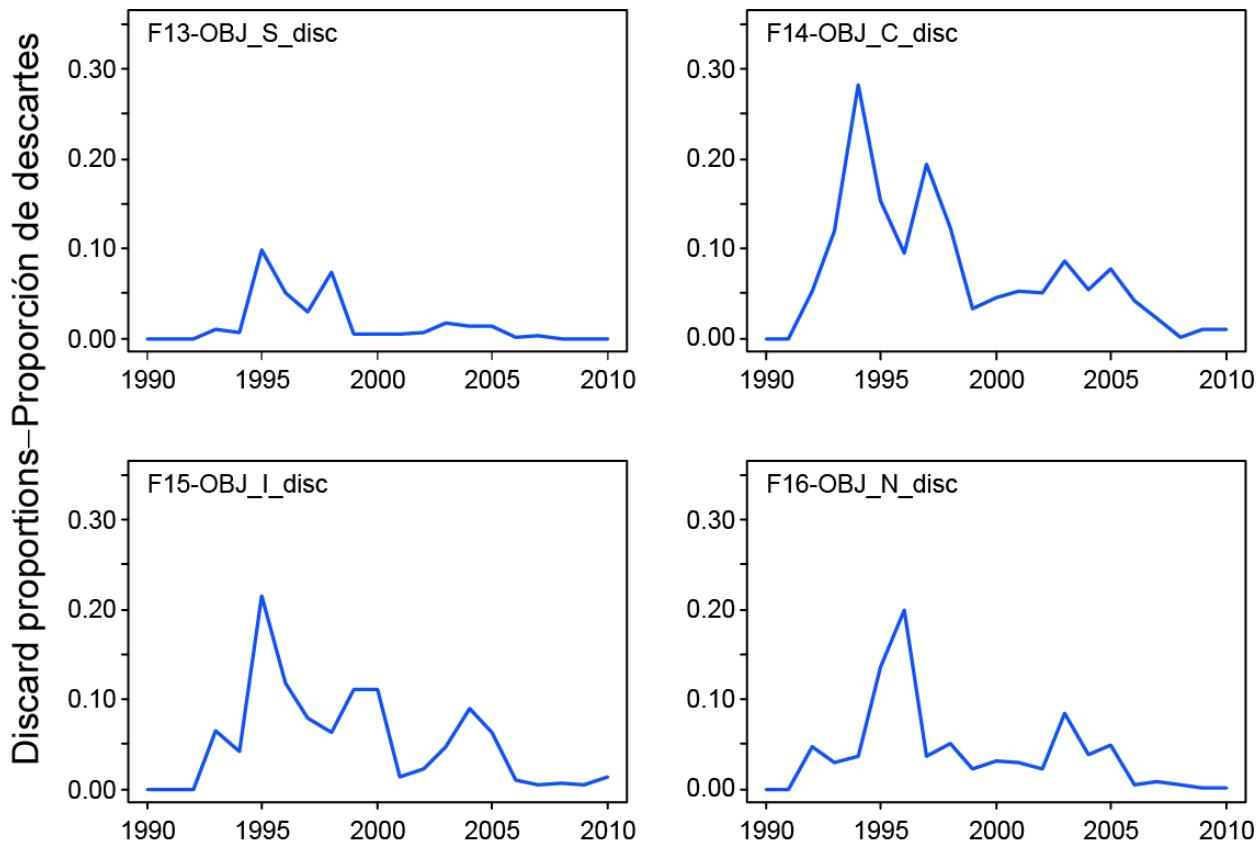


FIGURE 2.3. Weights of discarded yellowfin tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 1-4 are the ‘real’ fisheries, and Fisheries 13-16 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.3. Pesos de atún aleta amarilla descartado como proporciones de las capturas anuales totales (retenidas más descartadas) de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las Pesquerías 1-4 son las pesquerías ‘reales’, y las Pesquerías 13-16 son las pesquerías de descarte correspondientes. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

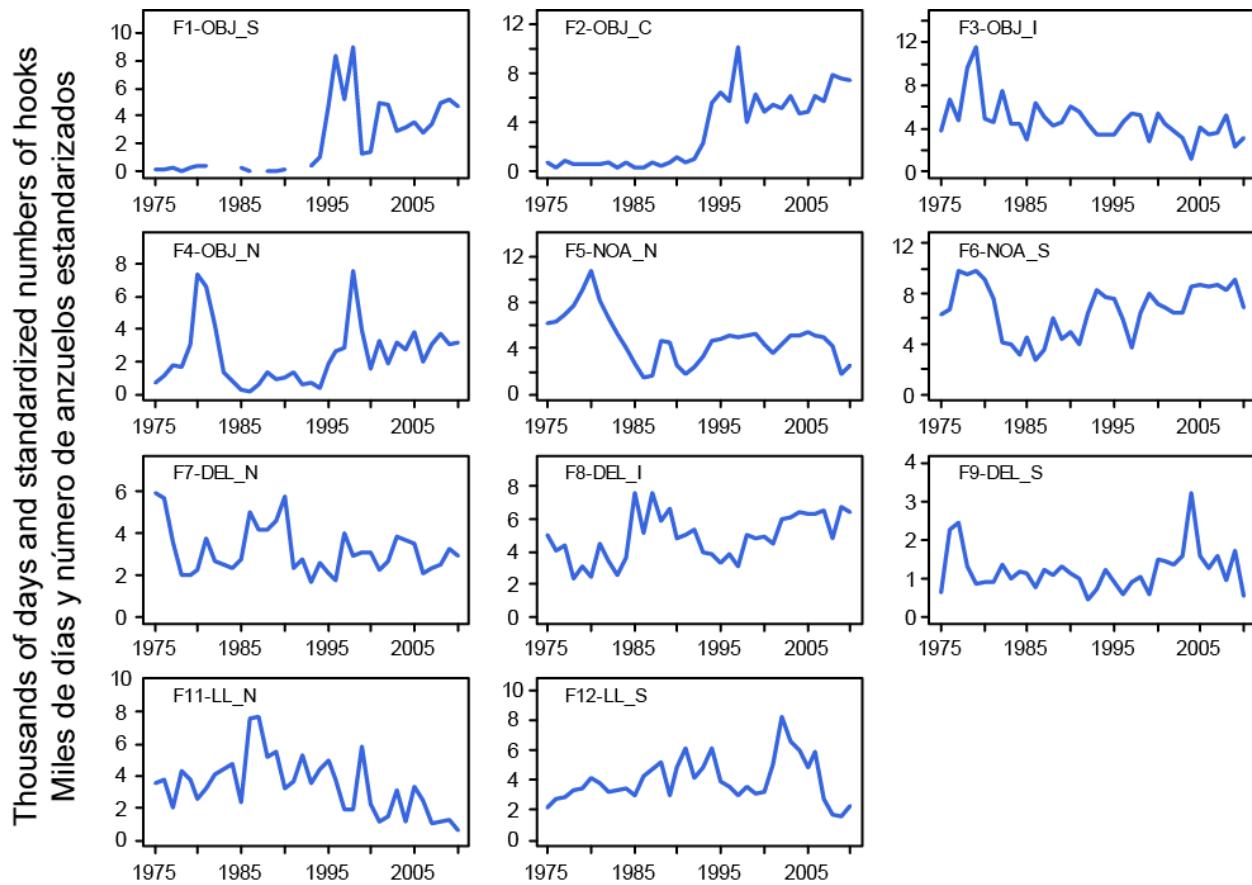


FIGURE 2.4. Annual fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in standardized numbers of hooks. Fishing effort for the discard fisheries (13-16) is that of their corresponding ‘real’ fisheries’ (1-4). Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.4. Esfuerzo de pesca anual ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). 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 de anzuelos estandarizados. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. Los números de los paneles corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

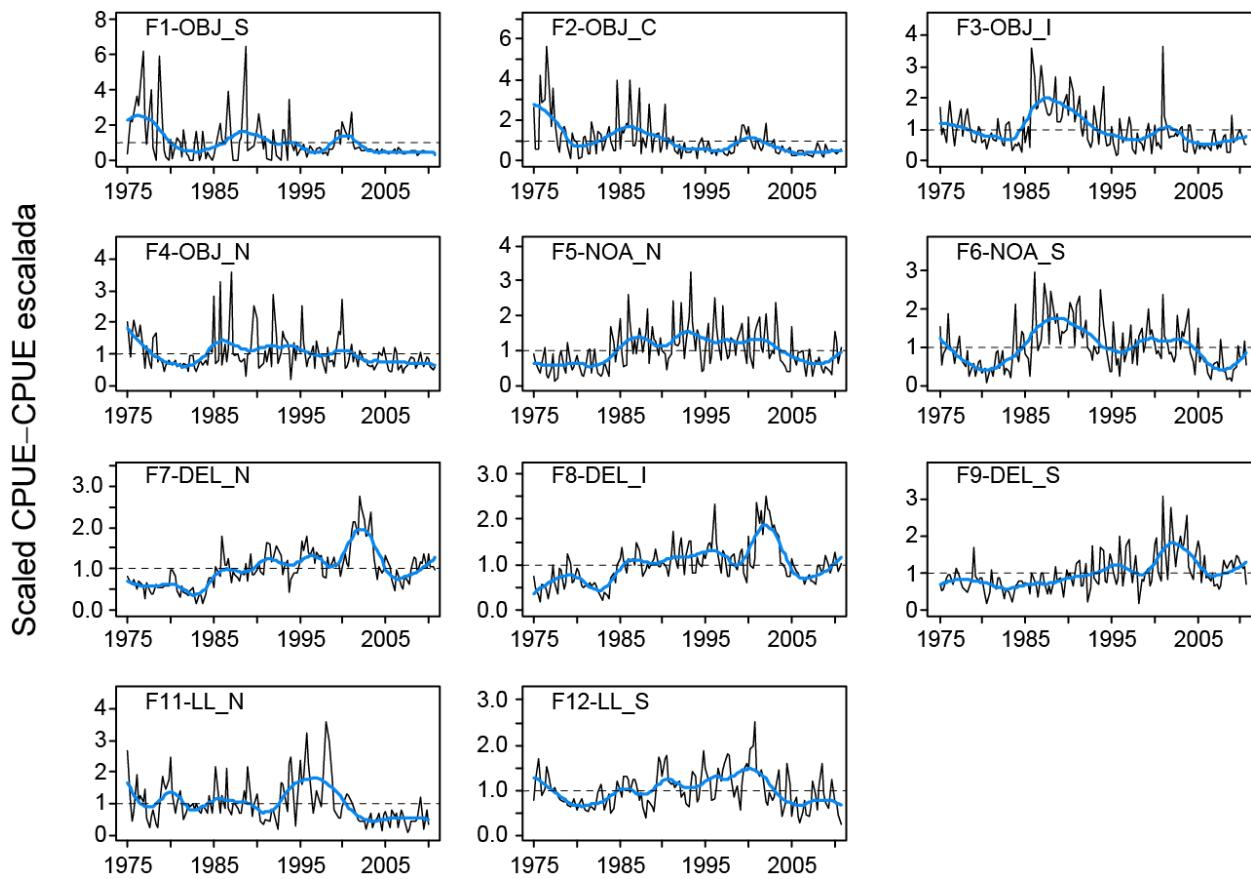


FIGURE 2.5. Quarterly CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-9 are in tons per day fished, and those for Fisheries 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. The thick line is a smoother to illustrate the general CPUE trend.

FIGURA 2.5. CPUE trimestrales 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 a 9 en toneladas por día de pesca, y las de las Pesquerías 11 y 12 en unidades estandarizadas basadas en el 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 cuadros son diferentes. La línea gruesa representa un suavizador para ilustrar la tendencia general de la CPUE.

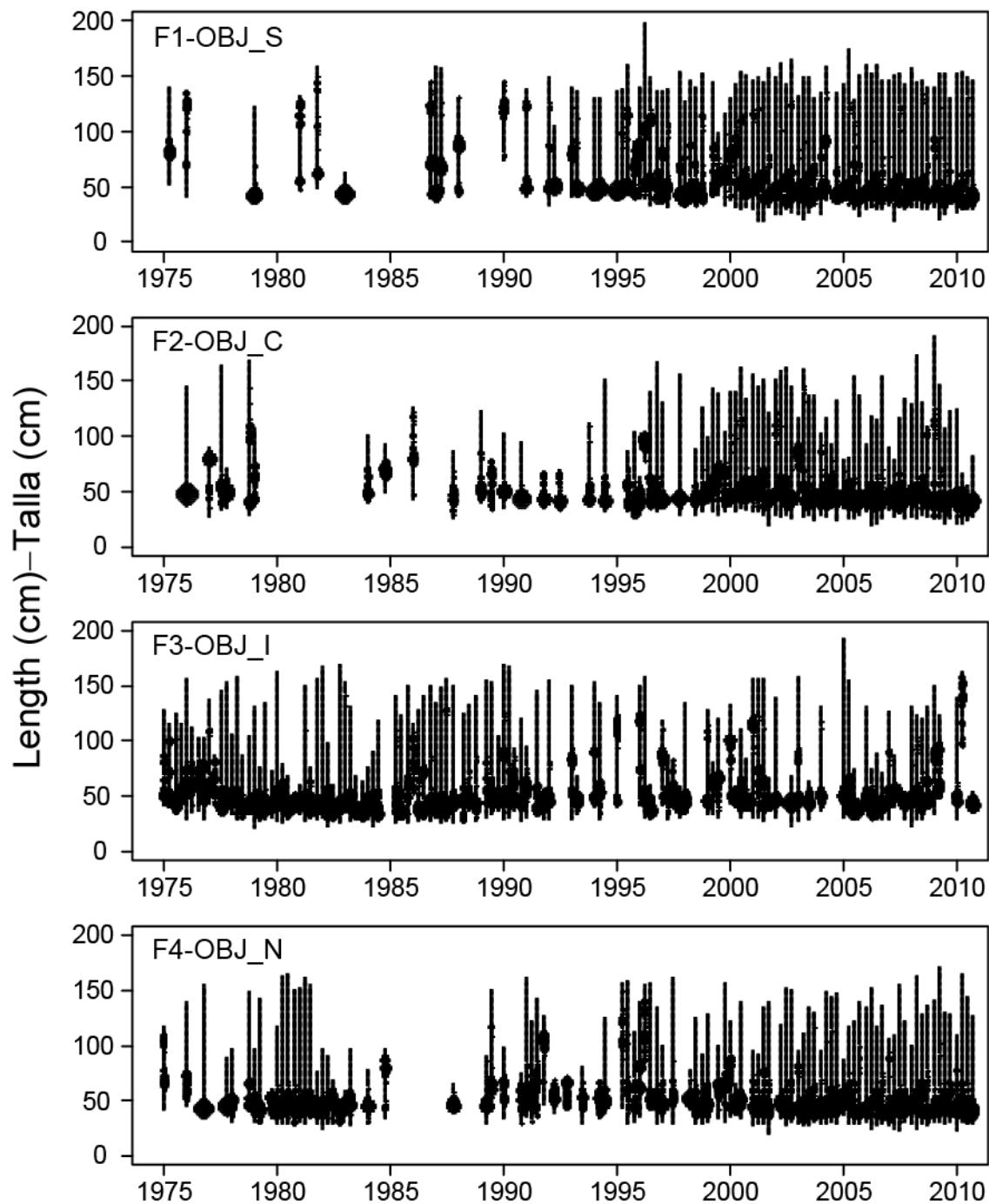


FIGURE 2.6a. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the floating-object fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6a. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías sobre objetos flotantes, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

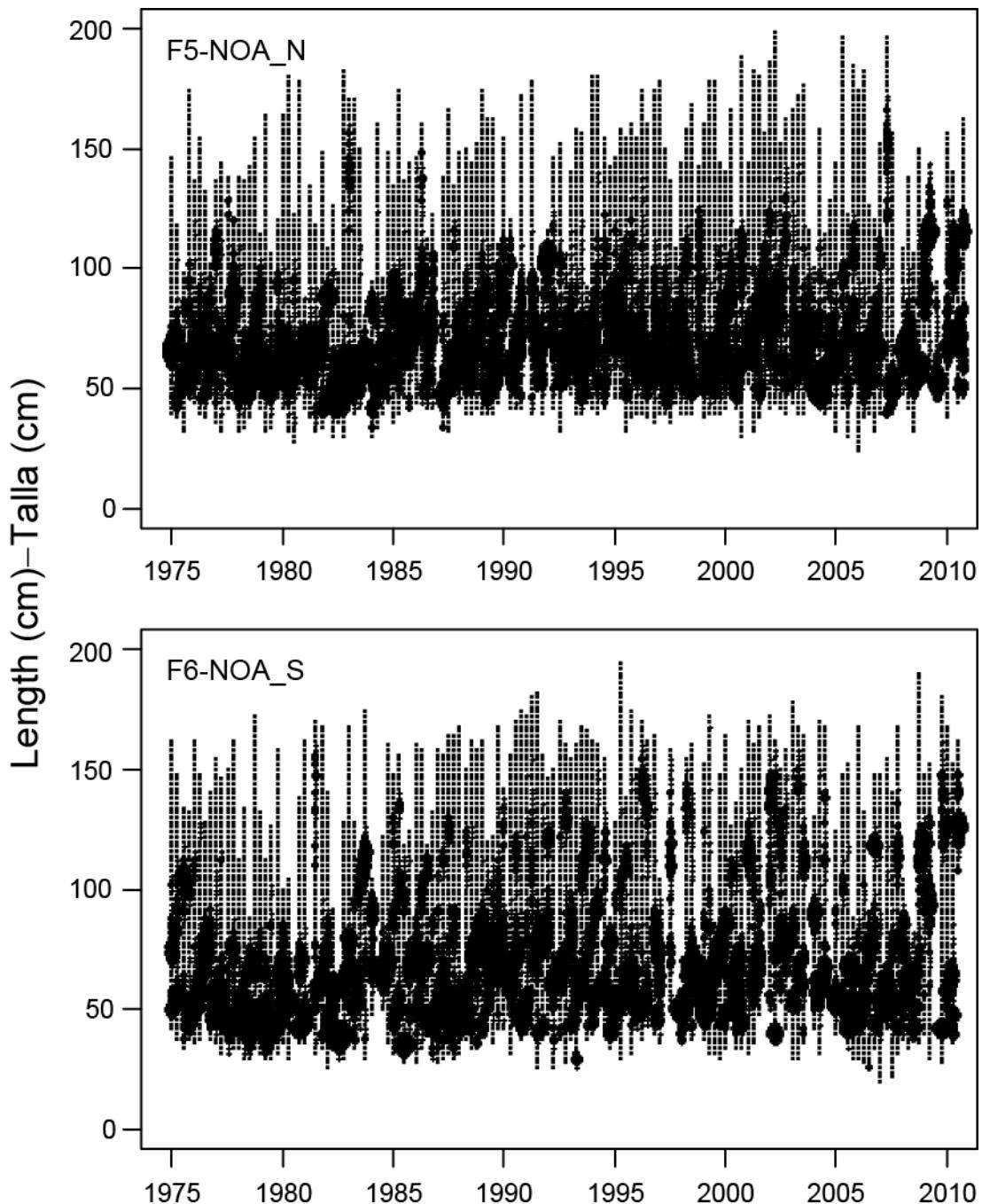


FIGURE 2.6b. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the unassociated fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6b. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías no asociadas, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

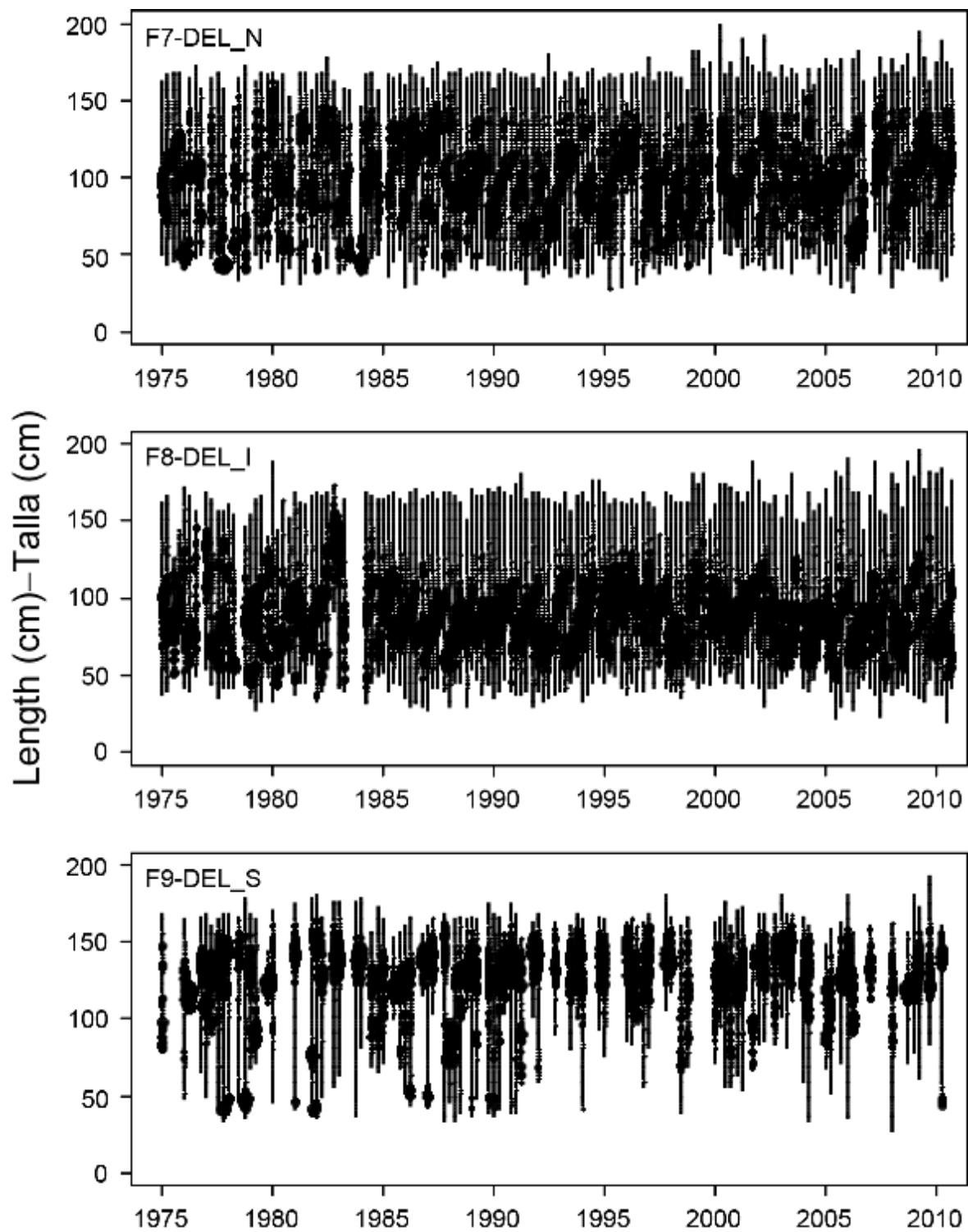


FIGURE 2.6c. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the dolphin-associated purse-seine fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6c. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías de cerco asociadas con delfines, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

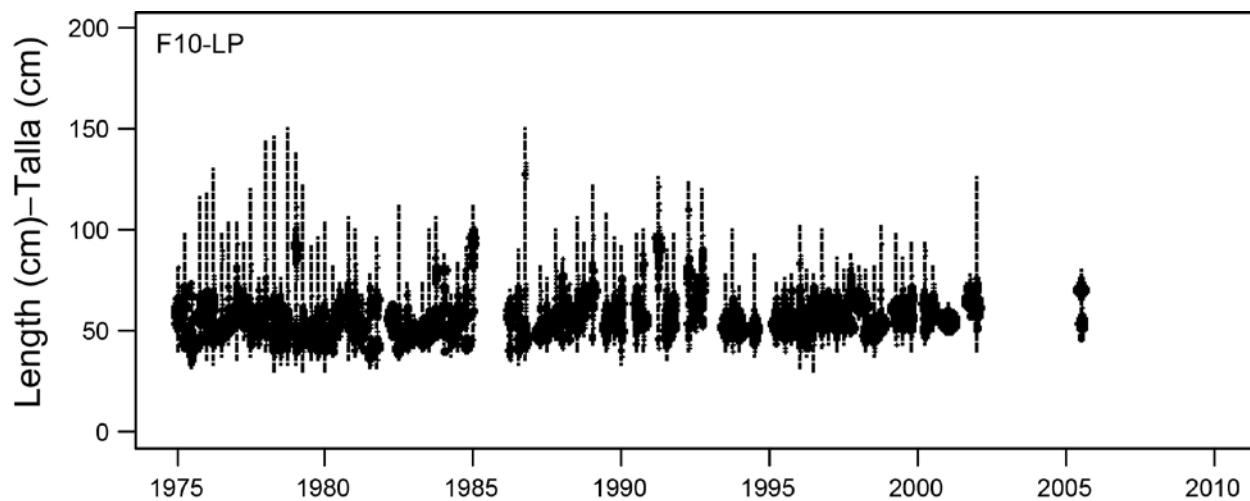


FIGURE 2.6d. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the pole-and-line fishery, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6d. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por la pesquería cañera, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

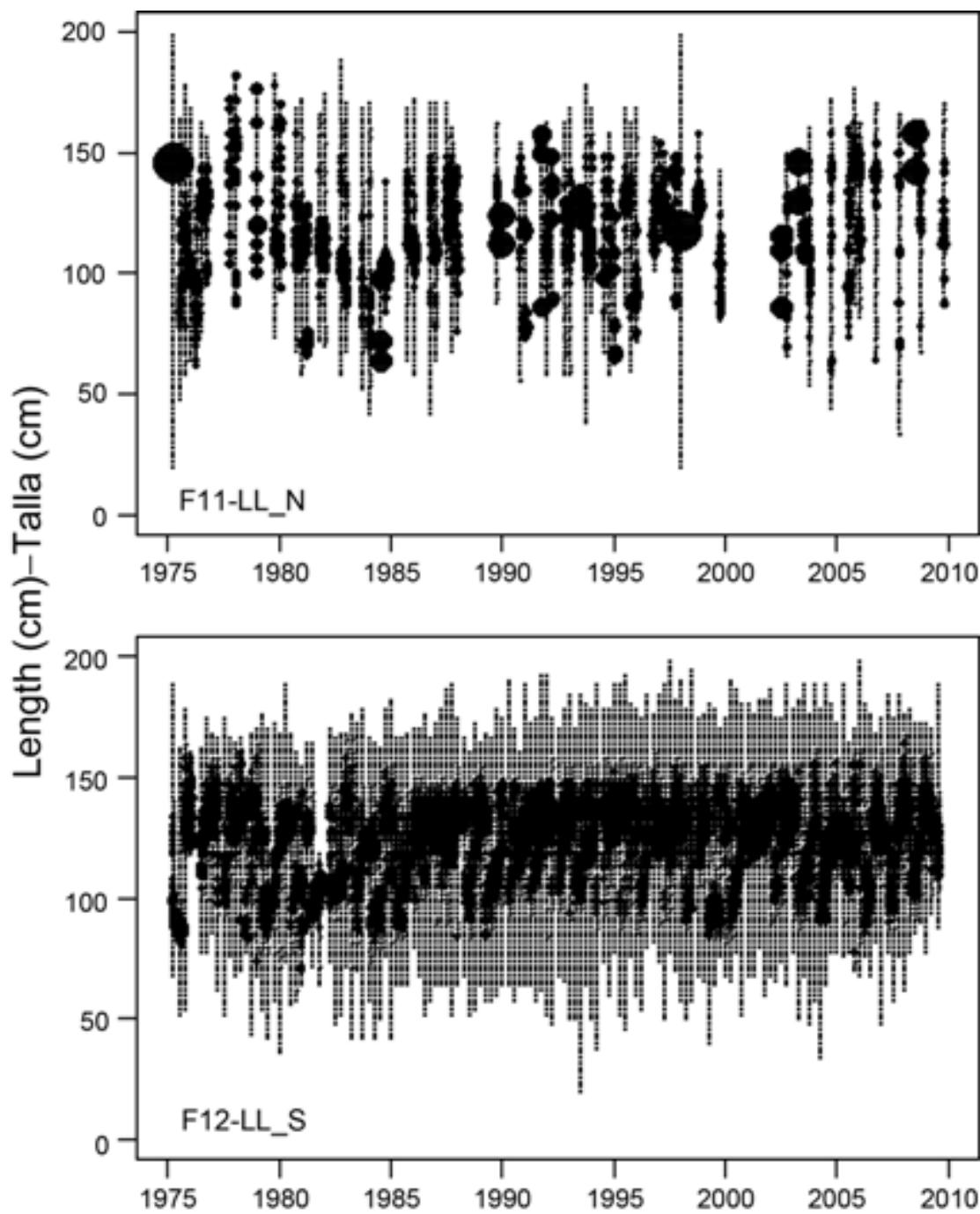


FIGURE 2.6e. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the longline fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6e. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías de palangre, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

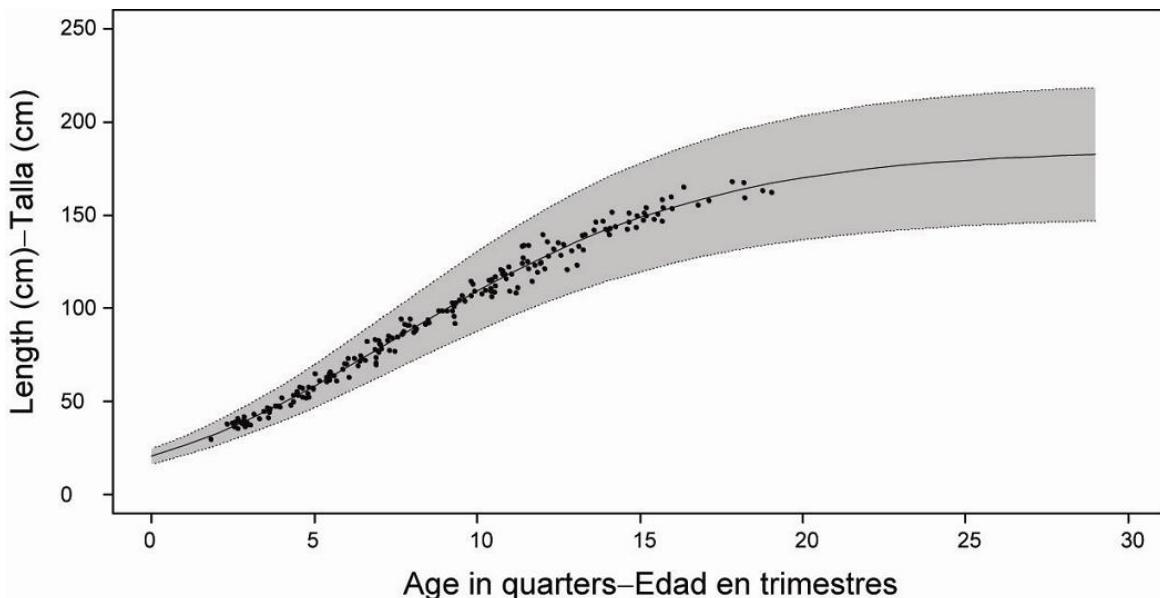


FIGURE 3.1. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. The points represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the assumed variation in length at age (± 2 standard deviations).

FIGURA 3.1. Curva de crecimiento estimada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Los puntos representan los datos de talla por edad de otolitos (Wild 1986). La región sombreada representa la variación supuesta de la talla por edad (± 2 desviaciones estándar).

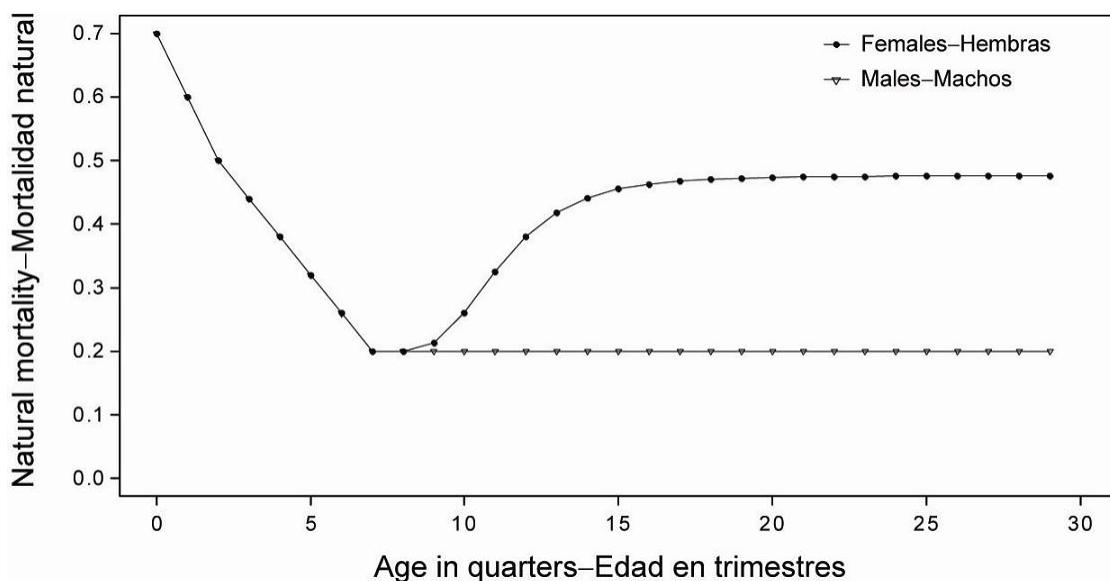


FIGURE 3.2. Rates of natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.2.

FIGURA 3.2. Tasas de mortalidad natural (M), por intervalo trimestral, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.2 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

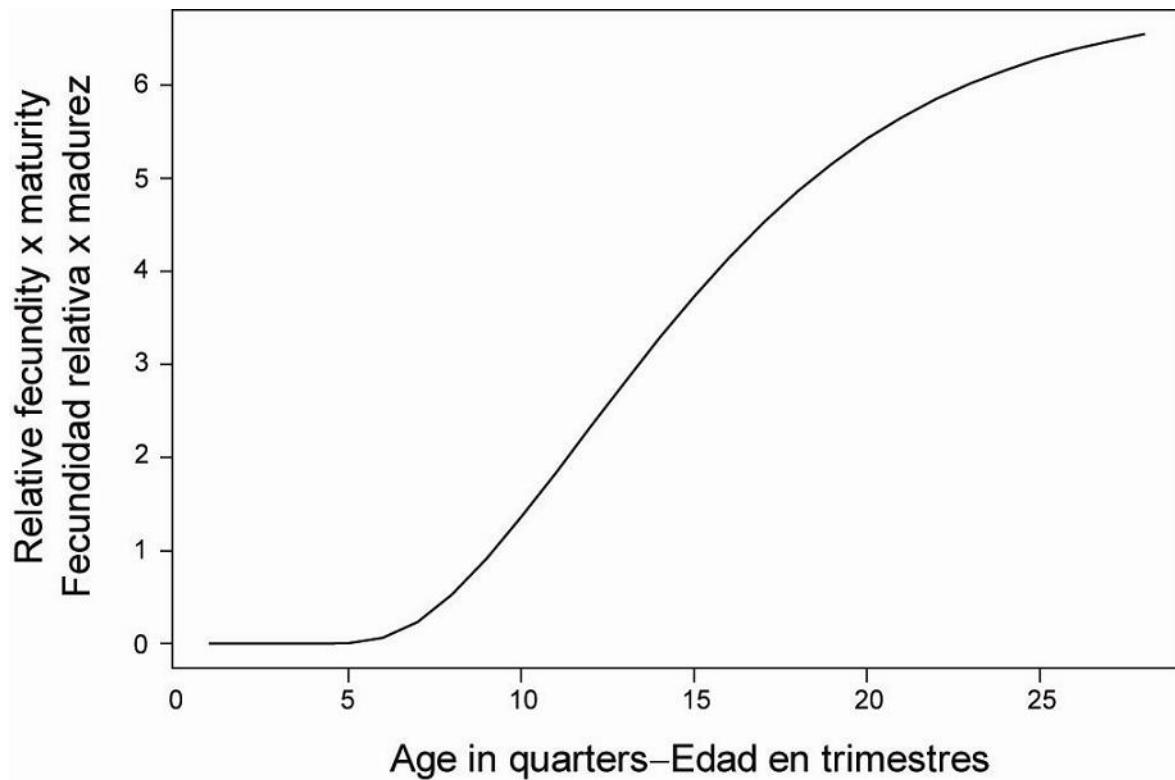


FIGURE 3.3. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.3. Curva de fecundidad relativa por edad (de Schaefer 1998) usada para estimar el índice de biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO.

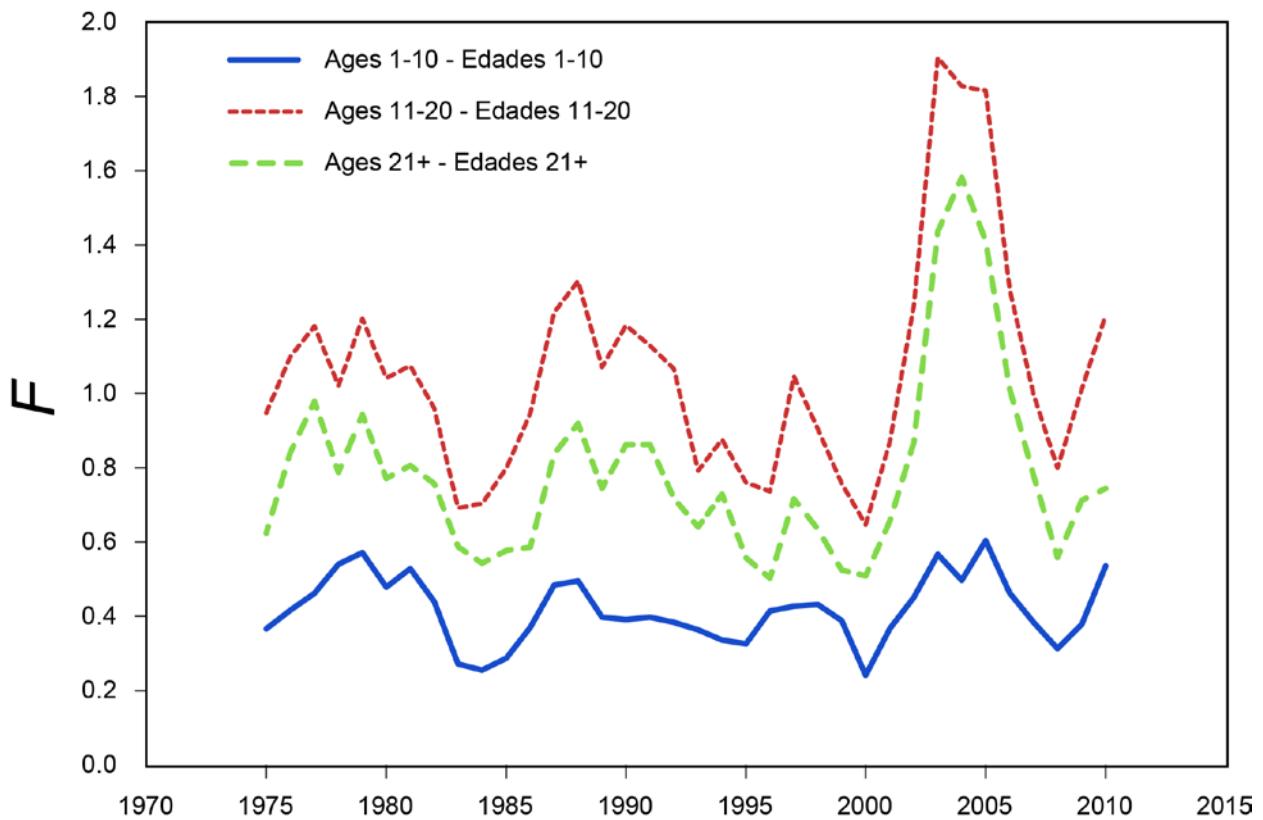


FIGURE 4.1. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 4.1. Mortalidad por pesca (F) anual media, por grupo de edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se definen los grupos de edad por edad en trimestres.

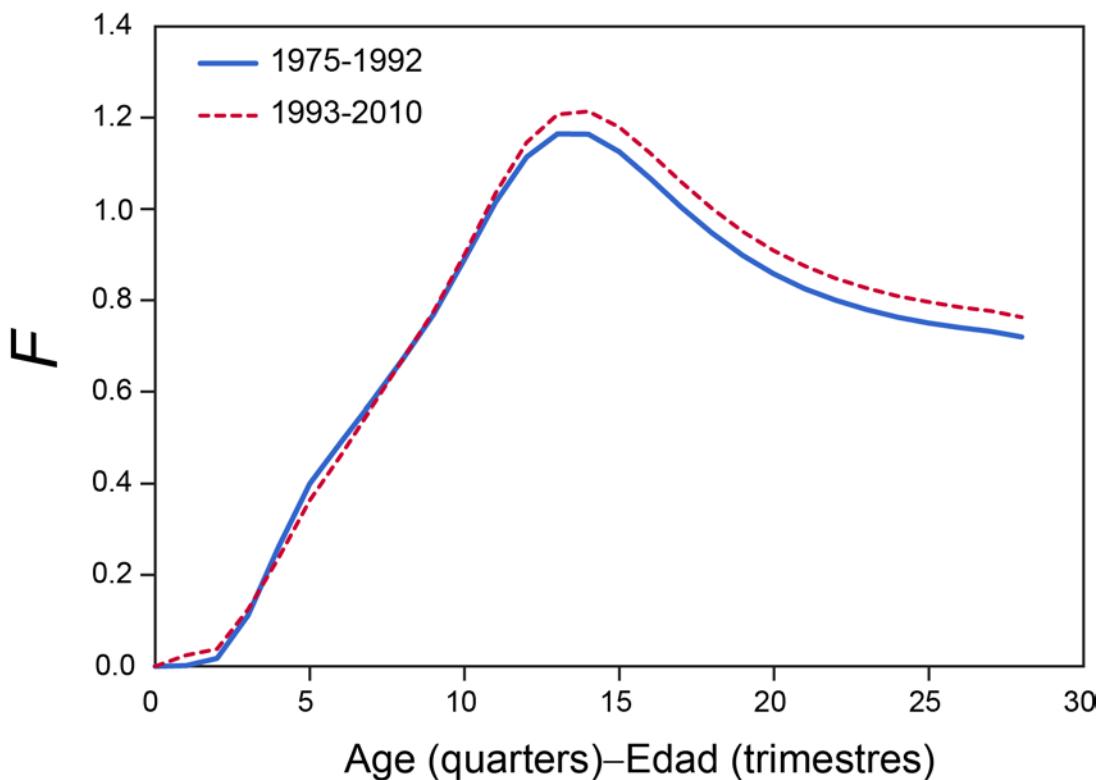


FIGURE 4.2a. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for two periods, before and after the increase in effort associated with floating objects.

FIGURA 4.2a. Mortalidad por pesca (F) anual media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para dos períodos, antes y después del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.

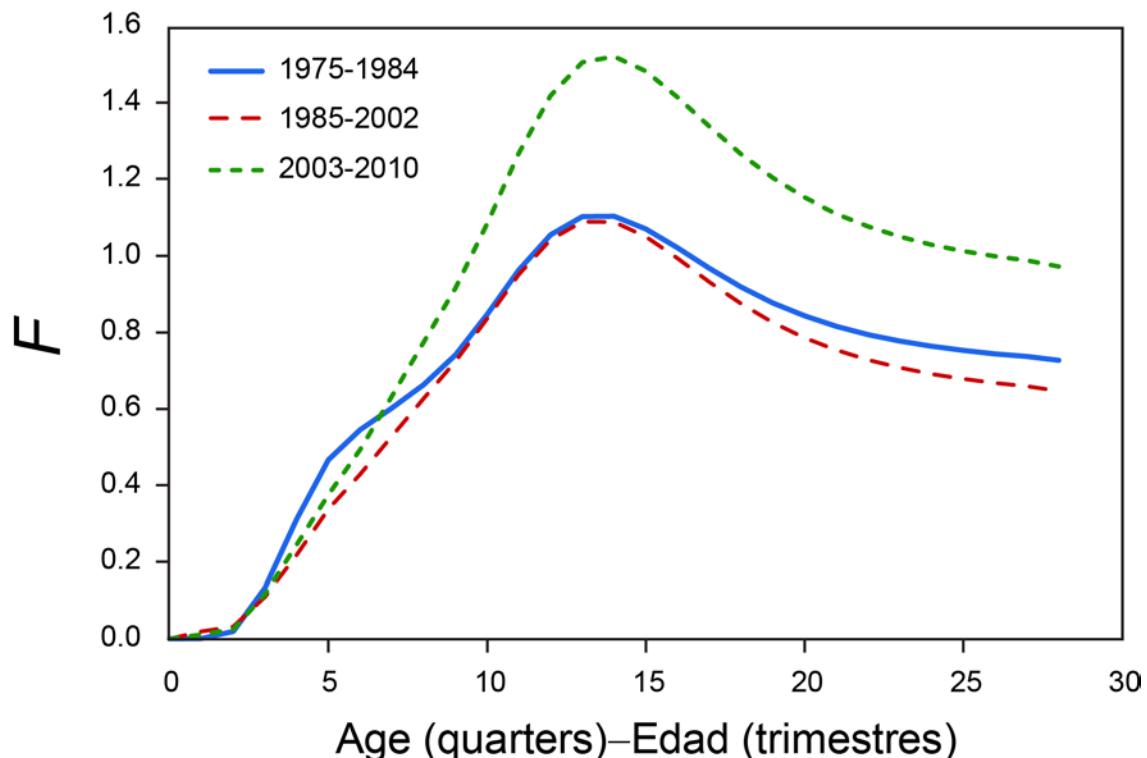


FIGURE 4.2b. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for three periods corresponding to possible productivity regimes.

FIGURA 4.2b. Mortalidad por pesca (F) anual media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para tres períodos correspondientes a posibles regímenes de productividad.

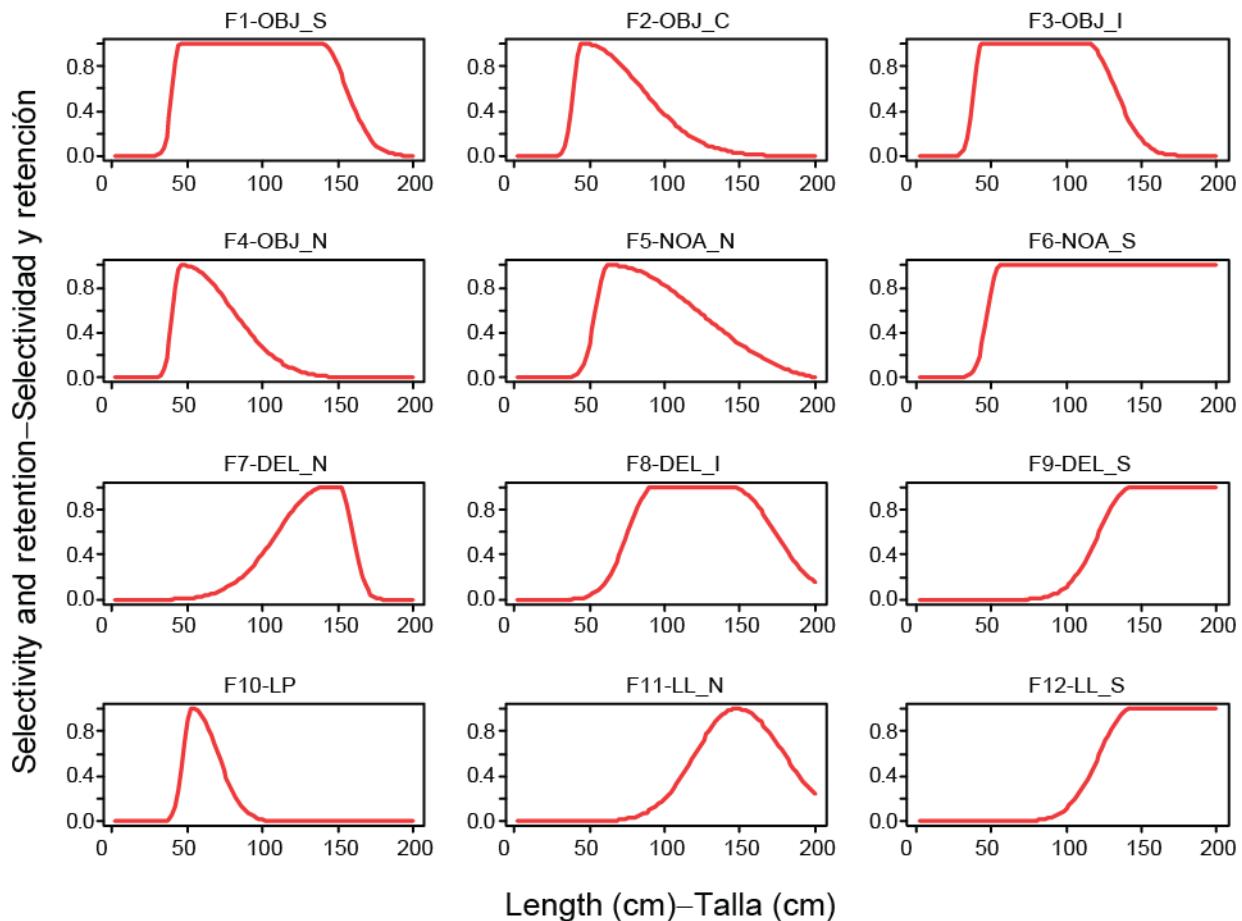


FIGURE 4.3. Selectivity curves for 12 of the 16 fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. The selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16) are fixed at assumed values.

FIGURA 4.3. Curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se fijan las curvas de selectividad de las pesquerías de descartes (Pesquerías 13-16) en valores supuestos.

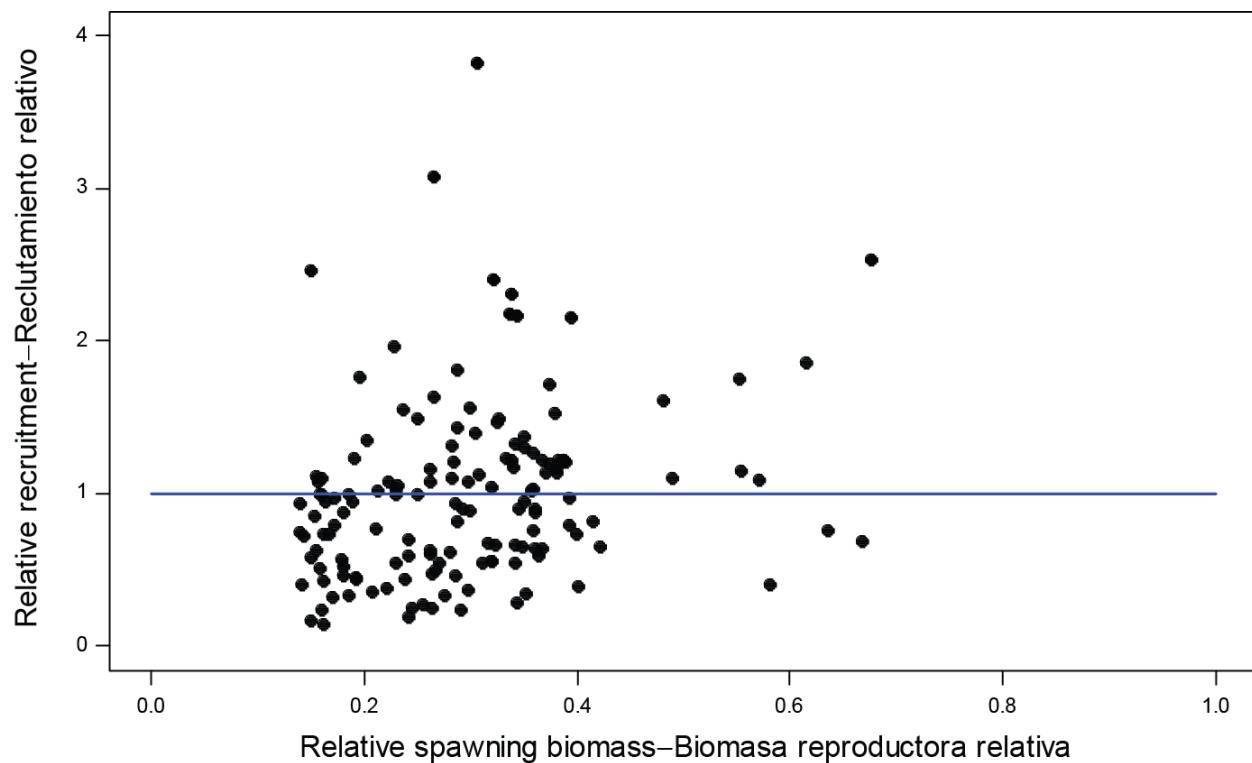


FIGURE 4.4. Estimated relationship between recruitment and spawning biomass of yellowfin tuna. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.4. 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.

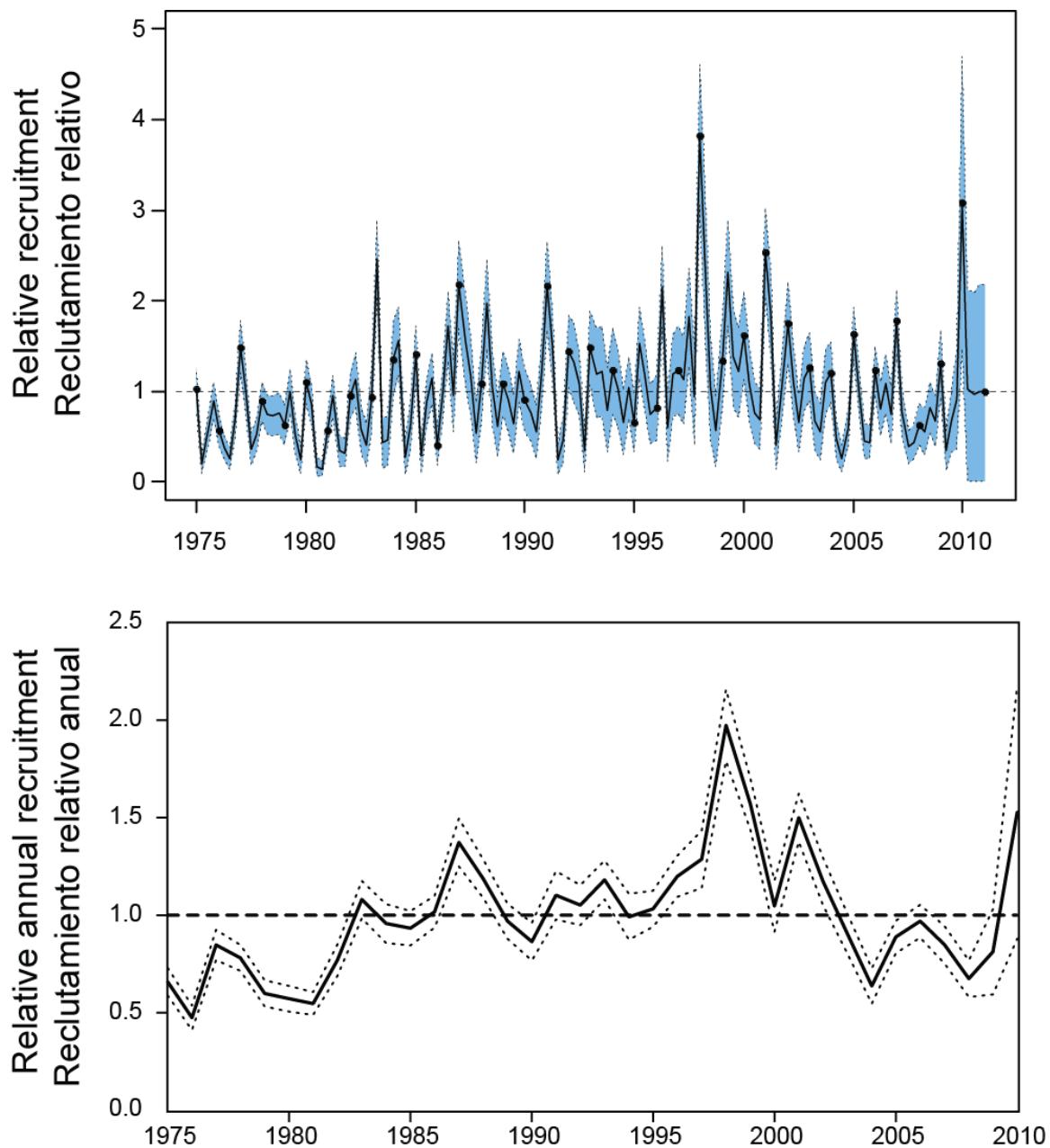


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, 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 in the quarterly recruitment figure a).

FIGURA 4.5. Reclutamiento (a) trimestral y (b) anual 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 4.6. Estimated biomass of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO. The line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.6. Biomasa estimada de atún aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO. La línea ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

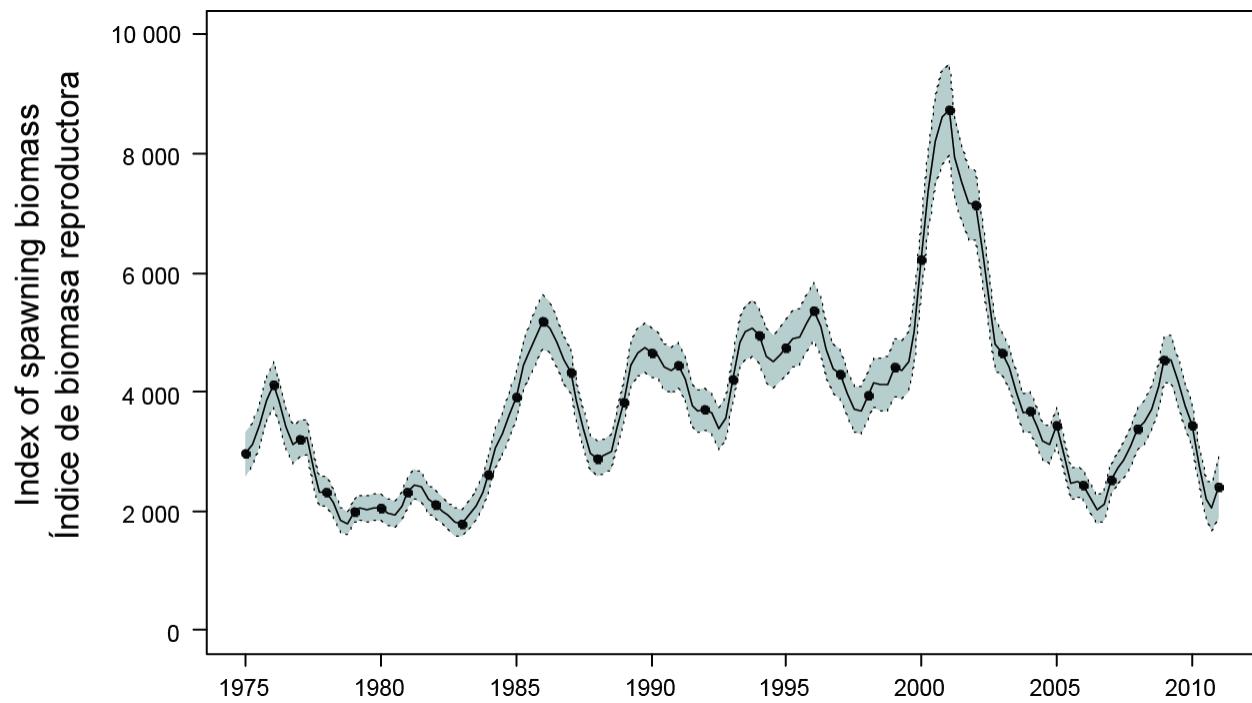


FIGURE 4.7. Estimated index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.7. Índice estimado de la biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas de trazo los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

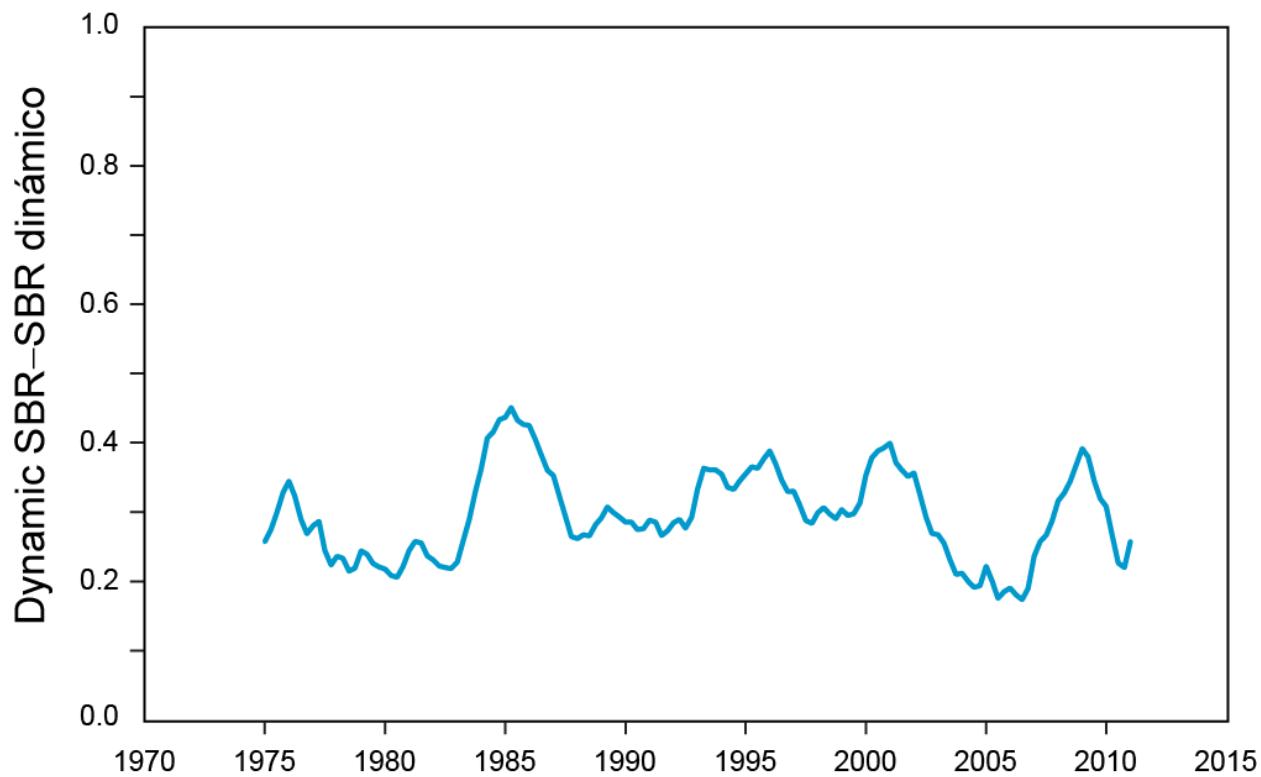


FIGURE 4.8a. Spawning biomass as a ratio of the trajectory of spawning biomass simulated from a population of yellowfin tuna that was never exploited. Dynamic SBR is the spawning biomass as a ratio of the unfished spawning biomass calculated by modeling the population over time in the absence of fishing.

FIGURA 4.8a. Biomasa reproductora como cociente de la trayectoria de la biomasa reproductora simulada de una población de atún aleta amarilla que nunca fue explotada. El SBR dinámico es la biomasa reproductora como cociente de la biomasa reproductora no explotada calculada mediante el modelado de la población a lo largo del tiempo en la ausencia de pesca.

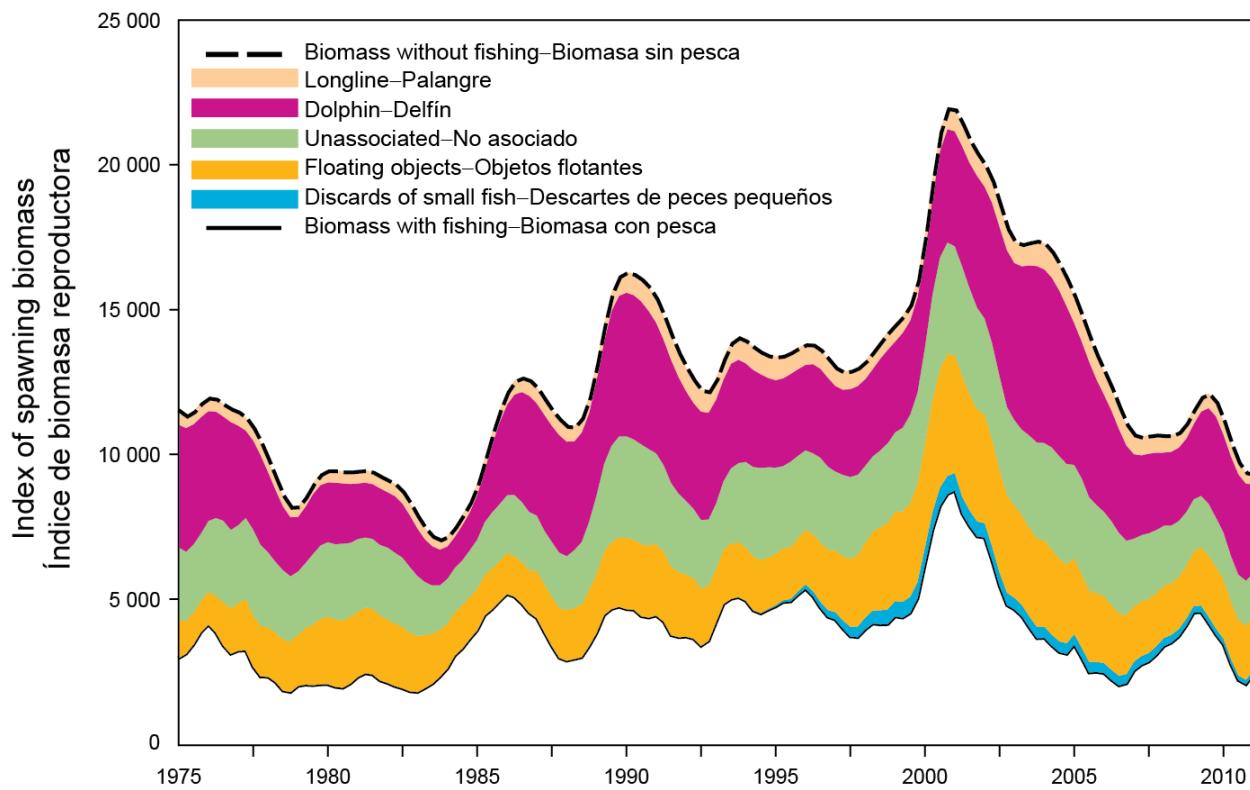


FIGURE 4.8b. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4.8b. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquélla 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.

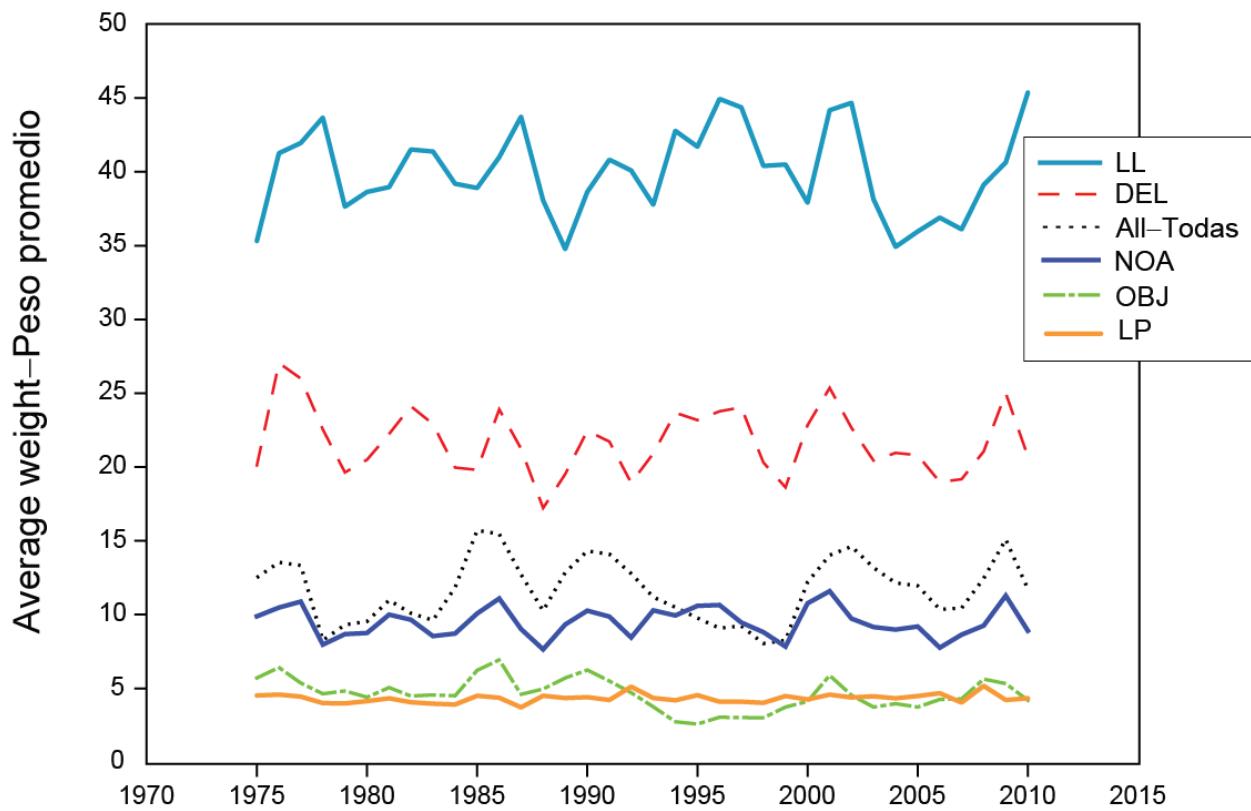


FIGURE 4.9. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO (OBJ = purse-seine sets on floating objects; NOA = purse-seine sets on unassociated schools; DEL = purse-seine sets on schools associated with dolphins; LL = longline; All = all fisheries combined).

FIGURA 4.9. Peso promedio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. (OBJ = lances cerqueros sobre objetos flotantes; NOA = lances cerqueros sobre atunes no asociados; DEL = lances cerqueros sobre atunes asociados con delfines; LL = palangre; Todas = todas las pesquerías combinadas).

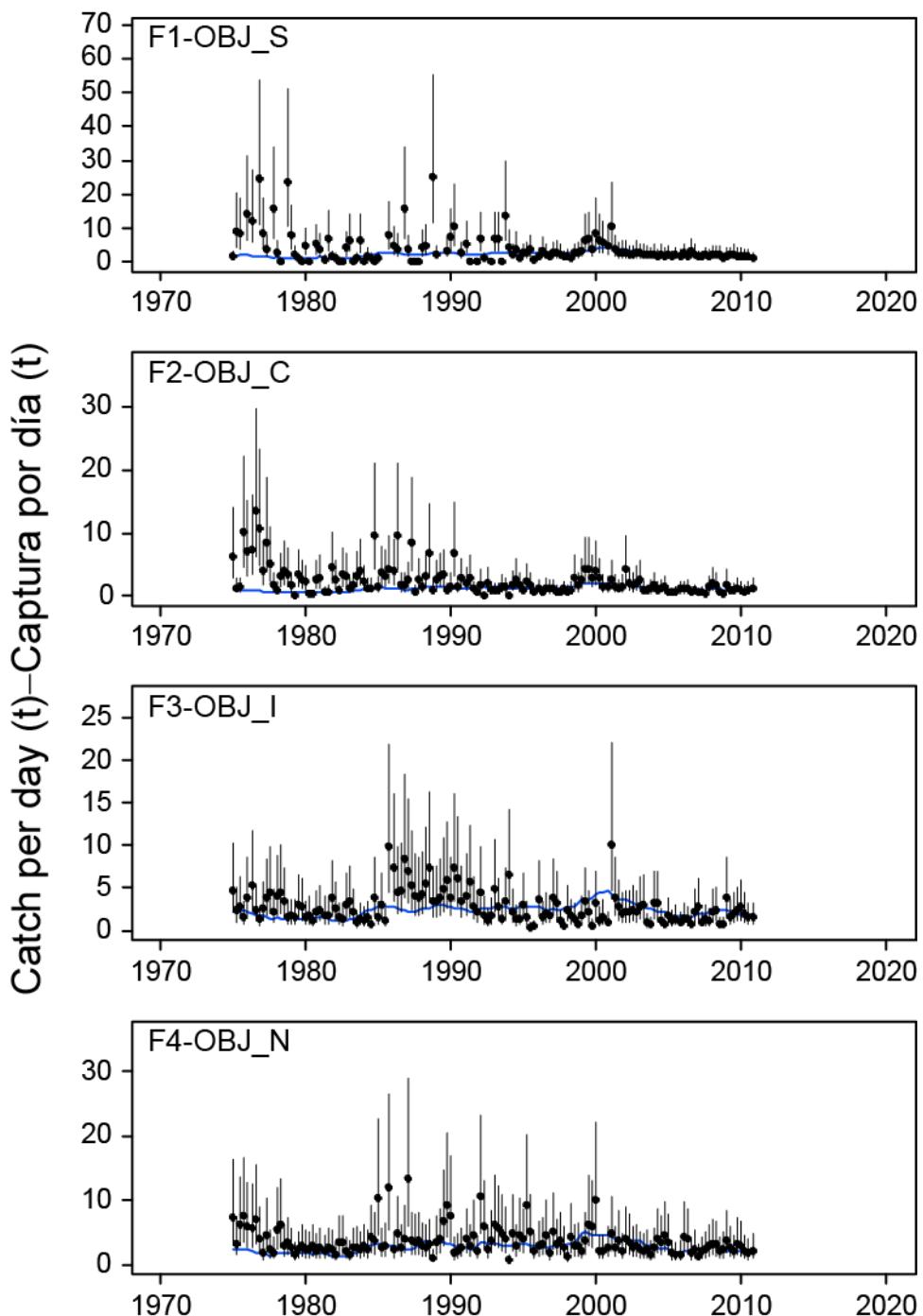


FIGURE 4.10a. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the floating-object fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10a. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías sobre objetos flotantes. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

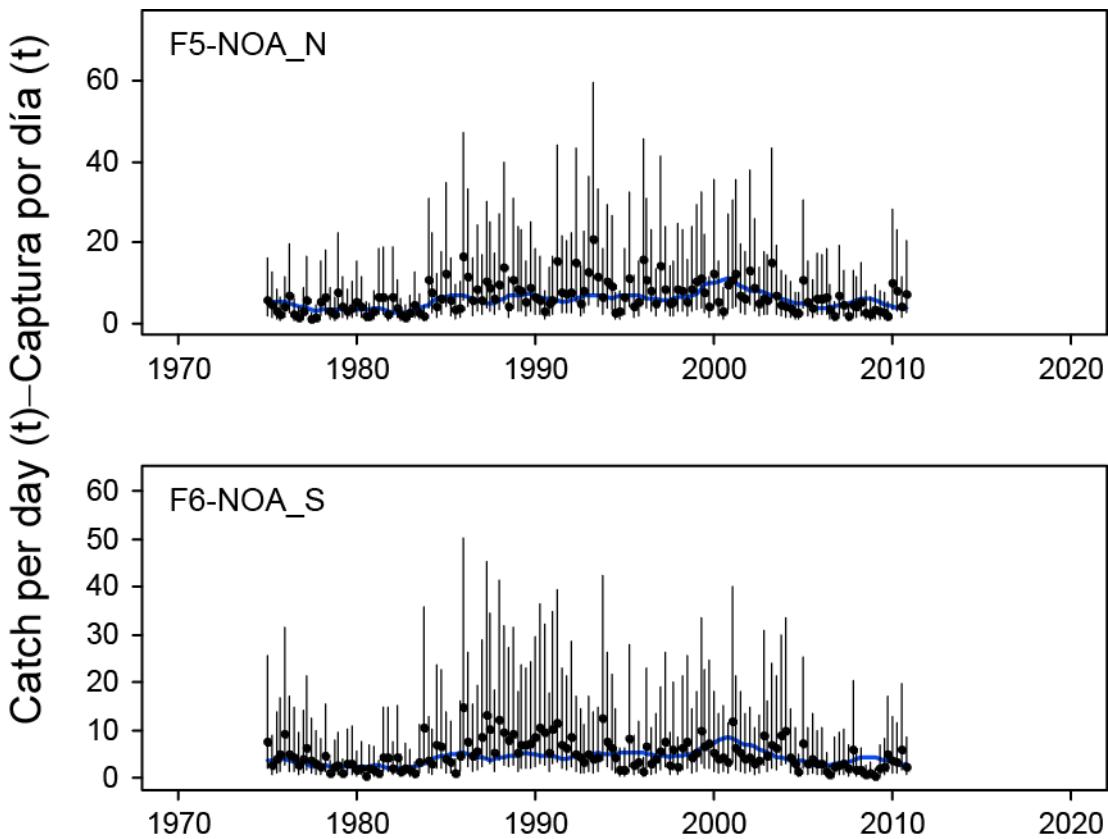


FIGURE 4.10b. Model fits to the CPUE based indices of abundance for the unassociated fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10b. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías no asociadas. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

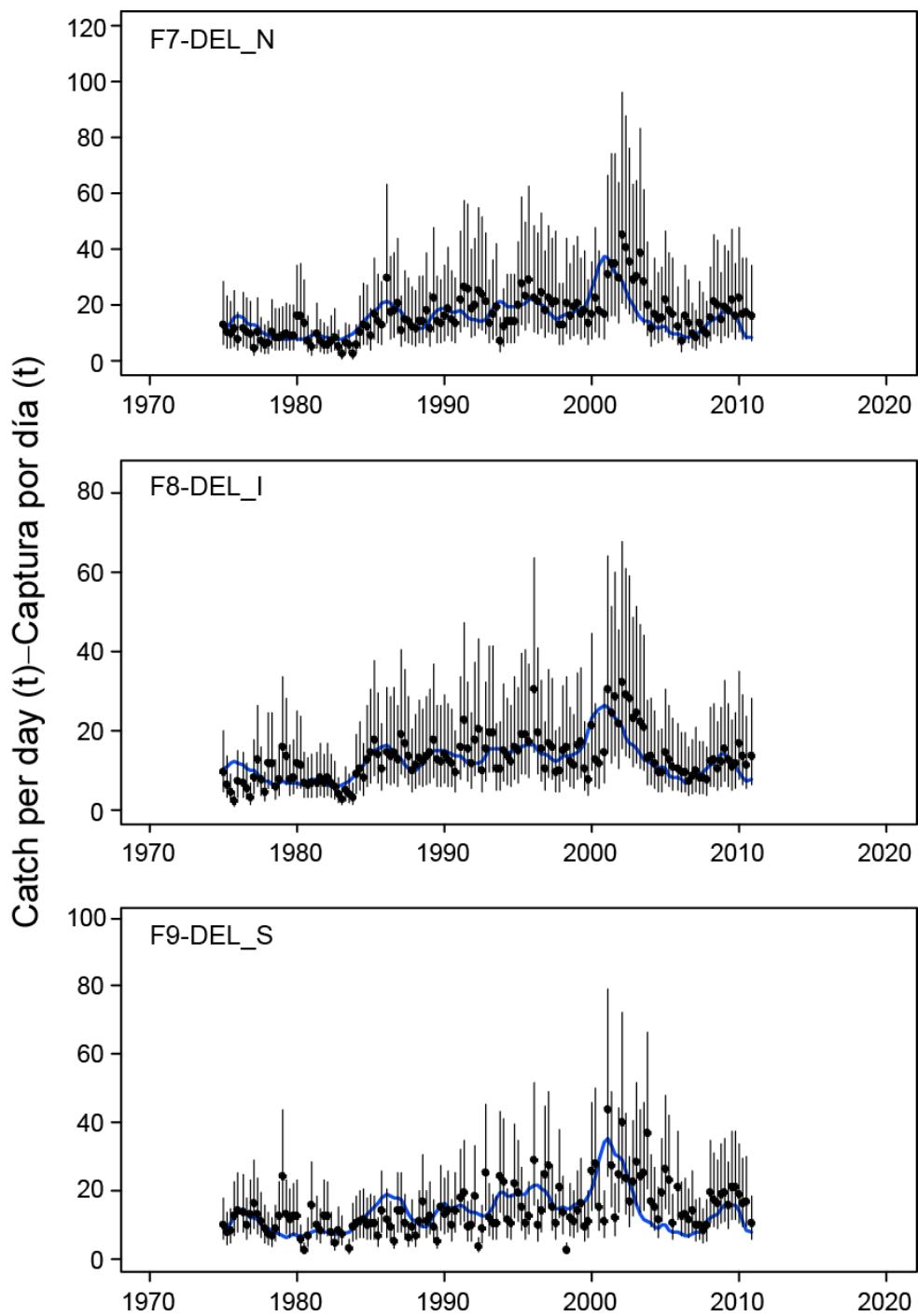


FIGURE 4.10c. Model fits to the CPUE based indices of abundance for the dolphin fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10c. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías sobre delfines. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

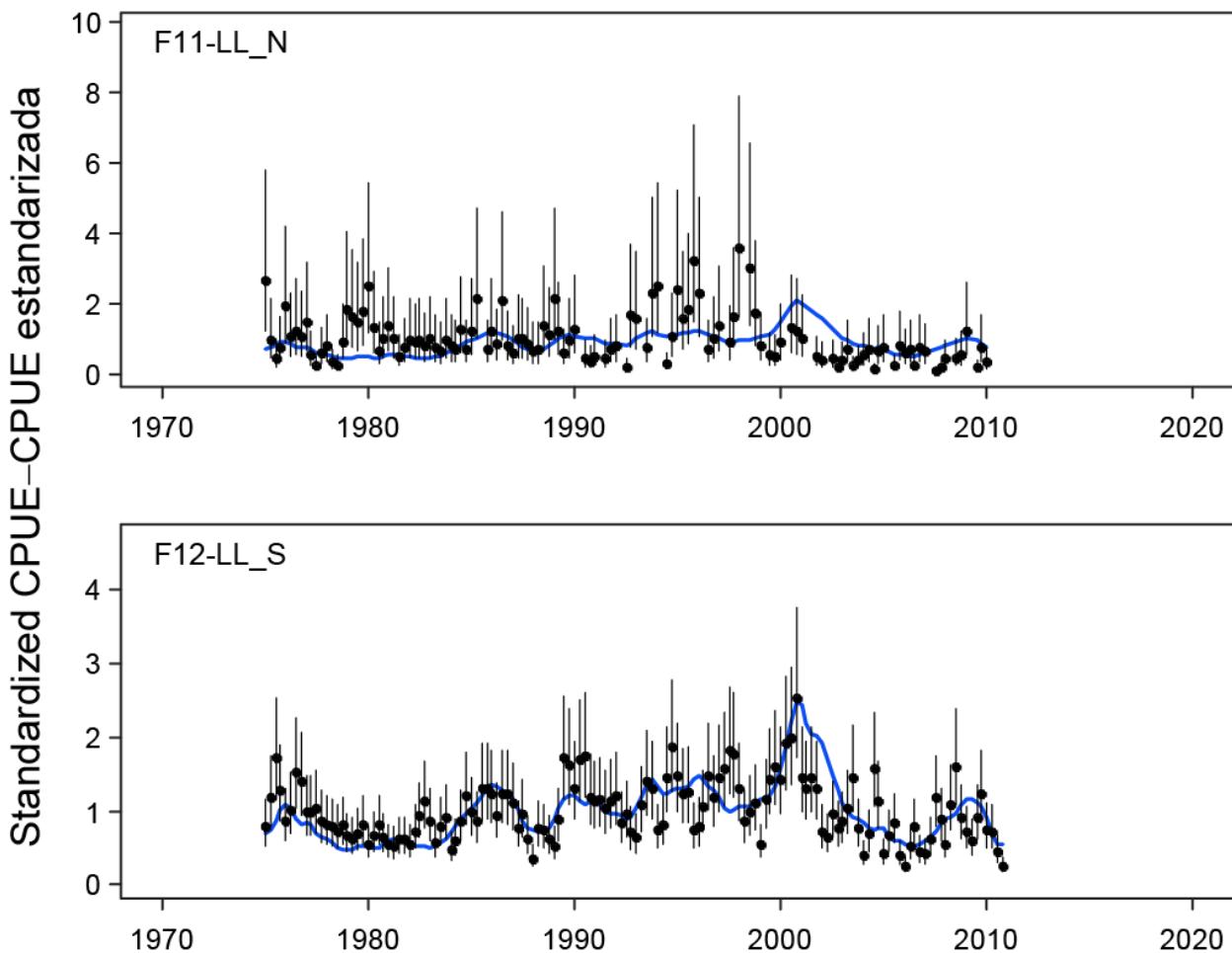


FIGURE 4.10d. Model fits to the CPUE based indices of abundance for the longline fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10d. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías de palangre. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

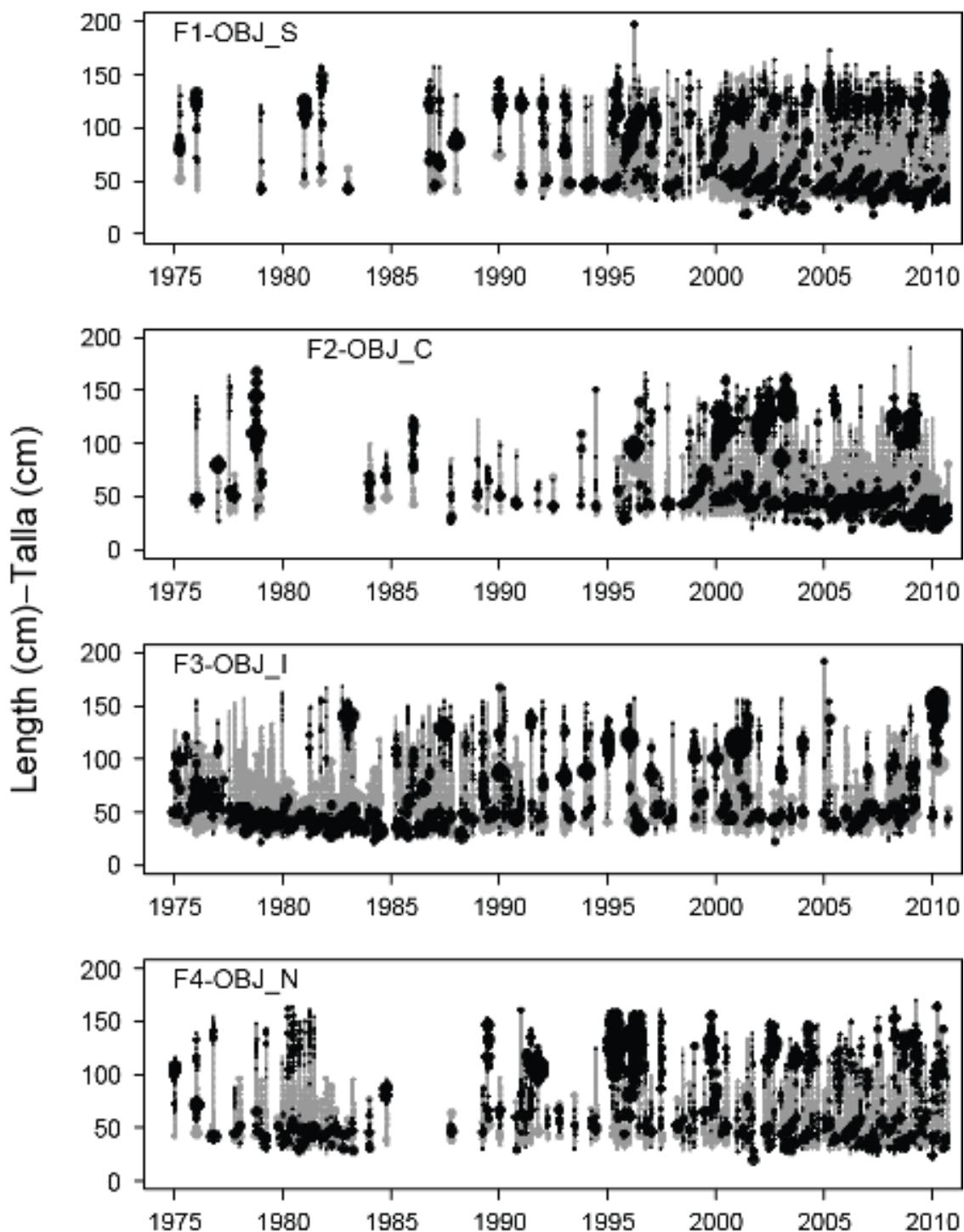


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the floating-object fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11a. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

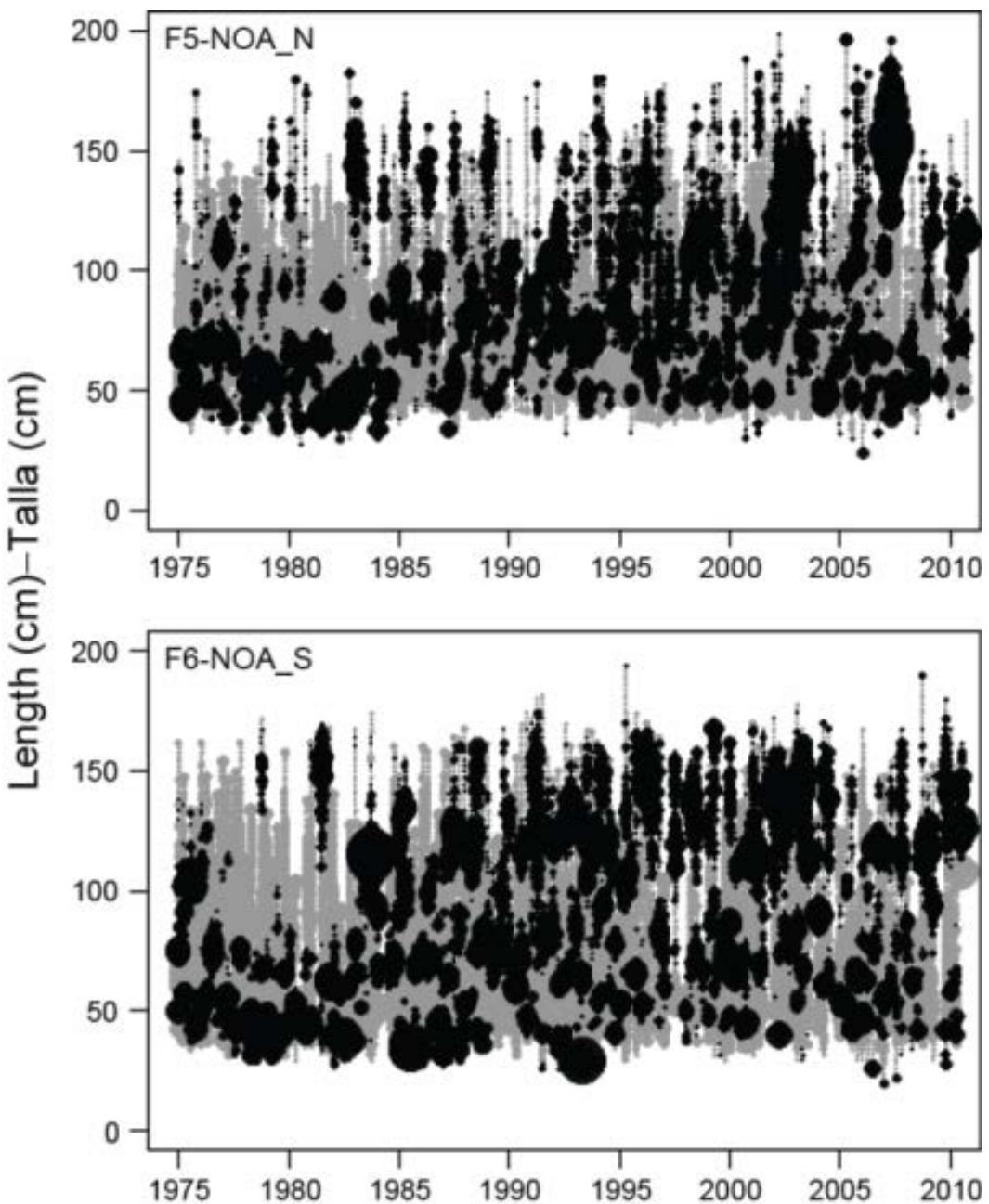


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the unassociated fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11b. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías no asociadas. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

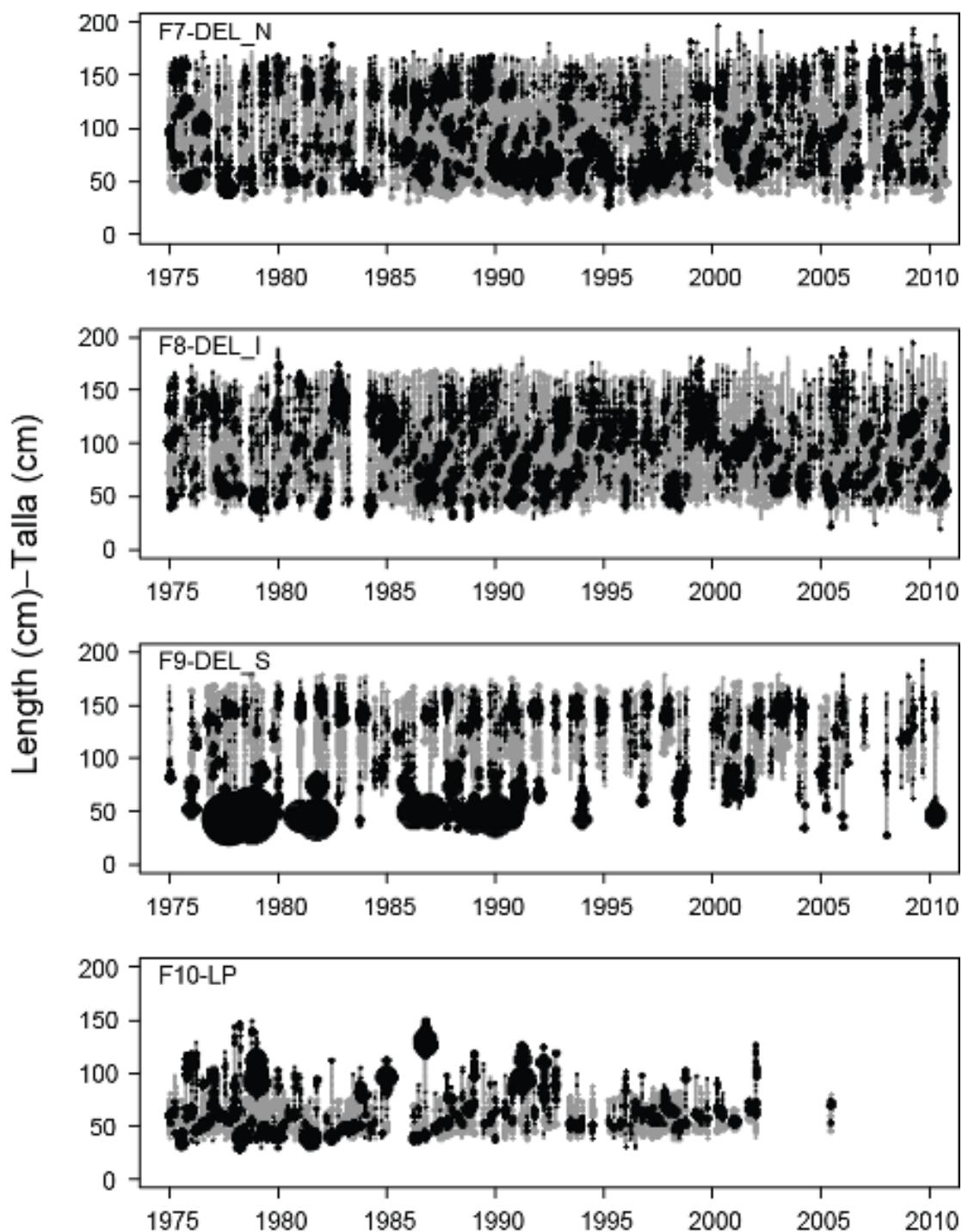


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the dolphin-associated purse-seine fisheries and the pole-and-line fishery. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías asociadas con delfines y la pesquería de caña. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

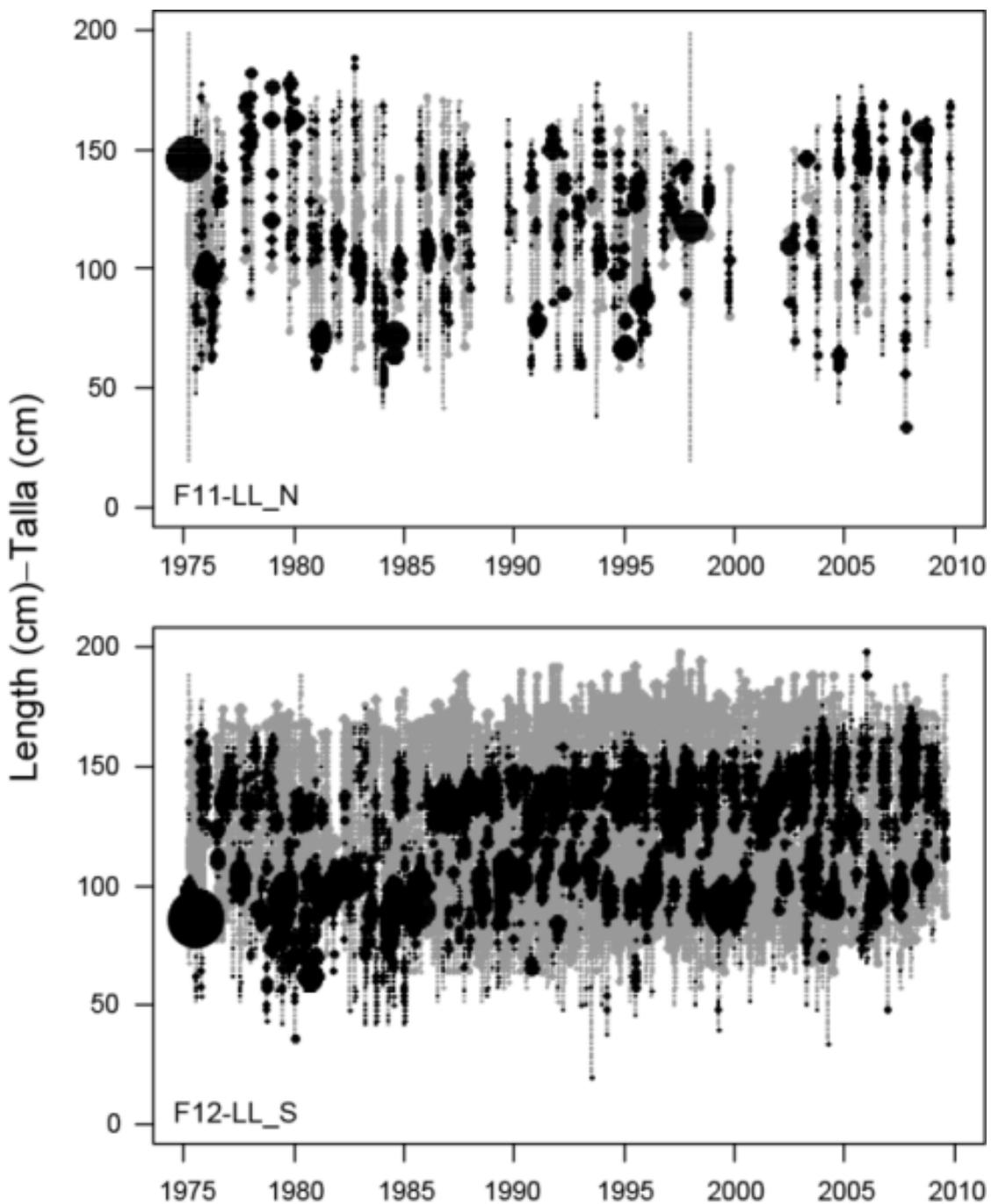


FIGURE 4.11d. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the longline fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11d. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías de palangre. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

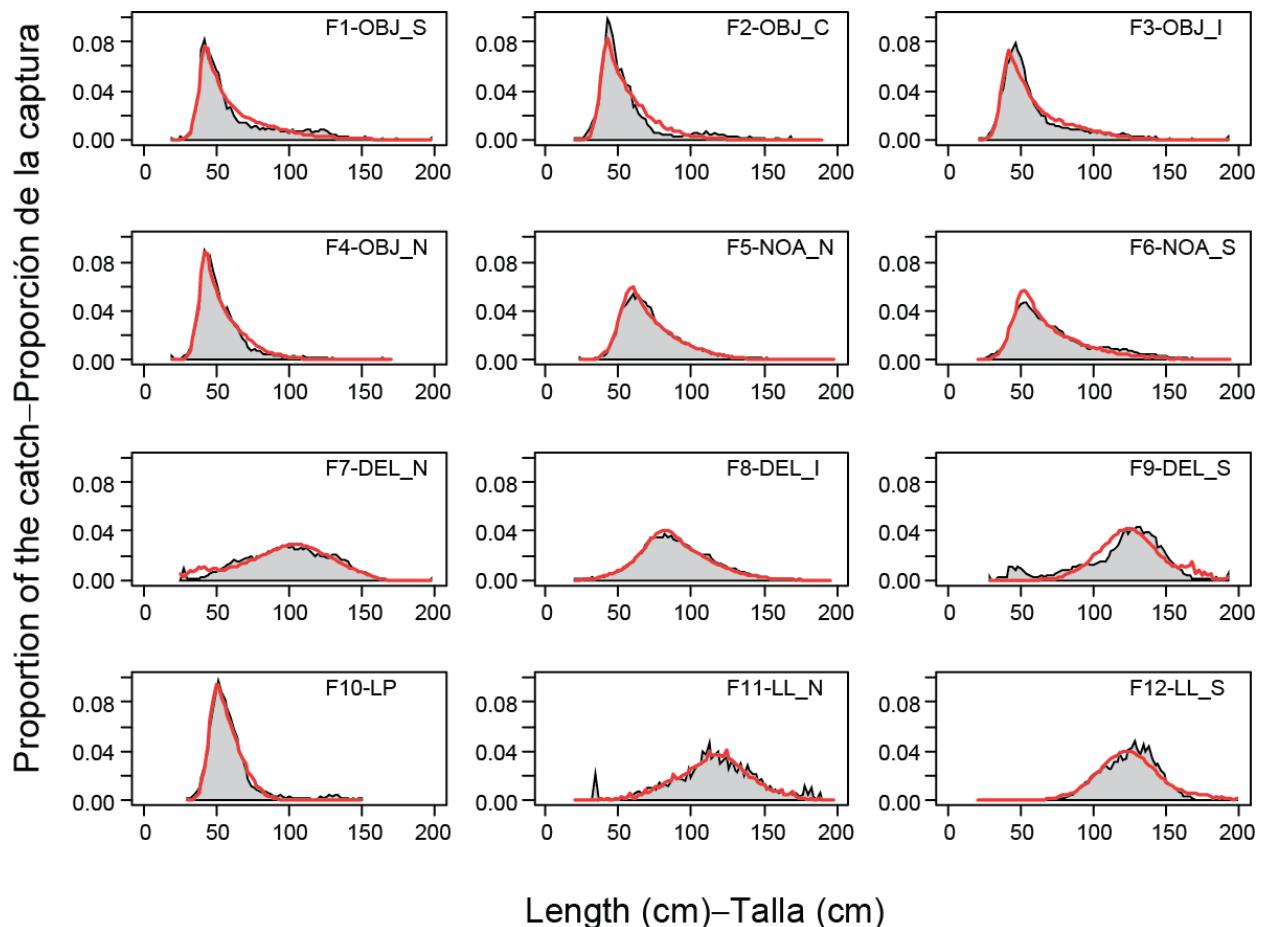


FIGURE 4.11e. Average observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 4.11e. Composición por talla media 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.

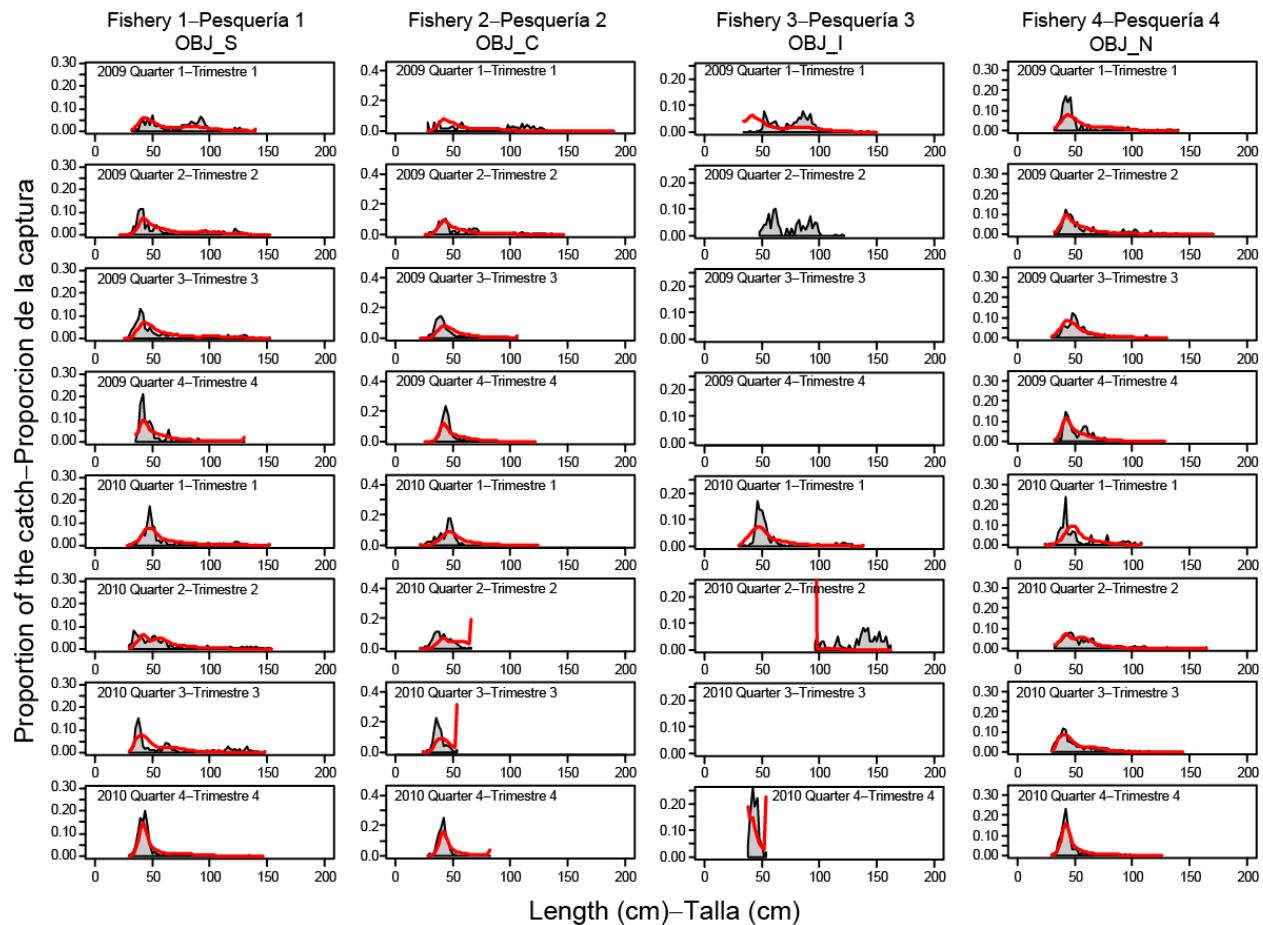


FIGURE 4.11f. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

FIGURA 4.11f. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4).

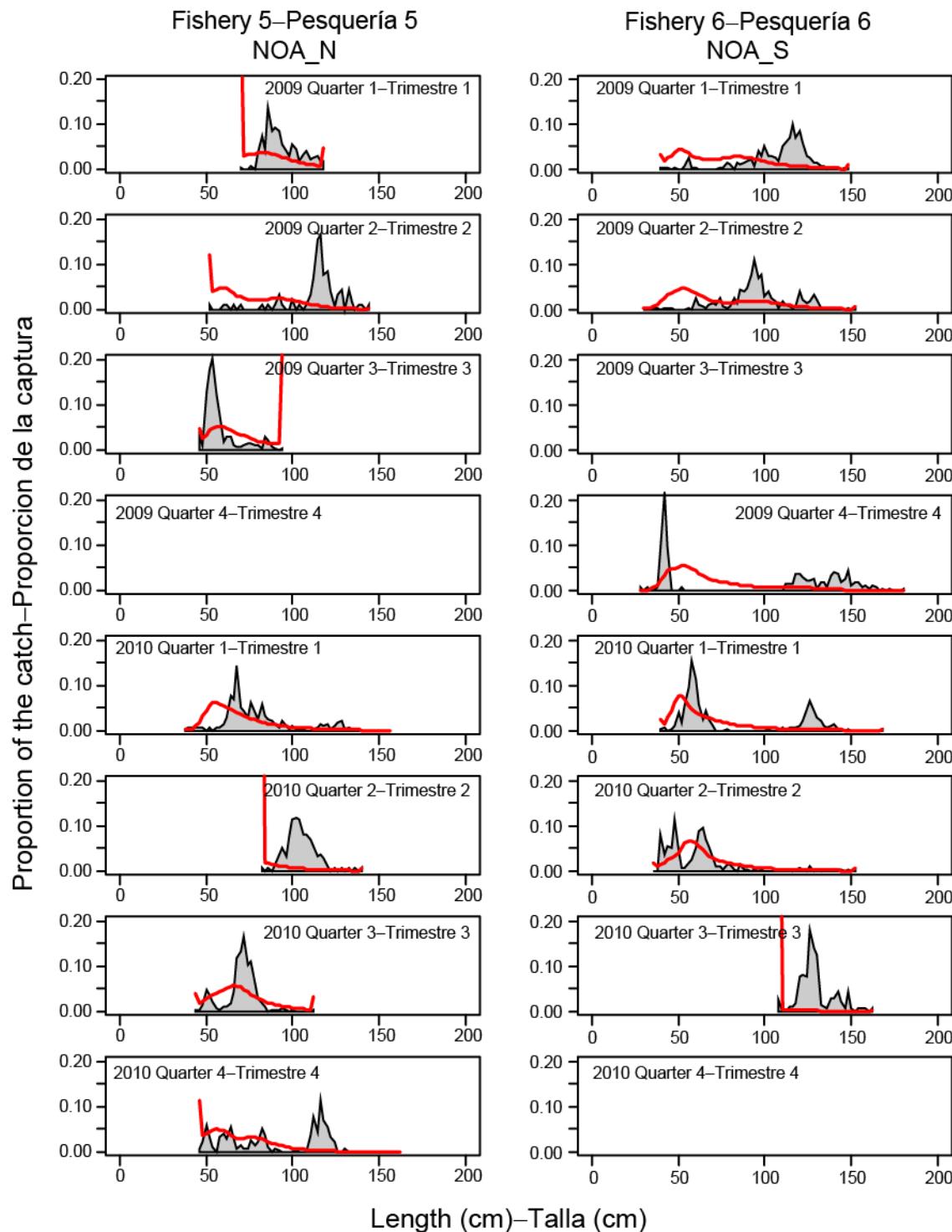


FIGURE 4.11g. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

FIGURA 4.11g. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5 y 6).

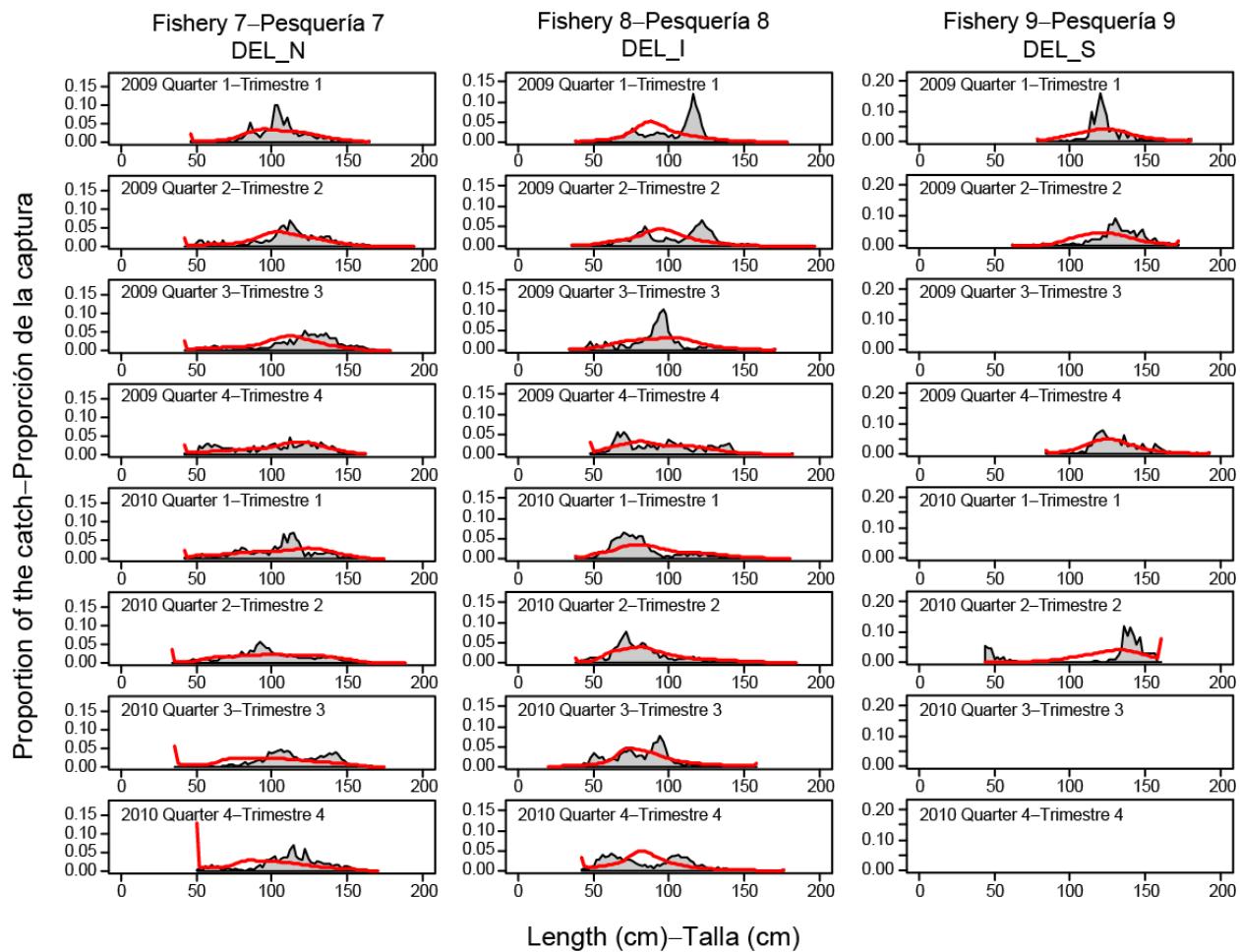


FIGURE 4.11h. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

FIGURA 4.11h. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con delfines (Pesquerías 7-9).

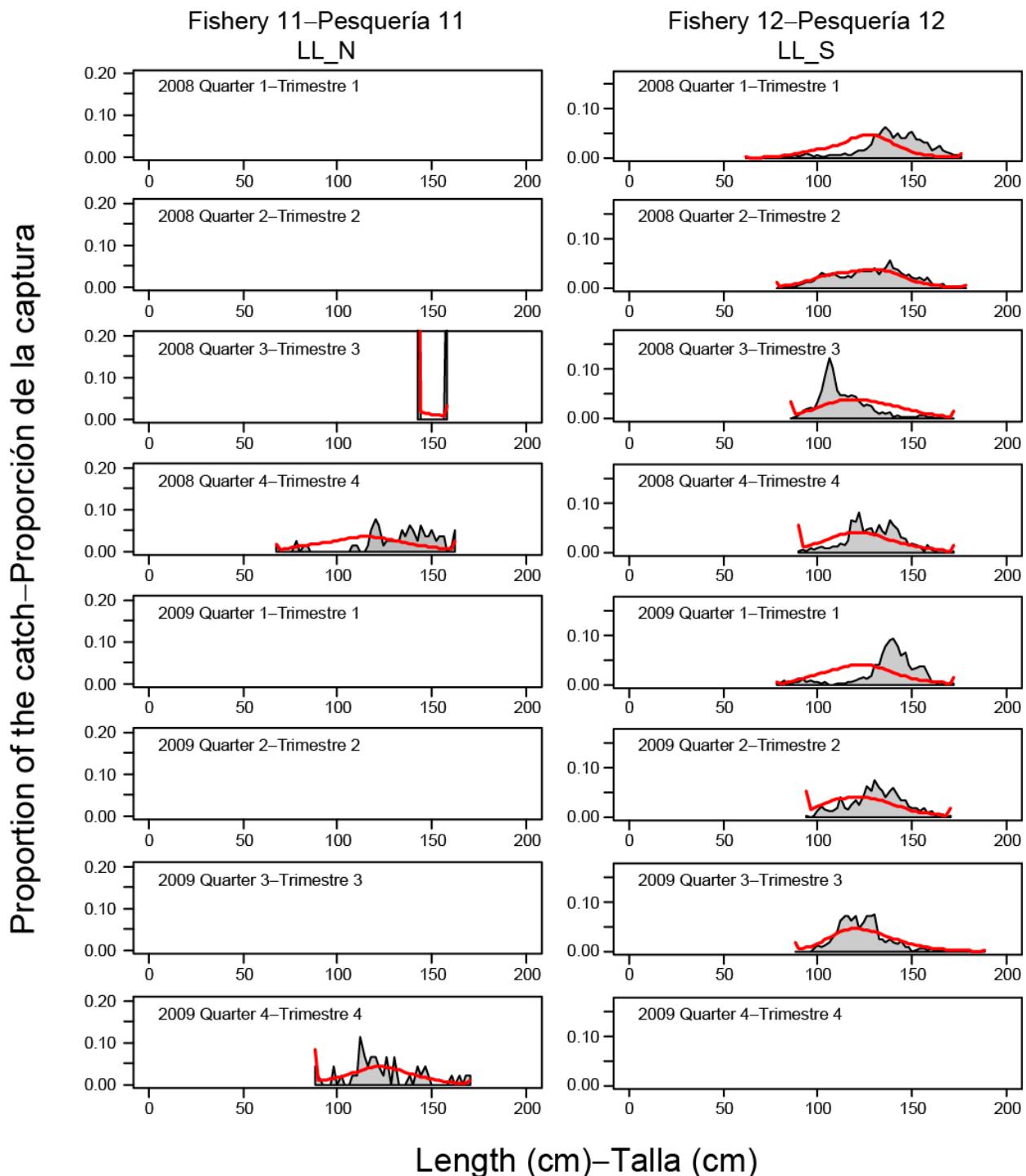


FIGURE 4.11i. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the southern longline fishery (Fishery 12). There are no recent size composition data for the northern longline fishery.

FIGURA 4.11i. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por la pesquería de palangre del sur (Pesquería 12). No se cuenta con datos recientes de composición por talla de la pesquería de palangre del norte.

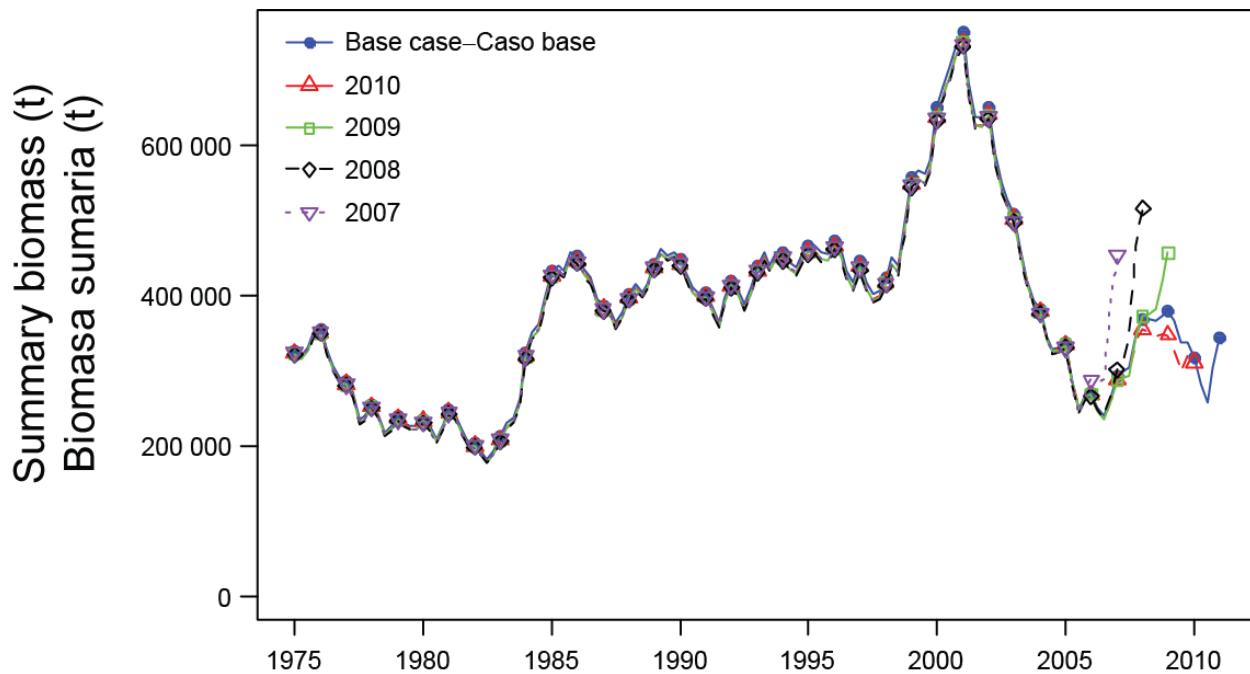


FIGURE 4.12. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO from the current assessment and from retrospective analyses that remove recent data.

FIGURA 4.12. Comparación de las biomasas estimadas de atunes aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO de la evaluación actual y de los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes.

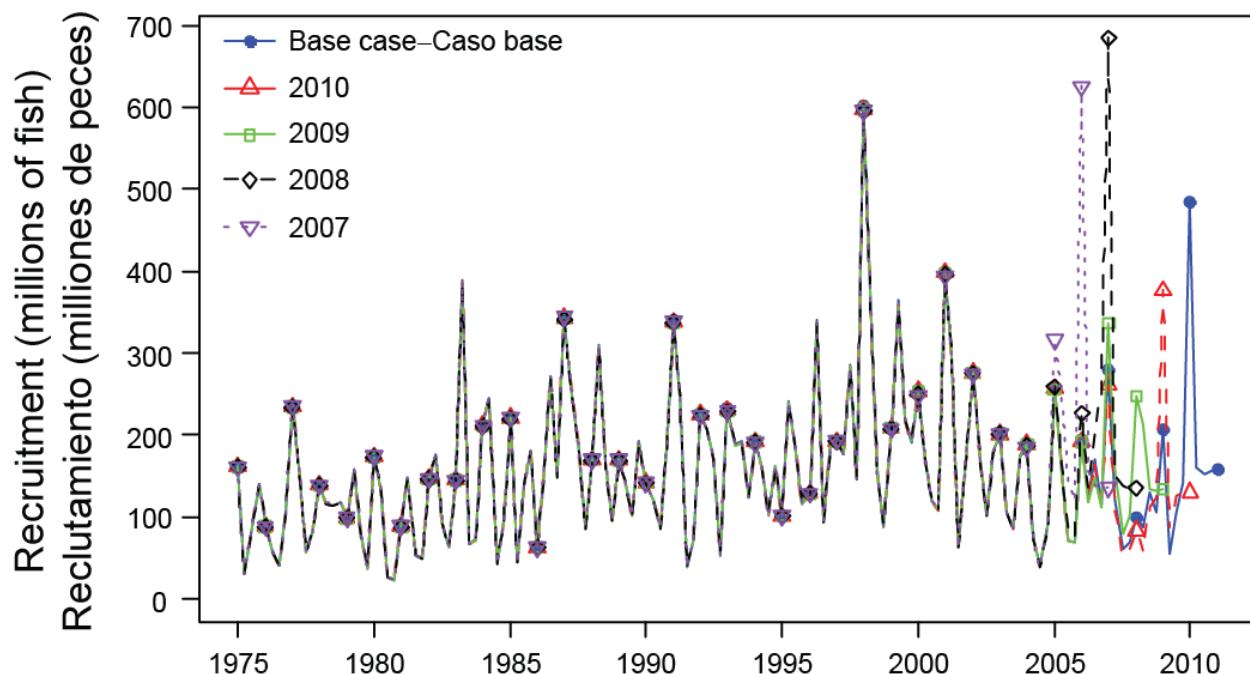


FIGURE 4.13. Comparison of estimated recruitment of yellowfin tuna in the EPO from the current assessment and from retrospective analyses that remove recent data

FIGURA 4.13. Comparación del reclutamiento estimado de atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación actual y de los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes.

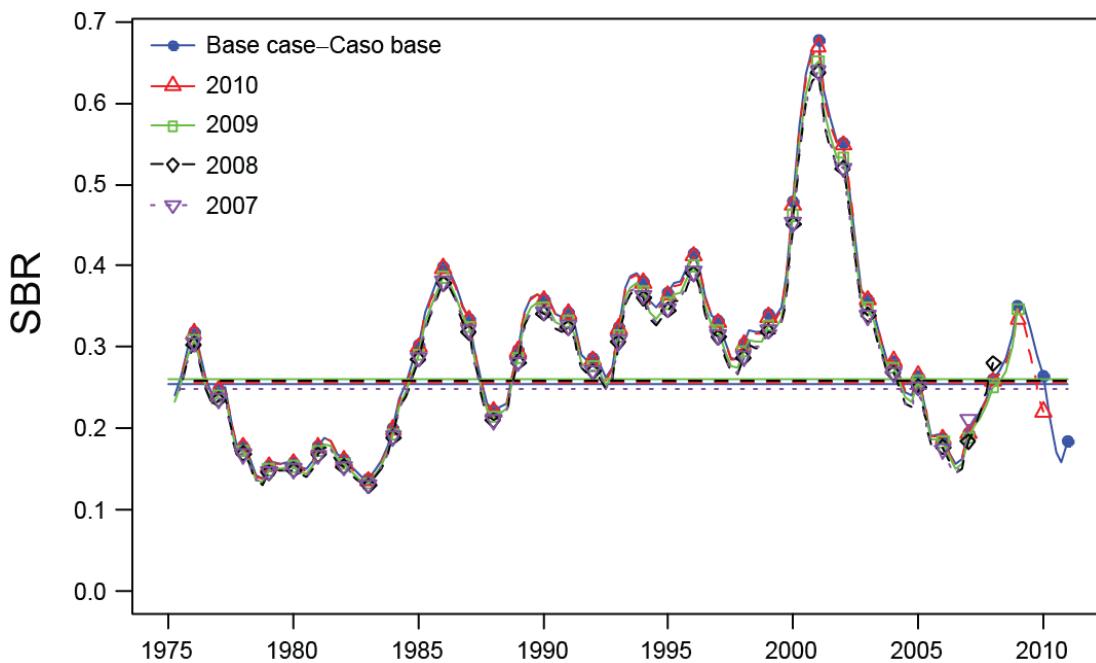


FIGURE 4.14. Comparison of estimated spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO from the current assessment and from retrospective analyses that remove recent data. The horizontal line represents the SBR that corresponds to MSY estimated in the current assessment.

FIGURA 4.14. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado del atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación actual y de los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes. La línea horizontal representa el SBR que corresponde al RMS estimado en la evaluación actual.

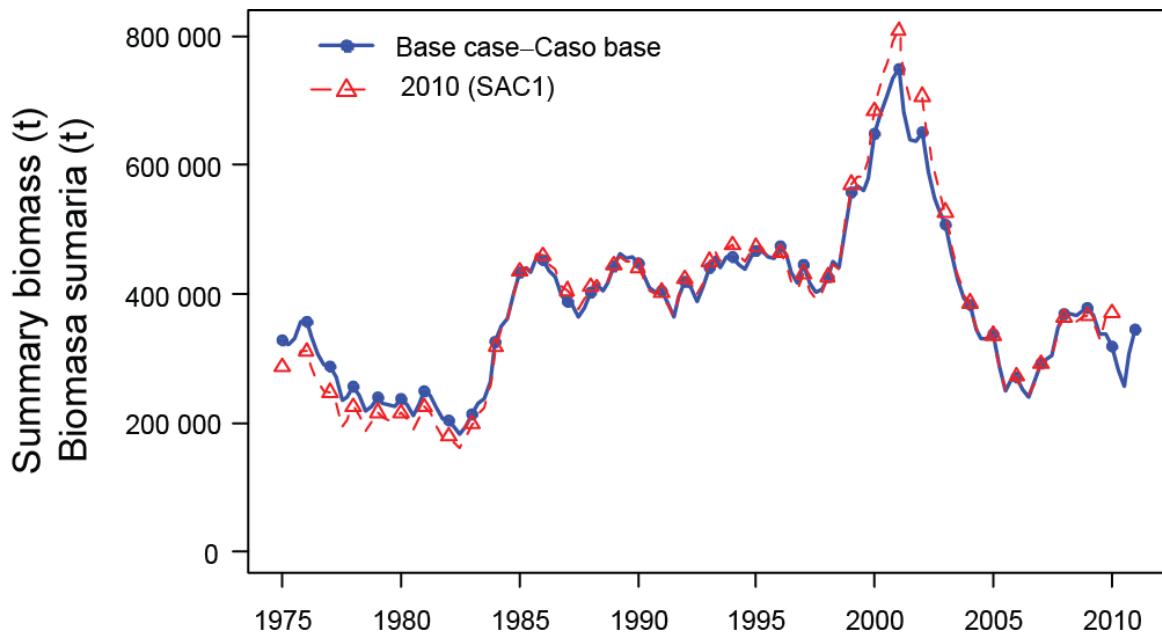


FIGURE 4.15. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.15. Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO de la evaluación previa más reciente y de la evaluación actual.

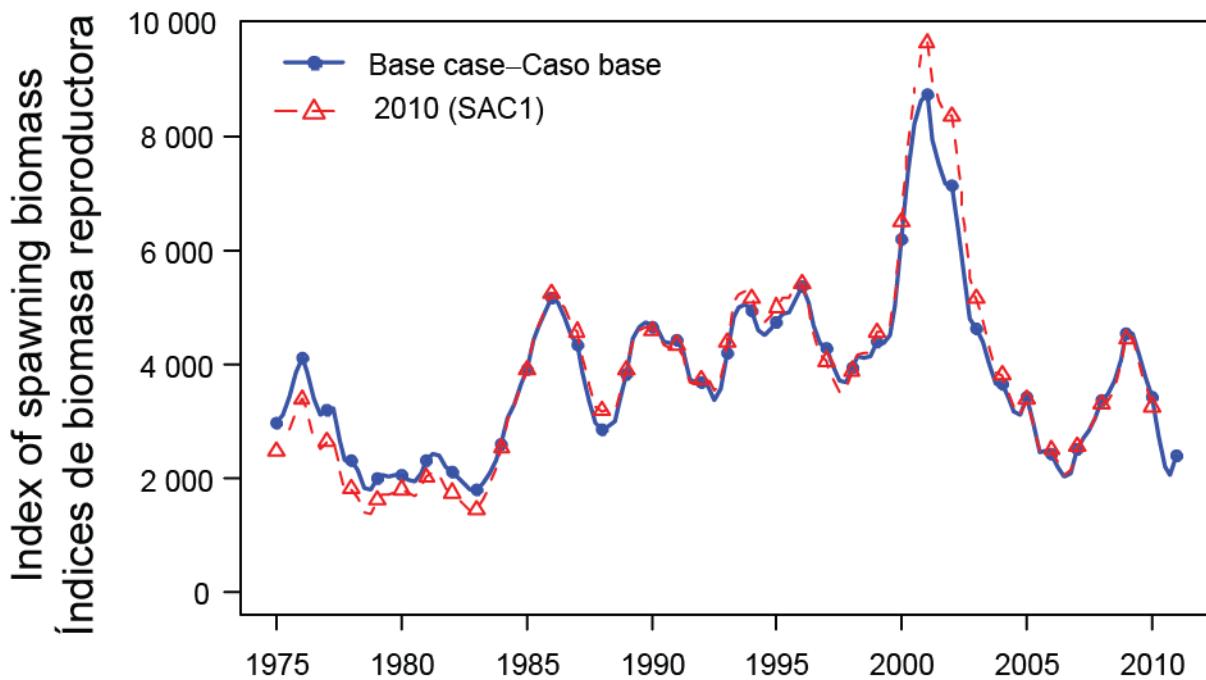


FIGURE 4.16. Comparison of estimated indices of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.16. Comparación de los índices estimados de biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y de la evaluación actual (línea sólida).

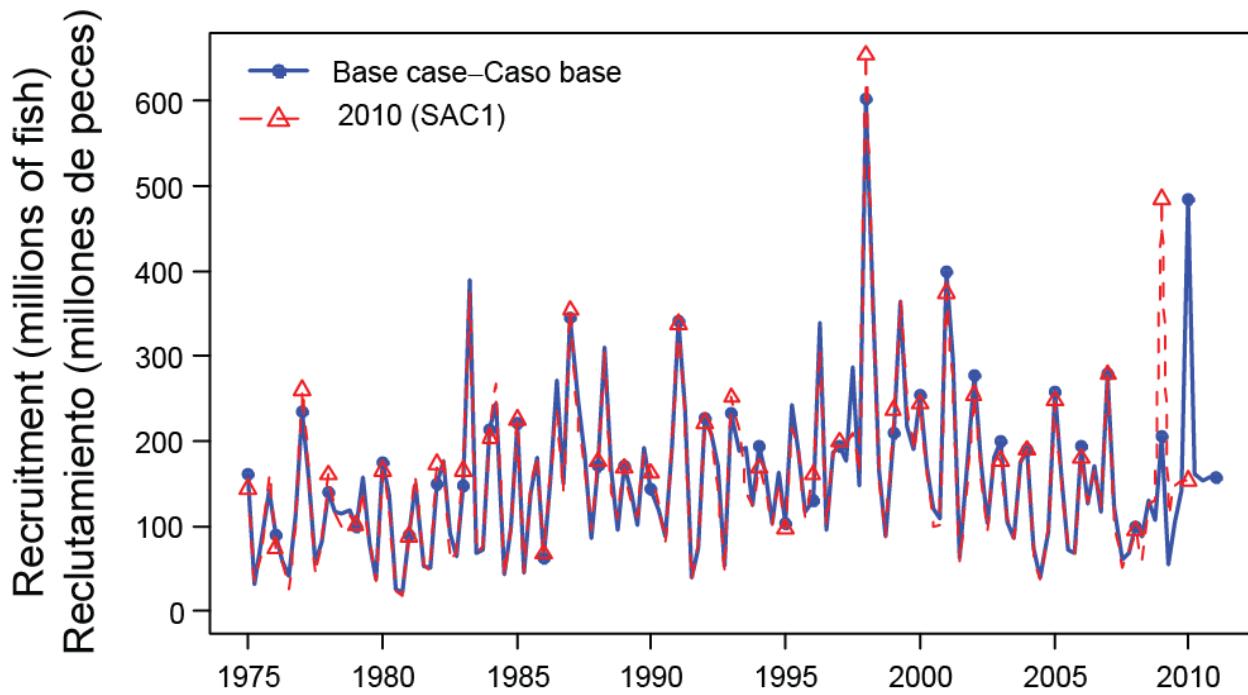


FIGURE 4.17a. Comparison of estimated recruitment of yellowfin in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.17a. Comparación del reclutamiento estimado de aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y de la evaluación actual (línea sólida).

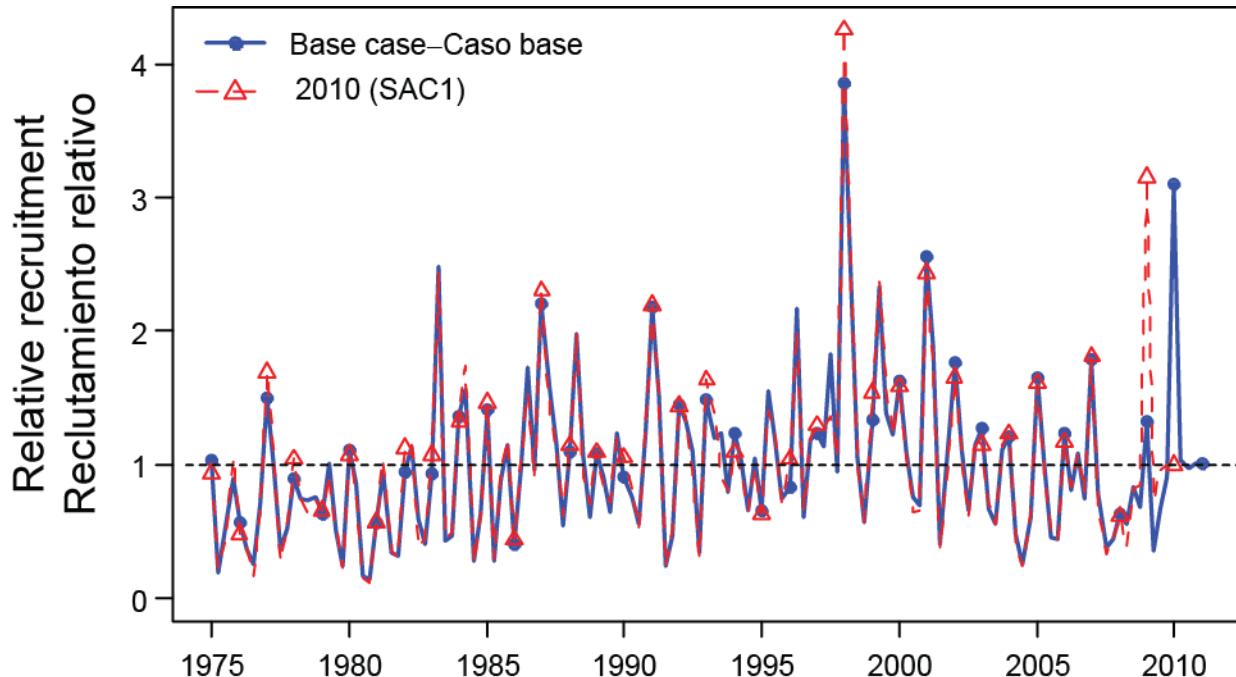


FIGURE 4.17b. Comparison of estimated relative recruitment of yellowfin in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.17b. Comparación del reclutamiento relativo estimado de aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y de la evaluación actual (línea sólida).

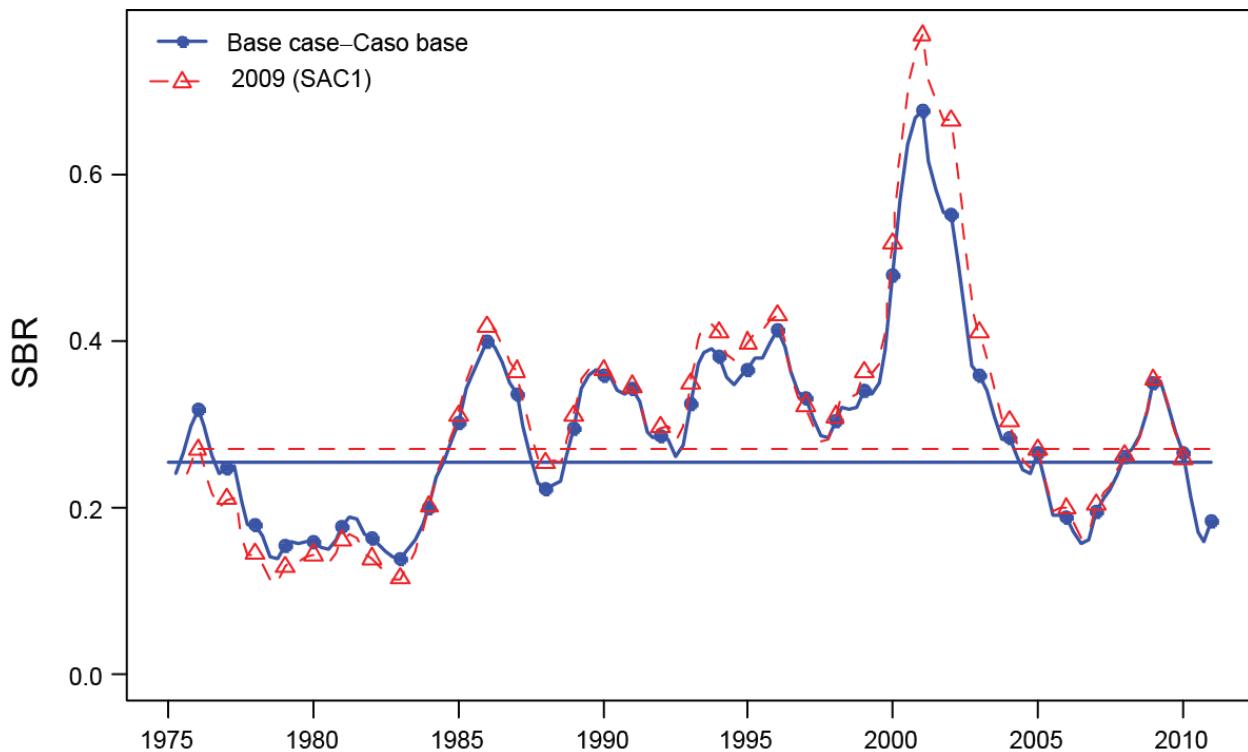


FIGURE 4.18. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment (solid line) and from the most recent previous assessment (dashed line). The horizontal lines identify the SBRs at MSY.

FIGURA 4.18. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún aleta amarilla de la evaluación actual (línea sólida) y las evaluaciones previas más recientes (línea de trazos). Las líneas horizontales identifican los SBR en RMS.

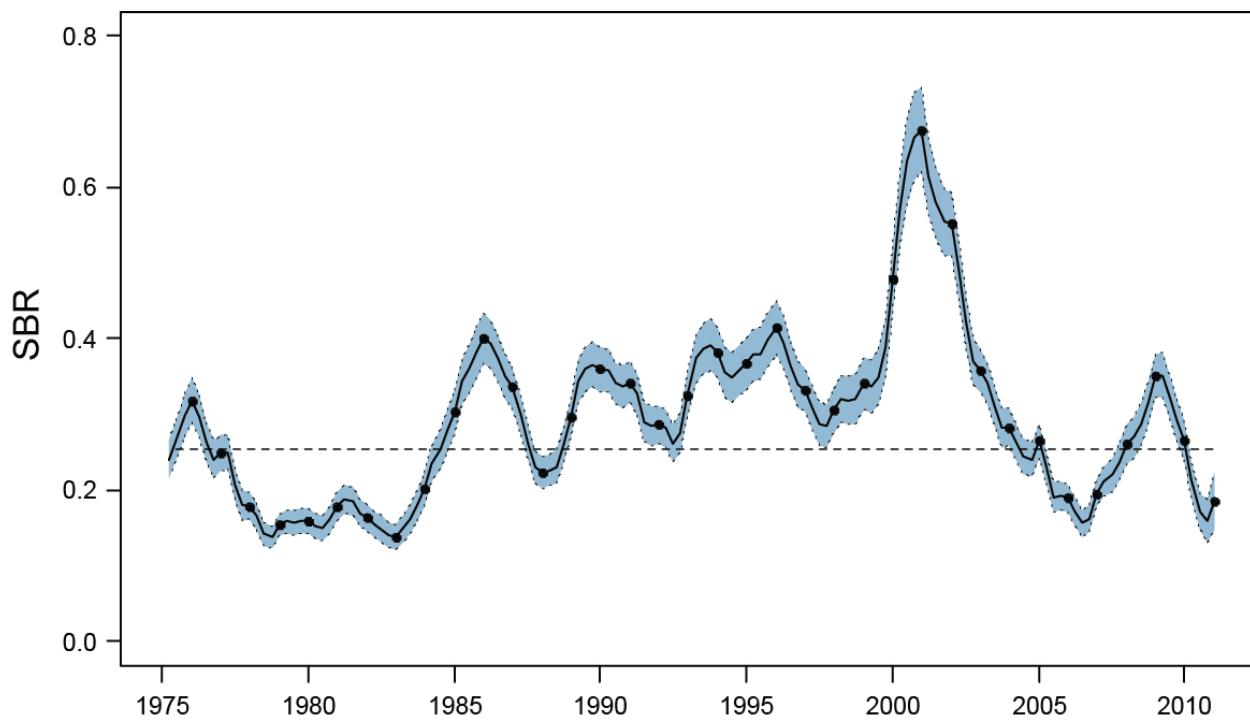


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line identifies the SBR at MSY.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal identifica el SBR en RMS.

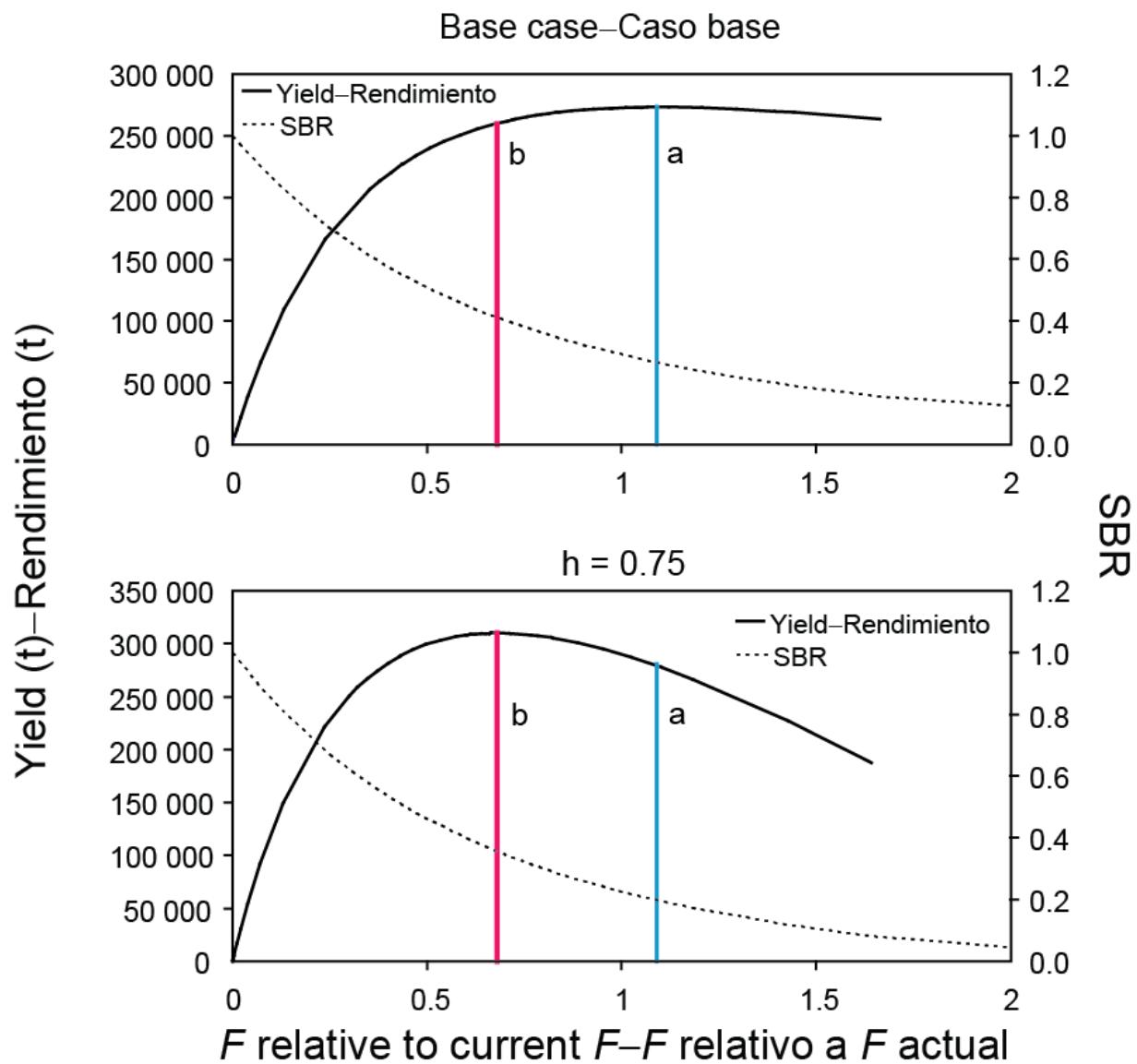


FIGURE 5.2. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that uses a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$).

FIGURA 5.2. Rendimiento y cociente de biomasa reproductora (SBR) como función de la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca actual. Las líneas verticales representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y del análisis de sensibilidad que usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$).

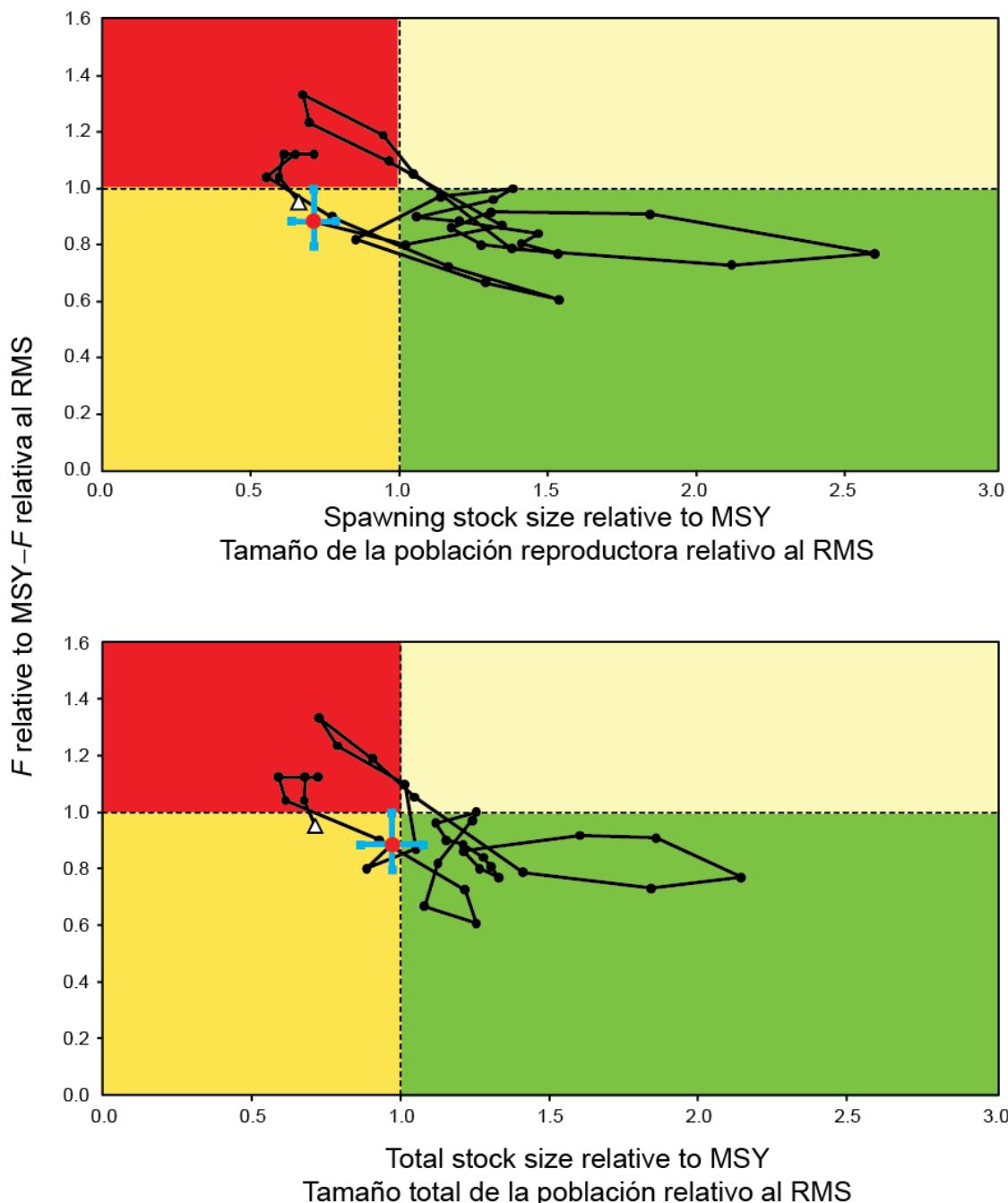


FIGURE 5.3. Phase (Kobe) plot of the time series of estimates for stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large triangle and the red dot indicate the earliest and most recent estimates, respectively. The squares represent approximate 95% confidence intervals around the most recent estimate.

FIGURA 5.3. Gráfica de fase (Kobe) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el triángulo grande y el punto rojo indican las estimaciones más antiguas y más recientes, respectivamente. Los cuadrados representan los intervalos de confianza de 95% aproximados.

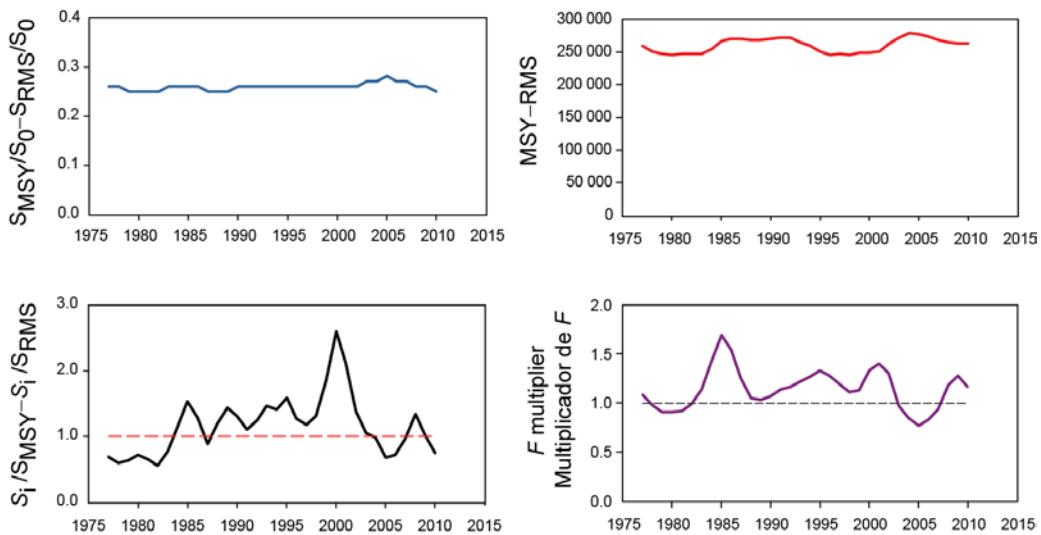


FIGURE 5.4a. Estimates of MSY-related quantities calculated using the three-year average age-specific fishing mortality for each year on the x-axis, including its two previous years. (S_i is the index of spawning biomass at the start of the year on the x-axis.) See the text for definitions.

FIGURA 5.4a. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año en el eje x, incluyendo los dos años previos. (S_i es el índice de la biomasa reproductora al principio del año en el eje x.) Ver definiciones en el texto.

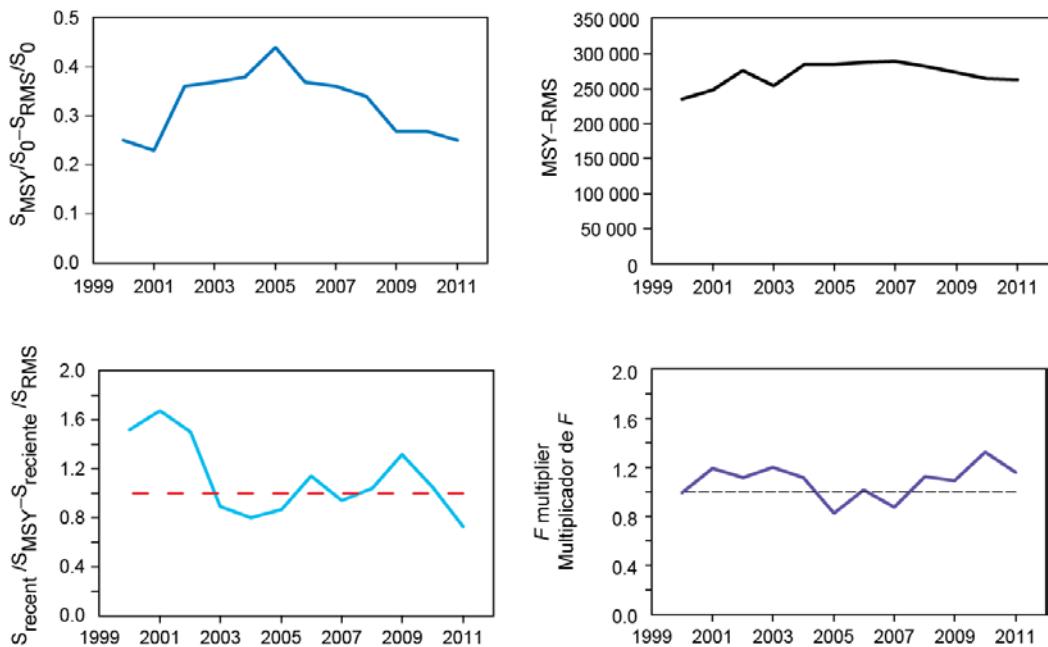


FIGURE 5.4b. Estimates of MSY-related quantities from the current assessment compared to those estimated in previous assessments. (S_{recent} is the index of spawning biomass at the latest year in the assessment). See the text for definitions.

FIGURA 5.4b. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS de la evaluación actual comparadas con aquéllas estimadas en evaluaciones previas. ($S_{reciente}$ es el índice de la biomasa reproductora en el último año en la evaluación). Ver definiciones en el texto.

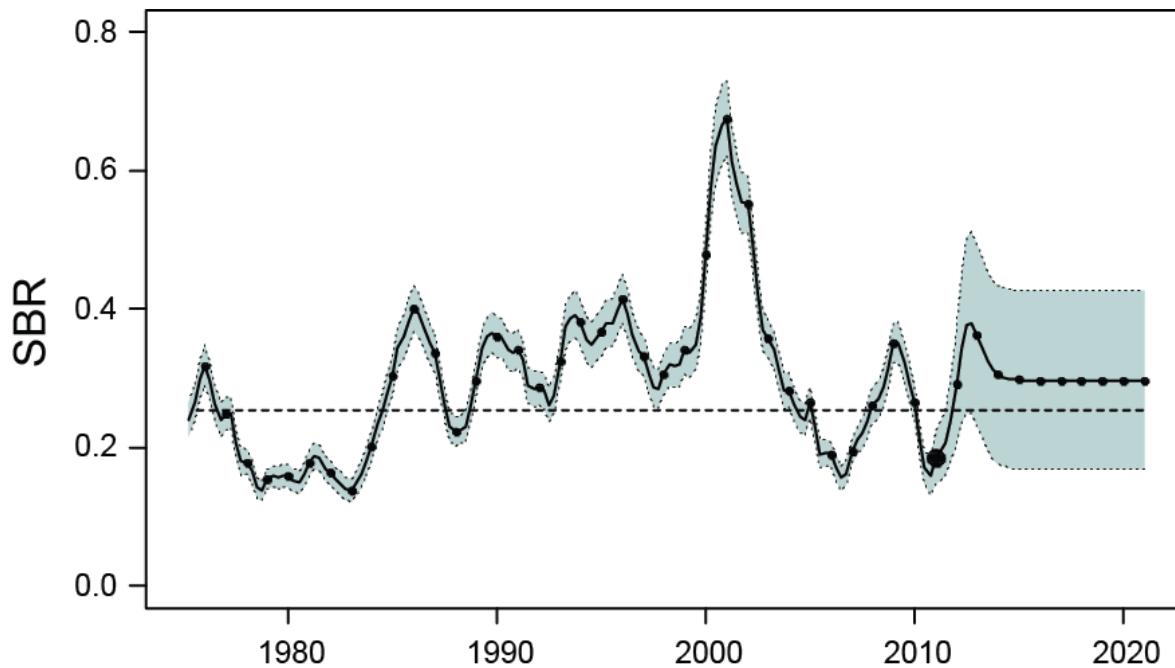


FIGURE 6.1. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2010 and SBRs projected during 2011-2020 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line identifies SBR_{MSY} (Section 5.1), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2010 indicate the SBR predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2006-2008, and average environmental conditions occur during the next 10 years.

FIGURA 6.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2010 y SBR proyectados durante 2011-2020 para el atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal identifica el SBR_{MSY} (Sección 5.1), y las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2010 señalan el SBR predicho si la mortalidad por pesca continúa en el nivel medio observado durante 2006-2008 y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.

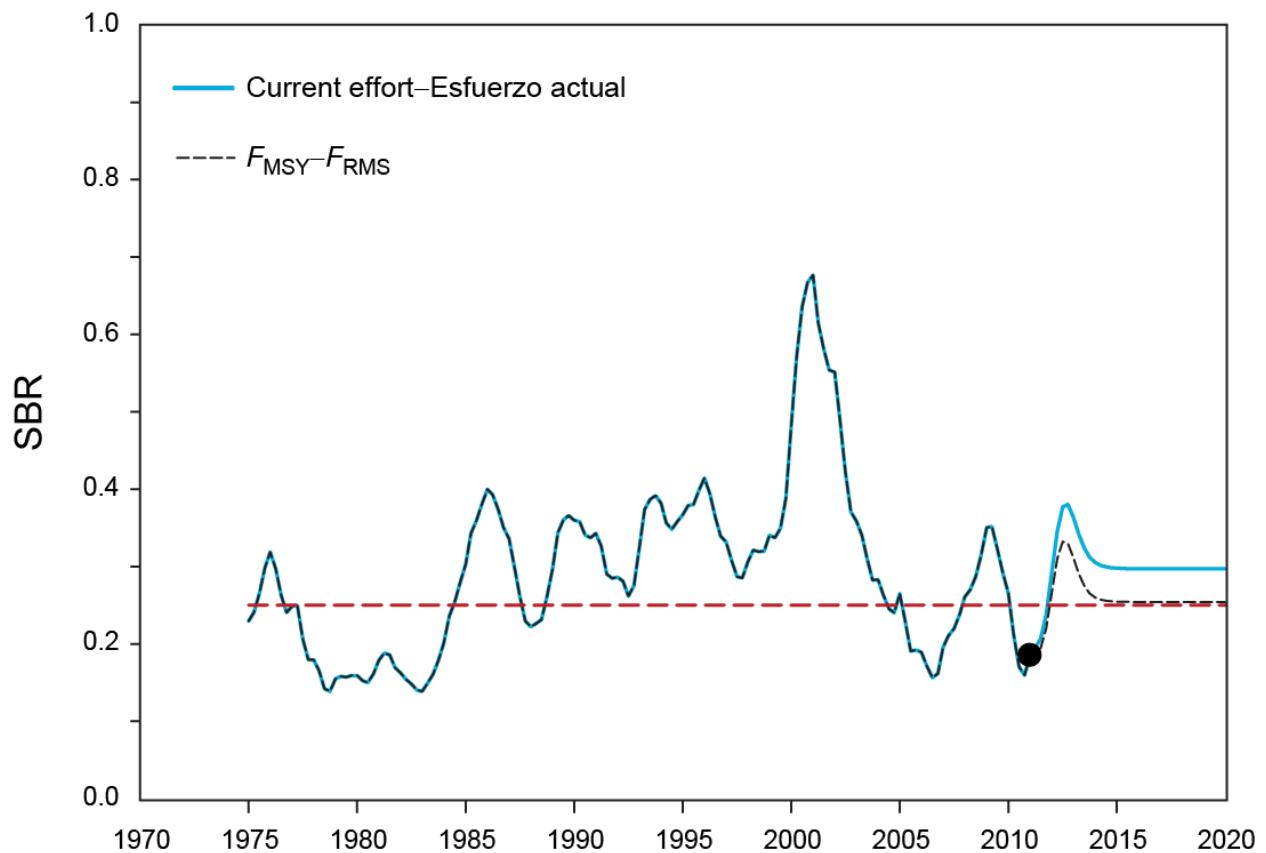


FIGURE 6.2. Spawning biomass ratios (SBRs) projected for yellowfin tuna in the EPO during 2011-2020 under current effort and under effort corresponding to MSY. The horizontal line (at 0.25) identifies SBR_{MSY} (Section 5.1).

FIGURA 6.2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2011-2020, con el esfuerzo actual y con el esfuerzo correspondiente al RMS. La línea horizontal (en 0.25) identifica SBR_{RMS} (Sección 5.1).

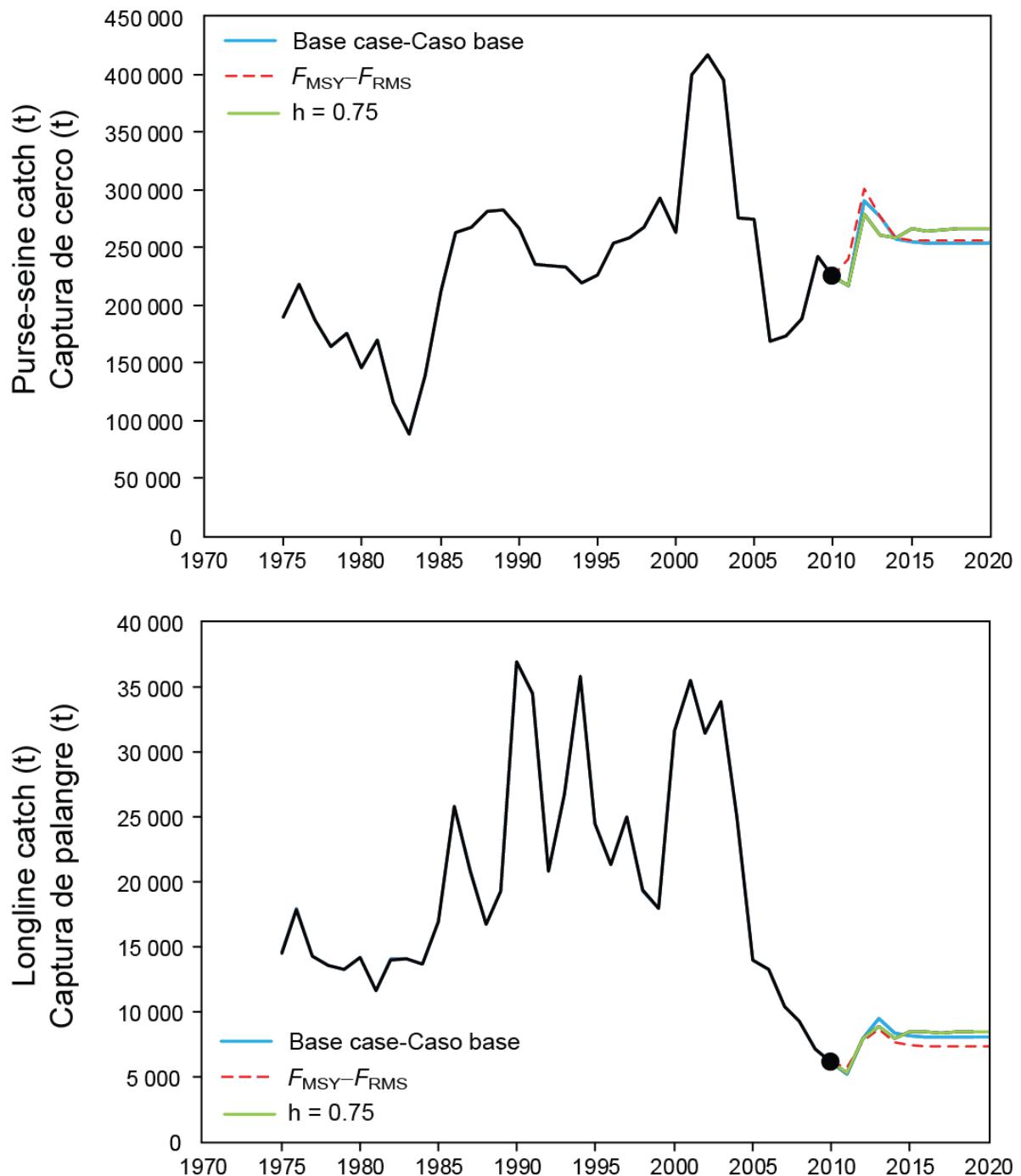


FIGURE 6.3. Historic and projected purse-seine and longline catch from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness of the stock-recruitment relationship (h) while fishing with the current effort.

FIGURA 6.3. Capturas de cerco y de palangre históricas y proyectadas del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento (h) al pescar con el esfuerzo actual.

TABLE 2.1. Fisheries defined 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 2.1, and the discards are described in Section 2.2.1.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.1 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-2010	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes por ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2010	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2010	5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-2010	1-4, 8, 10	
5	PS	NOA	1975-2010	1-4, 8, 10	
6	PS	NOA	1975-2010	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2010	2-3, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
8	PS	DEL	1975-2010	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2010	7, 9, 11-12	
10	LP		1975-2010	1-13	
11	LL		1975-2010	N of-de 15°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
12	LL		1975-2010	S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2010	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
14	PS	OBJ	1993-2010	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
15	PS	OBJ	1993-2010	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
16	PS	OBJ	1993-2010	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 time of spawning (thousands of fish), biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO at the beginning of the year. Biomass is defined as the total weight of yellowfin aged three quarters or more.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería en el momento de desove (en miles de peces), biomasa (toneladas métricas presentes al principio de año), y cociente de biomasa reproductora (SBR) del atún aleta amarilla en el OPO. Se define la biomasa como el peso total de aleta amarilla de tres trimestres o más de edad.

Year Año	Total recruitment Reclutamiento total	Biomass of 3 quarters+ fish Biomasa de peces de edad 3 trimestres+	SBR
1975	412,283	327,929	0.23
1976	296,433	355,987	0.32
1977	529,966	286,818	0.25
1978	488,572	256,642	0.18
1979	374,687	239,564	0.15
1980	357,419	236,638	0.16
1981	342,036	248,880	0.18
1982	481,308	204,445	0.16
1983	675,799	213,116	0.14
1984	598,555	325,181	0.20
1985	583,703	433,989	0.30
1986	636,024	452,537	0.40
1987	858,688	387,864	0.34
1988	742,582	401,717	0.22
1989	606,005	442,857	0.30
1990	540,831	448,359	0.36
1991	689,146	404,739	0.34
1992	657,546	420,047	0.29
1993	738,519	440,724	0.32
1994	620,151	458,514	0.38
1995	645,929	467,751	0.37
1996	750,099	474,309	0.41
1997	804,810	446,297	0.33
1998	1,234,582	425,355	0.31
1999	981,989	558,744	0.34
2000	654,466	650,190	0.48
2001	938,097	750,325	0.68
2002	733,082	650,417	0.55
2003	565,763	508,006	0.36
2004	398,717	382,538	0.28
2005	555,754	337,682	0.27
2006	606,024	272,015	0.19
2007	530,555	292,794	0.20
2008	421,575	369,409	0.26
2009	508,284	379,526	0.35
2010	956,492	318,930	0.27
2011		344,999	0.19

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)
1	26.42	0.35	16	154.31	81.12
2	33.04	0.70	17	159.16	89.20
3	40.64	1.32	18	163.33	96.52
4	49.17	2.38	19	166.91	103.00
5	58.48	4.06	20	169.95	108.63
6	68.38	6.58	21	172.52	113.45
7	78.66	10.14	22	174.69	117.51
8	89.05	14.87	23	176.51	120.91
9	99.31	20.82	24	178.04	123.73
10	109.22	27.92	25	179.31	126.07
11	118.59	36.00	26	180.37	128.00
12	127.30	44.80	27	181.26	129.58
13	135.24	54.00	28	181.99	130.89
14	142.39	63.31	29	182.60	131.97
15	148.74	72.43			

TABLE 4.3. Measure of the goodness of fit (root mean square error, RMSE) to the CPUE data of different fisheries.

TABLA 4.3. Medida de la bondad del ajuste (raíz del error cuadrado medio, RECM) a los datos de CPUE de distintas pesquerías.

Fishery Pesquería	RMSE RECM	Used Usado
F1-OBJ_S	0.35	No
F2-OBJ_C	0.41	No
F3-OBJ_I	0.69	No
F4-OBJ_N	0.41	No
F5-NOA_N	0.54	Yes/Sí
F6-NOA_S	0.62	Yes/Sí
F7-DEL_N	0.39	Yes/Sí
F8-DEL_I	0.38	Yes/Sí
F9-DEL_S	0.51	No
F10-BB	N/A	No
F11-LL_N	0.75	No
F12-LL_S	0.36	Yes/Sí

TABLE 4.4. Mean input and effective sample sizes of the size composition of different fisheries.
TABLA 4.4. Tamaño de muestra medio de insumo y efectivo de la composición por talla de distintas pesquerías.

Fishery	Mean input sample size	Mean effective sample size	Used
Pesquería	Tamaño de muestra medio de insumo	Tamaño de muestra medio efectivo	Usado
F1-OBJ_S	14	33	Yes/Sí
F2-OBJ_C	14	28	Yes/Sí
F3-OBJ_I	13	23	Yes/Sí
F4-OBJ_N	11	57	Yes/Sí
F5-NOA_N	23	56	Yes/Sí
F6-NOA_S	21	34	Yes/Sí
F7-DEL_N	32	120	Yes/Sí
F8-DEL_I	30	129	Yes/Sí
F9-DEL_S	9	53	No
F10-LP	12	36	Yes/Sí
F11-LL_N	2	31	Yes/Sí
F12-LL_S	30	104	Yes/Sí

TABLE 4.5. Likelihood components obtained for the base case and sensitivity analyses.
TABLA 4.5. Componentes de verosimilitud obtenidos para el caso base y los análisis de sensibilidad.

Data Datos	Base case Caso base	L_2			
		$h = 0.75$	170 cm	190 cm	CPUE DEL-N
CPUE	-140.54	-140.23	-143.58	-138.48	-177.80
Size compositions –					
Composiciones por talla	8300.04	8299.45	8260.65	8336.89	8272.20
Age at length – Talla por edad	100.87	100.99	122.68	107.05	104.76
Recruitment - Reclutamiento	-2.37	-7.39	0.53	-5.36	-0.74
Total	8257.99	8252.83	8240.27	8300.10	8198.41

TABLE 5.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for yellowfin tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2008-2010. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2011 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2010. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2008-2010.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el 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 2008-2010. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2011 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2010. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2008-2010.

Data – Datos	Base case Caso base	F (avg.-prom. 2008-2009)	$h = 0.75$	L_2		CPUE DEL-N
				170 cm	190 cm	
MSY-RMS	262,857	263,310	291,790	275,310	264,704	266,470
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	354,958	360,024	559,967	370,334	359,144	362,808
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,305	3,407	5,993	3,777	3,169	3,413
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.31	0.32	0.37	0.31	0.31	0.32
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.26	0.27	0.35	0.24	0.27	0.26
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.88	0.88	0.79	0.84	0.87	0.87
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.96	0.95	0.61	1.20	0.85	1.23
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.71	0.69	0.39	1.03	0.59	0.98
F multiplier-Multiplicador de F	1.13	1.29	0.71	1.65	0.94	1.29

TABLE 5.2a. Estimates of the MSY 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 MSY and B_{MSY} 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 RMS 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 (Figura 4.4). Se expresan las estimaciones de RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines; LL = palangre.

Data - Datos	All - Todas	OBJ	NOA	DEL	LL
MSY-RMS	262,857	166,349	221,759	307,523	407,748
B_{MSY} - B_{RMS}	354,958	208,259	295,992	363,447	380,574
S_{MSY} - S_{RMS}	3,305	1,607	2,485	3,139	3,137
B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0	0.31	0.18	0.26	0.32	0.33
S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0	0.26	0.13	0.19	0.24	0.24
C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS	0.88	1.39	1.04	0.75	0.57
B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}	0.96	1.64	1.15	0.94	0.89
S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}	0.71	1.47	0.95	0.75	0.75
<i>F</i> multiplier-Multiplicador de <i>F</i>	1.13	8.11	7.79	2.20	138.30

Appendices—Anexos

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIP

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

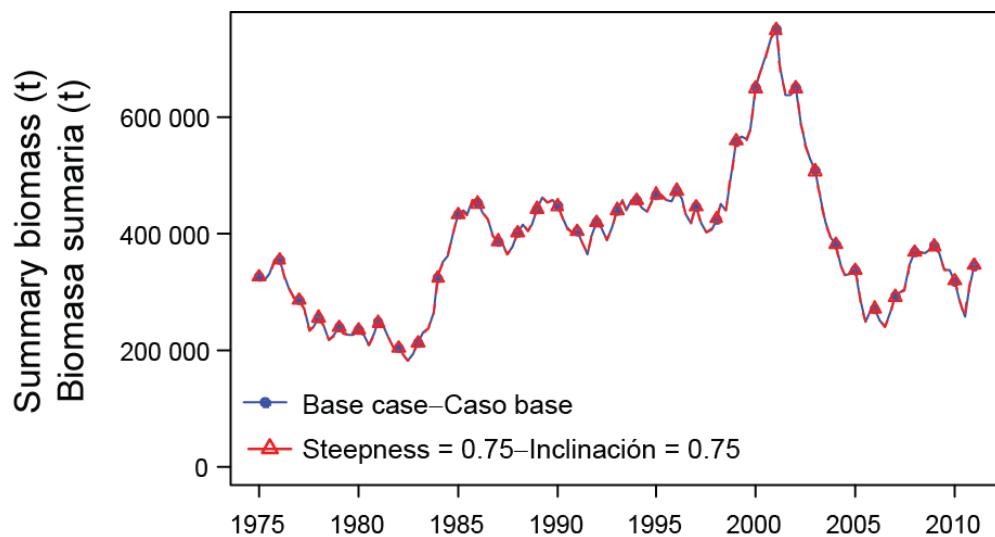


FIGURE A.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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).

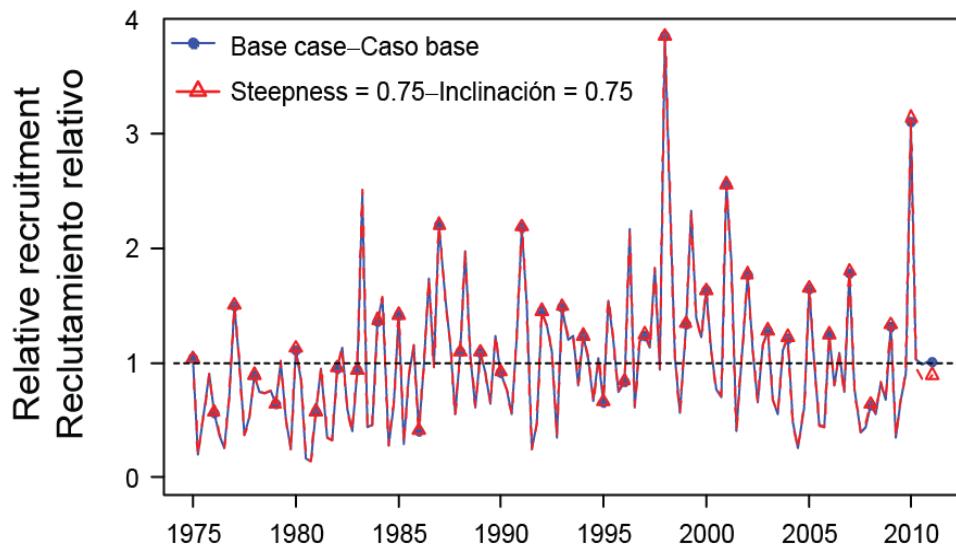


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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).

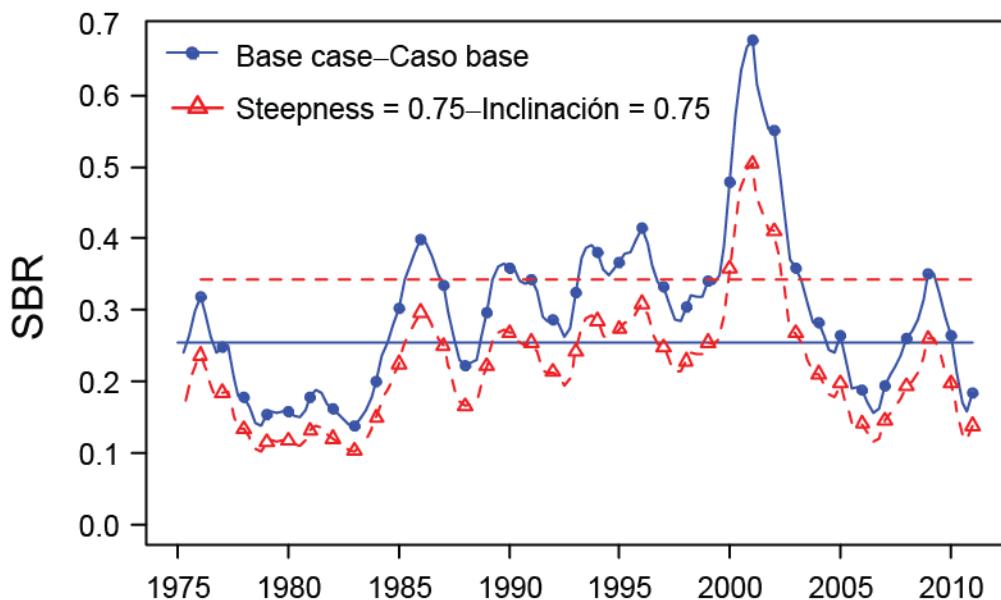


FIGURE A.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

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 los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

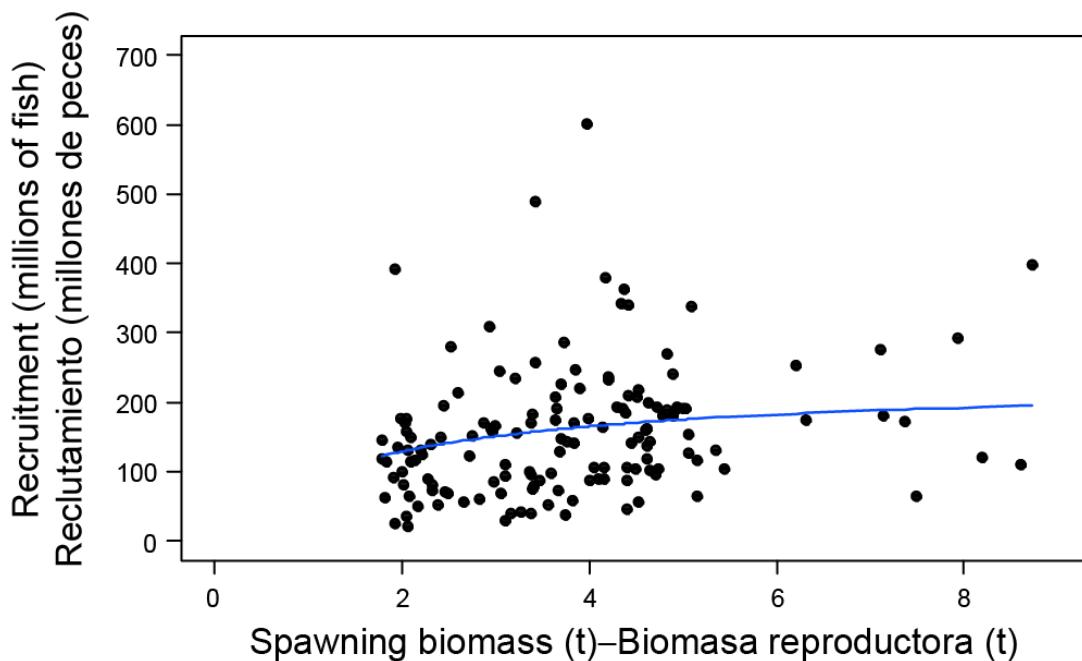


FIGURE A.4. Recruitment plotted against the index of spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Reclutamiento graficado como función de la biomasa reproductora de atún aleta amarilla cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

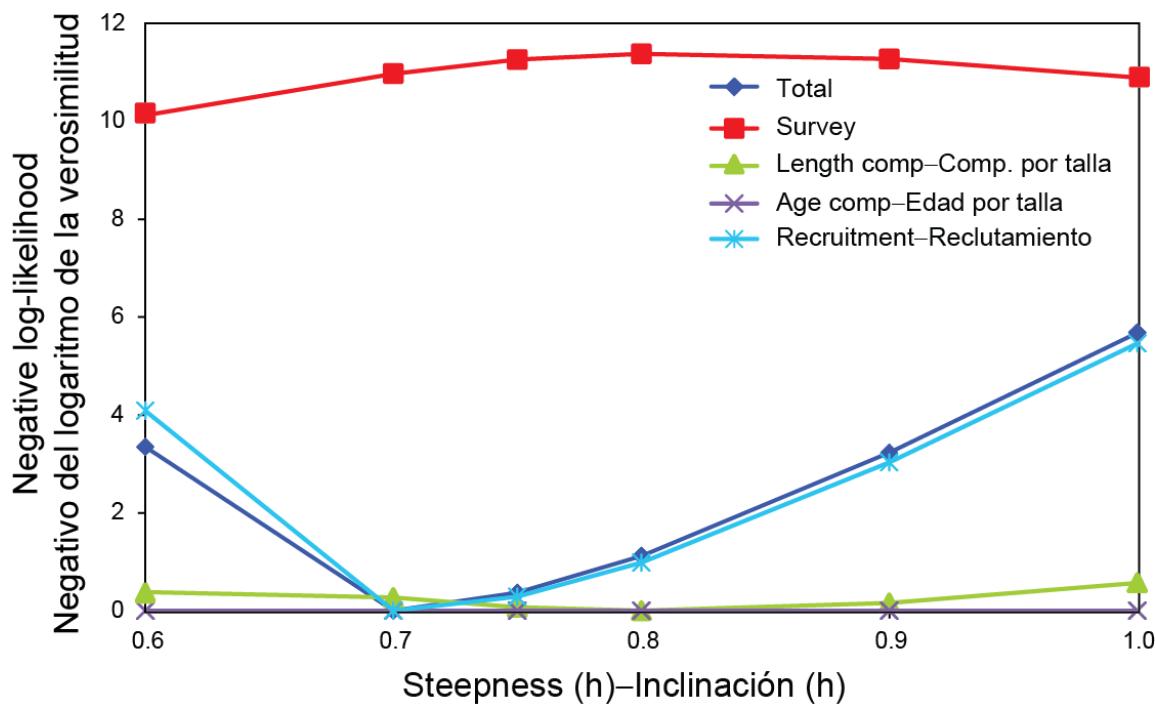


FIGURE A.5. Likelihood profile on steepness.

FIGURA A.5. Perfil de verosimilitud en inclinación.

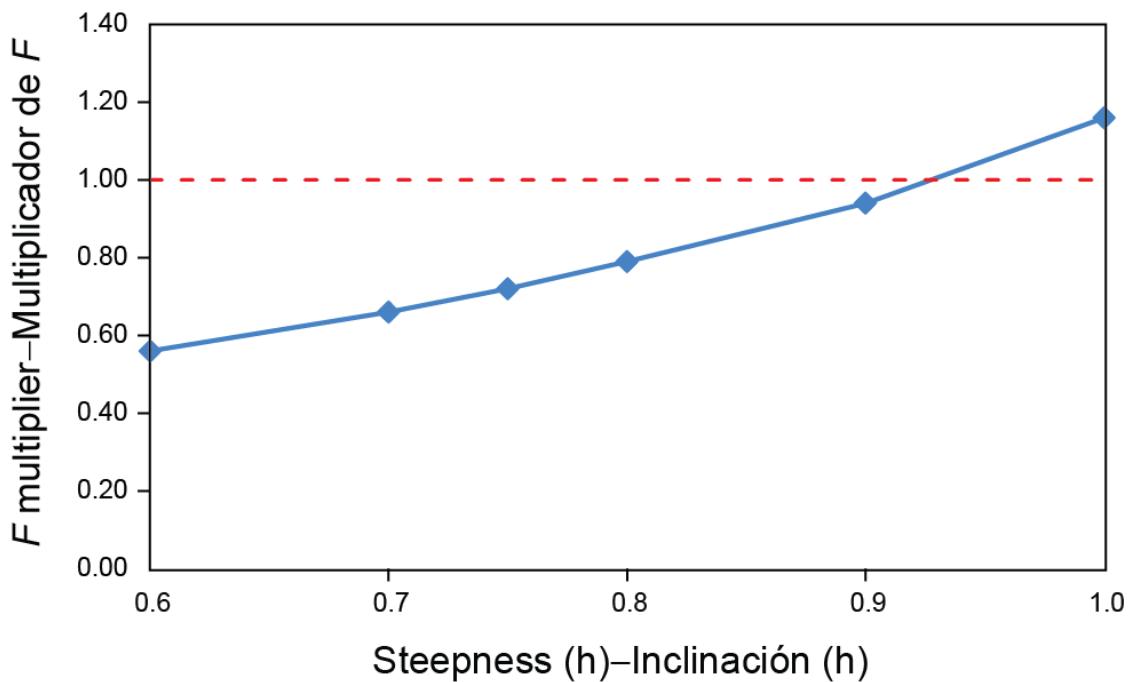


FIGURE A.6. F multiplier as a function of steepness.

FIGURA A.6. Multiplicador de F como función de la inclinación.

**APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE AVERAGE SIZE OF THE OLDEST FISH
PARAMETER, L_2**
**ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL PARÁMETRO DE LA TALLA MEDIA DE LOS
PECES DE MAYOR EDAD, L_2**

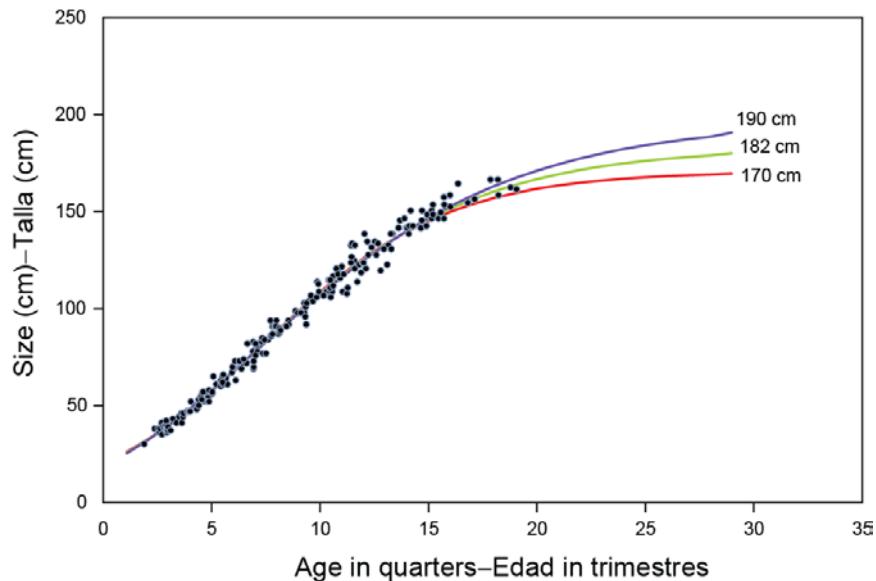


FIGURE B.1. Comparison of the Richards growth curves (sensitivity) for yellowfin tuna, assuming different fixed values for the average size of the oldest fish (L_2) parameter.

FIGURA B.1. Comparación de las curvas de crecimiento de Richards (sensibilidad) del atún alleta amarilla, con diferentes supuestos de valor fijo del parámetro de talla media de los peces de mayor edad (L_2).

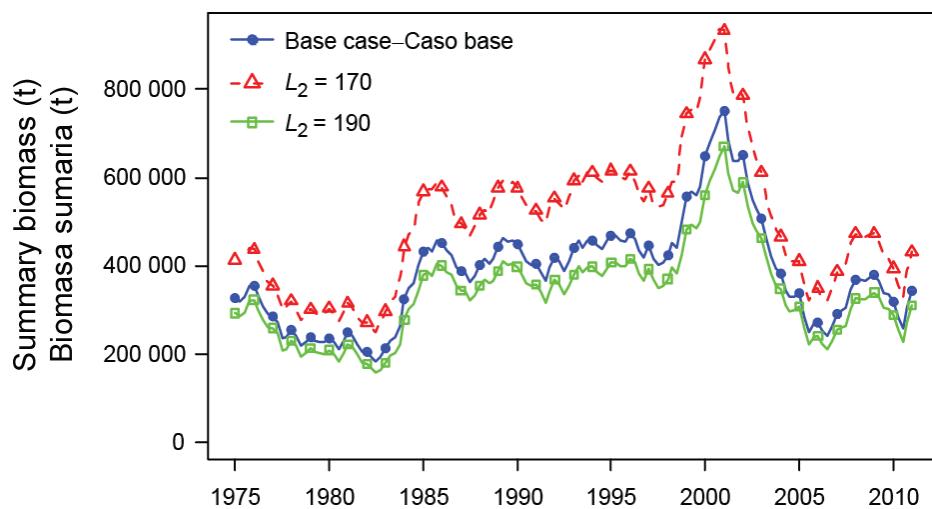


FIGURE B.2. Comparison of estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). t = metric tons.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). t = toneladas métricas.

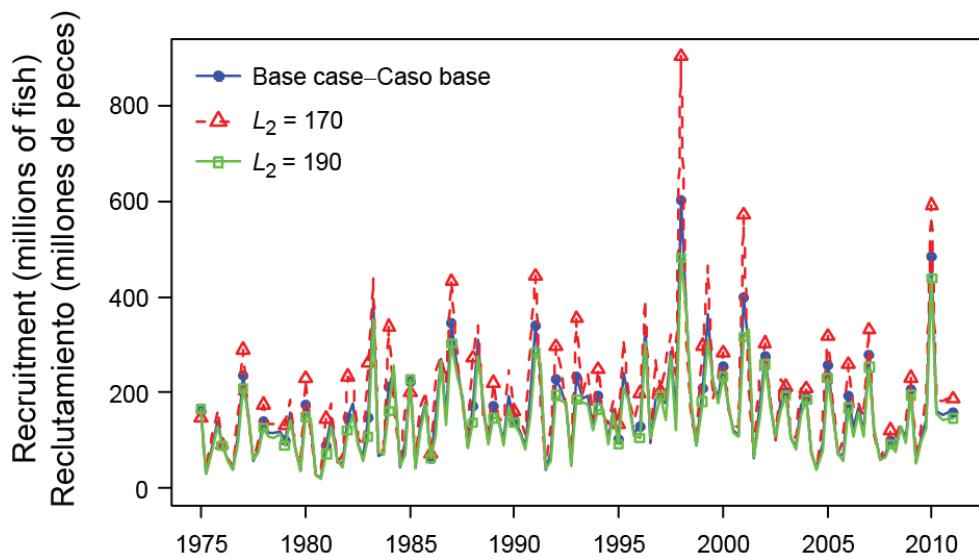


FIGURE B.3a. Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm).

FIGURA B.3a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con la talla promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm).

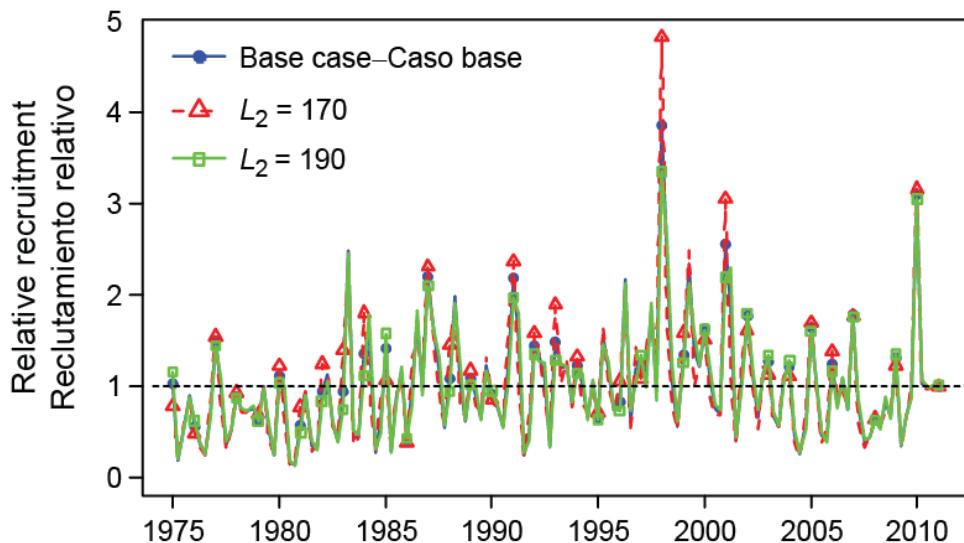


FIGURE B.3b. Comparison of estimates of relative recruitment for yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA B.3b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

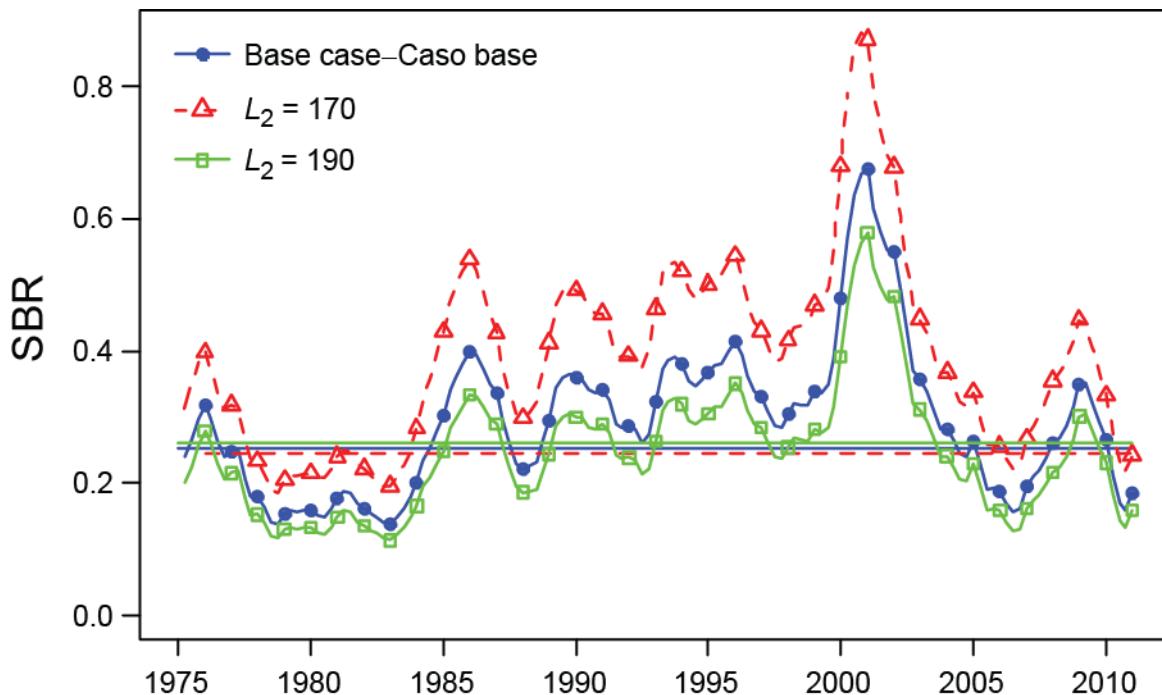


FIGURE B.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA B.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO FITTING THE CPUE OF THE NORTHERN DOLPHIN ASSOCIATED FISHERY AS THE MAIN INDEX OF ABUNDANCE
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL AJUSTE DE LA CPUE DE LA PESQUERÍA ASOCIADA CON DELFINES DEL NORTE COMO ÍNDICE PRINCIPAL DE LA ABUNDANCIA

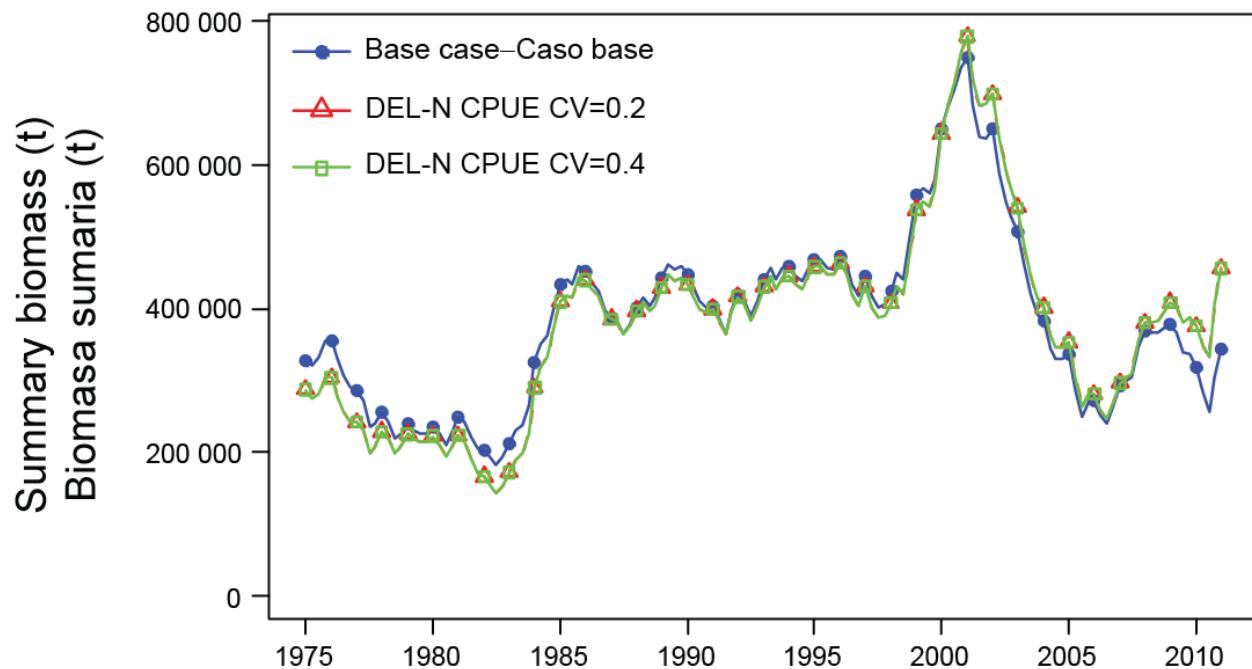


FIGURE C.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery.

FIGURA C.1. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte.

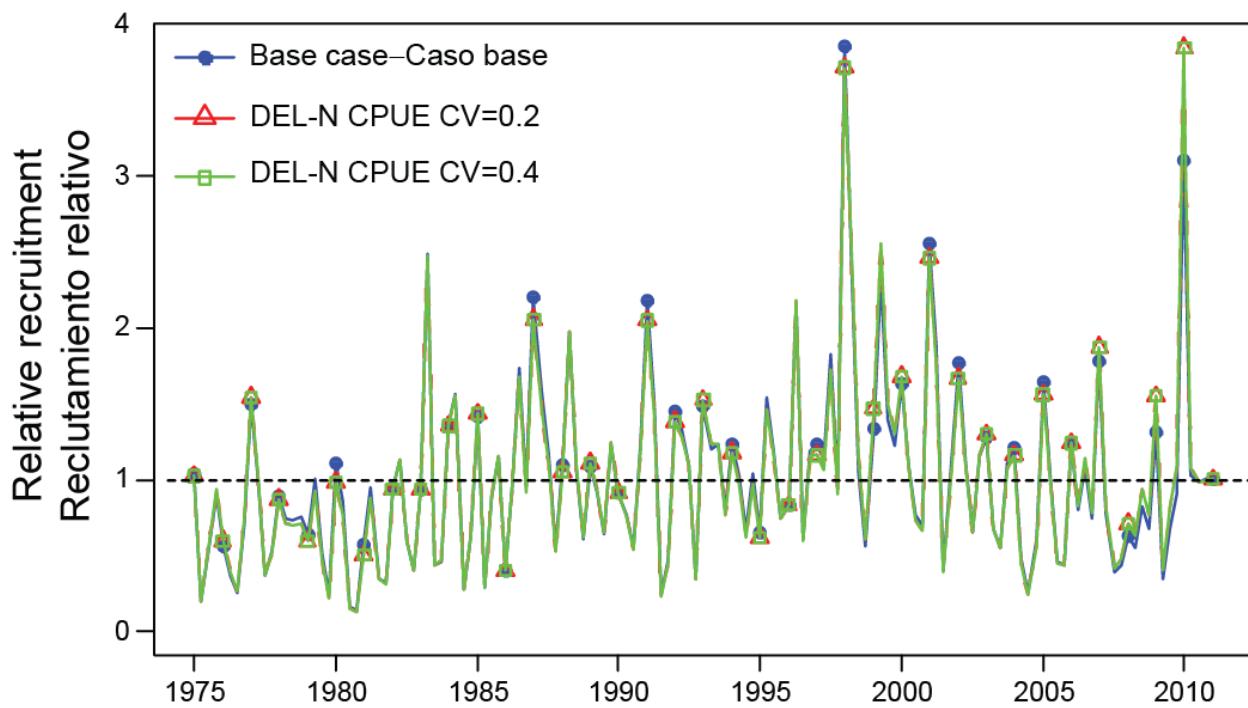


FIGURE C.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery.

FIGURA C.2. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte.

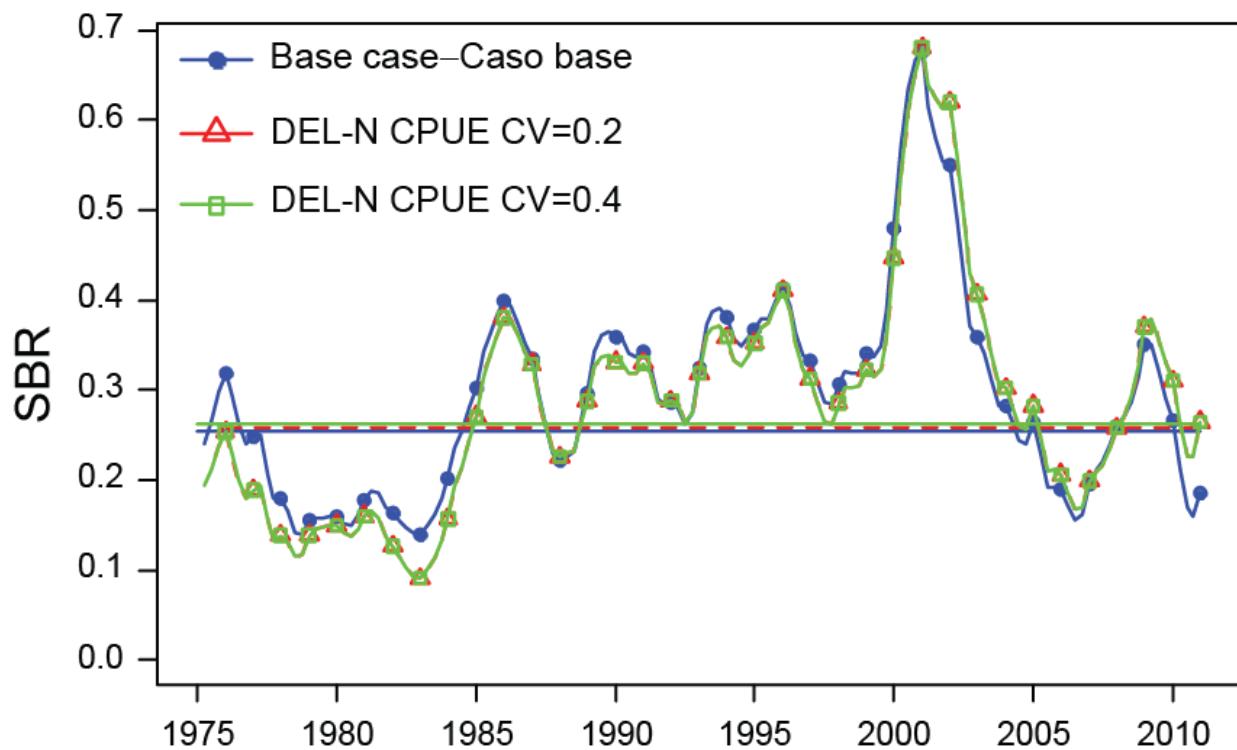


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA C.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS correspondiente a cada escenarios.

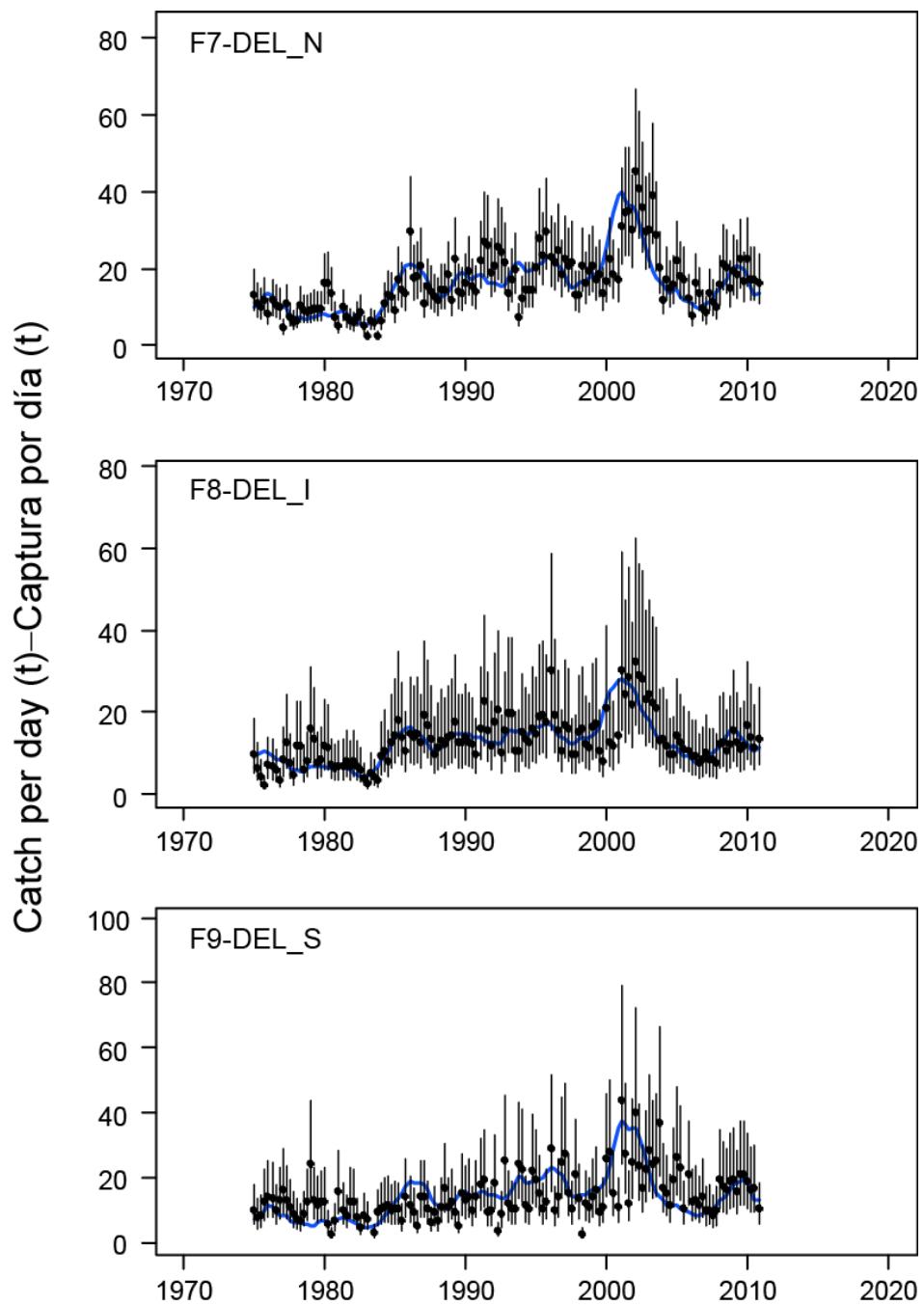


FIGURE C.4a. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the dolphin-associated fisheries, from the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery. The vertical lines represent the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA C.4a. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías asociadas con delfines del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE del pesquería sobre delfines del norte. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

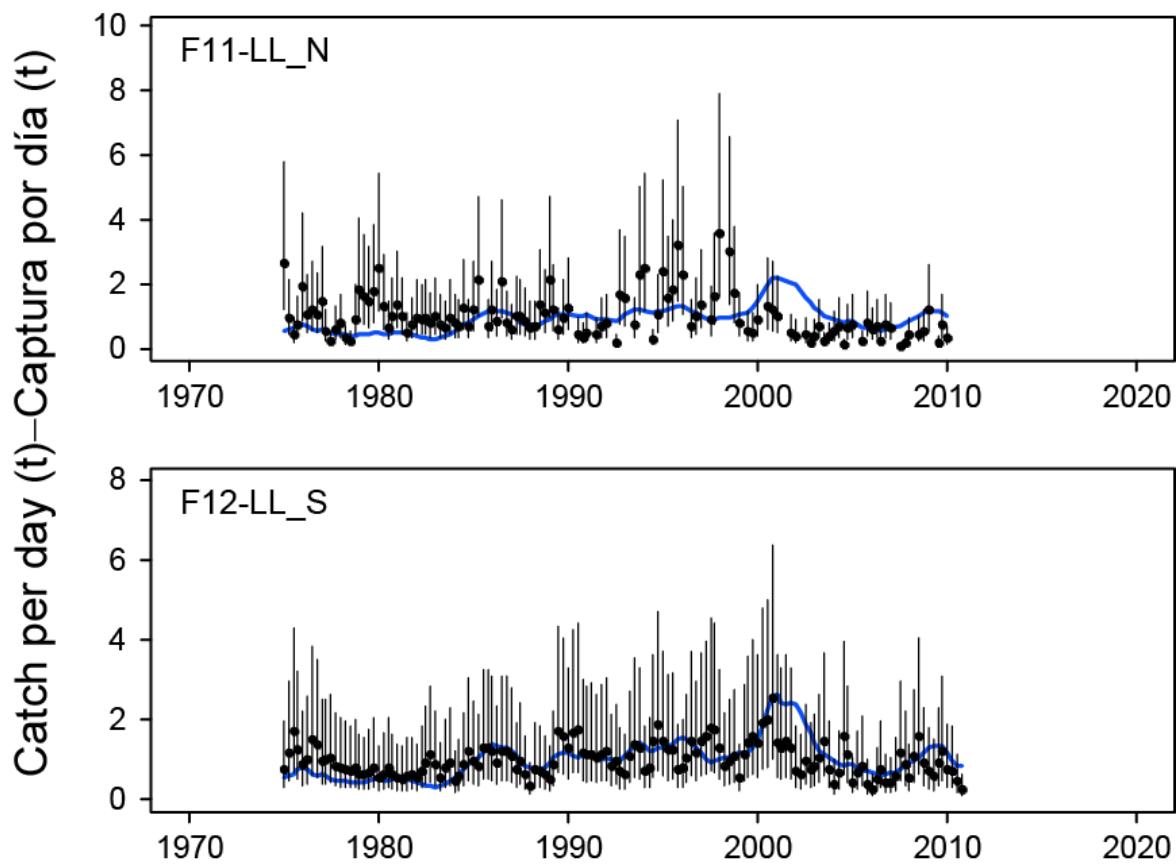


FIGURE C.4b. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the longline fisheries, from the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA C.4b. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías de palangre del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

APPENDIX H: 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 H: 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.

TABLE H.1. Average annual fishing mortality rates for yellowfin tuna in the EPO.

TABLA H.1. Tasas de mortalidad por pesca anual media del atún aleta amarilla en el OPO.

	Age in quarters - Edad en trimestres		
	1-10	11-20	21+
1975	0.37	0.95	0.62
1976	0.42	1.10	0.84
1977	0.46	1.18	0.98
1978	0.54	1.02	0.79
1979	0.57	1.20	0.94
1980	0.48	1.04	0.77
1981	0.53	1.07	0.81
1982	0.44	0.96	0.76
1983	0.27	0.69	0.59
1984	0.26	0.70	0.54
1985	0.29	0.80	0.58
1986	0.37	0.95	0.59
1987	0.48	1.22	0.84
1988	0.50	1.30	0.92
1989	0.40	1.07	0.74
1990	0.39	1.18	0.86
1991	0.40	1.13	0.86
1992	0.38	1.07	0.72
1993	0.36	0.79	0.64
1994	0.34	0.88	0.73
1995	0.33	0.76	0.56
1996	0.41	0.74	0.50
1997	0.43	1.05	0.72
1998	0.43	0.90	0.64
1999	0.39	0.76	0.52
2000	0.24	0.65	0.51
2001	0.37	0.87	0.66
2002	0.45	1.24	0.87
2003	0.57	1.90	1.44
2004	0.50	1.83	1.58
2005	0.60	1.82	1.41
2006	0.46	1.28	1.01
2007	0.38	1.00	0.78
2008	0.31	0.80	0.56
2009	0.38	1.01	0.71
2010	0.54	1.21	0.74

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2010 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1.	Resumen.....	88
2.	Datos	90
3.	Supuestos y parámetros	93
4.	Evaluación de la población.....	95
5.	Condición de la población	103
6.	Impacto de las condiciones ambientales	105
7.	Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	106
8.	Direcciones futuras.....	107
	Reconocimientos.....	107
	Figuras	21
	Tablas	70
	Referencias	108

1. RESUMEN

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 integrado por edad (*Stock Synthesis*, versión 3.2b) para la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO. El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, y 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. La mayor parte de la captura proviene de las regiones oriental y occidental, aunque las capturas cerqueras son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO en 150°. Los desplazamientos de aletas amarillas marcadas suelen cubrir 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. 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, índices de abundancia, 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 (F), y estructura de poblaciones. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2010. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura de las pesquerías palangreras de Polinesia Francesa (2008), Japón (2008-2010), Corea (2009), y Estados Unidos (2008-2009). Se actualizaron los datos de CPUE de la pesquería de superficie, y se añadieron datos nuevos de CPUE de 2010. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados para la flota palangrera japonesa (2008-2010). Se añadieron datos nuevos de composición por tamaño de la pesquería de superficie de 2010. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2007-2009).

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 distintos de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, y 2003-2010). 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 esto es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes. Una reciente disminución marcada de los niveles de biomasa reproductora desde 2009 sigue una serie de reclutamientos inferiores al promedio desde el segundo trimestre de 2007 hasta el último trimestre de 2008.

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 del norte, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías no asociadas del sur, asociadas con delfines, y de palangre. 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. Las pesquerías asociada con delfines y no asociada ejercen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. El impacto de las pesquerías palangrera y de descarte es mucho menor

Existe asimismo un gran patrón retrospectivo de sobreestimar el reclutamiento reciente. Este patrón, en combinación con los intervalos de confianza anchos de las estimaciones del reclutamiento reciente, indican que estas estimaciones y aquellas de la biomasa reciente son inciertas.

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 (RMS) durante 1975-1983 coincidente con el régimen de productividad baja, pero por encima de dicho nivel durante la mayor parte de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2004-2007 y 2010). 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 RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2011 es 0,18, por debajo del nivel correspondiente al RMS (0,25). Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de aquéllos que soportarían el RMS (a partir de la distribución actual del esfuerzo entre las varias pesquerías), y las capturas recientes han sido inferiores al RMS.

Es importante notar que la curva que relaciona el RMS con la mortalidad por pesca a largo plazo es muy plana alrededor del nivel de RMS. Por lo tanto, cambios en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo tan sólo marginalmente, mientras que cambian la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel en RMS resultaría en una disminución tan sólo marginal del rendimiento medio a largo plazo, con la ventaja de un incremento relativamente grande de la biomasa reproductora. Además, si la ordenación se basa en la evaluación del caso base (que supone que no existe una relación población-reclutamiento), cuando en realidad sí existe esa relación, ocurriría una pérdida de rendimiento mayor que si la ordenación se basara en el supuesto que existe la relación cuando en realidad no existe.

Los cálculos de RMS indican que, al menos teóricamente, las capturas podrían ser incrementadas si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia el palangre y los lances de cerco sobre aleta amarilla asociados con delfines. Esto incrementaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación (1975-2010), 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 nivel correspondiente al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, las perspectivas son más pesimistas, y se estima que el esfuerzo actual está por encima del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es también sensible al valor supuesto para la talla media de los peces de mayor edad. Si se supone que la CPUE de la pesquería asociada a delfines del norte, y no aquélla de la pesquería de palangre del sur, es el

índice de abundancia más fiable, se estima que la biomasa actual de la población reproductora está en aproximadamente el nivel correspondiente al RMS.

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2008-2010), se predice que la biomasa reproductora se recuperará, y permanecer por encima del nivel correspondiente al RMS. No obstante, los intervalos de confianza son anchos, existe un patrón retrospectivo en el reclutamiento reciente, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente de aquélla con el esfuerzo actual y produce capturas ligeramente mayores.

Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa, y existen patrones retrospectivos de sobreestimación del reclutamiento reciente.
2. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son inferiores a aquéllas correspondientes al RMS.
3. Los niveles recientes de biomasa reproductora están por debajo de aquellos correspondientes al RMS.
4. Un aumento del peso medio del atún aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
5. Hubo dos, o posiblemente tres, distintos regímenes de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. Es posible que la población haya cambiado recientemente de un régimen de productividad alta a uno de productividad intermedia.
6. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento.
7. Los resultados son sensibles a la talla media supuesta para los peces de mayor edad.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, índices de abundancia, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2010, más datos biológicos, para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2010, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al 15 de abril de 2011. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación del 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 atún 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, a lo largo del 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. Capturas

Para realizar la evaluación del 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, y la « captura retenida » es la captura obtenida en un año dado que no es descartada en el mar.

Se usa el término « captura » para 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 (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 (Tabla 2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos de captura nuevos y actualizados de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se usaron para las pesquerías de superficie datos de captura nuevos de 2010, y datos actualizados de años anteriores.

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 datos 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. Se incorporaron también en la evaluación actual datos de captura actualizados y nuevos de las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12). En particular, se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Polinesia Francesa (2008), Japón (2008-2010), Corea (2009), y Estados Unidos (2008-2009).

No se dispuso de una proporción sustancial de los datos de captura palangrera en 2010, por lo que se fijaron las capturas de las pesquerías de palangre en los años recientes para los cuales no se dispuso de datos iguales, por pabellón, a las capturas del último año para el cual se dispuso de datos.

En las Figuras 2.2a y 2.2b se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2010. Cabe destacar que existían pesquerías sustanciales de superficie y palangreras de aleta amarilla antes de 1975 (Shimada y Schaefer 1956; Schaefer 1957; Matsumoto y Bayliff 2008). 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, la mayoría de las capturas palangreras de aleta amarilla en la evaluación fueron expresadas en número de peces.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de la población, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas debido a ineficacias en el proceso de pesca (cuando la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos de estima la cantidad de aleta amarilla descartada 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.

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 cuyo 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. Maunder y Watters (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se hacen estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aleta amarilla asociada con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque la clasificación es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

En la Figura 2.3 se presentan series de tiempo de los descartes anuales como proporción de las capturas totales (retenidas más descartadas) de las pesquerías de superficie que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes. La figura señala una reducción de las tasas de captura incidental a partir de aproximadamente 2001, posiblemente como consecuencia de una serie de resoluciones adoptadas por la CIAT durante 2001-2007 que prohíben descartar las capturas de atunes pequeños. Durante 2008 no hubo una resolución sobre retención en vigor, pero las tasas de captura incidental siguen bajas. Se supone que no se descarta aleta amarilla en las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12).

2.3. Índices de abundancia

Se derivaron índices de abundancia de los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías de cerco y palangres. Se añadieron datos de esfuerzo de pesca y captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-9) nuevos para 2010 y actualizados de años anteriores. Se dispone de datos de captura y esfuerzo nuevos o actualizados de las pesquerías de palangre japonesas (2008-2010). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias de la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por 11 de las 16 pesquerías definidas para la evaluación del aleta amarilla en el OPO; se excluyen de la figura las pesquerías de caña y cuatro de las pesquerías de descarte.

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

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2010) de las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12), usando un modelo lineal generalizado logarítmico delta (Hoyle y Maunder 2006), en el que las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta.

En la Figura 2.5 se presenta la serie de tiempo de CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia que fueron considerados apropiados para uso en la evaluación fueron aquéllos de las Pesquerías 5 y 6 (lances de cerco sobre atunes no asociados), 7 y 8 (lances de cerco sobre atunes aleta amarilla asociados con delfines), y 12 (la pesquería de palangre del sur). Las pesquerías excluidas fueron considerados inapropiadas porque el esfuerzo de pesca o las tasas de captura fueron extremadamente bajas, altamente variables, o tuvieron datos de frecuencia de talla variables y no son considerados representativos de la abundancia del aleta amarilla.

2.4. Datos de composición por tamaño

Se incluyeron nuevos datos de frecuencia de talla de 2010 de la pesquería de cerco. Se incluyeron datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de 2007-2009 de la flota palangrera japonesa. No se usaron en la evaluación de los datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Las pesquerías del OPO capturan atún aleta amarilla de varios tamaños, descritas por Maunder y Watters

(2001). 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. En las Figuras 2.6a-2.6e se ilustra la variación temporal de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1.

2.5. Datos auxiliares

Se integraron en el modelo de evaluación 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 variabilidad de la talla por edad. Los datos de Wild consisten en 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.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

En la presente evaluación se usa la curva de crecimiento de Richards para modelar el crecimiento (Figura 3.1). Se toman los parámetros del modelo de Maunder y Aires-da-Silva (2009), y se basan en el ajuste a los datos de Wild (1986).

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.

Se supone que el coeficiente de variación de la talla por edad es constante, y es tomado de Maunder y Aires-da-Silva (2009).

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 la inclusión de este conjunto alternativo de datos en el modelo de evaluación produce resultados esencialmente idénticos.

3.1.2. Mortalidad natural

Para la presente evaluación se supone que, a medida que crece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es similar al que se hizo en evaluaciones previas, en las cuales se supuso que la M de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo, Anónimo 1999: 233). Se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y M es diferente para los dos sexos. En la Figura 3.2 se grafican los valores de M trimestral usados en la presente evaluación. Se estimaron estos valores mediante la aplicación de los supuestos arriba descritos, un ajuste a los datos de proporción de sexos por talla (Schaefer 1998), y una comparación de los valores con aquellos 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 el calendario de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

El programa *Stock Synthesis* 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. Al igual que en las evaluaciones previas, la evaluación del caso base supone que no existe ninguna relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento. 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 la presente evaluación 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 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.

El reclutamiento es modelado a edad cero en *Stock Synthesis*. Se usa la edad cero para comodidad y la intención no es que la mortalidad natural supuesta para las edades no vulnerables a las pesquerías represente la mortalidad natural real y escala el reclutamiento en edad cero de forma solamente arbitraria. Por lo tanto, el nivel supuesto de mortalidad natural para esas edades no impacta los resultados de la evaluación.

Se estima el potencial de desove de la población a partir del número de hembras maduras, ajustado por la fecundidad por camada y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). 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 *reproductora biomasa ratio*). En la Figura 3.3 se ilustra la fecundidad relativa por edad.

3.1.4. 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) presentan los resultados de investigaciones más recientes. 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 espera que el nivel de mezcla entre esta zona y otras en el OPO sea muy bajo. Este resultado es consistente con los resultados de varios estudios de marcado, con marcas convencionales y archivadoras, 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, 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.

3.1.5. 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 ocurre una mezcla de peces limitada entre el OPO y las zonas más al oeste. 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° x 1° 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 la presente 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 la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usa el programa *Stock Synthesis* (Methot 2005, 2009) para evaluar la condición del atún aleta amarilla en el OPO. Consiste en un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos distintos de datos) estructurado por edad, y usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población.

Se ajusta el modelo a los datos observados (índices de abundancia relativa basados en CPUE y composiciones por tamaño) mediante el uso de un conjunto de dinámica poblacional y parámetros de pesca que maximice una verosimilitud penalizada (para los desvíos temporales del reclutamiento), dada la cantidad de captura realizada por cada pesquería. En la Sección 3 se describen muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) un trimestre después del desove, y estas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. A medida que crecen los aletas amarillas, se hacen más vulnerables a las Pesquerías 6, 9, y 12, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes (o sea, se supone una selectividad asintótica).
3. Los datos de las pesquerías que capturan aleta amarilla sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), asociados con delfines en el sur (Pesquería 9), la pesquería de caña (Pesquería 10), la pesquería de palangre del norte (Pesquería 11), y las pesquerías cuya captura está compuesta por los descartes de la clasificación (Pesquerías 13-16) brindan relativamente poca información sobre los niveles de biomasa, ya sea porque no dirigen su esfuerzo al aleta amarilla o porque hay demasiada variabilidad en la pesquería. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia. Las series de tiempo de CPUE ajustadas en la evaluación son series de las Pesquerías 5, 6, 7, 8, y 12.
4. Los datos de la pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9), son considerados demasiado variables, por lo que se supone que su curva de selectividad es igual a aquella de la Pesquería 12, y sus datos de composición por tamaño no son ajustados en el modelo.

Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de aleta amarilla en el OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre del año desde el primer trimestre de 1975 hasta el

- primer trimestre de 2011 (desvíos del reclutamiento medio y reclutamiento trimestral);
2. coeficientes de capturabilidad de las cinco series de tiempo de CPUE que son usadas como índices de abundancia (Pesquerías 5-8 y 12);
 3. coeficientes de variación (CVs) para cuatro de los índices de CPUE usados como índices de abundancia (Pesquerías 5-8). Conforme a la recomendación de una revisión externa de la evaluación de atún patudo por el personal de la CIAT, se fijó el CV de un índice de CPUE en lugar de estimarlo, en este caso el CV de la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12), que se supuso ser el índice de abundancia más fiable.
 4. curvas de selectividad para 11 de las 16 pesquerías (la Pesquería 9 refleja la selectividad de la Pesquería 12, y las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
 5. tamaño y estructura por edad iniciales de la población (reclutamiento con retrasos, mortalidad por pesca inicial, y desvíos de las edades de 1 a 16 trimestres);

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

1. talla media por edad (Sección 3.1.1, Figura 3.1);
2. los parámetros de un modelo lineal que relaciona el coeficiente de variación de la talla por edad con la edad;
3. mortalidad natural por sexo y edad (Figura 3.2);
4. fecundidad de hembras por edad (Figura 3.3);
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
6. inclinación de la relación población-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base);

Las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones fueron computadas con base en las tasas de mortalidad por pesca (F) medias de tres años, por arte, de 2008-2010. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del año más reciente (2010) en la estimación de F media de tres años. Para este propósito, se usó en los cálculos una F media de dos años (2008-2009).

Existe incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población. Resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de aleta amarilla en el OPO. Además, el modelo de evaluación no representa perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre como intervalos de confianza aproximados y 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. Se investigan fuentes adicionales de incertidumbre en varios análisis de sensibilidad.

En lo siguiente se resume los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad:

Evaluación del caso base:

1. **Inclinación de la relación población-reclutamiento = 1** (ninguna relación entre población y reclutamiento); parámetros de crecimiento fijados a las estimaciones obtenidas en una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009); ajustada a la serie de tiempo de las pesquerías de cerco 5-8 y la pesquería palangrera 12; refleja las curvas de selectividad de las pesquerías 9 y 12, supuestas asintóticas; curvas de selectividad de todas las demás pesquerías supuestas con forma de domo.
2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento:** La evaluación de caso

base incluyó el supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad. Además, se computó un perfil de verosimilitud para la inclinación (inclinación de entre 0,6 y 1, con incrementos de 0,1).

3. **Sensibilidad el tamaño medio de los peces de mayor edad** (parámetro L_2 de la función del crecimiento de Richards). Se fija L_2 en 182,3 cm en el modelo de caso base, una estimación de L_2 que se obtuvo de una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009). Se consideraron dos valores fijos alternativos de L_2 para el análisis de sensibilidad, uno menor (170 cm) y el otro mayor (190 cm).
4. **Sensibilidad al ajuste a la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte** (Pesquería 9) como índice de abundancia principal, en lugar de la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12). Para este propósito, se fijó el CV de la pesquería 9 en 0,2, y se estiman los CV de las demás pesquerías.

4.1. Resultados de la evaluación

A continuación se describen los resultados de la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. 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, el reclutamiento en los últimos años, y la mortalidad por pesca.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Existe variación en la mortalidad por pesca (F) causada por las pesquerías que capturan aleta amarilla en el OPO (Figura 4.1). F cambia con la edad (Figura 4.2a); es máxima para los peces de edad media. Ocurre un pico alrededor de las edades de 14-15 trimestres (Figuras 4.2a y 4.2b), que corresponde a los picos en las curvas de selectividad de las pesquerías de aleta amarilla asociado con delfines y no asociado (Figura 4.3). La F de peces jóvenes no ha aumentado mucho, a pesar del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993 (Figuras 4.1 y 4.2a).

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 2.3 (ver también Figura 2.4).

Se estiman curvas de selectividad para 11 de las 16 pesquerías definidas en la evaluación del aleta amarilla (Figura 2.1), y se ilustran en la Figura 4.3. Los lances cerqueros sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) suelen seleccionar aletas amarillas pequeñas, excepto en las pesquerías del sur y costera, que capturan peces más grandes (Figura 4.3). Los lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados en el norte seleccionan peces de tamaño similar a los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (Figura 4.3, Pesquería 5). Los lances cerqueros sobre atunes aleta amarilla no asociados en el sur y sobre aletas amarillas asociados con delfines seleccionan principalmente peces grandes (Figura 4.3, Pesquerías 6-8).

La curva de selectividad de la pesquería cañera selecciona principalmente aleta amarilla pequeño (Figura 4.3, Pesquería 10). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente individuos más grandes, particularmente en la pesquería del sur (Figura 4.3, Pesquerías 11 y 12). Ya que se hizo difícil estimar la curva de selectividad de la pesquería asociada con delfines del sur (Pesquería 9), no se estimó esta curva, y reflejó la Pesquería 12, que captura peces de tamaño similar (Figura 4.3). En el futuro, podría ser necesario tomar en cuenta una selectividad que varía a lo largo del tiempo para estimar mejor la curva de selectividad de esta pesquería.

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 peces de edad 2-4 trimestres (Pesquerías 13-16).

4.1.2. Reclutamiento

Dentro del rango de las biomasas reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.7, 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 4.4). La relación aparente entre la biomasa reproductora y el 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 reproductora. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento superior al promedio está relacionado con biomasa reproductora superior al promedio y reclutamiento inferior al promedio con biomasa reproductora inferior al promedio.

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. Con la información actualmente disponible, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos cuantitativamente igual de verosímil que un efecto del tamaño de población sobre el reclutamiento. En la Sección 4.4 se describen los resultados cuando se incluye una relación población-reclutamiento.

En la Figura 4.5 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla 4.1 los reclutamientos totales anuales estimados. Se estimó que la cohorte grande puesta en el primer trimestre de 1998 es la cohorte más fuerte del período de 1975-2010. Se estimó un período sostenido de reclutamiento alto desde 1999 hasta el comienzo de 2002.

Se estimó un reclutamiento grande para el primer trimestre de 2007, seguido por una serie continua de reclutamientos inferiores al promedio hasta el fin de 2008. La estimación del reclutamiento del primer trimestre de 2010 es particularmente alta; no obstante, es muy incierta, y debe ser considerada con cautela debido a que los aletas amarillas recientemente reclutados están representados en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla, y existe un patrón retrospectivo (ver sección 4.3.2).

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, y produjo un cambio similar en la biomasa (Figura 4.6). Hay una indicación que los reclutamientos de 2003-2009 fueron bajos, en niveles similares a aquéllos anteriores a 1983, indicando tal un régimen de productividad más bajo (Figura 4.5).

Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figura 4.5). Las estimaciones de incertidumbre son sorprendentemente pequeñas, considerando que el modelo es incapaz de ajustar modas en los datos de frecuencia de talla (Figura 4.11). Estas modas a menudo aparecen, desaparecen, y luego vuelven a aparecer.

4.1.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de tres trimestres o más de edad. En la Figura 4.6 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 estuvo en niveles bajos; luego aumentó rápidamente durante 1983-1985, permaneció relativamente constante durante 1986-1999, volvió a aumentar rápidamente, alcanzando un pico en 2001, pero para 2005 disminuyó a niveles similares a aquéllos antes de 1984. La biomasa ha permanecido en los últimos años en niveles inferiores a aquellos de 1985-1998.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos de todos los peces en la

población. En la Figura 4.7 se ilustra la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones del SBR (definido en la Sección 3.1.3) 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 que son bastante precisas.

La disminución marcada reciente de la biomasa reproductora observada en 2009 es atribuida parcialmente a una serie de reclutamientos continuos inferiores al promedio desde el segundo trimestre de 2007 hasta el fin de 2008.

Parece que las tendencias en la biomasa reproductora del 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 reproductora (Maunder y Watters 2001). En la Figura 4.8b se ilustran las trayectorias del índice de biomasa reproductora simulada con y sin pesca. La gran diferencia entre las dos trayectorias indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO (Figura 4.8a). El gran aumento de la biomasa reproductora durante 1983-1984 fue causado inicialmente por un aumento en el tamaño medio (Anónimo 1999), seguido por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.5), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa reproductora aumentar más durante 1986-1990.

En la Figura 4.8b se ilustra el impacto de cada tipo de pesquería principal sobre la población de atún aleta amarilla. Las estimaciones del índice de biomasa reproductora en ausencia de pesca fueron computadas de la forma descrita, y luego se estimó la trayectoria de la biomasa fijando la captura de cada grupo de pesquerías a su vez a cero (Wang *et al.* 2010). Se deriva el impacto sobre la biomasa reproductora de cada grupo de pesquerías en cada intervalo de tiempo como esta trayectoria del índice de biomasa reproductora menos la trayectoria del índice de biomasa reproductora 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. La pesquería asociada con delfines y las pesquerías de cerco no asociadas ejercen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora de atún aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. El impacto de las pesquerías de palangre y de descartes es mucho menor.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 10 a 15 kg durante la mayor parte del período de 1975-2010, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figura 4.9). El peso medio fue alto durante los períodos de 1975-1977, 1985-1992, 2001-2004, y 2008-2010, cuando las capturas de las pesquerías sobre delfines fueron mayores (Figura 2.2). El peso medio 1 atún aleta amarilla capturado por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.9). El peso medio más bajo es producido por las pesquerías sobre objetos flotantes y de caña, seguidas por las pesquerías no asociadas, luego las pesquerías asociadas con delfines, y por último las pesquerías de palangre. El peso medio capturado también varía dentro de estos grupos de pesquerías, tal como lo indican las curvas de selectividad (Figura 4.3).

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

La talla media por edad supuesta en el modelo corresponde bien con los datos de edad por talla de los otolitos, pero la variación supuesta de la talla por edad es mucho más amplia que lo indicado por los datos de otolitos (Figura 3.1). La variación más estrecha de la talla por edad observada en los datos de otolitos podría deberse a las características temporal y espacial limitadas de los datos.

4.3. Diagnósticos

Se presentan los diagnósticos del modelo como gráficos de residuales y análisis retrospectivo.

4.3.1. Gráficos de residuales

En la Figura 4.10 se presentan los ajustes del modelo a los datos de CPUE de diferentes pesquerías. El modelo se ajusta razonablemente bien a las observaciones de CPUE de las pesquerías de cerco asociada con delfines y de palangre del sur (Figuras 4.10c y 4.10d, respectivamente). Sin embargo, el pico en 2001 es predicho demasiado temprano en la primera y demasiado tarde en la segunda. Además, el modelo no se ajusta tan bien a la CPUE temprana de la pesquería palangrera del sur (Figura 4.10.d). Los ajustes a la serie de datos de CPUE de las pesquerías de cerco no asociadas son menos satisfactorios (Figura 4.10.b). El modelo no es ajustado explícitamente a la CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes; no obstante, corresponde bien con la CPUE de estas pesquerías en el periodo tardío (después de 1995), pero mal en el periodo temprano (antes de 1995) de CPUE altamente variable (Figura 4.10a). El ajuste a los datos de CPUE, medido por el error cuadrado medio, indica que los mejores ajustes son a las CPUE de la pesquería palangrera del sur ($CV = 0,36$) y de las pesquerías de cerco asociadas con delfines (CV de 0,39 y 0,38 para las pesquerías 7 y 8, respectivamente) (Tabla 4.3).

Se presentan gráficos de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.11a-d). Los círculos grises y negros representan observaciones que son menores y mayores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales. Los residuales muestran varias características importantes. El modelo subestima (círculos negros) las proporciones de los peces grandes y pequeños en las pesquerías sobre objetos flotantes; a la inversa, subestima los peces medianos en la pesquería de palangre del sur. Existe un patrón sustancial de residuales en el caso de la pesquería de cerco asociada con delfines del sur (Pesquería 9), pero se espera esto porque la curva de selectividad es reflejada con otra pesquería (palangre del sur, Pesquería 12), por lo que el modelo no está ajustado a la captura por talla de la Pesquería 9. Existe también un patrón notorio de residuales para ambas pesquerías no asociadas, con un periodo temprano de unos cinco años (1975-1980) con residuales positivos (círculos negros) principalmente en el caso de los peces pequeños, a diferencia de los años subsiguientes.

Para todas las pesquerías, el modelo se ajusta a los datos de frecuencia de talla mejor (tal como indica el tamaño de la muestra efectiva estimado) que el tamaño de muestra supuesto usado en el modelo (Tabla 4.4). En la Figura 4.11e se ilustran los ajustes medios a las composiciones por tamaño observadas de las capturas tomadas por cada pesquería. En las Figuras 4.11f-i se presentan los ajustes del modelo a la composición por tamaño y las capturas recientes de aleta amarilla en las distintas pesquerías.

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. Podría indicar un desplazamiento espacial de las cohortes o del esfuerzo de pesca, limitaciones en el muestreo de la frecuencia de talla, o fluctuaciones en la capturabilidad y/o selectividad de las pesquerías. Bayliff (1971) observó que grupos de peces marcados también han desaparecido y luego han reaparecido en esta pesquería, y lo atribuyó a fluctuaciones de la capturabilidad y/o selectividad.

4.3.2. 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 descubrir insuficiencias en el método. 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. Se puede usar el análisis retrospectivo para determinar si existen patrones consistentes en las estimaciones. Estos patrones son a menudo considerados como sesgos al suponer que las estimaciones son más precisas si se incluyen

más años de datos en el análisis, pero en realidad señalan solamente una especificación errónea en el modelo, ya que es posible que las estimaciones estén sesgadas cuando se añaden años adicionales de datos a los análisis, según la especificación errónea en el modelo. El análisis retrospectivo indica una tendencia a sobreestimar la fuerza de los reclutamiento recientes (Figura 4.13), y por consiguiente sobrestima los niveles de biomasa sumaria (peces de 3+ trimestres de edad), que incluye las cohortes más recientes (Figuras 4.12). No obstante, los niveles recientes del SBR (definido en la sección 3.1.3) no quedan aparentemente sujetos al mismo patrón retrospectivo, ya que son menos afectados por las estimaciones del reclutamiento reciente. Un análisis de sensibilidad realizado en una evaluación temprana (Maunder y Aires-da-Silva 2010) sugiere que la exclusión de los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) elimina este patrón retrospectivo. Esto indica que los datos de composición por tamaño de estas pesquerías son inconsistentes con los datos de composición por tamaño de las otras pesquerías a edades mayores. La Resolución C-00-08, adoptada en 2000, prohibió los descartes de atún aleta amarilla por motivo de tamaño, lo cual cambió las curvas de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes en 2001, y podría potencialmente causar el patrón retrospectivo. No obstante, otro análisis de sensibilidad, que incorpora esto en la evaluación de la población, no eliminó el patrón retrospectivo (Maunder y Aires-da-Silva 2010).

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se realizaron tres análisis de sensibilidad a fin de investigar la incorporación de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (Anexo A), el tamaño medio de los peces de mayor edad (Anexo B), y un ajuste a los datos de CPUE de pesquería asociada con delfines del arte (Pesquería 9) como índice de abundancia principal (Anexo C). A continuación se describen las diferencias en el ajuste del modelo y las predicciones del mismo, y se aplaza la discusión de las diferencias en la construcción de la población hasta la sección 5. En la Tabla 4.5 se presenta una comparación de verosimilitudes correspondientes al caso base y a los análisis de sensibilidad.

1. La evaluación del caso base no supuso una 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% de aquél de una población no explotada. Al igual que en evaluaciones previas, el análisis con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación. No obstante, tal como se comentó, 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. Con la inclusión de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación (h) = 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. Un perfil de verosimilitud de la inclinación confirma que el modelo se ajusta mejor con valores fijos bajos de este parámetro, con una verosimilitud máxima que ocurre aparentemente alrededor de 0,7.
2. El modelo de caso base supone una función de crecimiento de Richards (1959). La selección del tamaño medio de los peces de mayor edad – el parámetro L_2 – es algo arbitraria, ya que no se dispone de lecturas de los otolitos para los peces más grandes (de mayor edad). En el caso base, se fija L_2 en 182,3 cm, valor estimado en una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009). Se realizó un análisis de sensibilidad para estudiar el efecto de fijar L_2 en valores diferentes, uno más bajo (170 cm) y el otro más alto (190 cm), respectivamente (Figura B.1). La biomasa estimada y las series de tiempo de reclutamiento son muy sensibles al valor supuesto de L_2 (Figuras B.2 y B.3): son mayores con un valor menor del parámetro.
3. El modelo de caso base supone que la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) es el índice de abundancia más fiable ($CV = 0,2$), pero esta pesquería está dirigida principalmente al atún patudo, no al aleta amarilla. Si en su lugar se ajustara el modelo más estrechamente a la pesquería asociada con delfines del norte (Pesquería 9, $CV = 0,2$), las trayectorias de la biomasa y el

reclutamiento son todavía muy similares a aquellas del caso base (Figuras C1 y C2, respectivamente). Esto sugiere que la información provista por los dos índices de CPUE es consistente. No obstante, la disminución reciente de los niveles de biomasa estimada por el caso base es menos fuerte en los análisis de sensibilidad, particularmente en el caso de la biomasa reproductora (Figura C.3). Este resultado se debe principalmente a que el modelo se ajuste más estrechamente a las tendencias recientes de la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte (C.4a) que a la pesquería palangrera del sur (Figura C.4b). El ajuste del modelo a la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte no es tan indicativo de la disminución notoria reciente que indica el modelo de caso base, que se ajusta mejor a la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Figura 4.10c y 4.10d).

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 estimar la captura de la pesquería de superficie y un tamaño diferente 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 a la función de vínculo usada en la estandarización por el modelo lineal general (MLG) de los datos de esfuerzo palangrero (Hoyle y Maunder 2007).

Otros análisis de sensibilidad realizados en las primeras evaluaciones incluyen: ajustara a todos los datos (datos de composición por tamaño y de CPUE para todas las pesquerías excepto las de descarte y la cañera); estimar la mortalidad natural de los peces maduros y al mismo tiempo ajustar a los datos de proporción de sexos; excluir del análisis los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes; e incluir un cambio de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes a partir de 2001 debido a la resolución C-00-08. Se describen los resultados de estos análisis de sensibilidad en Maunder y Aires-da-Silva (2010).

4.5. Comparación con la evaluación previa

Las estimaciones de la biomasa (Figura 4.15) y el índice de biomasa reproductora (Figura 4.16) de la presente evaluación son muy similares a aquellas de la evaluación previa. Las estimaciones del reclutamiento son también muy similares, excepto en 2009, el último año de la evaluación previa en el cual se estima que el reclutamiento fue muy alto (Figuras 4.17a y b). Esto no es sorprendente, considerando la tendencia retrospectiva de sobreestimar la fuerza de los reclutamientos recientes, descrita en la Sección 4.3.2. A medida que se fue incluyendo datos actualizados de 2009 y datos nuevos de 2010, las estimaciones del reclutamiento en 2009 estimadas en la presente evaluación se redujeron mucho. Las estimaciones históricas del SBR (definido en la Sección 3.1.3) son asimismo muy similares a aquellas de la evaluación previa (Figura 4.18).

4.6. 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 del reclutamiento (1975-1982, 1984-2002, y 2003-2010). 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. La disminución notoria observada recientemente de los niveles de biomasa reproductora desde 2009 sigue una serie de reclutamientos inferiores al promedio a partir del segundo trimestre de 2007 hasta fines de 2008.

El peso medio 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 asociada del norte , y cañera capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las

pesquerías de cerco no asociada del sur y asociada con delfines y palangreras. Las pesquerías de palangre y de cerco asociada con delfines en la región del sur capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías de cerco asociadas con delfines del norte y costera.

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. Las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas ejercen el mayor impacto mayor sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. El impacto de las pesquerías de palangre y de descarte es mucho menor (Figura 4.8).

Existe también un patrón retrospectivo grande de sobreestimar el reclutamiento reciente en la evaluación del aleta amarilla. Una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2010) indicó que este patrón se debe a los datos de composición por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes. Estos, en combinación con los amplios intervalos de confianza de las estimaciones del reclutamiento reciente, indica que las estimaciones del reclutamiento y la biomasa recientes biomasa son inciertas. Las biomassas y los reclutamientos estimados son muy similares a aquellos producidos en la evaluación más reciente ([Maunder y Aires-da-Silva 2011](#)).

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún aleta amarilla en el OPO a partir de cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se define el RMS como la captura o rendimiento medio máximo a largo plazo que se puede extraer de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalecientes y con la distribución actual de los tipos de arte y del uso de los mismos.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan el RMS es el objetivo de la ordenación especificado por la convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado un objetivo de puntos de referencia límite para las poblaciones que gestiona, pero en las siguientes secciones se describen algunos puntos de referencia posibles.

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

El SBR (definido en la Sección 3.1.3) es comparado con una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones del SBR_t trimestral del aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2011). En la Sección 4.1.3 se presentan estimaciones del índice de biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t), ilustradas en las Figura 4.7. Se estimó el índice de 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_{RMS} en aproximadamente 0,25. Esto es menos que lo estimado en la evaluación previa (0,27), debido principalmente al uso de curvas de selectividad diferentes.

La biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO ha disminuido desde 2009, cuando alcanzó un pico de 0,35. El SBR estimado al principio de 2011 fue aproximadamente 0,18, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,15 y 0,22, respectivamente (Figura 5.1). 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_{RMS} (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,25 en la Figura 5.1. No obstante, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984), 2005-2007, y durante el año más reciente (2010), la biomasa reproductora fue menor que S_{RMS} . Se estima que la biomasa reproductora al principio de 2011 estuvo en 0,18, un 28% por debajo del nivel correspondiente al RMS.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en el RMS

Para calcular el RMS, 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 2008-2010.

Al principio de 2011, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por debajo del nivel correspondiente al RMS, y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al nivel de RMS (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 nivel de esfuerzo de pesca actual (promedio de 2008-2010) es inferior a aquél que se estima produciría el RMS. El esfuerzo en RMS es 113% del nivel de esfuerzo actual. Debido a la mortalidad por pesca reducida en 2008, una repetición de los cálculos basados en una mortalidad por pesca promediada para 2008-2009 indica que el esfuerzo en RMS es 129% del nivel actual. Es importante notar que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RMS (Figura 5.2). Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS resultaría en una reducción tan sólo marginal del rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora. Además, pescar en los niveles correspondientes al RMS estimados a partir del caso base, que supone que el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora, cuando la dinámica verdadera incluye una relación población-reclutamiento, causa una mayor reducción del rendimiento que pescar en niveles correspondientes al RMS estimados a partir del análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento cuando el reclutamiento es en realidad independiente de la biomasa reproductora (Figura 5.2).

En la Figura 5.3a se presentan las series de tiempo histórica de las tasas de explotación, la biomasa reproductora, y la biomasa sumaria relativa a los puntos de referencia de RMS. La mortalidad por pesca ha estado generalmente por debajo de aquélla correspondientes al RMS, excepto durante el período antes de 1982 y durante 2004-2007 (Figura 5.4a). La biomasa reproductora ha estado generalmente por encima del nivel correspondiente al RMS, excepto durante el régimen de baja productividad antes de 1984, y los años desde 2004, excepto 2008 y 2009. Según la evaluación del caso base, la estimación más reciente indica que la población de aleta amarilla en el OPO se encuentra sobreexpuesta ($S < S_{RMS}$), pero no está ocurriendo sobrepesca ($F > F_{RMS}$). La alta precisión de esta estimación más reciente, tal como indican sus estrechos intervalos de confianza aproximados (Figura 5.3a), no permite otras interpretaciones de la condición de la población bajo los supuestos del caso base. No obstante, la interpretación de la condición de la población es sensible a los supuestos formulados con respecto a la inclinación del parámetro la relación población-reclutamiento y el tamaño medio de los peces de mayor edad (Tabla 5.1).

5.3. Comparaciones con evaluaciones previas

En la Figura 5.4b se comparan las estimaciones de cantidades de ordenación con las estimaciones de evaluaciones previas. Esta figura simplemente toma las estimaciones de cada cantidad de ordenación de cada evaluación previa de la población y las grafica. Las estimaciones difieren porque cada año consecutivo tiene datos adicionales, porque la mezcla de esfuerzo de pesca por arte y los cambios totales con el tiempo, porque el reclutamiento cambia con el tiempo, y porque los supuestos usados en las evaluaciones pueden diferir de año en año a medida que mejoran los conocimientos de la dinámica de la población. Las estimaciones de RMS y el SBR correspondiente al RMS (Figura 5.4b) son similares a aquellos producidos en la evaluación previa. Las estimaciones del multiplicador de F y el nivel reciente del SBR con respecto a aquél de RMS son más bajas que aquellas de la evaluación previa.

5.4. Impacto de los métodos de pesca

La estimación del RMS, 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 RMS 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 RMS, la selectividad por edad de las pesquerías de palangre tendrá el mejor desempeño, seguida por aquélla de las pesquerías de cerco 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_{RMS} al máximo, el orden es similar, pero con las pesquerías de cerco asociadas con delfines ligeramente mejores que la pesquería de palangre. Sin embargo, no es verosímil que las pesquerías de palangre, que producirían los RMS máximos, serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMS predichos. Por sí sólo, el esfuerzo de la pesquería de cerco de aleta amarilla asociado con delfines tendría que ser más que duplicado para lograr el RMS.

El RMS y S_{RMS} han sido muy estables durante el período del modelo (Figura 4.12b). Esto sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al esfuerzo de pesca correspondiente al RMS.

6. IMPACTO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES

El cambio aparente de régimen de productividad que comenzó en 1984 y el nivel más bajo reciente de la productividad sugieren enfoques alternativos a la estimación del RMS, ya que regímenes diferentes causarán valores diferentes del RMS (Maunder y Watters 2001). El RMS y la biomasa reproductora correspondientes al RMS son directamente proporcionales al reclutamiento medio usado, pero la mortalidad por pesca correspondiente al RMS no es afectado. Por ejemplo, si se usara el reclutamiento medio durante 1985-2010 en lugar durante el período de tiempo entero, se incrementaría el RMS y la biomasa reproductora correspondientes al RMS. Esto significaría que serían posibles rendimientos mayores, pero que la pesquería se encontraría sobreexplotada (la biomasa actual no cambia, mientras que la biomasa reproductora correspondiente al RMS aumenta). Si se usara el reclutamiento medio bajo más reciente, ocurriría lo contrario. Un método alternativo es calcular el SBR dinámico (dSBR) mediante una comparación del índice de biomasa reproductora con el índice de biomasa reproductora simulada con el tiempo en ausencia de pesca (Figura 4.8a). Este método toma en consideración las fluctuaciones del reclutamiento.

6.1. Análisis de sensibilidad

Tal como se indica en la Tabla 5.1, la inclusión de una relación población-reclutamiento en la evaluación arroja resultados más pesimistas, con la biomasa reproductora por debajo de aquélla correspondiente al RMS y el esfuerzo de pesca por encima de aquél correspondiente al RMS. No obstante, incrementa el nivel de RMS que se puede lograr. Fijar el tamaño medio de la clase de edad más vieja en un valor menor que aquel supuesto en el caso base (por ejemplo, 170 cm) arroja resultados más optimistas, con la biomasa reproductora alrededor del nivel correspondiente al RMS, y el esfuerzo actual sustancialmente por debajo del mismo, pero el nivel de RMS que se puede obtener es aproximadamente el mismo. Por contraste, fijar el tamaño medio de la clase de edad más vieja en un valor más alto que aquel supuesto en el caso base (por ejemplo, 190 cm) arroja resultados más pesimistas, con la biomasa reproductora por debajo de aquélla correspondiente al RMS, pero el nivel de RMS que se puede obtener cambia poco. Los análisis de sensibilidad señalaron que ajustar más estrechamente a los datos de CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte (CV fijado en 0,2), en lugar de usar la CPUE de la pesquería palangrera del sur como índice principal de abundancia, produce una evaluación más optimista de la condición de la población. Mientras que se estima que la biomasa reproductora reciente está alrededor del nivel correspondiente al RMS, se estima que los niveles de esfuerzo de pesca recientes están muy por debajo de aquellos correspondientes al RMS.

6.2. Resumen de la condición de la población

El SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMS durante el

régimen de productividad baja de 1975-1983, pero por encima del mismo durante la mayor parte de los años siguientes, excepto el período reciente (2004-2007 y 2010). 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 bajo. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RMS y de SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2011 fue 0,18, debajo del nivel correspondiente al RMS (0,25). Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los que soportarían el RMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías), y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al RMS.

Los cálculos de RMS 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 RMS 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 nivel correspondiente al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que el esfuerzo actual está por debajo del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es también sensible al valor supuesto del tamaño medio de los peces de mayor edad. Si se supone que la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte constituye el índice de abundancia más fiable, en lugar de la CPUE de la pesquería palangrera del sur, se estima que la biomasa actual de la población reproductora se encuentra alrededor del nivel correspondiente al RMS.

7. 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.

7.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

7.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca sobre la biomasa y la captura. La mortalidad por pesca proyectada se basó en los promedios durante 2008-2010.

Los escenarios investigados fueron:

1. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al promedio de 2008-2010;
2. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro fijada igual a aquella correspondiente al RMS.

7.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para predecir los niveles futuros del SBR, la biomasa total, y la captura total tomada por las pesquerías de superficie (red de cerco). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.3. 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 durante 1975-2010. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio durante 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

durante 2002-2010, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

7.2.1. Niveles actuales de esfuerzo

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2008-2010), se predice que la biomasa reproductora se reconstruirá, y permanecerá por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 6.1). 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 serán mayores a plazo corto que en 2010, pero que disminuirán ligeramente en el futuro (Figura 6.3).

7.2.2. Pesca en F_{RMS}

Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente con respecto a aquélla con el esfuerzo actual (Figura 6.2) y produce capturas ligeramente mayores (Figura 6.3).

7.3. Resumen de los resultados de la simulación

Con los niveles actuales (2008-2010) de mortalidad por pesca, se predice que la biomasa reproductora se reconstruirá, y permanecerá por encima del nivel correspondiente al RMS. No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima de este nivel, o debajo del mismo. Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente con respecto a aquélla con el esfuerzo actual (Figura 6.2) y produce capturas ligeramente mayores, particularmente en el caso de la pesquería palangrera.

8. DIRECCIONES FUTURAS

8.1. 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.

8.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando el modelo de evaluación *Stock Synthesis* para el atún aleta amarilla en el OPO. Gran parte de los avances dependerá de cómo se modifique el programa en el futuro. Se investigarán las mejoras siguientes en las evaluaciones futuras:

1. Determinar una ponderación apropiada de los distintos conjuntos de datos;
2. Explorar supuestos alternativos acerca de la estructura de la población (análisis espacial);
3. Selectividad que varía a lo largo del tiempo para las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes.
4. Curvas de selectividad más robustas.

RECONOCIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y de los países miembros proporcionaron datos para la evaluación. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, miembros del personal de la CIAT, y científicos de los países miembros brindaron consejos sobre la evaluación, las pesquerías, y la biología del atún aleta amarilla. William Bayliff y Nicholas Webb ayudaron con la redacción, y Nicholas Webb tradujo el informe al español. Christine Patnode ayudó con las gráficas.

REFERENCIAS— REFERENCES

- 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 Asses. 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 Asses. 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. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 3-104.
- Maunder M.N. and A. Aires-da-Silva. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 9: 3-100.
- 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 Asses. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N., and A.D. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fish. Res. 70: 141-159.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2000 and outlook for 2001. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 5-90.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 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. Horma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 320-340.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 421-482.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2010 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

This report presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.20b) was used in the assessment. This model is the same as the base case model used in the previous assessment ([IATTC Stock Assessment Report 11](#)).

Bigeye tuna are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made to the east and to the west. The purse-seine catches of bigeye are substantially lower close to the western boundary (150°W) of the EPO; the longline catches are more continuous, but relatively low between 160°W and 180°. Bigeye are not often caught by purse seiners in the EPO north of 10°N, but a substantial portion of the longline catches of bigeye in the EPO is made north of that parallel. Bigeye tuna do not move long distances (95% of tagged bigeye showed net movements of less than 1000 nautical miles), and current information indicates minimal net movement between the EPO and the western and central Pacific Ocean. 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 local levels. The assessment is conducted as if there were a single stock in the EPO, and there is limited exchange of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean. Its results are consistent with results of other analyses of bigeye tuna on a Pacific-wide basis. In addition, analyses have shown that the results are insensitive to the spatial structure of the analysis. Currently, there are not enough tagging data to provide adequate estimates of movement 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), and age-at-length data and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, and fishing mortality, have also been made (see [IATTC Stock Assessment Report 11](#)). Catch and CPUE for the surface fisheries have been updated to include new data for 2010. New or updated longline catch data are available for French Polynesia (2009), Japan (2008-2010), the Republic of Korea (2009) and the United States (2008-2009). Longline catch data for 2010 are available for China, Chinese Taipei and Vanuatu from the monthly reporting statistics. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2008-2010). New purse-seine length-frequency data are available for 2010. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2007-2009).

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, since 1993 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 to a much lesser extent (Figures 1 and 2). The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the purse-seine fisheries that catch tuna in association with floating objects. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in longline effort 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 (Figure 3). The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock.

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 (Figure 4). First, estimates of recruitment before 1993 are more uncertain, as the floating-object fisheries were not catching

significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average annual recruitment in 1994–1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999–2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly high in 2005 and 2006. The 2009 recruitment was below average, but the recruitment in 2010 appears to have been particularly high. However, this recent estimate is very uncertain and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples.

Since the start of 2005, when the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR) was at its historic low level of 0.16, the bigeye stock has shown a recovery trend, to an SBR of 0.24 at the start of 2011 (Figure 5). According to the base case model, this most recent SBR is about 21% higher than the maximum sustainable yield (MSY) level (Table 1). This recent recovery trend is subsequent to the IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004.

Recent catches are estimated to have been 8% greater than those corresponding to the MSY levels (Table 1). 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 MSY is about 93% of the current (2008–2010) level of effort (Table 1).

According to the base case results, the two most recent estimates indicate that the bigeye stock in the EPO is probably not overfished ($S > S_{MSY}$), but that fishing mortality slightly exceeds the level corresponding to the MSY (overfishing is taking place, $F > F_{MSY}$) (Figure 6). This interpretation, however, is subject to uncertainty as indicated by the approximated confidence intervals around the most recent estimate in the Kobe plot (Figure 6). The addition of new data for 2010 and updated data for earlier years lowered the SBR compared to the previous assessment. Similar retrospective patterns also occurred in previous assessments when adding new and updated data. The changes are generally within the confidence intervals of the estimated quantities and well within the ranges estimated under different sensitivity analyses from the previous assessment.

The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that of the longline fisheries, because they catch larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than F_{MSY} (Figure 7).

Under the current levels of fishing mortality, recent spikes in recruitment are predicted not to sustain the increasing trend observed for SBR since 2004. Both the base case and the assessment assuming a stock-recruitment relationship indicate that the population is likely to drop below the level corresponding to MSY under average recruitment conditions (Figure 5). It is estimated that catches will be lower in the future at current levels of fishing effort if a stock-recruitment relationship is assumed, particularly for the surface fisheries (Figure 8).

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.

Key results

1. The results of this assessment indicate a recent recovery trend for bigeye tuna in the EPO (2005–2010), subsequent to IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004. However, under the current levels of fishing mortality, recent spikes in recruitment are predicted not to sustain this increasing trend.
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels;
3. The recent fishing mortality rates are estimated to be slightly above the level corresponding to MSY, and the recent levels of spawning biomass are estimated to be above that level. As described in [IATTC Stock Assessment Report 11](#), these interpretations are uncertain and highly sensitive to the

assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the average size of the older fish, the assumed levels of natural mortality for adult bigeye, and the historic period of the bigeye exploitation used in the assessment. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for the average size of the older fish, if lower rates of natural mortality are assumed for adult bigeye, and if only the late period of the fishery (1995-2009) is included in the assessment;

4. The results are more optimistic if a lower value is assumed for the average size of the older fish, and if higher levels of natural mortality are assumed for adult bigeye;

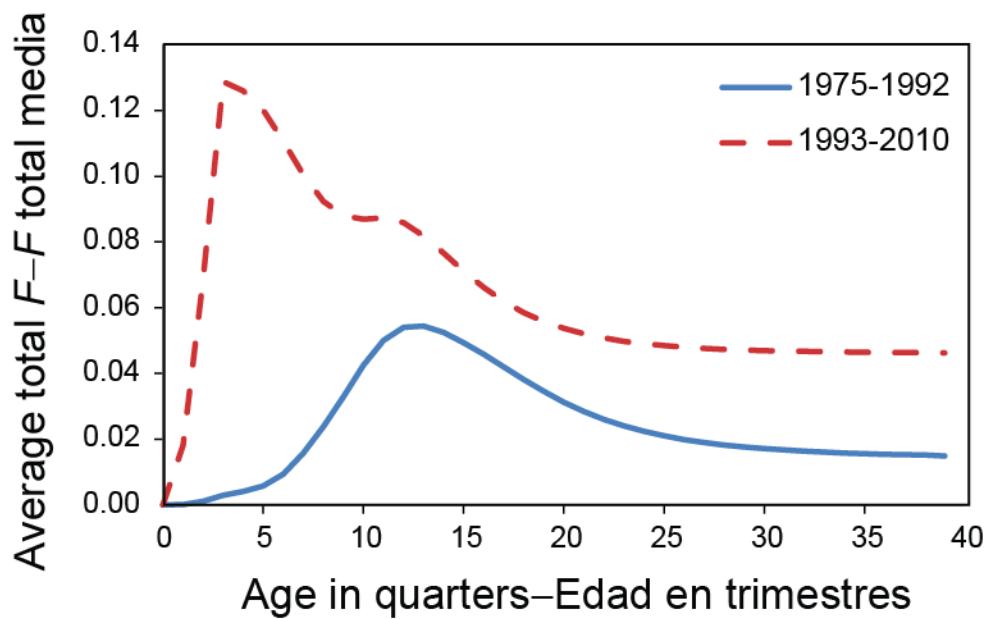


FIGURE 1. Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2010 display the averages for the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

FIGURA 1. Mortalidad por pesca trimestral media por edad de atún patudo en el OPO, por todas las artes. Las curvas de 1975-1992 y 1993-2010 indican los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.

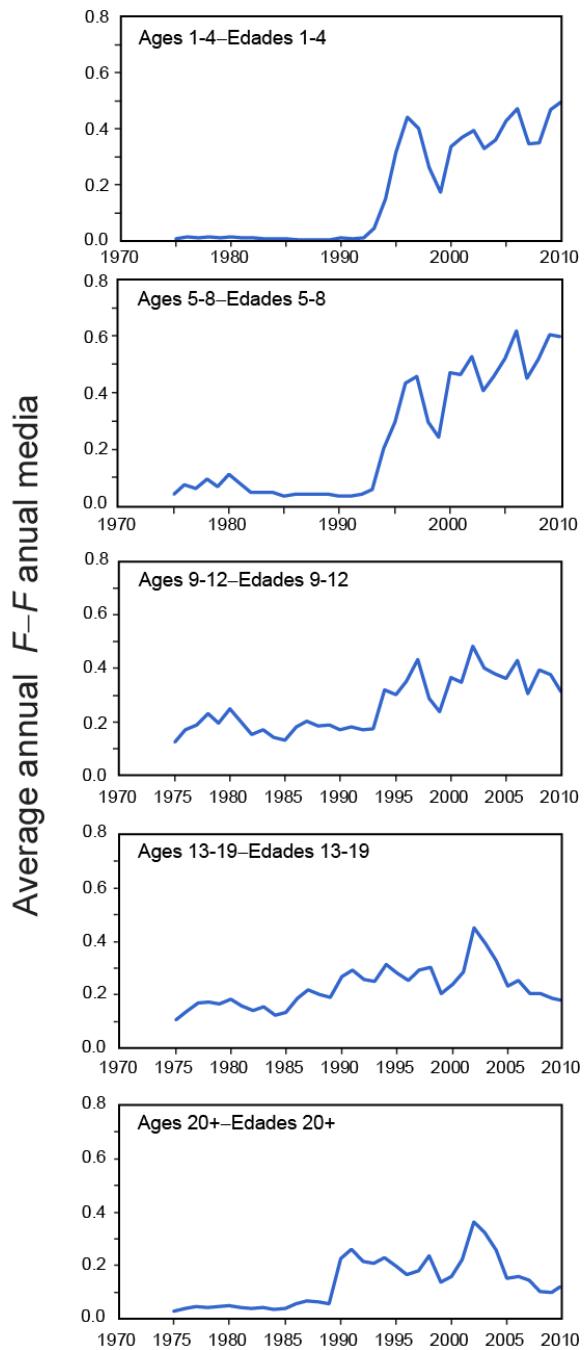


FIGURE 2. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 2. Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro de más arriba es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.

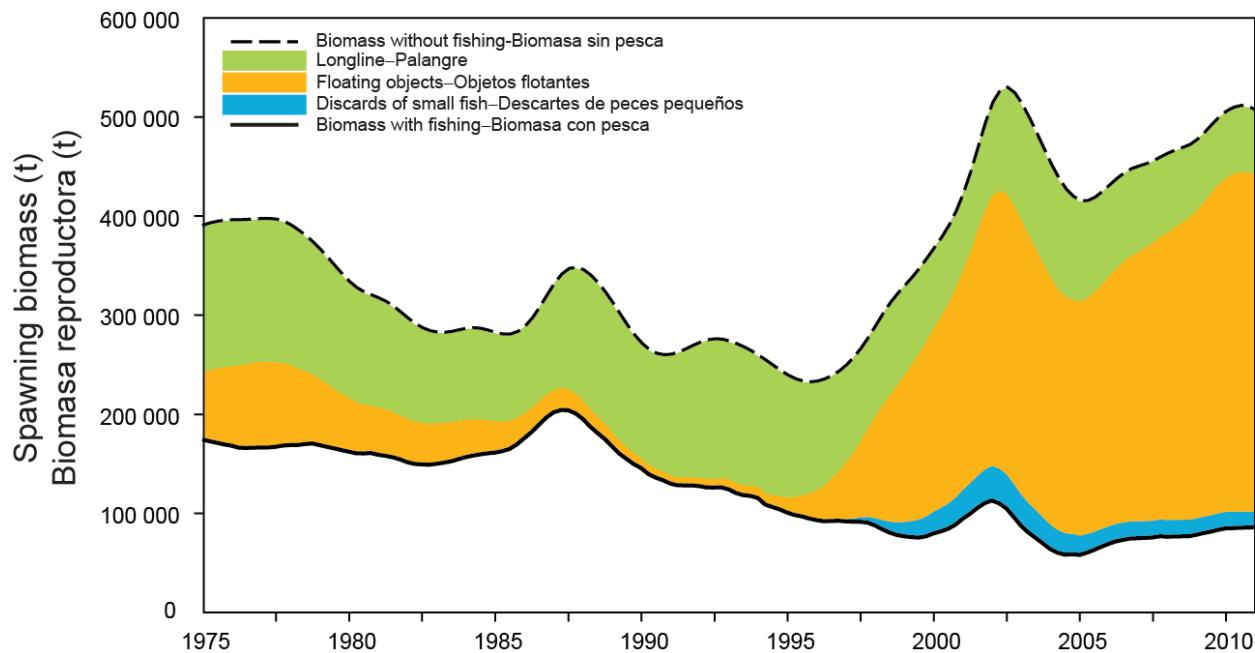


FIGURE 3. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 3. Trayectoria 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.

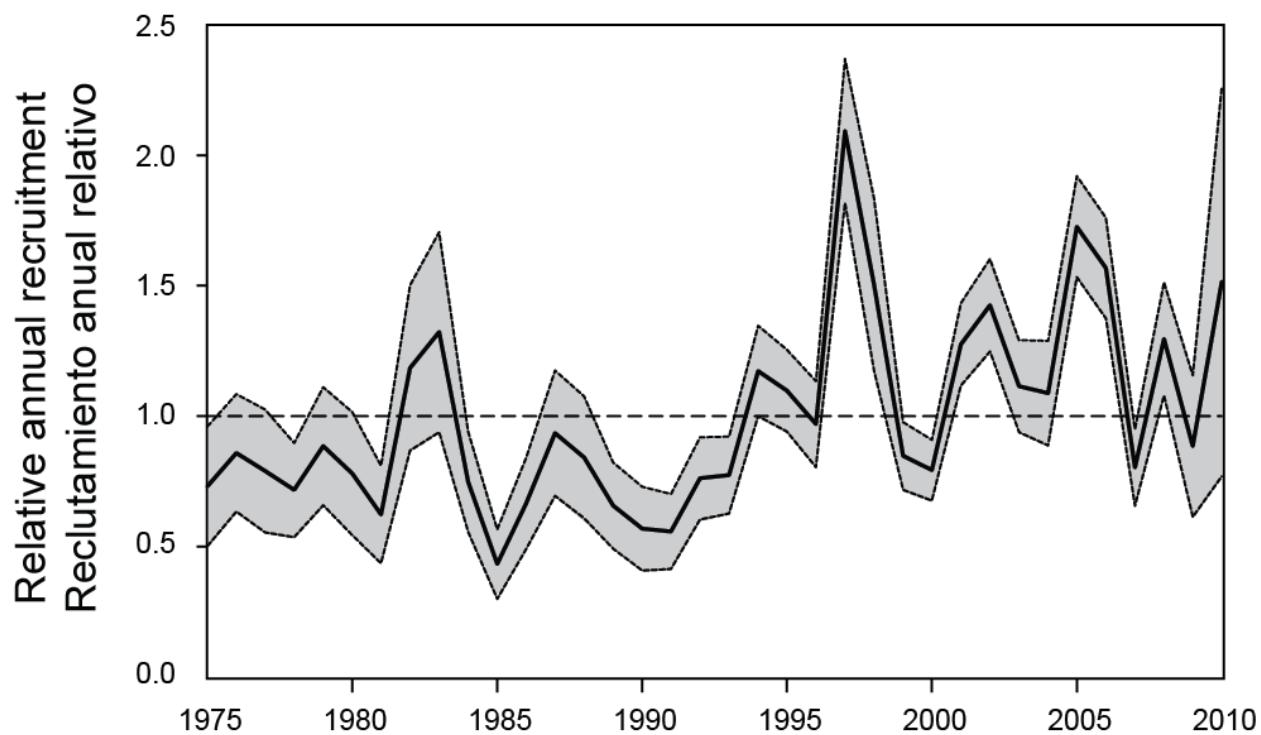


FIGURE 4. Estimated annual recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line shows the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% intervals around those estimates.

FIGURA 4. 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 (línea de trazos horizontal). La línea sólida indica las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones.

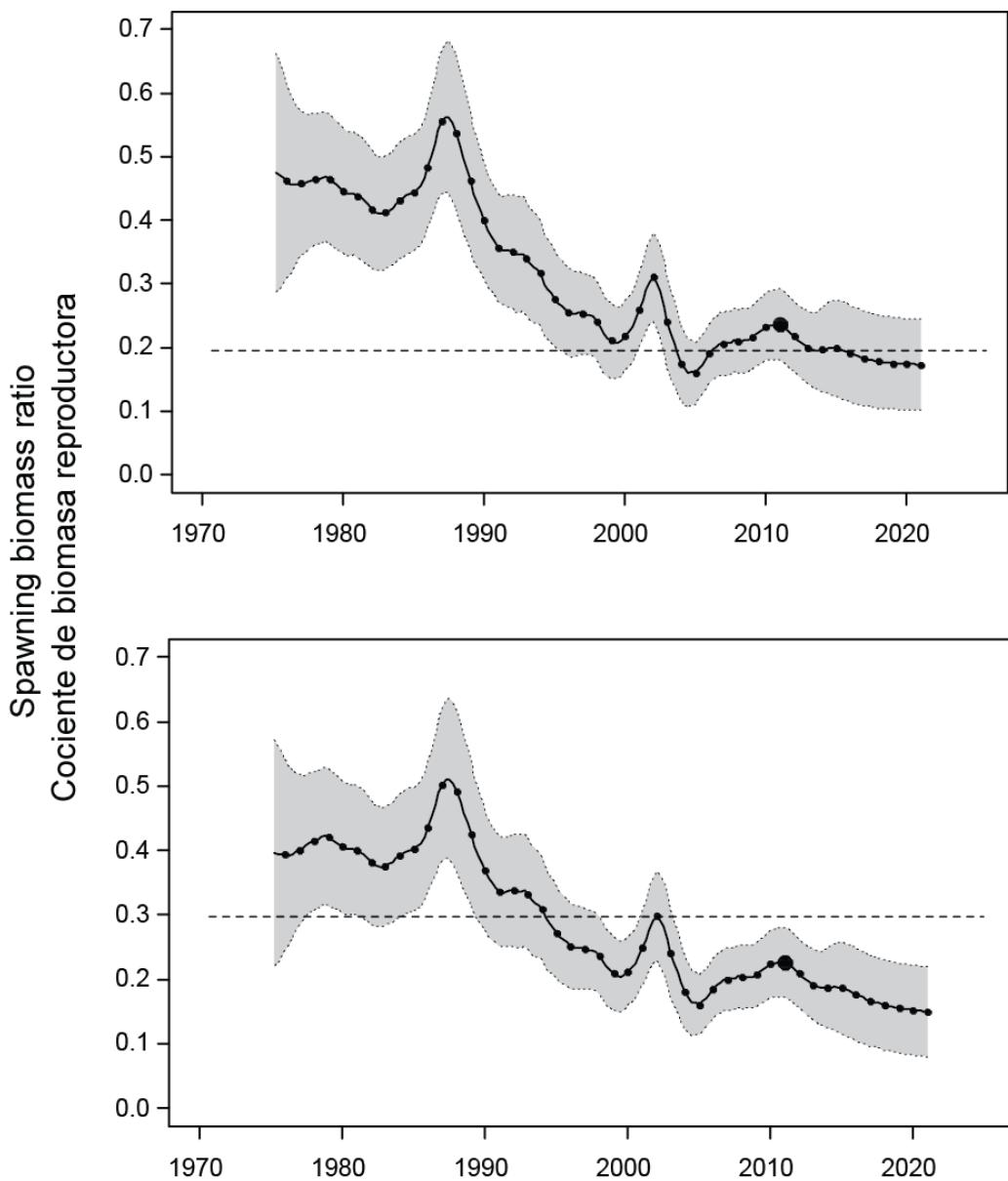


FIGURE 5. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2011-2020 based on average fishing mortality rates during 2008-2010 from the base case (top) and the analysis of sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship (bottom). The dashed horizontal line (at about 0.19 and 0.30, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2010 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of those observed during 2008-2010. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 5. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2011-2020 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2008-2010 del caso base (arriba) y el análisis de sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento (abajo). La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.19 y 0.30, respectivamente) identifica el SBR en RMS. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2010 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio de aquéllas observadas durante 2008-2010. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

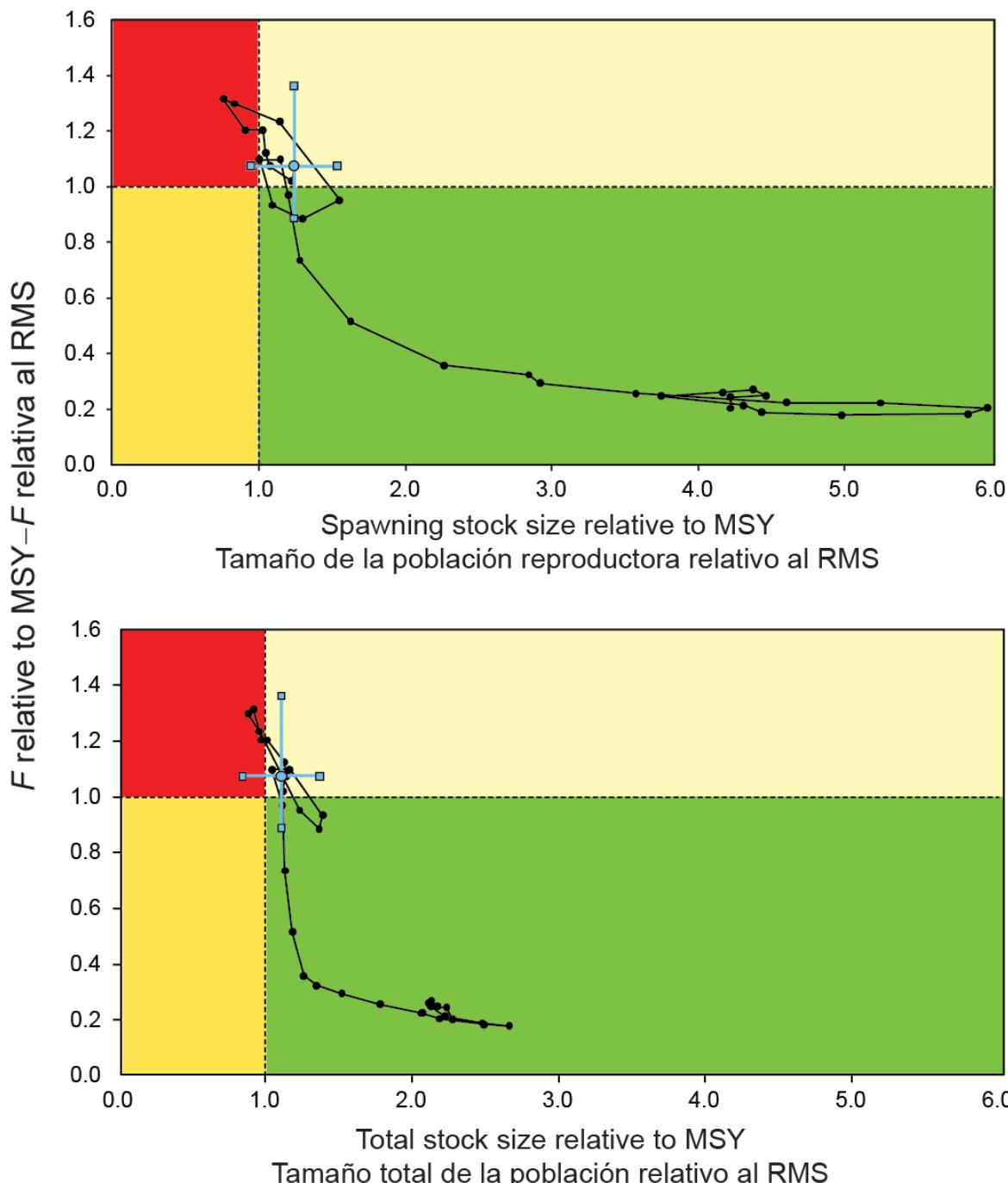


FIGURE 6. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval.

FIGURA 6. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de aproximadamente 95%.

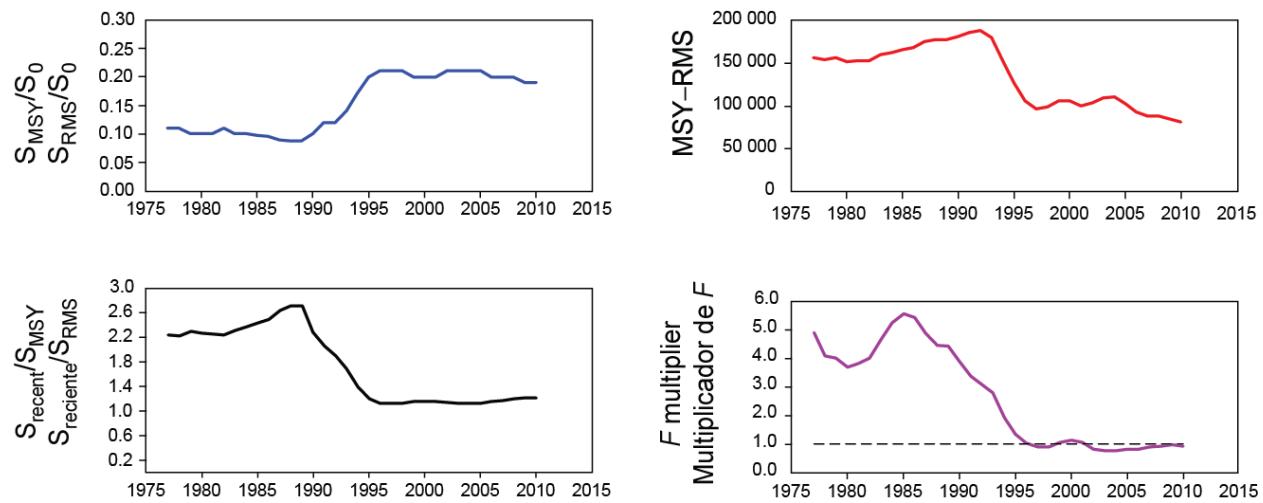


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the end of the last year in the assessment.)

FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad media para cada año. ($S_{reciente}$ es la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación.)

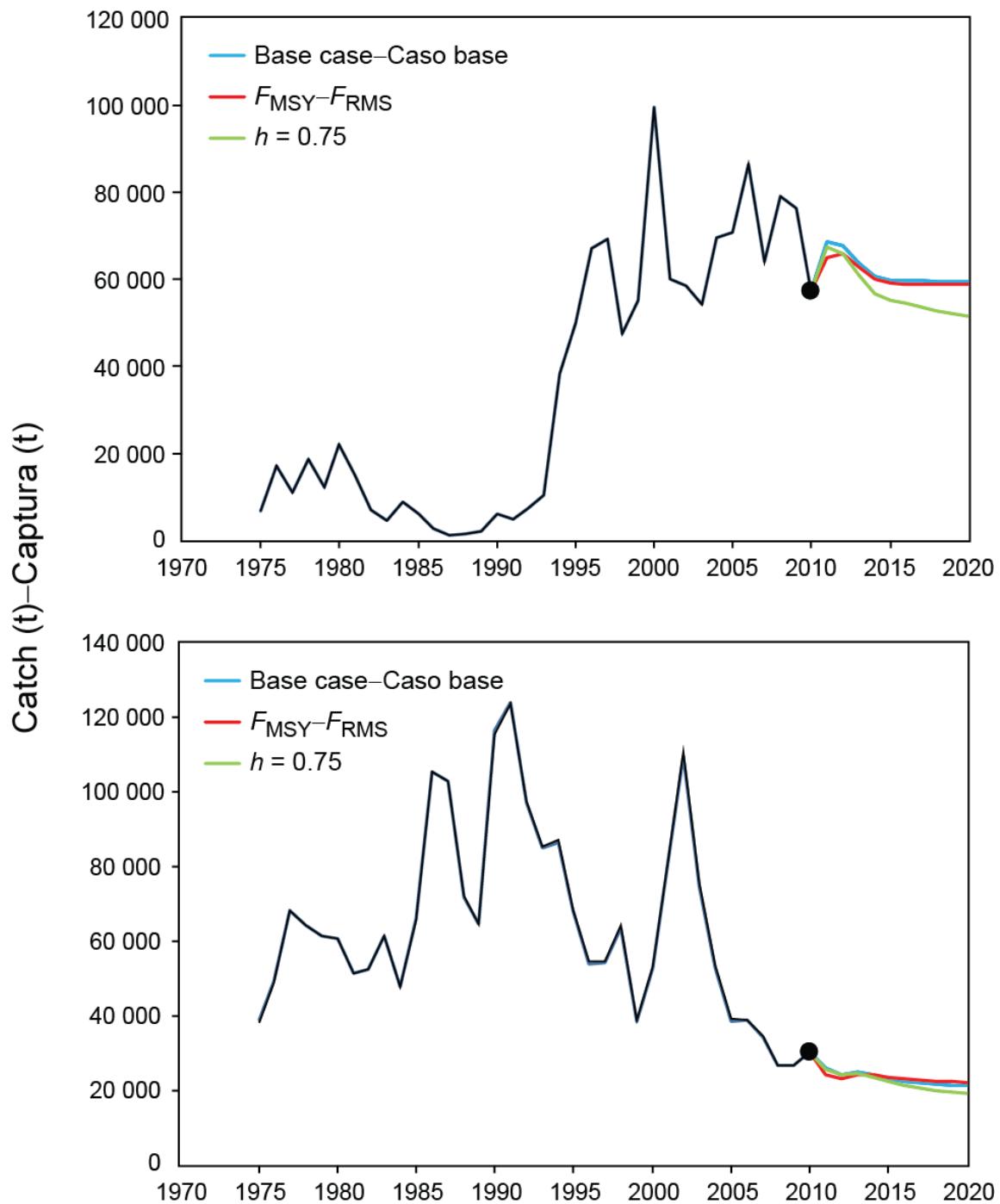


FIGURE 8. Historic and projected annual catches of bigeye tuna by the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness ($h = 0.75$) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort.

FIGURA 8. Capturas anuales históricas y proyectadas de patudo por las pesquerías de superficie (arriba) y de palangre (abajo) del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación ($h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento al pescar con el esfuerzo actual.

TABLE 1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2008-2010. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2010 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2010.

TABLA 1. RMS y cantidades relacionadas para el caso base y el análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento, basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2008-2010. Se definen B_{reciente} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2010 y en RMS, respectivamente, y S_{reciente} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{reciente} es la captura total estimada de 2010.

	Base case – Caso base	$h = 0.75$
MSY–RMS	80,963	77,473
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	311,247	547,291
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	70,509	137,670
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{reciente}}/\text{RMS}$	1.08	1.13
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}}$	1.11	0.75
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$	1.21	0.77
$B_{\text{MSY}}/B_{F=0} - B_{\text{RMS}}/B_{F=0}$	0.24	0.33
$S_{\text{MSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMS}}/S_{F=0}$	0.19	0.30
F multiplier—Multiplicador de F	0.93	0.65

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2010 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

Este documento presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó en la evaluación un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (*Stock Synthesis*; Versión 3.20b), igual que el modelo de caso base en la evaluación previa ([Informe de Evaluación de Stocks 11](#) de la CIAT).

El atún patudo 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 sustancialmente más bajas cerca del límite occidental del OPO (150°O); las capturas palangreras son más continuas, pero relativamente bajas entre 160°O y 180°. El patudo no es capturado frecuentemente con arte de cerco en el OPO al norte de 10°N, pero una porción sustancial de las capturas palangreras de patudo en el OPO proviene del norte de ese paralelo. El patudo no se desplaza grandes distancias (el desplazamiento neto del 95% de los patudos marcados es de menos de 1000 millas náuticas), e la información actual indica desplazamientos netos mínimos entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental. Esto es consistente con que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) difieran entre zonas. Es probable que exista una población continua por todo el Océano Pacífico, con intercambio de individuos a escala local. Se realiza la evaluación como si existiera una sola población en el OPO, y ocurriría intercambio limitado de peces entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental. Sus resultados son consistentes con aquéllos de otros análisis del atún patudo a escala del Pacífico entero. Además, los análisis han demostrado que los resultados no son sensibles a la estructura espacial del análisis. Actualmente, no existen suficientes datos de marcado para brindar estimaciones adecuadas de los desplazamientos entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

La evaluación de la población requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y datos de talla por edad 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, y mortalidad por pesca (ver [Informe de Evaluación de Stocks 11](#)). Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2010. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de Polinesia Francesa (2009), Japón (2008-2010), Corea (2009) y Estados Unidos (2008-2009). Se dispone de datos de captura de 2010 para China, Taipeí Chino y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales. Se dispone de datos nuevos o actualizados de CPUE para la flota japonesa de palangre (2008-2010). Se dispone de datos nuevos de frecuencia de talla de la pesquería de cerco para 2010. Se dispone de datos nuevos o actualizados de frecuencia de talla para la flota japonesa de palangre (2007-2009).

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado en un grado mucho menor (Figuras 1 y 2). El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías de cerco que capturan atún en asociación con objetos flotantes. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de palangre, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, en la actualidad el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de la pesquería de palangre (Figura 3). Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño pero detectable sobre la merma de la población.

Dentro de la gama de biomassas 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 (Figura 4). En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son más inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento anual superior al promedio en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio entre 2001 y 2006, y fueron particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento en 2009 estuvo por debajo del promedio, pero en 2010 parece haber sido particularmente grande. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2009) es ligeramente inferior al nivel promedio. No obstante, esta estimación reciente es muy incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla.

Desde el principio de 2005, cuando el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) de atún patudo su nivel mínimo histórico de 0,16, la población ha mostrado una tendencia recuperativa, a un SBR de 0,24 al principio de 2011 (Figura 5). Según el modelo de caso base, la estimación más reciente del SBR es un 21% mayor que el nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS) (Tabla 1). Esta tendencia recuperativa reciente es subsiguiente a las resoluciones de conservación de la CIAT iniciadas en 2004.

Se estima que las capturas recientes han sido un 8% mayores que aquéllas correspondientes a los niveles de RMS (Tabla 1). 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 RMS es aproximadamente el 93% del nivel de esfuerzo actual (2008-2010) (Tabla 1).

Según los resultados del caso base, las dos estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO probablemente no se encuentra sobreexplicada ($S > S_{RMS}$), pero que la mortalidad por pesca es ligeramente superior al nivel correspondiente al RMS (está ocurriendo sobrepesca, $F > F_{RMS}$) (Figura 6). No obstante, esta interpretación está sujeta a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en la gráfica de Kobe (Figura 6). Añadir los nuevos datos de 2010 y los datos actualizados de años anteriores redujo el SBR en comparación con la evaluación previa. Ocurrieron asimismo patrones retrospectivos similares en las evaluaciones previas al añadir datos nuevos y actualizados. Los cambios caen generalmente dentro de los intervalos de confianza de las cantidades estimadas, y están bien por dentro de las gamas estimadas en varios análisis de sensibilidad de la evaluación previa.

El RMS de patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de las pesquerías de palangre, porque capturan peces más grandes de un peso cercano al crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue menos que F_{RMS} (Figura 7).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, se predice que los picos recientes en el reclutamiento no sostendrán la tendencia creciente del SBR observada desde 2004. Tanto el caso base como la evaluación que supone una relación población-reclutamiento indican que es probable que la población disminuya por debajo del nivel correspondiente al RMS con condiciones de reclutamiento promedio (Figura 5). Se estima que las capturas serán menores en el futuro con los niveles actuales de esfuerzo de pesca si se supone una relación población-reclutamiento, particularmente en el caso de las pesquerías de superficie (Figura 8).

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.

Resultados clave

1. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia recuperativa reciente (2005-2010) del atún patudo en el OPO, subsiguiente a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004. No obstante, con los niveles actuales de mortalidad por pesca, se predice que los picos recientes en el reclutamiento no sostendrán esta tendencia de incremento.
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros;
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están ligeramente por encima del nivel correspondiente al RMS, y que los niveles recientes de la biomasa reproductora están por encima de dicho nivel. Tal como se describió en el [Informe de Evaluación de Stocks 11](#), estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos correspondientes al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos, los niveles supuestos de mortalidad natural del patudo adulto, y el período histórico de la explotación de patudo usado en la evaluación. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, un valor mayor para el tamaño medio de los peces viejos, y niveles más bajos de mortalidad natural del patudo adulto, y si se incluye solamente el período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación
4. Los resultados son más optimistas si se supone un valor más bajo para el tamaño medio de los peces viejos, y si se suponen niveles de mortalidad natural más altos para el patudo adulto.

UPDATED INDICATORS OF STOCK STATUS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder

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 that reference points and quantities to which they are compared be available. 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. These absolute estimates 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 a notoriously difficult species 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. The continuous recruitment and rapid growth of skipjack mean that the temporal stratification needed to observe modes in length-frequency data make the current sample sizes inadequate. Previous assessments have had difficulty in estimating the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005), which would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be estimated. The most recent assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from that assessment are more consistent among sensitivity analyses than the earlier assessments, which suggest that they may be more reliable. 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 indicate that the YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- nor fishing mortality-based reference points, nor the indicators to which they are compared, are available for skipjack in the EPO.

One of the major problems 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, purse-seine sets on unassociated schools 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 data from the floating-object fisheries. This method used the ratio of skipjack to bigeye in the catch 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 reliable index of relative abundance 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, developing

alternative methods to assess and manage the species 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); however, 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 susceptible to overfishing than skipjack. Therefore, Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. We update their results to include data for 2010. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric.

Eight data- and model-based indicators are shown in Figure 1. The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, for the floating-object (OBJ) and unassociated (NOA) 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. The purse-seine catch has been increasing since 1985, and has fluctuated around the upper reference level since 2003, but declined in 2010. Except for a large peak in 1999, the floating-object CPUE has generally fluctuated around an average level since 1990. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003 and was at its highest level in 2008, but declined in 2010. The standardized effort indicator of exploitation rate has been increasing since about 1991 and has been above the upper reference level in recent years, but dropped below it in 2009 and 2010. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2009 was below the lower reference level, but increased in 2010. The recent trend is consistent among the floating object fisheries, but is not seen in the unassociated fisheries (Figure 2). The expansion of the fisheries to the west might partially explain the reduction in mean weight and a more detailed spatial analysis of mean weight is needed. The biomass, recruitment, and exploitation rate have been increasing over the past 20 years, and have fluctuated at high levels since 2003, but declined in 2010.

The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, the data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight was below its lower reference level in 2009, which can be a consequence of overexploitation, but it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments. The continued decline in average length is a concern and, combined with leveling off of catch and CPUE, may indicate that the exploitation rate is approaching or above the level associated with MSY. The trend in many of the indicators changed in 2010, but it is uncertain what this implies.

ACKNOWLEDGEMENTS

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

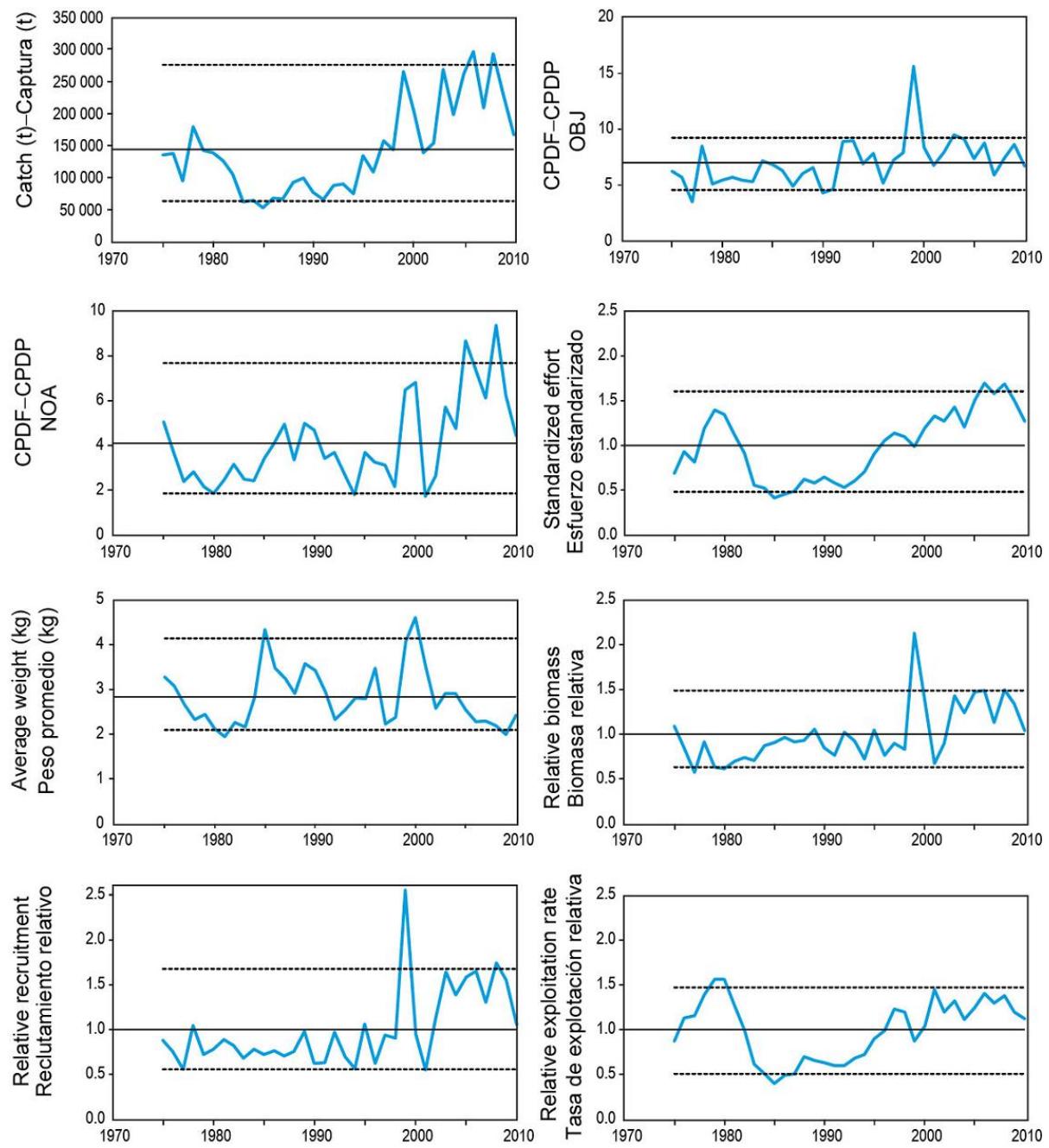


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery. All indicators are scaled so that their average equals one.

FIGURA 1. Indicadores del estatus de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada. Se escalan todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

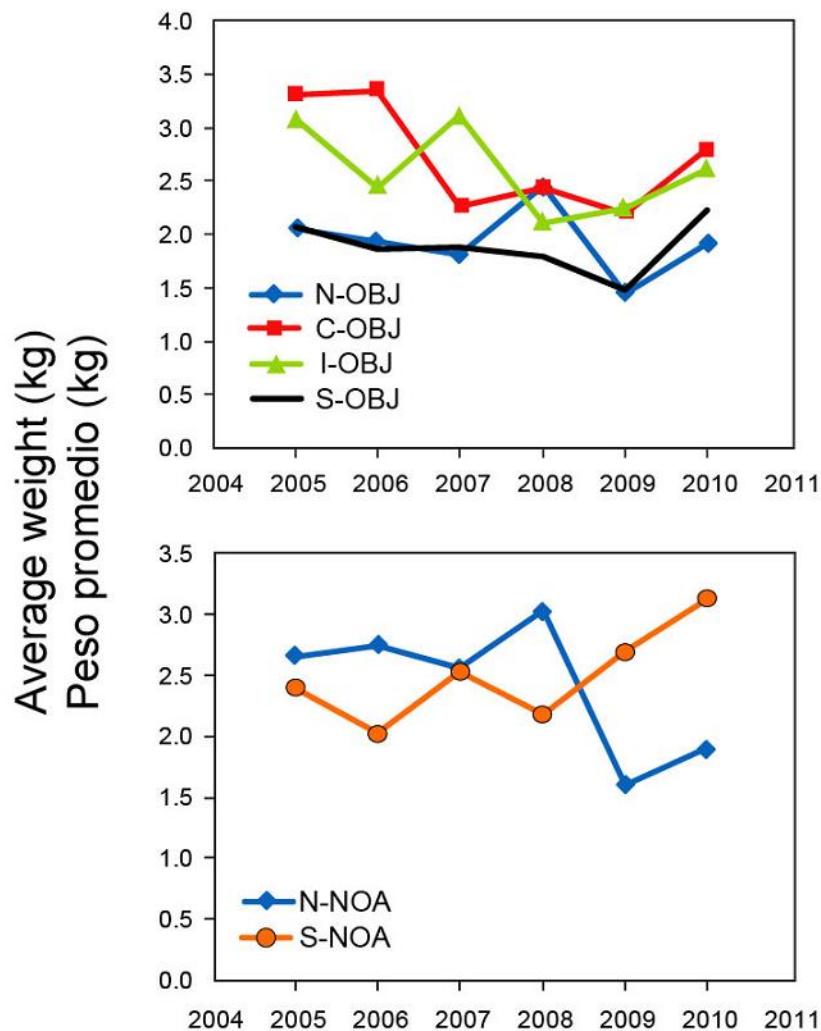


FIGURE 2. Average weight from the floating object (OBJ; upper panel) and unassociated (NOA; lower panel) purse-seine fisheries defined in the previous assessments for recent years.

FIGURA 2. Peso promedio de las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes (OBJ; panel superior) y no asociadas (NOA; panel inferior) definidas en las evaluaciones previas de años recientes.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder

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. Estas estimaciones absolutas 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 una especie 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 la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinden insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de una curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. 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 dicha evaluación son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores, lo cual sugiere que podrían ser más confiables. 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) indican 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 barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionadas es la incertidumbre acerca de 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 confiables de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros sobre atunes 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 datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura 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. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa 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), pero 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 susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Actualizamos sus resultados para incluir datos de 2010. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas.

En la Figura 1 se ilustran ocho indicadores basados en datos y en el modelo. El esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, es calculada como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociadas (NOA). Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que sea equivalente al esfuerzo no asociado multiplicándolo por la razón de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. La captura de cerco viene aumentando desde 1985, y ha fluctuado alrededor del nivel de referencia superior desde 2003, pero disminuyó en 2010. Con la excepción de un pico grande en 1999, la CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente alrededor de un nivel medio desde 1990. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo en su nivel máximo en 2008, pero disminuyó en 2010. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación viene aumentando desde aproximadamente 1991, y ha estado por encima del nivel de referencia superior en los últimos años, pero disminuyó a debajo de dicho nivel en 2009 y 2010. Si se hace caso omiso al pico en 2000, la talla media viene disminuyendo desde 1985. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2008 se encontró en el nivel de referencia inferior. La biomasa, el reclutamiento, y la tasa de explotación han aumentado durante los 20 últimos años, y han fluctuado en niveles altos desde 2003.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2009, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados. La disminución continua de la talla promedio es motivo de preocupación y, combinado con la estabilización de la captura y la CPUE, podría indicar que la tasa de explotación se está acercando al nivel asociado con el RMS, o que se encuentra por encima del mismo. La tendencia en muchos de los indicadores cambió en 2010, pero no se sabe con certeza qué es lo que implica esto.

RECONOCIMIENTOS

Patrick Tomlinson proporcionó los datos de peso medio. William Bayliff hizo comentarios sobre el manuscrito.

REFERENCIAS— REFERENCES

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 135-200.
- 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. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 8: 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 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 Assessment Report, 7: 283-297.

STATUS OF SWORDFISH IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2010 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Michael G. Hinton and Mark N. Maunder

1.	Summary	133
2.	Data.....	133
3.	Assumptions and parameters	137
4.	Stock assessment	139
5.	Stock status	142
6.	Simulated effects of future fishing operations	143
7.	Future directions.....	143
	Figures	145
	Tables	161
	References	176

1. SUMMARY

This report describes the status and trends of swordfish (*Xiphias gladius*) in the southern (south of 5°S) eastern Pacific Ocean (EPO). The assessment was conducted with Stock Synthesis, using data that were updated as of 22 April 2011.

The stock structure of swordfish in the Pacific Ocean is not well known. A number of specific regions of spawning are known, and analyses of fisheries and genetic data indicate that there is only limited exchange of swordfish between geographical areas, including between the eastern and western, and the northern and southern, Pacific Ocean, so it is considered that examinations of local depletions and independent assessments of the swordfish of the eastern Pacific Ocean (EPO) are meaningful. Although this assessment did not include parameters for trans-regional movements of this or other stocks, it recognized that there may be limited exchange of fish between the southern EPO and stocks in adjacent regions.

Genetic and fishery data indicate that the swordfish of the southern EPO constitute a distinct stock.

Key results

1. The swordfish stock in the southern EPO is not experiencing overfishing and is not overfished.
2. The spawning biomass ratio (SBR¹) is about 1.45, indicating that the spawning biomass is about 50 percent above the carrying capacity, and substantially above the level which is expected to produce catch at the level of maximum sustainable yield (MSY).
3. Recent annual catch levels (~14,300 metric tons (t)) are significantly below the estimated MSY (~25,000 t).
4. There has been a recent series of high recruitments to the swordfish stock.
5. Catch rates and catches under current levels of fishing effort and fleet configurations will tend to decrease over the coming 10-year period, assuming that the average recruitment returns to pre-high recruitment levels, as those recruits pass through the fishery.

2. DATA

The principal fisheries that capture swordfish in the eastern Pacific Ocean (EPO) have been detailed in Hinton *et al.* (2005). In the southern EPO, the principal fisheries are those of Chile (Barbieri *et al.* 1998; Yáñez *et al.*, 2003), Japan (Okamoto and Bayliff 2003; Yokawa 2005) and Spain (Mejuto and García-

¹ The ratio of the current spawning biomass to the spawning biomass of the unexploited stock

Cortés 2005). Chilean fisheries took a combined average annual catch of about 5,200 t during the 1990s and about 2,300 t since. Annual catch of the Japanese fisheries increased from about 1,500-2,000 t in the late 1990s to about 5,000 t in the early 2000s, and since has decreased to about 2,000 t. The Spanish fishery has dominated the catches made by individual fleets in recent years, with landings of about 5,700 t annually during 2002-2009.

Figure 2 presents a summary of the available catch, effort, and size-composition data from 1945 through December 2010 by fishery (see below) that were used in the analyses.

2.1. Definitions of the fisheries

Six fisheries were defined for this assessment. These were based on the gear type, country, and/or spatial distributions of the fisheries so that, in general, it is expected that there would be little change over time in their size-specific selectivity (Hinton and Maunder 2007).

The longline fisheries were separated into a coastal and an offshore fishery (Figure 2.1), east and west of longitude 90°W, respectively. These regions generally correspond to regions of spawning and juvenile rearing (offshore) and adults (coastal) identified in studies of Chilean fisheries (Anonymous 2005). Catches of longline fisheries that were considered similar in operation and targeting to the Japanese fisheries were compiled with those of Japan. These included catches in various years by Belize, China, Ecuador, French Polynesia, Korea, Uruguay, and Vanuatu.

The Spanish fleet changed from its traditional gear to American gear in about 2000-2001, which changed the characteristics of the fishery (Mejuto and García-Cortes 2005). Therefore, the Spanish coastal fishery was modeled with a time-block separating the fisheries into pre- and post-2000.

The artisanal and longline fisheries of Chile capture fish of significantly different ages and operate in different areas (Yáñez *et al.* 2003), so they were modeled individually to account for differences in their selectivities, using the categories established by the Servicio Nacional de Pesca (SERNAP) of Chile. The artisanal fishery tends to catch larger fish, using predominantly harpoon and gillnet gear, and the industrial longline fishery tends to capture somewhat younger, smaller fish. Generally, the longline fishery operates in waters to the west of those fished by the artisanal fisheries, but there is some overlap between the industrial longline and artisanal fisheries. The reported catches of Peru were pooled with those of the Chilean artisanal fishery in the analyses.

Fishery	Description	Principal area of operation
F1	Chile industrial longline	Offshore – west of 90°W
F2	Chile artisanal and Peru	Coastal – east of 90°W
F3	Japan and Japan-like longline	Offshore
F4	Japan and Japan-like tuna longline	Coastal
F5	Spain longline	Offshore
F6	Spain longline	Coastal

2.2. Catch

Total catch by flag is provided in Table 2.2, and the catch by fishery used in the model is shown in Figure 2.2.

Catch data for Chinese Taipei, Japan, Korea, and Spain were available in numbers of fish, and for most years in both numbers and weight. Data for Chile were available only in weight.

Catch data² (numbers of fish and weight) for the Spanish longline fishery were available for 1990-2009. Total catch by the Spanish-flag fishery in 2010 was assumed equal to and distributed as that taken in 2009.

² Instituto Español de Oceanografía (IEO) (A Coruña, Spain)

Catch data for the Chilean fisheries are presented in Table 2.2.1c of Hinton *et al.* (2005). This catch series was augmented by adding data for Peru (Weidner and Serrano 1997, Appendix B2a, Columns “Smith” and “FAO”, p. 401), and it was extended to 1945 for Chile (Weidner and Serrano 1997, Appendix E2a1, p. 776). Data for more recent years were obtained from catch reports posted online by SERNAP.

Data for each fishery were compiled by calendar quarter for the assessment. Generally this was accomplished using proportions of catch-by-quarter observed in catch and effort data aggregated at a resolution of month by 5° latitude by 5° longitude, or from tables of catch by month data. When these data were not available, catches were apportioned using the average distributions from the available data.

The Chilean and Spanish fisheries display seasonality in annual catch, generally with peak catches occurring in quarters two and three. For the Chilean fisheries, the distribution of catch-by-quarter from recent years (artisanal: 2002-2008; industrial: 2002-2009) was used to apportion the series of reported annual catch to quarter for artisanal and industrial fisheries for years prior to 2002, for artisanal fisheries in 2009-2010, and for industrial fisheries in 2010. In the case of Spanish fisheries, the distribution of catch-by-quarter during 1998-2006 was used to apportion catch to quarter during 1990-1997.

Fishery	Proportion of annual catch, by quarter			
	Quarter 1	Quarter 2	Quarter 3	Quarter 4
Chile artisanal	0.0154	0.439	0.484	0.062
Chile industrial	0.0255	0.397	0.366	0.212
Spain	0.0720	0.382	0.363	0.183

2.3. Discards

The Spanish fisheries reported they had no discards of swordfish. There were no discard data available from other fisheries.

2.4. Indices of abundance

Indices of abundance were obtained using delta-lognormal models (Pennington 1983) fitted in TIBCO Spotfire S+ 8.1³. Initial identification of model parameters was made using functions “step.glm” and “stepAIC”. Final selection of model parameters was made by comparing the decrease in the Akaike Information Criterion (AIC) resulting from addition of the individual parameters suggested by the initial fittings, and including only those that resulted in a decrease in AIC of O(100) (Burnham and Anderson 1998). Initial model scopes included oceanographic parameters that might be expected to be correlated with the presence and vulnerability of swordfish (see, *e.g.* *et al.* 2009). The general form fitted for both components of the delta-lognormal model was:

$$F(\text{CPUE}) = \text{Year} + \text{Month} + \text{Latitude} + \text{Longitude} + \text{Environment} + \text{Interactions}$$

Interactions were considered only for significant main effects, and in the end, no significant interactions were identified for any model. Models fitted to catch and effort data of Japan that included information on the number of hooks between floats (HPB) on the mainline were compiled into four categories of gear configuration: HPB < 8; 8 < HPB < 12; 12 < HPB < 16; and HPB ≥ 16. For the period prior to 1975, which brought the introduction of deep longline fisheries to the EPO, it was assumed that HPB < 8 (Hinton 2003).

Scaling of oceanographic parameters to the levels of available catch and effort data is problematic, and not all oceanographic or environmental parameters are suitable for inclusion in every model. A number of parameters were available or could be estimated on the scale of the one-degree catch and effort data, which is on the order of the linear dimension of a longline set (mainline length ~ 100 km). These were sea

³ <http://spotfire.tibco.com/products/s-plus/statistical-analysis-software.aspx>

surface temperature⁴ (sst: IGOSS); sea surface height (ssh), salinity, and meridional (tauy) and zonal (taux) surface velocities⁵ (SODA 2.1.6); mixed-layer depth temperature and depth of the 20°C isotherm⁶; and the probability of encountering a temperature front in the area (FPI: frontal probability index)⁷. Estimates of these parameters on a five-degree grid level may be made, but at that level, they are not measures of the local conditions in the area of fishing operations and would not be expected to carry significant information on the relationship of catch rates to oceanographic conditions.

Environmental parameters with basin-wide extent and long time scales provide information on physical forcing and the general distributions of physical oceanographic parameters, and thus might be expected to correlate on these scales with the distribution of fisheries and swordfish. Such parameters that were included in standardization analyses were the Northern (NOIx)⁸ and the Southern (SOIx) extra-tropical Oscillation Indices; the Southern Oscillation Index (SOI); and the Multivariate ENSO Index (MEI)⁹. As indicators of physical forcing and longer-term large-scale ocean properties, it might be expected that correlations with catch rates on these larger scales may be realized via influence on future recruitment levels, therefore estimates of these parameters were included in the initial scope of the standardization models with lags of zero to six months.

Catch and effort data for fisheries of Chinese Taipei, Korea, and Spain were available only at a 5-degree latitude x 5-degree longitude geographical resolution (5x5 data) and did not include data on gear configuration. Standardizations based on 5x5 data generally mirror closely the nominal catch rate series. Parameters for local environmental conditions that may influence the fishing operations, such as decisions on where and when to initiate gear operations, do not scale in a meaningful way to the public-domain level 5x5 aggregated fishing data, so parameters such as sea surface temperature and height, current velocities, wind shear, and salinity were not included in attempts to standardize 5x5 data. In the end, no satisfactory standardized catch-per-unit effort series was found for fisheries of Chinese Taipei, Korea, or Spain. Nominal CPUE time series for these fisheries and that of Japan based on 5x5 data are shown in Figure 2.4.1.

The nominal catch rates for Chilean fisheries (Serra *et al.* 2009: Tables 6 and 7) are shown in Figure 2.4.2. No data were available to develop standardized catch rate indices for these fisheries; however Serra *et al.* (2009) present standardized indices for the Chilean longline fisheries which are generally consistent with, and higher than, the nominal rates, particularly in the offshore region.

The offshore fishery of Japan began in the EPO in about 1952, but the geographical expansion did not reach the coastal regions of the southern EPO (Hinton 2003, Figure 2, Area 4) until about 1967 (Joseph *et al.* 1974, Figure 1). Data series starting in the early 1950s were available for these fisheries as 5x5 data. Data series starting in 1971 with higher resolution, and series with and without gear-configuration information, were also available for these fisheries. The first of these was a series at 1-degree latitude x 1-degree longitude geographical resolution (1x1 data) starting in 1971 was available for the Japanese fisheries. Data series from these fisheries were also available with gear-configuration information as 5x5 data starting in 1975 and as 1x1 data starting in 1999. CPUE time series were generated for both the Japanese coastal and Japanese offshore fisheries (see Sec. 2.1 Fisheries).

⁴ Integrated Global Ocean Services System, Reyn_SmithOIv2 monthly sst; 1981-11 to 2010-; accessed 2011-04-09:
http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/I GOSS/nmc/Reyn_SmithOIv2/monthly/sst/

⁵ Simple Ocean Data Assimilation: soda pop 2.1.6; 1971-01 to 1981-10 (sst), 1971-2010; accessed 2011-04-08:
<http://apdrc.soest.hawaii.edu/dchart/>

⁶ European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, Ocean Reanalysis, S3: accessed 2011-04-07:
<http://apdrc.soest.hawaii.edu/dchart/>

⁷ Pelagic Habitat Analysis Module: 1971-01 to 2010: accessed 2011-04-07: <http://phamlite.com/>

⁸ NOAA Pacific Fisheries Environmental Laboratory; 1971-01 to 2010:
<http://www.pfeg.noaa.gov/products/PFELmodeled/indices/NOIx/noix.html>

⁹ NOAA/Earth Systems Research Laboratory. Wolter, K.: 19// to 2010: <http://www.esrl.noaa.gov/psd/people/klaus.wolter/MEI/>

2.5. Size-composition data

Size-frequency data from the Spanish longline fishery were available in lower jaw-fork length (LJFL), and from Japanese fisheries in eye-fork length (EFL). Since the growth model used in the assessment was developed using measures of LJFL, and it has been found that the growth rates of swordfish in the southeastern and the central north Pacific (Hawaii region) are very similar (Cerna 2009), EFL data were converted to LJFL using the method of Uchiyama *et al.* (1999: Table 1, pg. 19: LJFL = 8.0084 + 1.07064 × EFL).

Size-frequency measurements were aggregated into 5-cm length intervals by quarter for fisheries F3, F4, F5, and F6. These aggregates had observed sample sizes on the range of one to tens of thousands. Aggregates with 10 or fewer observations were excluded from the model. In the process of developing the assessment model, the effective sample size for the size-frequency data estimated from the initial model runs was used to reweight (Maunder 2011) the observed sample sizes used in a subsequent model fitting. The size frequency distributions in the assessment are presented below with the results of the assessment.

2.6. Age composition data

Age-composition data for Chilean fisheries that was compiled for the previous assessment (Hinton and Maunder 2007) were included in this assessment. These included data for both the industrial and the artisanal fisheries of Chile. No updated or additional age-composition data were available.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Swordfish grow in length very rapidly, with both males and the faster-growing females reaching lower-jaw-fork lengths of more than a meter during their first year (DeMartini *et al.* 2007, Cerna 2009, Chong and Aguayo 2009).

Cerna (2009) and Chong and Aguayo (2009) present recent analyses of the growth rates of swordfish in the southern EPO. The results of their independent analyses are consistent, though estimates of the asymptotic maximum length (L_{∞} : L_{inf}) from von Bertalanffy growth models by Cerna (2009) for both males (279 cm) and females (321 cm) were slightly higher than those of Chong and Aguayo (2009) (males, 275 cm; females, 305 cm). Estimates of the annual von Bertalanffy K by Cerna (2009) were lower (males, 0.158; females, 0.133) than those of Chong and Aguayo (2009) (males, 0.177; females, 0.153).

Considering the relatively high proportion of fish at lengths greater than 350 cm in the data, the parameters for the von Bertalanffy model of Cerna (2009) were used in the assessment.

The L_{inf} parameter may be estimated or specified, and in the assessment it was fixed for females at 321 cm, which equates to 290 cm at age 15, the maximum age in the model; and for males at 279 cm.

The von Bertalanffy equation in Stock Synthesis does not use the standard t_0 parameterization and instead it was parameterized with the length at age one equal to 118 cm and 122 cm, for females and males respectively.

There is no information about the variation of length at age, and a constant coefficient of variation fixed at 0.1 was used in the assessment.

The choice of the length-weight relationship for the assessment was important, because it was used in calculating biomass and in making comparable the catch and the size-frequency data. The relationships used in the assessment were those of Cerna (2009), making them consistent with the growth model used in the assessment:

$$\begin{aligned} \text{Females} & \quad \text{Weight (kg)} = 3.7 \times 10^{-6} \times [\text{Lower-jaw-fork length (cm)}]^{3.26}; \text{ and} \\ \text{Males} & \quad \text{Weight (kg)} = 4.5 \times 10^{-6} \times [\text{Lower-jaw-fork length (cm)}]^{3.21} \end{aligned}$$

3.1.2. Natural mortality

The instantaneous natural mortality rate (M) of swordfish is not known. It has frequently been assumed that because of the large size attained by swordfish, M might be as low as 0.2 (Hinton *et al.* 2005). With the development of techniques for aging swordfish it has been found that most swordfish do not live longer than about 12 years (DeMartini *et al.* 2007, Chong and Aguayo 2009), which suggests that M is higher than the values that have been assumed in a number of previous studies. In this assessment we used a constant annual M of 0.4.

3.1.3. Recruitment and reproduction

A summary of the distributions of adult and juvenile swordfish and of spawning areas in the southern EPO may be found in Anonymous (2005).

Swordfish in the southern EPO spawn during the austral summer, principally during January and February (Claramunt *et al.* 2009). Size at 50 percent maturity for males is estimated to be about 115-120 cm LJFL, and for females about 165-175 cm (DeMartini *et al.* 2007, Claramunt *et al.* 2009), which, based on age-maturity studies, correspond to ages two to three.

The age of first maturity was assumed to be two. The maturity schedule in the assessment was set using a vector of proportion of females mature-at-age, with proportions for years zero through three of 0.0, 0.0, 0.6, and 0.8, respectively, and a value of 1 for ages greater than three.

The assessment model estimates spawning in seasons 1 and 2, with the estimate for season 2 relative to the level estimated for season 1.

It is generally considered that environmental conditions are the principal influence on recruitment levels of the pelagic tunas and tuna-like species, including swordfish, and that recruitment is not substantially reduced as a result of the level of the spawning biomass. Therefore, a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (Beverton and Holt 1957) was used in the assessment. In the Stock Synthesis model, the Beverton-Holt relationship has been parameterized to include steepness (h) (Francis 1992, Appendix 1). Steepness equals that fraction of the recruitment to an unexploited stock (R_0) that would be produced by a spawning biomass that has been reduced to 20 percent of the unexploited spawning biomass (S_0), viz. $hR_0 = F(0.2S_0)$, where F is the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. 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 observations of spawning biomass and because other factors (e.g. environmental) may cause extreme variability in recruitments from a given spawning biomass. Simulation analyses have shown that estimation of steepness is problematic, with large uncertainty and frequent estimates equal to one, even when the true steepness is moderately less than one (Conn *et al.* 2010).

There was no evidence that recruitment was related to spawning stock size for swordfish in the southern EPO, so $h = 1$ in the assessment. A sensitivity analysis was carried out with $h = 0.75$ to investigate the effect of including a stock-recruitment relationship.

3.1.4. Movement

The assessment did not include explicit parameters for movement. There is very little information on the movements of swordfish. It was assumed that the population was randomly mixed at the beginning of each year and, though not explicitly modeled, some aspects of movement within the southern EPO were accommodated by differences in selectivity and catchability by the spatial definition of the fisheries. Although the assessment did not include parameters for trans-region movements of this or other stocks, it was recognized that from time to time there may be limited exchange of fish between the swordfish stock in the southern EPO and those in adjacent regions.

3.1.5. Stock structure

The stock structure of swordfish is not well known in the Pacific. This matter has been the subject of a number of studies, and certain elements of the distribution of stocks seem clearer than others. A number of specific regions of spawning are known, and analyses of fisheries and genetic data indicate that there is only limited exchange of swordfish between geographical areas, including between the eastern and western, and the northern and southern, Pacific Ocean, so it is considered that examinations of local depletions and independent assessments of the swordfish of the EPO are meaningful. Although this assessment did not include parameters for transregional movements of this or other stocks, it recognizes that there may be limited exchange of fish between the southeast Pacific Ocean and stocks in adjacent regions. It is considered that in the southern EPO there is a single stock (Alvarado Bremer *et al.* 2006), and the area chosen for the assessment, south of 5°S and east of 150°W, is expected to extend across the principal distribution of the stock.

3.2. Environmental influences

Environmental data were used in the catch-rate standardization (Section 2.4).

4. STOCK ASSESSMENT

The assessment was conducted using Stock Synthesis (Methot 2009). Stock Synthesis is a sex-specific, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model. Data included in the assessment were those available on 22 April 2011. The available data determined, to a great degree, the structure of the assessment model. In addition to the data, estimates of a number of population characteristics, such as natural mortality rate, growth rates, and age at first maturity, were obtained from studies and were included in the assessment as assumed or fixed parameters. Stock Synthesis was fitted to a suite of scenarios using the method of maximum likelihood. The value of the negative log-likelihood from each of the scenarios was used for evaluation and comparison of results.

4.1. Assessment model structure

The earliest data included in the assessment are the estimated catches in 1945. During the period from 1945 until 1965 the average annual catch was about 1,000 t. Over the next 10 years, as the longline fisheries of Japan, directed principally at tunas, extended operations into the EPO, the average annual catch of swordfish from the southern EPO increased to about 1,600 t. These longline operations continued to increase both in space and intensity, becoming the dominant harvesters of swordfish in the region by the mid- to late 1970s. In the late 1980s the fisheries for swordfish in the southern EPO experienced significant increases with the development of industrial longline fisheries of Chile, followed closely thereafter by entry of Spanish longline vessels into the region. As the fisheries expanded, desirable locations and conditions for capture of swordfish were identified. During the 10-year period ending in 2009, the average annual catch of swordfish from the southern EPO was about 12,000 t.

A number of the basic assumptions common to most assessments become dubious in situations such as described above; for example, the assumption that standardized catch rates are proportional to abundance over the entire period, or that the geographical distribution of the stock has been identified and well sampled through time by the fisheries.

The steps taken to address these problems were to structure the assessment in temporal and spatial strata for which those basic assumptions were considered reasonable, while also extracting as much information as possible from the strata for which the assumptions were less tenable. This approach was consistent with that taken in stock assessments of striped marlin, and of yellowfin and bigeye tunas in the EPO.

The assessment model starts in 1945. Considering the low level of catch during the initial years of the data series, and that it is unlikely that catches had been higher or significantly different during the years of World War II immediately prior, the stock was assumed to be in an unfished virgin condition at the start of the model.

The model is gender-specific, which means that model parameters may differ for females and males, as noted in the sections on growth and maturity above. The assessment also included the following initial conditions, assumptions and fixed parameter values:

1. The model is seasonal, with four seasons each year, and with a single area.
2. Recruitment deviates began in 1964, six years prior to the available size-frequency data, which includes information on the cohorts entering the fishery prior to the beginning of the data series.
3. Recruitment occurred in seasons 1 and 2, with that for season 2 estimated relative to recruitment in season 1.
4. Natural mortality (M) = 0.4.
5. Steepness (h) = 1.0
6. von Bertalanffy growth model parameters for females: $K = 0.113$ and $L_{inf} = 321$; and for males: $K = 0.158$ and $L_{inf} = 279$.
7. Length at age one was fixed at 118 cm and 122 cm for females and males, respectively, because the growth function described adult swordfish well, but not the rapid allometric growth of juveniles. This caused problems with model fits due to the fairly high number of small fish (< 100 cm) taken in some of the fisheries,
8. Coefficient of variation of length at age = 1.0
9. Age 15 was modeled as a plus group which accumulates all fish aged 15 and older.
10. The coefficients of variation (CVs) of the standardized catch rate observations for fisheries F3 and F4, which were used as indices of abundance, were fixed at 0.2.
11. Selectivities of fisheries F3, F4, F5 and F6 were estimated using a double-normal distribution function, which allowed estimation of domed or asymptotic selectivities.
12. Selectivity of F2 was assumed asymptotic and estimated using a double-normal distribution with parameters for (1) the selectivity for the first size interval, (2) the rate of increase at the inflection point, and (3) the age when selectivity equals one. In the preliminary fitting of the assessment model, selectivity of F1 was asymptotic, so on the final model fitting, selectivity of F1 was made asymptotic, as discussed for F2. In addition, the size at which selectivity reached its asymptote was fixed at the largest size in the model, to reduce the number of parameters estimated in the final model.
13. The assessment included time blocks for selectivity of F6. In about 2000 the gear used in these fisheries underwent a complete change in configuration and operation. Examination of residuals in the size-frequency data from preliminary analyses clearly indicated a change in selectivity, indicating the need for this additional structure in the model.
14. Data for an annual vs. seasonal period were assigned to season 2. These included the annual abundance indices and the age frequencies for Chilean fisheries.

4.2. Assessment results

The assessment was conducted with Stock Synthesis¹⁰ (SS-V3.20b-safe) using data and information available on 22 April 2011. The model was fitted to the standardized abundance indices of F3 and F4; to the size-frequency data for F3, F4, F5, and F6; and to the age-frequency data for F1 and F2. The assessment model was quite unstable, with convergence issues due to local minima. This instability was probably due to the selectivity parameterization. Several different starting values and phases of

¹⁰ <http://nft.nefsc.noaa.gov/SS3.html>

optimization were used to check that the final result was not a local minimum. However, it is never certain that a better solution is not possible.

4.2.1. Fishing mortality

Estimated selectivity-by-size by fishery is shown in Figure 4.2.1. Fisheries 5 and 6, the longline fisheries of Spain, had the highest selectivity for small fish, with fish fully selected at sizes near 75 cm lower-jaw-fork length (LJFL). Swordfish remained fully selected across all sizes in Fishery 5, despite being allowed to be dome-shaped, while selectivity of Fishery 6 was dome-shaped, with selection dropping below 10 percent at sizes at and above about 275 cm. Fisheries 3 and 4, the Japanese longline fisheries, exhibited selection of swordfish at or above the 10 percent level at sizes of about 100 cm. Fishery 4, the Japanese fishery in the coastal region, exhibited asymptotic selectivity, despite being allowed to be dome-shaped. Fisheries 1 and 2, the fisheries of Chile, were modeled with asymptotic selectivity, and exhibited selectivity for large swordfish.

4.2.2. Recruitment

The trend in estimated annual recruitment is presented in Figure 4.2.2. Recruitment level estimates were started in 1964, decreasing immediately thereafter. They remained relatively stable until about 1999-2000, at which point they increased by a factor of almost two during a period of increasing harvests. They continued a general increasing pattern until peaking at about six times the levels observed in the 1960s and 1970s. It is considered that this increase is a result of environmental conditions, since the annual catches of swordfish remained relatively constant at about 12,000 t during this period.

4.2.3. Biomass

The trend in estimated spawning biomass from the assessment is presented in Figure 4.2.3.1 along with the annual estimates of spawning biomass in the absence of fishing. It is clear that fishing has had a minor impact on the level of spawning biomass during the period. The level of spawning biomass expected to provide catches at the level of MSY (S_{MSY}) was about 11,000 t, which is significantly less than the lowest observed spawning biomass since 1945, about 43,000 t in 1993. Spawning biomass has steadily increased since 1993, and was estimated to be about 135,000 t in 2010.

The estimated ratio of the spawning biomass in 2010 to the spawning biomass in the unexploited stock (spawning biomass ratio, SBR) was about 1.45 (Figure 4.2.3.2), which was well above the estimated level expected to provide catches at the level of MSY ($SBR_{MSY} = 0.11$).

4.3. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

4.4. Diagnostics

4.4.1. Residual analysis

The assessment was fitted to the standardized abundance indices of Fisheries 3 and 4, the longline fisheries of Japan in the offshore and coastal areas, respectively (Figure 2.1). The estimated trends in abundance fitted the index of abundance for the former well, but that for the latter poorly (Figure 4.4.1.1).

The assessment estimates of the size measurement data for the Japanese and Spanish longline fisheries are shown in Figure 4.4.1.2, and Pearson residual plots for these estimates are provided in Figures 4.4.1.3 (Japanese offshore and coastal fisheries) and 4.4.1.4 (Spanish offshore and coastal fisheries). Estimates of size frequencies tended to underestimate the number of fish of less than about 100 cm in a number of years in both the Japanese and Spanish coastal fisheries, though in general the assessment estimates fit the observed data fairly well.

The assessment estimates of age-frequency of catch in the fisheries of Chile are shown in Figure 4.4.1.5. In general, as was the case with the size-frequency data, the assessment-based estimates fit the observed

age frequencies fairly well for the artisanal fishery, but there is a substantial residual pattern in the industrial fishery (Figure 4.4.1.6).

4.4.2. Sensitivity analyses

Uncertainty in assessment results, which can be difficult to quantify, occurs due to sampling and process errors. In the first instance, the sample data could not perfectly represent the population parameters of swordfish in the southern EPO, or more generally those of any population. In the second instance, the model structure used for the assessment provides only an approximation to the dynamics of the stock and the fisheries that harvest them. These approximations may result in process, or model-misspecification, errors. The confidence intervals for parameter estimates arising from the likelihood-based solution obtained for the assessment were estimated under the assumption that the population dynamics model “perfectly” (or at least adequately) represented the dynamics of the system. Since it was unlikely that this assumption could ever be satisfied, the estimates of uncertainty obtained from the assessment likely underestimate the “true” uncertainties.

A principal concern in this assessment was the potential for errors resulting from a failure of the assumption that the standardized indices of abundance used in the model were not proportional to the abundance of the population swordfish in the southern EPO. In order to examine this potential, the model was fitted to the abundance indices with the last four years (2007-2010), the years showing the rapid increase, excluded from the analysis. This left only the size frequency data for those years in place to inform on the abundance of the stock during this period.

The results of this analysis are shown in terms of the spawning biomass ratio (Figure 4.4.2.1). It is clear that the increase in relative abundance was supported by the observed size-frequency data. It was also noted that the indicated increase in relative abundance from the standardized catch rate indices was consistent with increases seen in the nominal catch rates of other fisheries, particularly for the distant water nations and the offshore area (Figures 2.4.1 and 2.4.2).

The assessment was conducted with an assumed steepness of 1. A sensitivity analysis with steepness of 0.75 was conducted, even though the stock has not been driven below an SBR of about 0.46, and as a result it would not be expected that there would be information in the data to estimate the impact of an incorrect assumption of steepness. The results of this sensitivity analysis are shown in Figure 4.2.2.2 in comparisons of the yield (t) and the SBR at levels of fishing effort (F) relative to current fishing effort for the assessment and for the model with steepness of 0.75.

4.5. Comparison to previous assessment

The previous assessment of swordfish in the southeast Pacific Ocean (Hinton and Maunder 2007) was conducted with data through 2003. That assessment indicated that the spawning biomass had declined significantly over the 1945-2003 period, and that it was then at about twice the level which would support an MSY of 13,000-14,000 t. Catches had increased substantially since 2001, and recent annual harvests were on the order of 14,000-15,000 t.

This assessment was conducted with data through 2010. We found that the spawning biomass had decreased to a low of about 43,000 t in 1993 and had been increasing since, reaching about 135,000 t in 2010, a level at which the SBR = 1.45. At the same time that there was an increasing spawning biomass, the annual catch by all fisheries was maintained at an average 12,000 t during the 10-year period ending in 2010.

A comparison of estimated SBR from the previous assessment and from this assessment is presented in Figure 4.5.

5. STOCK STATUS

The objective of the [Antigua Convention](#) is to “... ensure the long-term conservation and sustainable use of the fish stocks covered by [the] Convention, in accordance with the relevant rules of international law,”

and calls on the Members of the Commission to "... determine whether, according to the best scientific information available, a specific fish stock ... is fully fished or overfished and, on this basis, whether an increase in fishing capacity and/or the level of fishing effort would threaten the conservation of that stock."

The Commission has not established specific biological or management reference points, so the status of the swordfish stock in the northeast Pacific Ocean has been, as in the past, presented in terms of commonly-cited management parameters based on MSY (Table 5). These estimates were made using the 3-year (2008-2010) average fishing mortality rates for each of the fisheries, thus they represented current operating conditions and practices in these fisheries.

The level of recent catch (~14,300 t) is less than half of the estimated MSY catch (~25,000 t); the recent biomass level (~424,300 t) is a factor of 10 higher than the biomass (~40,800 t) expected to support catches at the level of MSY, and the recent spawning biomass level (~158,000 t) is nearly 15 times the level expected to support catch at MSY levels.

The F -multiplier, the factor by which current fishing mortality would be changed in order to achieve the fishing effort expected to provide catches at the level of MSY, is about 18 in the assessment and about 7 in the model fit with steepness equal to 0.75. It is apparent that if steepness is one, then an increase in F by a multiple of 7 would achieve catch near the level of MSY, and that if F is 0.75, then an increase in F greater than 7 would result in catches less than those expected at MSY.

The trends of spawning stock biomass relative to MSY vs. F relative to MSY is shown in Figure 5 for the most recent 20-year period. The figure clearly shows that swordfish in the southern EPO are not experiencing overfishing and are not being overfished.

The swordfish stock in the southern EPO is in good condition, with spawning biomass at levels (SBR~1.45) well above those expected to yield catch at the level of MSY (~25,000 t). The assessment suggests that fishing effort would need to increase significantly to achieve catch at the level of MSY (Figure 4.2.2.2).

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

The assessment indicates that there was a recent period of very high recruitment to the swordfish stock in the southeast Pacific Ocean. This high recruitment might be expected to provide catches at levels in excess of what might be expected from current fisheries operating with current estimated fishing mortality rates. However, such increased catch levels would be expected to decrease over time as the impact of their presence in the population wanes.

Estimates of current fishing effort were used to forecast the expected spawning biomass ratio (SBR) and the expected catch by fishery for the 2011-2020 period (Figure 6) were current levels to persist over that time period. The trend in SBR clearly shows the expected decline in the spawning biomass as the impact of the high recruitment passes through the stock. The trend in expected catch also shows the expected decrease in catch that results from decreasing catch rates at the assumed constant effort over the period.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

It is not expected that the stock of swordfish in the southeast Pacific Ocean will be harvested at levels of MSY without a significant increase in fishing effort. We have no indication that such an increase is planned or will occur, but catch and catch rates should be monitored closely to ensure that any increase that may occur is recognized in time, so that analyses of impacts and assessments may be made before the stock can be overfished.

The assessment would have benefitted from standardized catch rate series for the fisheries of Chile and Spain, and from detailed size-frequency and age-frequency data for the fisheries of Chile (Serra *et al.* 2009). Efforts should be made to obtain these data prior to the next assessment.

Estimates of discards from fisheries were available only for the fisheries of Spain, in which there were no reported discards. An accurate estimate of total removals from a stock is necessary to an accurate assessment. Effort should be directed to obtaining information on discards from other fisheries.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC scientific staff will continue developing the assessment for swordfish. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis software is modified in the future. The ability to do the following would be desirable:

1. Determine appropriate weighting among the data sets;
2. Include data from conventional and satellite-based tagging.

There are continuing investigations of stock structure of swordfish in the Pacific and relevant information which may be found thereby should be incorporated into future assessments. These studies may also inform on whether the fishery for swordfish that occurs in the western regions of the southern EPO is on the same stock as that identified for this assessment. A collaborative effort may be made to more explicitly examine this element of the fisheries for swordfish in the south Pacific.

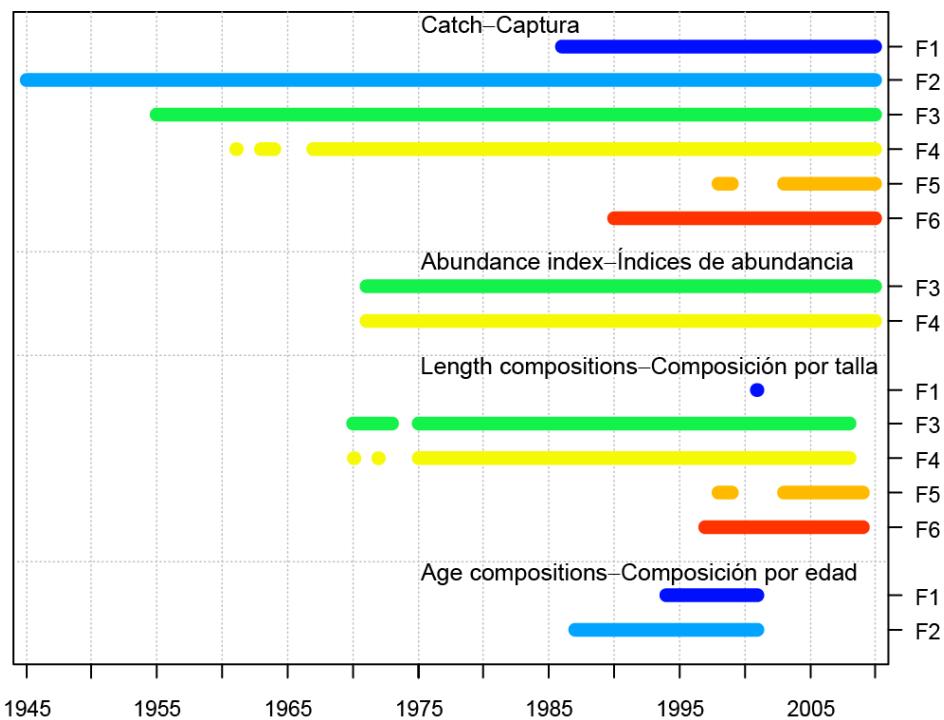


FIGURE 2. Temporal coverage of data used in the assessment, by type and fishery, 1945-2010. Note that the length composition data for Fishery 1 were not used in the assessment.

FIGURA 2. Cobertura temporal de los datos usados en la evaluación, por tipo y pesquería, 1945-2010. Nótese que los datos de composición por talla de la pesquería 1 no fueron usados en la evaluación.

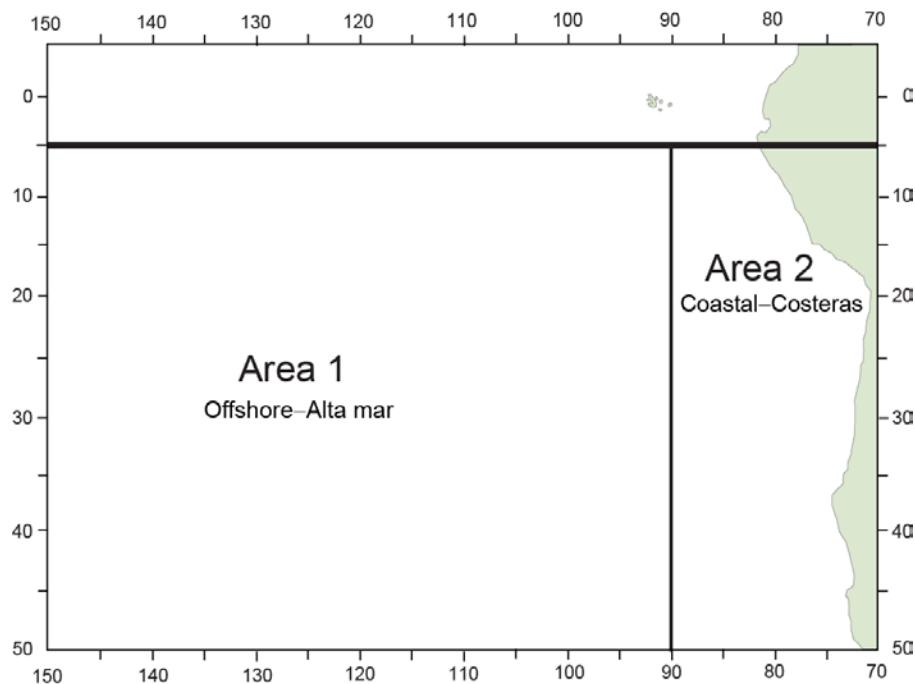


FIGURE 2.1. Area stratification for analysis of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 2.1. Estratificación de áreas para el análisis de las poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico oriental.

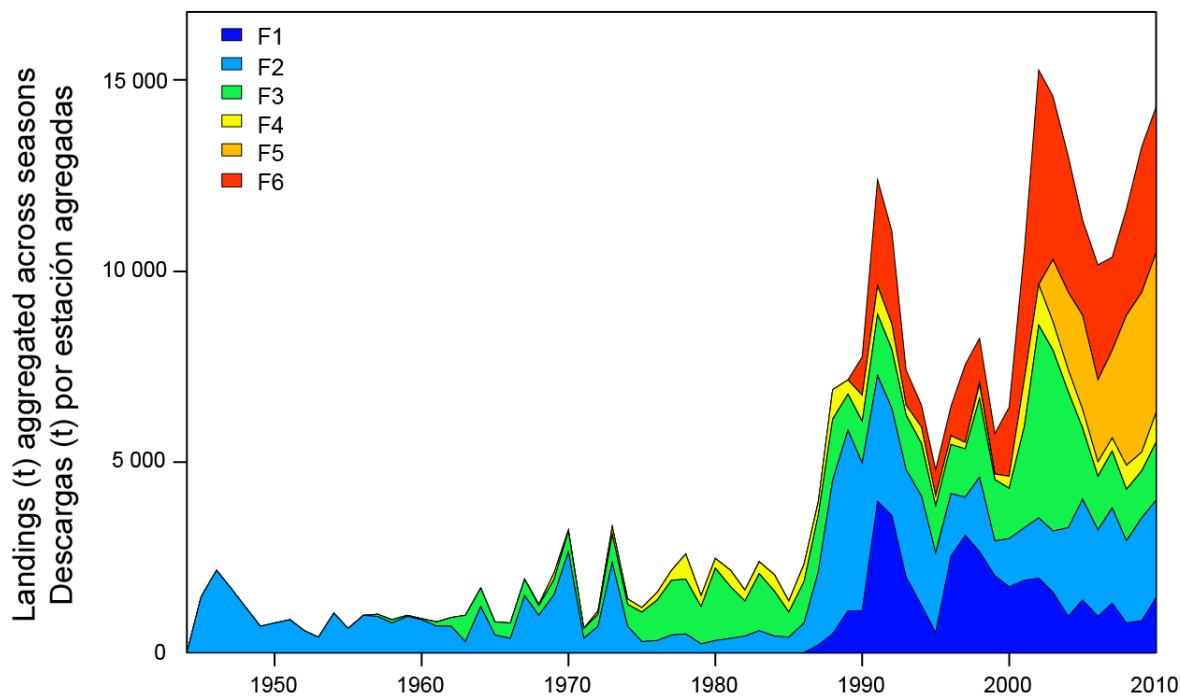


FIGURE 2.2. Annual catches (t), by fishery (see text for definitions), 1945-2010.

FIGURA 2.2. Capturas anuales (t), por pesquería (ver definiciones en el texto), 1945-2010 .

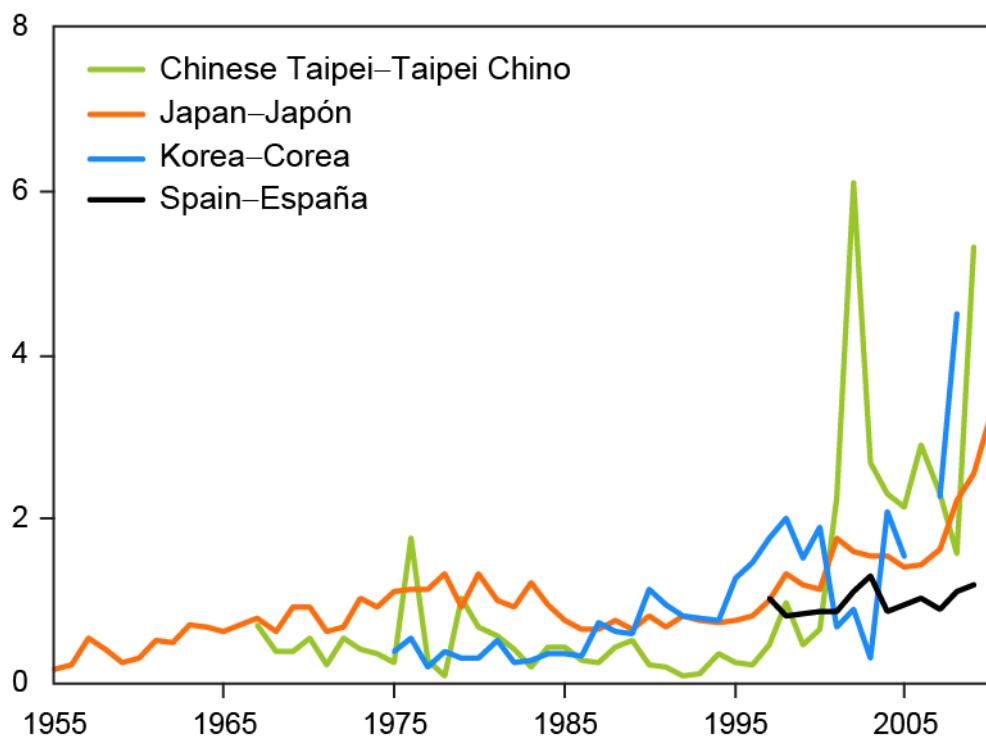


FIGURE 2.4.1. Annual nominal catch rates, by flag, scaled by the respective average catch rate.

FIGURA 2.4.1. Tasas anuales de captura nominal, por bandera, escalados por la tasa de captura media respectiva.

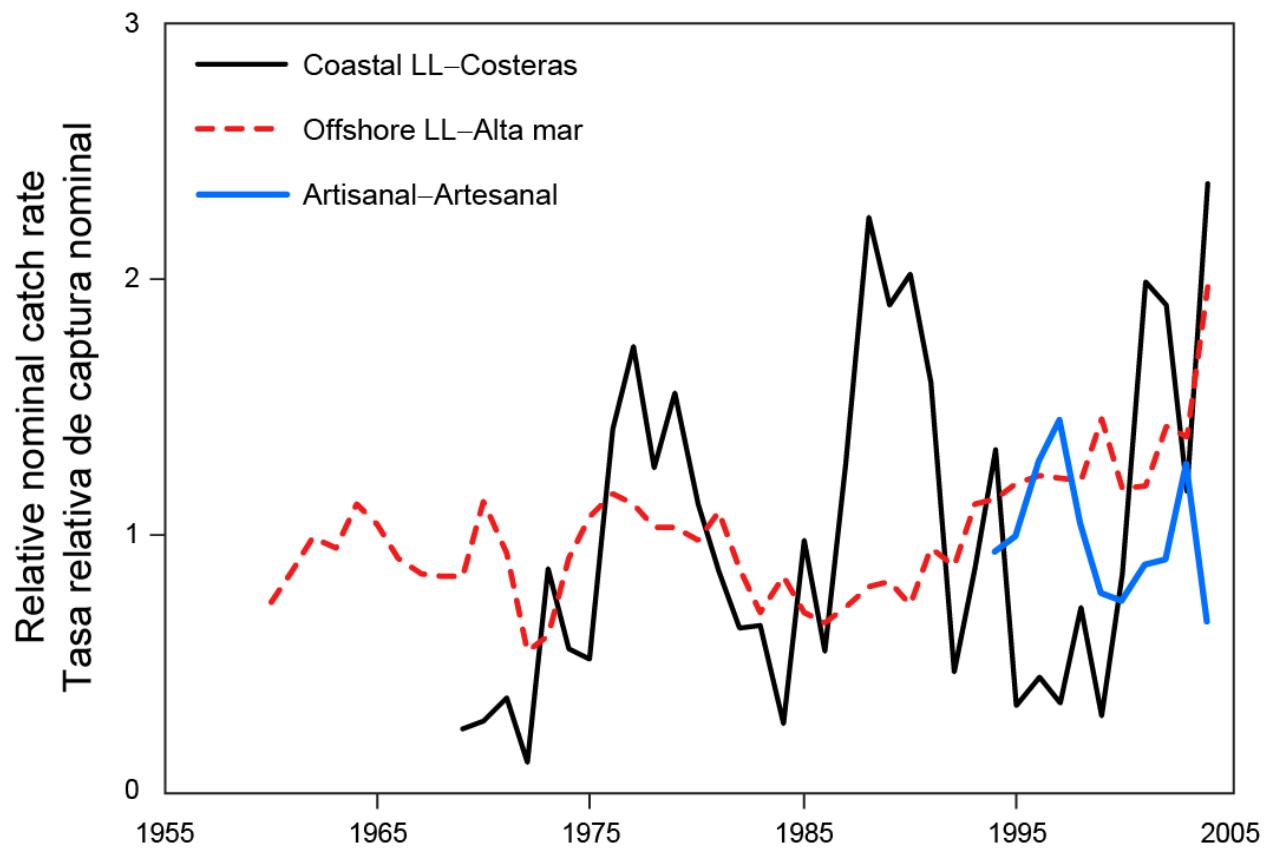


FIGURE 2.4.2. Nominal catch rates of Chilean longline and artisanal fisheries, scaled by the respective average catch rate (source: Serra *et al.* 2009).

FIGURA 2.4.2. Tasas de captura nominal de las pesquerías chilenas palangreras y artesanales, escaladas por la tasa de captura media respectiva (fuente: Serra *et al.* 2009).

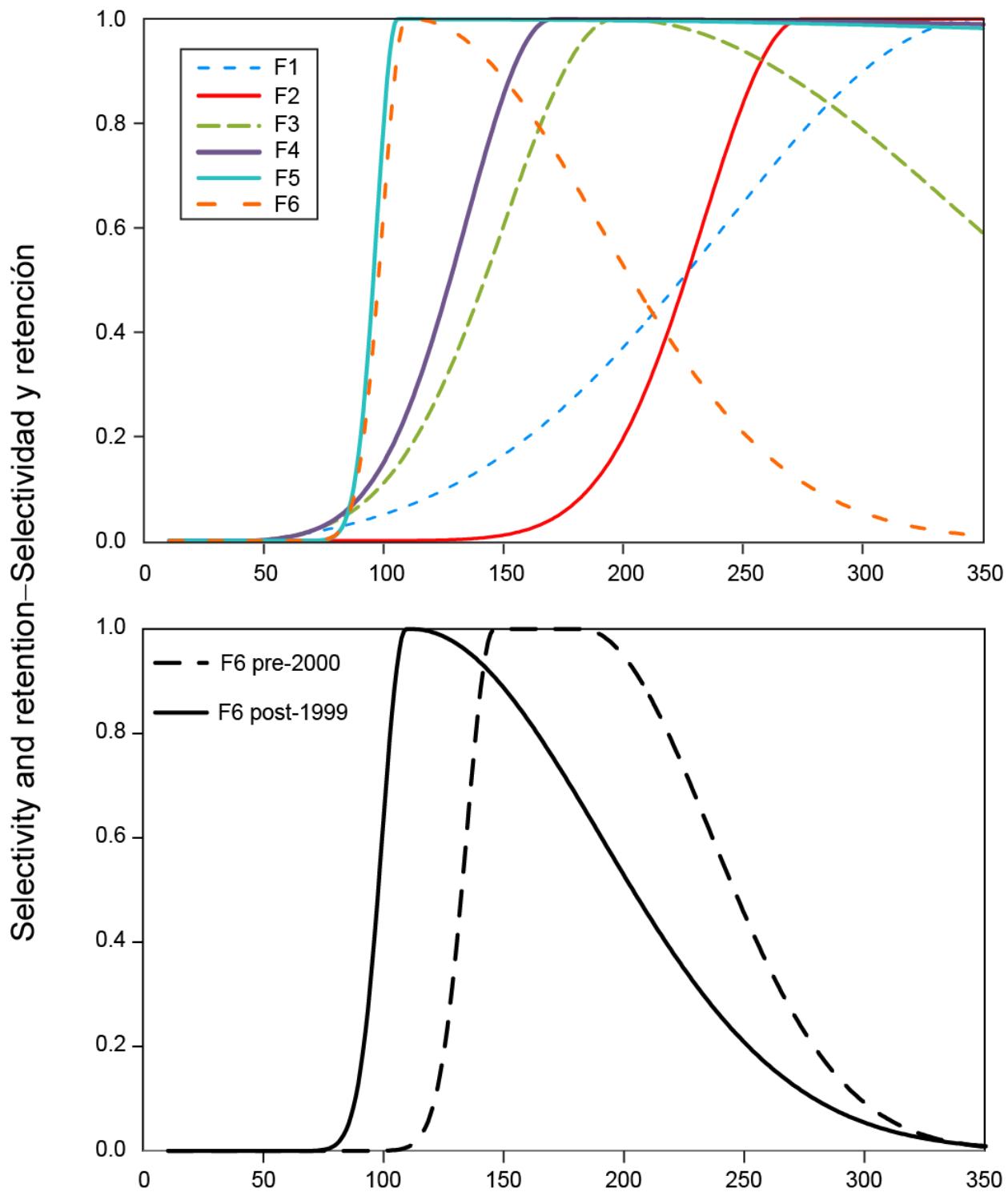


FIGURE 4.2.1. Selectivity for swordfish, by lower-jaw-fork length, for Fisheries 1-5 (upper panel), and for Fishery 6 prior to 2000 and after 1999 (lower panel) (see text for description of fisheries).

FIGURA 4.2.1. Selectividad de pez espada, por talla mandíbula inferior-cauda furcal, en las pesquerías 1-5 (panel superior), y en las pesquería 6 antes de 2000 y después de 1999 (panel inferior) (ver descripciones de las pesquerías en el texto).

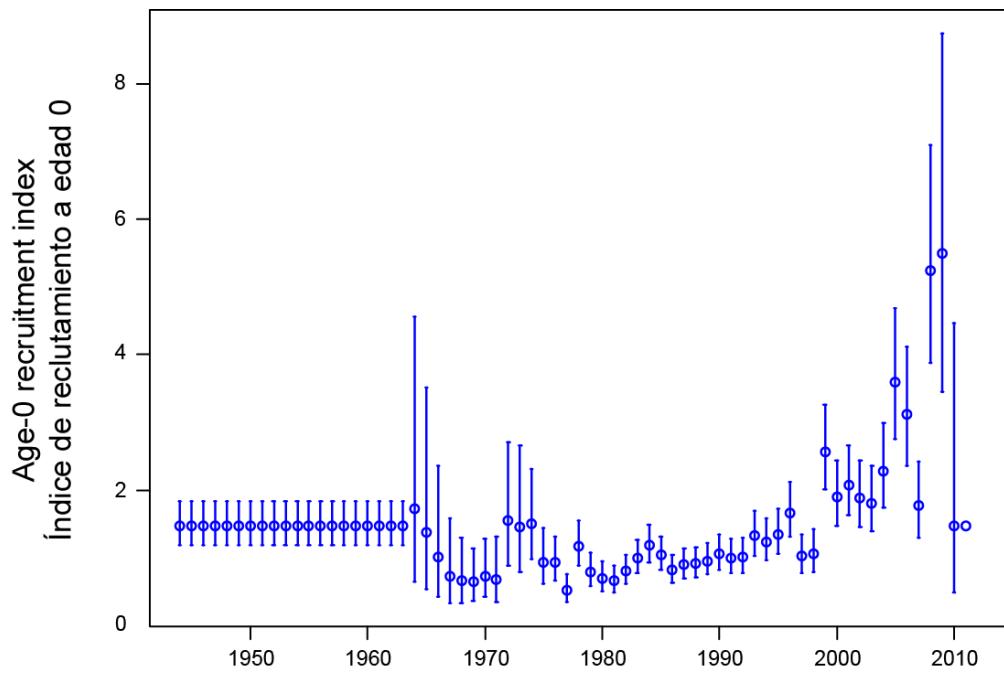


FIGURE 4.2.2. Relative annual estimated level of age-zero recruits and the approximate 95-percent confidence intervals.

FIGURA 4.2.2. Nivel anual relativo estimado de reclutas de edad cero, con los intervalos de confianza de 95% aproximados.

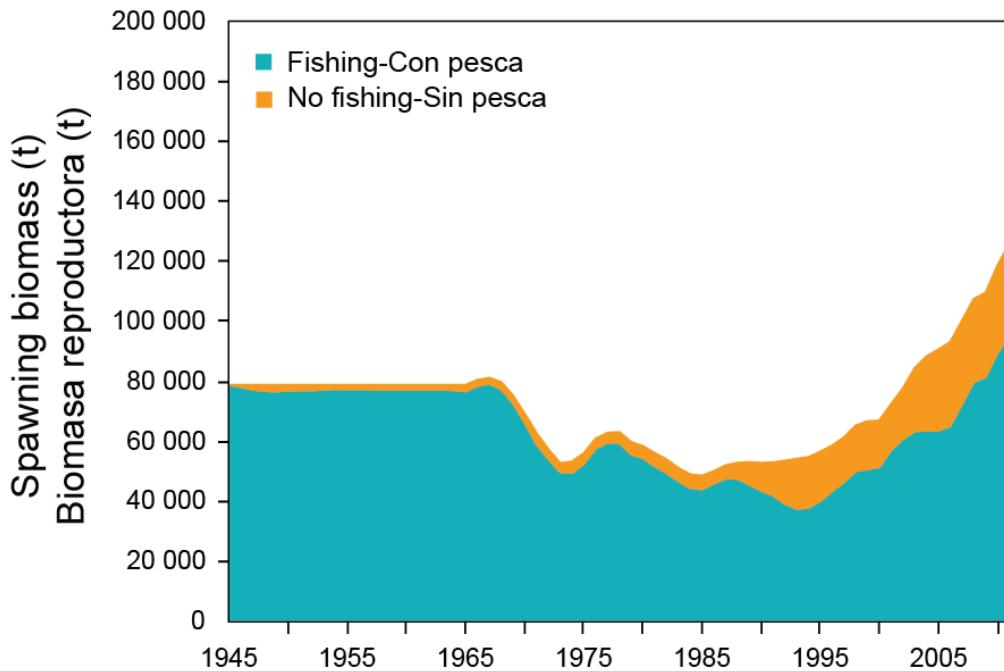


FIGURE 4.2.3.1. Estimated annual spawning biomass of swordfish, with and without fishing, 1945-2011. The yellow shaded area represents the impact of the fisheries on the spawning biomass.

FIGURA 4.2.3.1. Biomasa reproductora anual estimada de pez espada, con y sin pesca, 1945-2011. La zona sombreada en amarillo representa el impacto de la pesca sobre la biomasa reproductora.

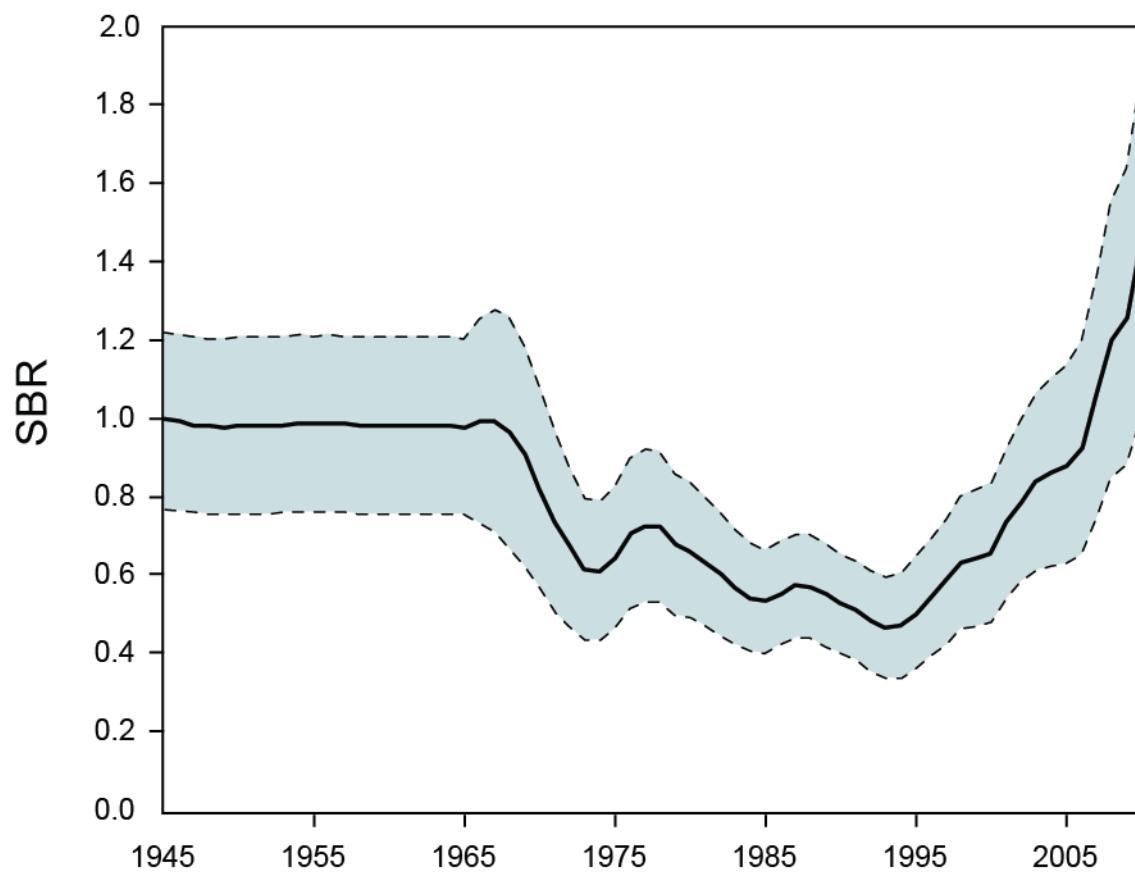


FIGURE 4.2.3.2. Estimated annual spawning biomass ratio (SBR), 1945-2010, and the approximate 95 percent confidence intervals.

FIGURA 4.2.3.2. Cociente de biomasa reproductora (SBR) anual estimado, 1945-2010, y los intervalos de confianza de 95% aproximados.

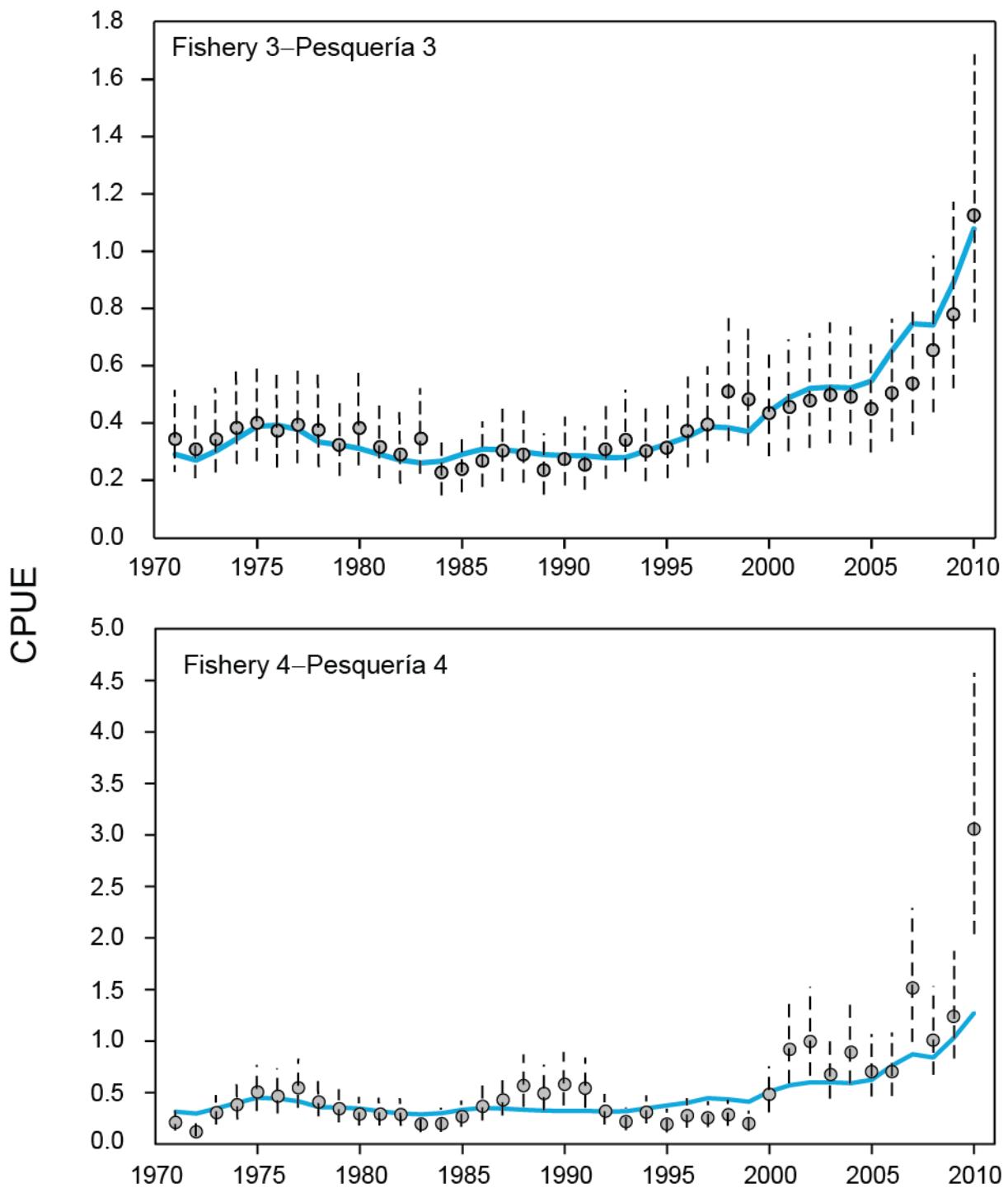


FIGURE 4.4.1.1. Estimated trends in annual abundance from the assessment (solid lines), and the standardized abundance indices (dots), with approximate 95-percent confidence intervals, for the Japanese offshore (F3) and coastal (F4) longline fisheries.

FIGURA 4.4.1.1. Tendencias estimadas de la abundancia anual de la evaluación (líneas sólidas), y los índices de abundancia estandarizados (puntos), con los intervalos de confianza de 95% aproximados, correspondientes a las pesquerías palangreras japonesas de altamar (F3) y costera (F4).

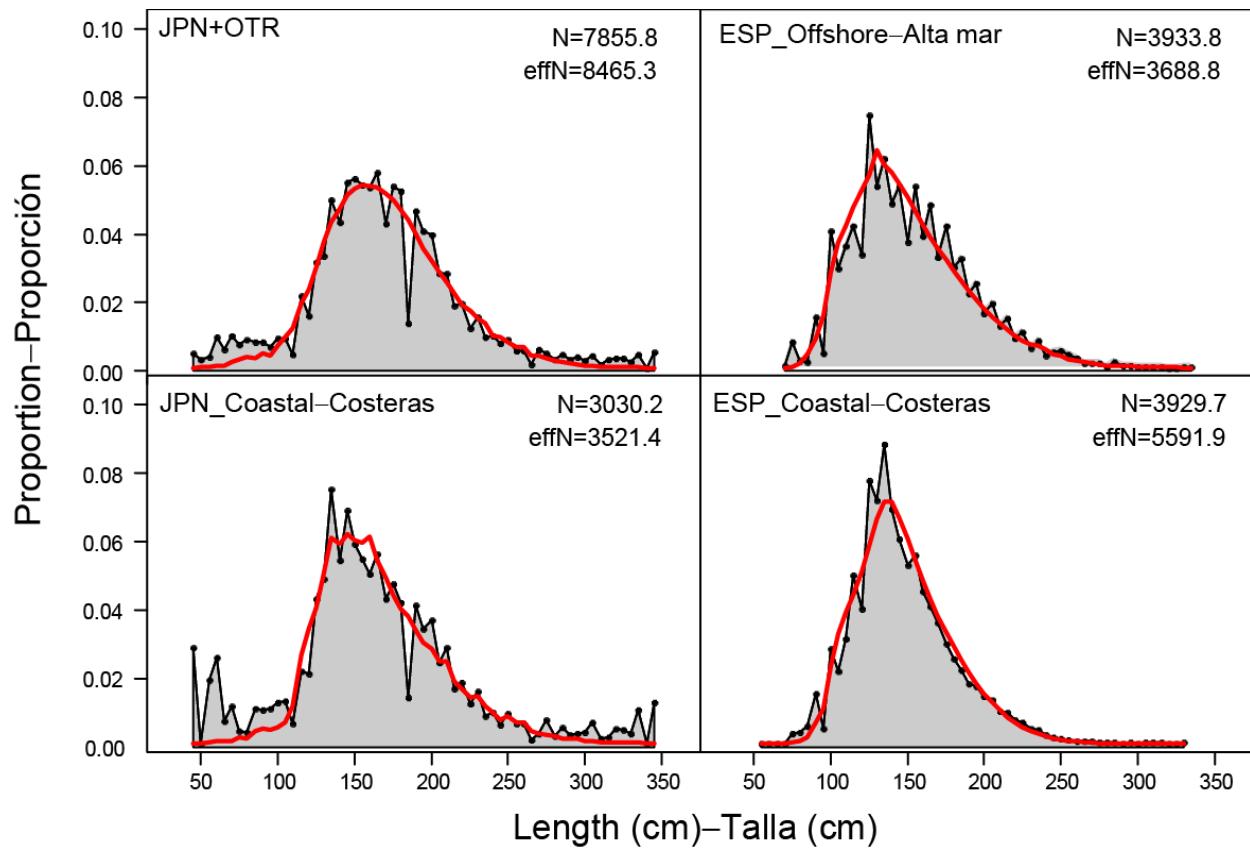


FIGURE 4.4.1.2 Observed (shaded areas) and estimated (red lines) size-frequency distributions from the assessment for the Japanese and Spanish offshore and coastal fisheries, averaged over all years for which the data are available

FIGURA 4.4.1.2 Distribuciones de frecuencia de talla observadas (áreas grises) y estimadas por la evaluación (líneas rojas) correspondientes a las pesquerías japonesas y españolas de altamar y costeras promediadas por todos los años para los cuales se dispone de datos.

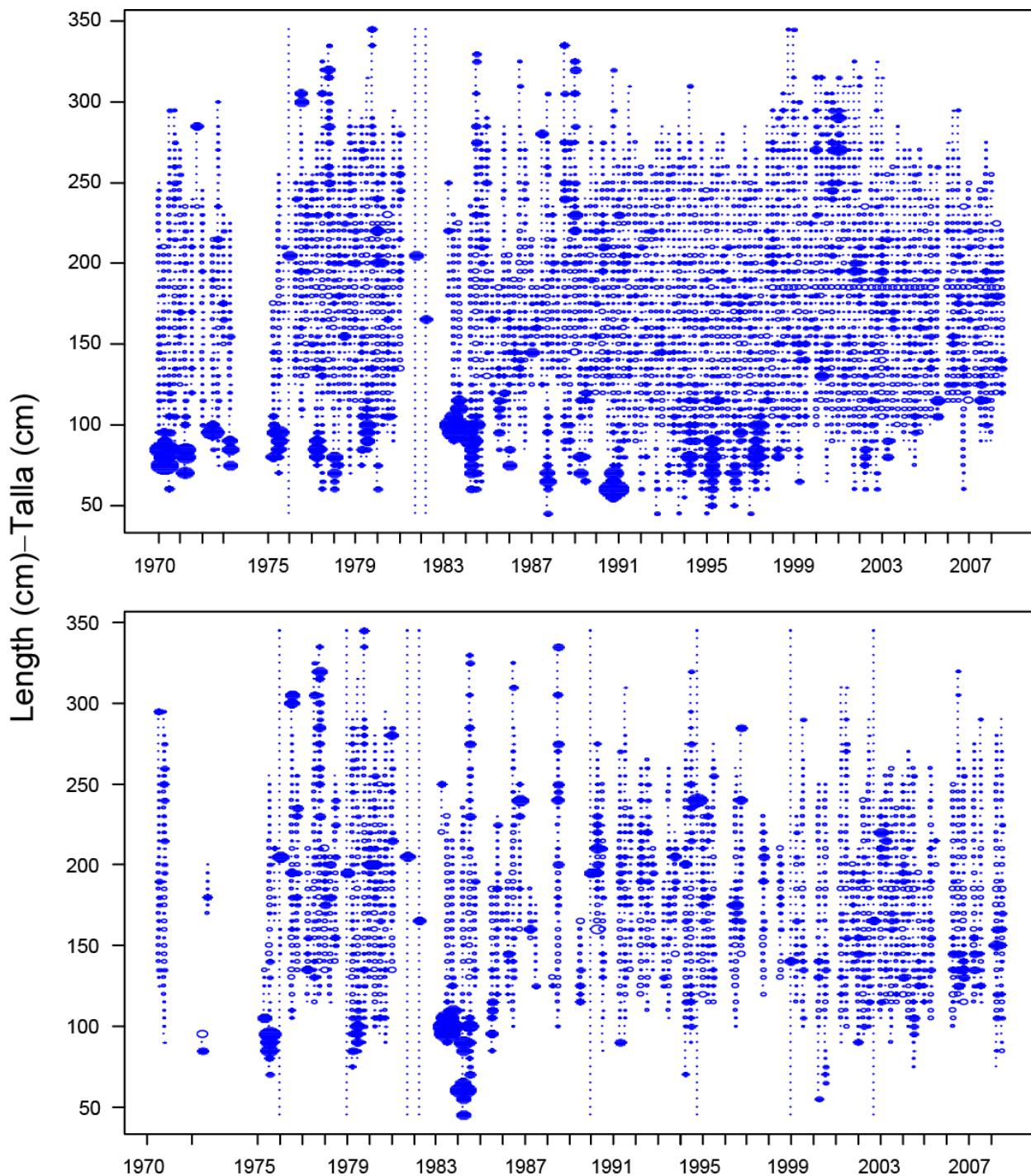


FIGURE 4.4.1.3. Pearson residuals from the estimates from the assessment of the size-frequency data for the offshore (upper panel) and coastal (lower panel) longline fisheries of Japan. The solid circles represent observed values that are greater than predicted values, and the open circles represent observed values that are less than the predicted values.

FIGURA 4.4.1.3. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de los datos de frecuencia de talla de las pesquerías palangreras japonesas de altamar (panel superior) y costera (panel inferior). Los círculos sólidos representan valores observados mayores que los valores predichos, y los círculos abiertos representan valores observados menores los valores predichos.

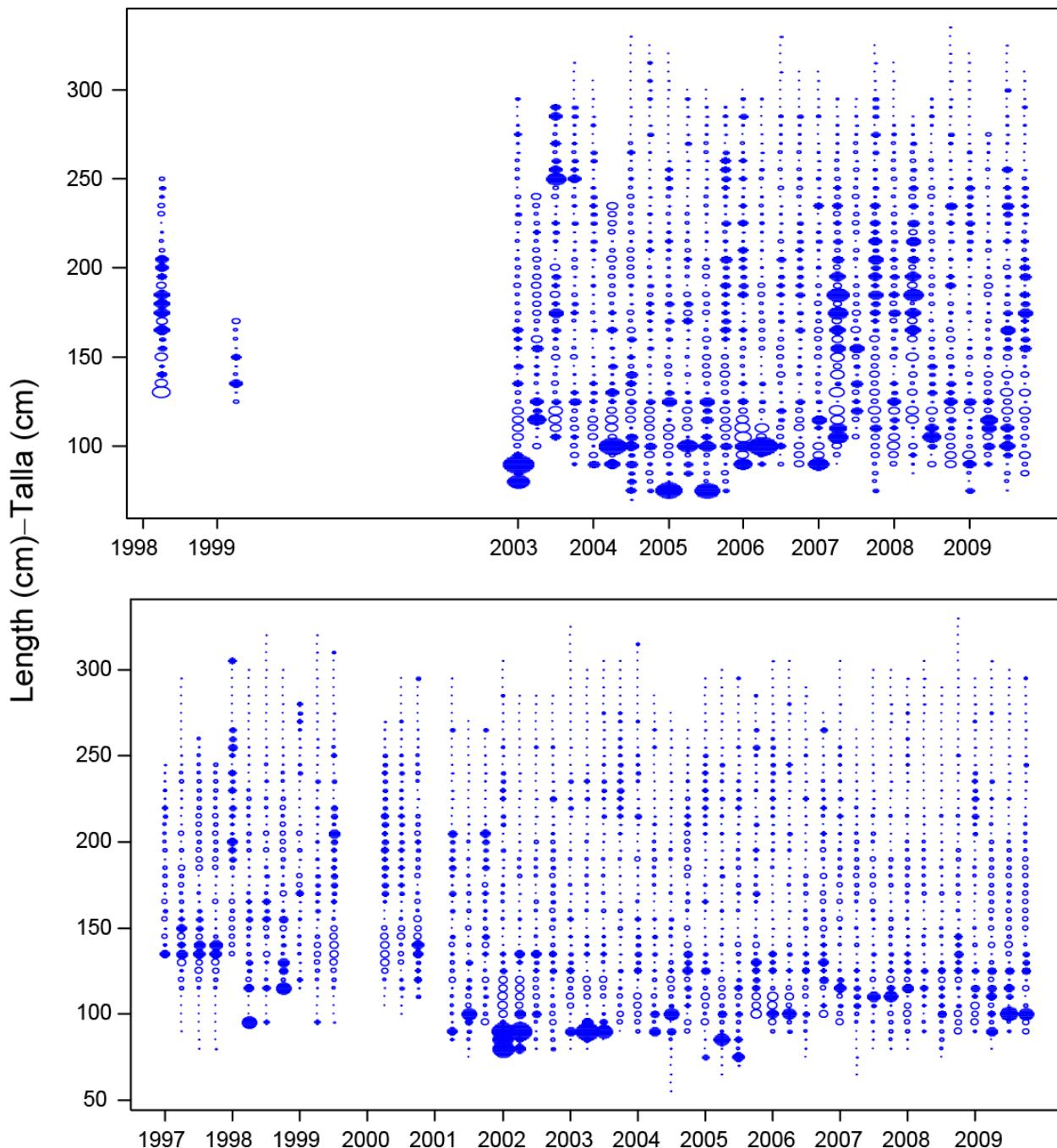


FIGURE 4.4.1.4. Pearson residuals for the estimates from the assessment of the size-frequency data for the offshore (upper panel) and coastal (lower panel) longline fisheries of Spain. The solid circles represent observed values that are greater than predicted values, and the open circles represent observed values that are less than the predicted values.

FIGURA 4.4.1.4. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de los datos de frecuencia de talla de las pesquerías palangreras españolas de altamar (panel superior) y costera (panel inferior). Los círculos sólidos representan valores observados mayores que los valores predichos, y los círculos abiertos representan valores observados menores los valores predichos.

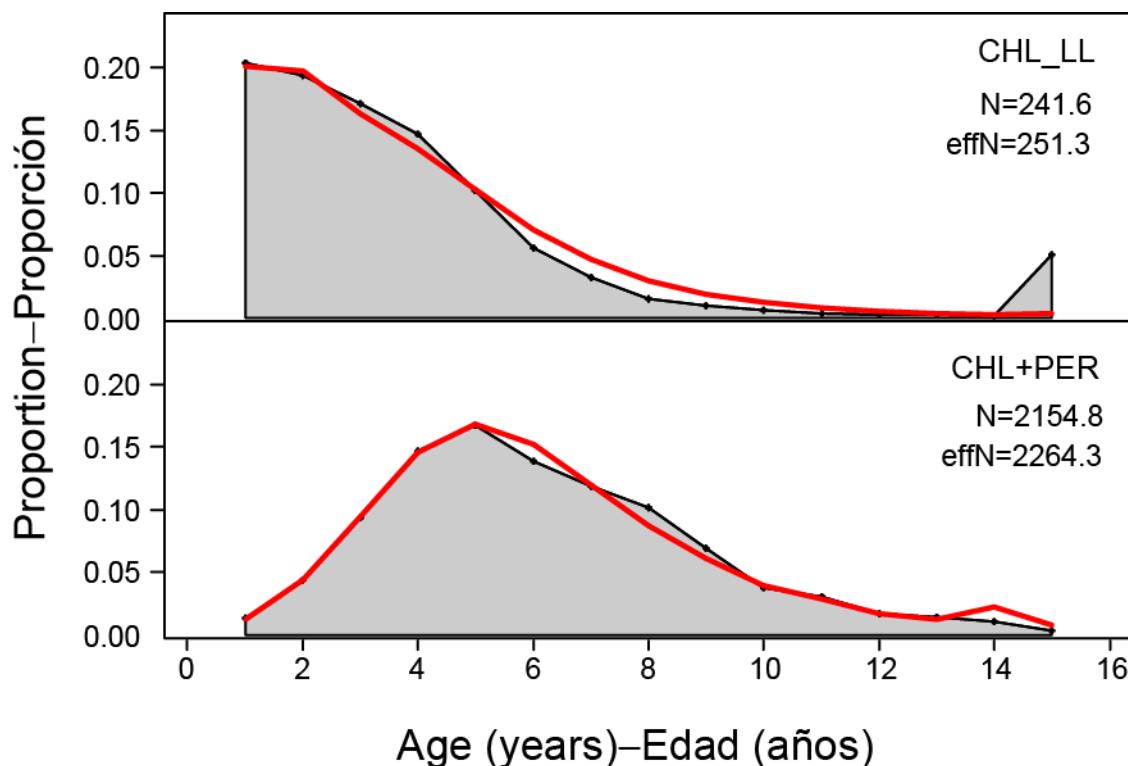


FIGURE 4.4.1.5. Assessment-based estimates (red lines) and observations (shaded area) of the age-frequency distributions of the industrial longline (upper) and combined fisheries of Peru and the artisanal fisheries of Chile (lower) averaged over all years for which the data were available.

FIGURA 4.4.1.5. Estimaciones basadas en la evaluación (líneas rojas) y observaciones (áreas sombreadas) de las distribuciones de frecuencia de edad de las pesquerías palangreras industriales (panel superior) y las pesquerías combinadas de Perú y artesanal de Chile (panel inferior), promediadas por todos los años para los cuales se dispuso de datos.

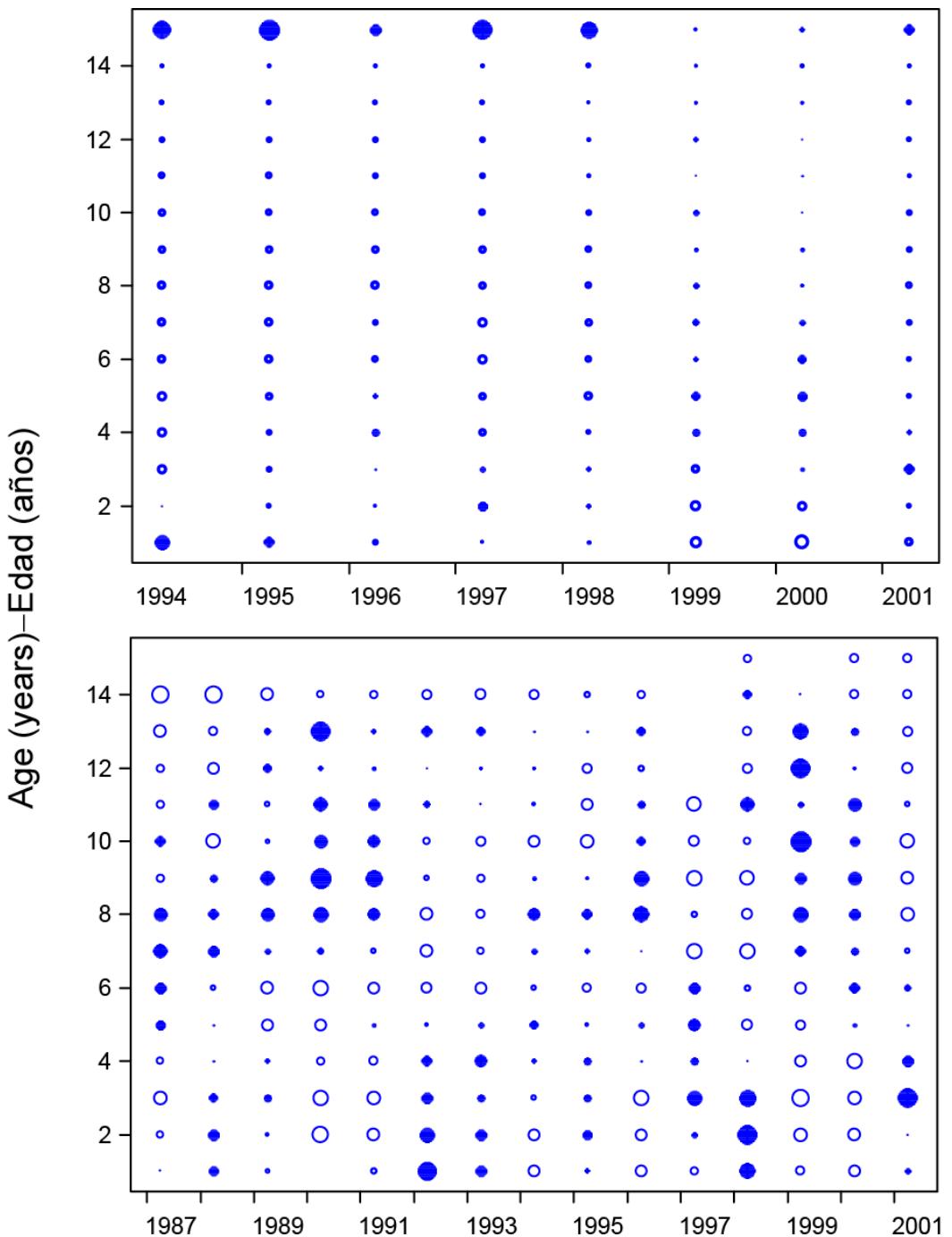


FIGURE 4.4.1.6. Pearson residuals for the estimates from the assessment of the size-frequency data for the industrial (upper panel) and artisanal (lower panel) fisheries of Chile. The solid circles represent observed values that are greater than predicted values, and the open circles represent observed values that are less than the predicted values.

FIGURA 4.4.1.6. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de los datos de frecuencia de talla de las pesquerías chilenas industriales (panel superior) y artesanales (panel inferior). Los círculos sólidos representan valores observados mayores que los valores predichos, y los círculos abiertos representan valores observados menores los valores predichos.

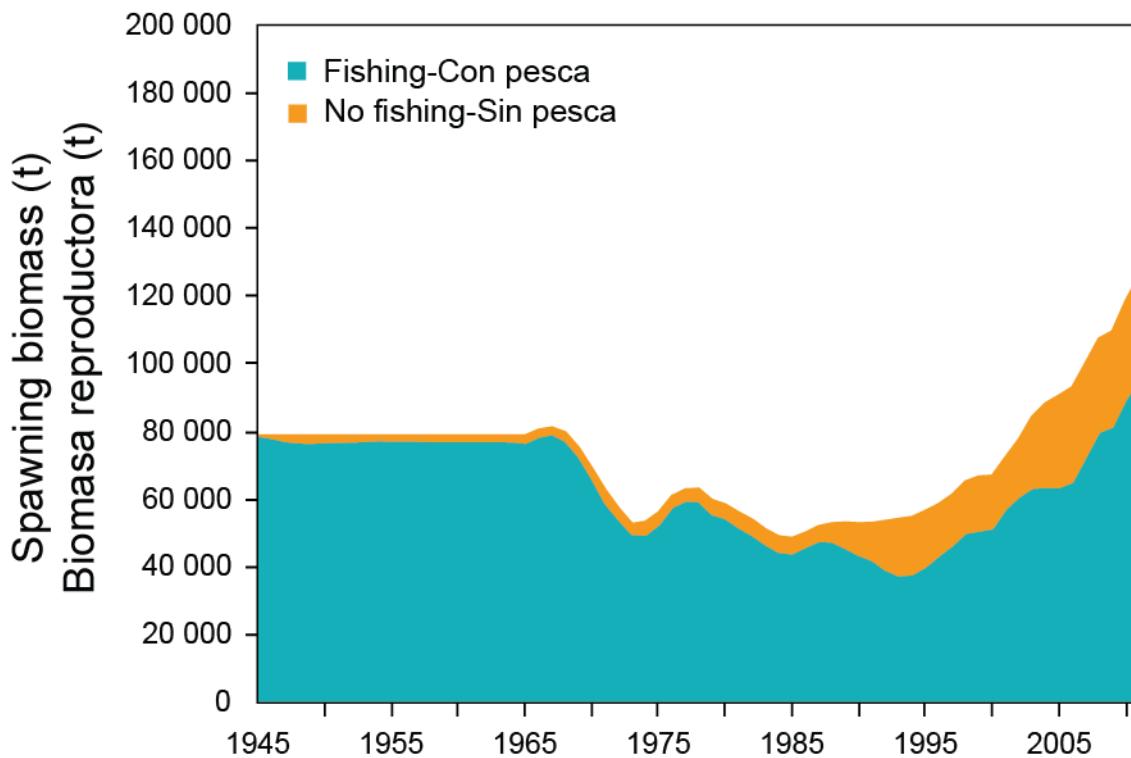
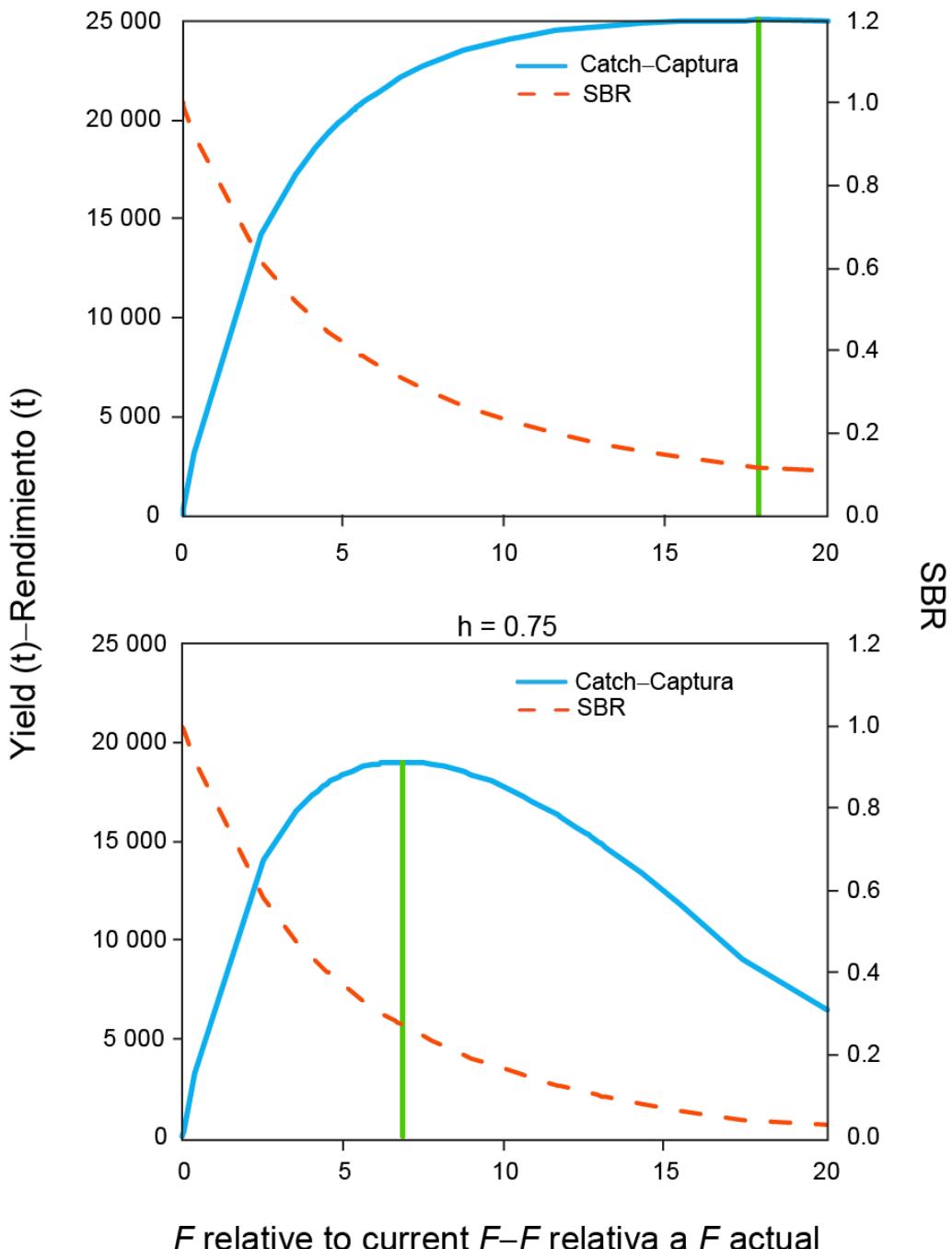


FIGURE 4.4.2. Estimated trends in spawning biomass, with and without fishing, from fits of the assessment without catch rate indices for the recent (2007-2010) period. The yellow shaded area represents the impact of the fisheries on the spawning biomass.

FIGURA 4.4.2. Tendencias estimadas de la biomasa reproductora, con y sin pesca, de los ajustes de la evaluación sin los índices de tasa de captura del período reciente (2007-2010). El área sombreada en amarillo representa el impacto de la pesca sobre la biomasa reproductora.



F relative to current F – F relativa a F actual

FIGURE 4.2.2.2. Estimated yield and spawning biomass ratio (SBR), from the assessment (upper panel) and from the model with a steepness (h) of 0.75 (lower panel), as a function of fishing mortality relative to the current level of fishing mortality. The green vertical bar indicates the relative fishing mortality expected to provide catch at the level of maximum sustainable yield (MSY).

FIGURA 4.2.2.2. Rendimiento estimado y cociente de biomasa reproductora (SBR), de la evaluación (panel superior) y del modelo con una inclinación (h) de 0,75 (panel inferior), como función de la mortalidad por pesca relativa al nivel actual de mortalidad por pesca. La barra vertical verde implica la mortalidad por pesca relativa que se espera produzca capturas al nivel del rendimiento máximo sostenible (RMS).

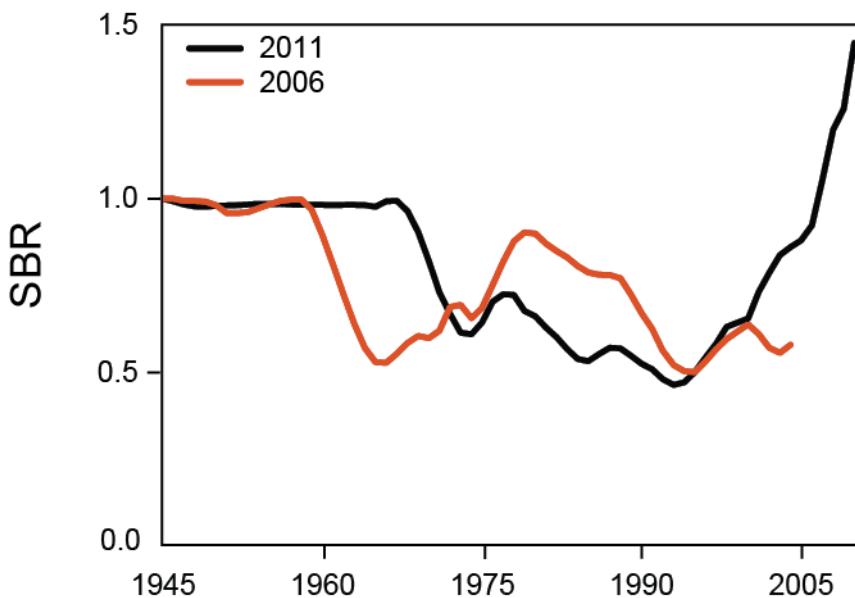


FIGURE 4.5. Comparison of the estimated spawning biomass ratios (SBRs) from assessments of swordfish in the southern EPO in 2006, which used data through 2003, and from the assessment in 2011, which used data through 2010.

FIGURA 4.5. Comparación de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de evaluaciones del pez espada en el OPO sur en 2006, que usaron datos hasta 2003, inclusive, y de la evaluación en 2011, que usó datos hasta 2010, inclusive.

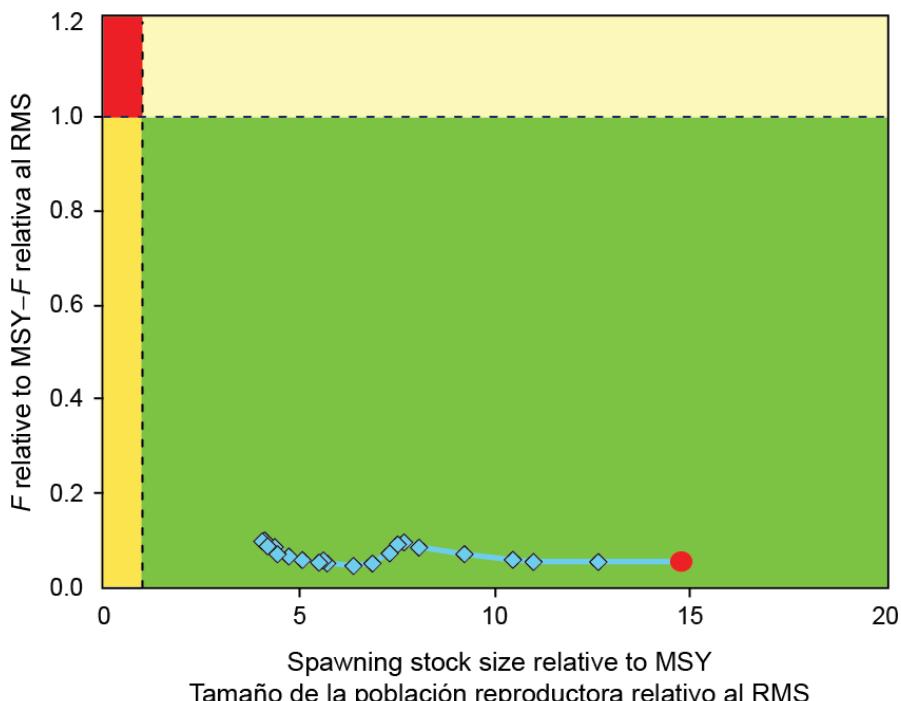


FIGURE 5. The relationship between spawning stock biomass relative to maximum sustainable yield (MSY) and fishing mortality rate (F) relative to MSY.

FIGURA 5. La relación entre la biomasa de la población reproductora relativa al rendimiento máximo sostenible (RMS) y la tasa de mortalidad por pesca (F) relativa al RMS.

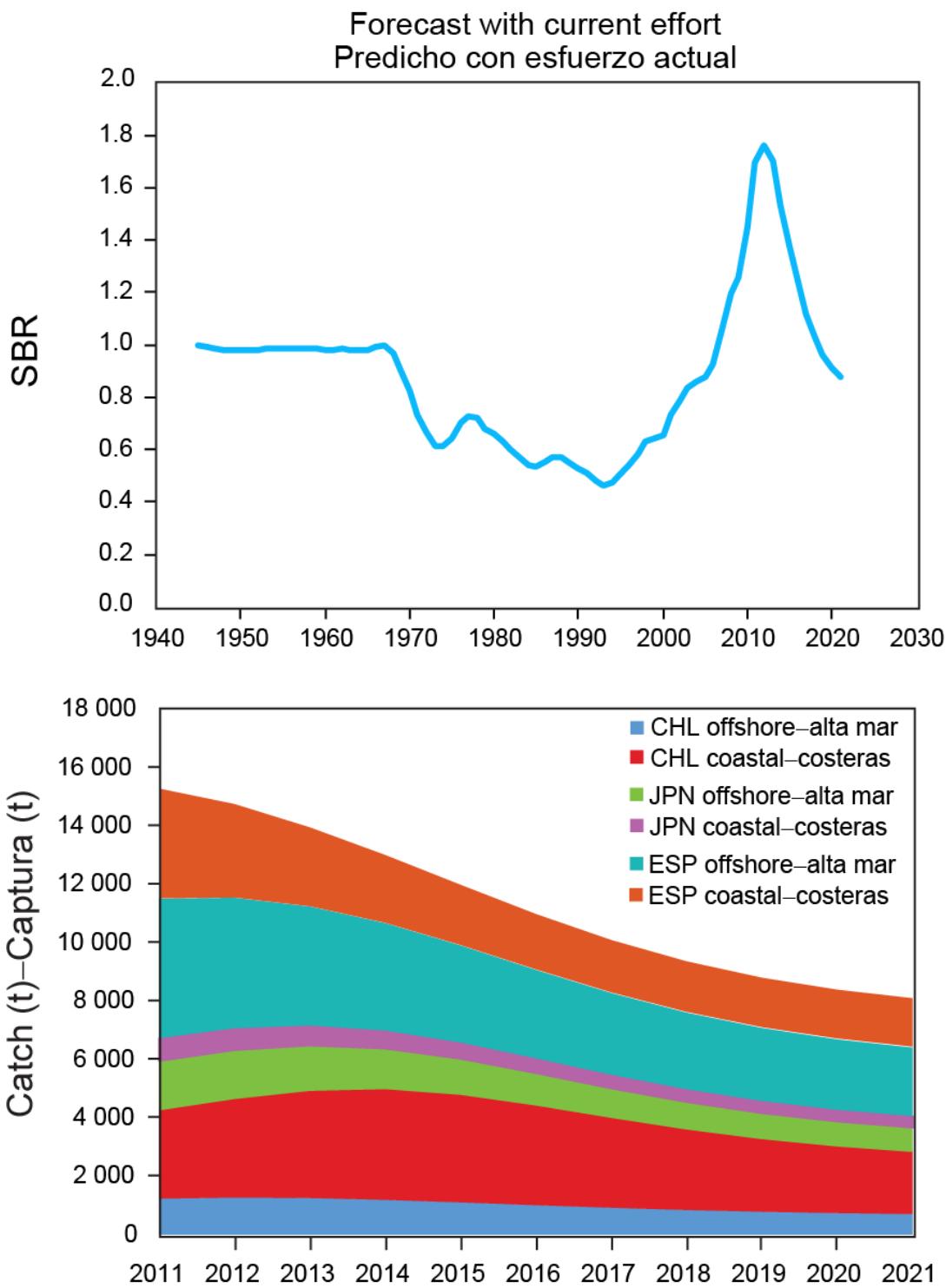


FIGURE 6. Projected spawning biomass ratio (SBR: upper panel) and catch by fishery (lower panel), 2011-2020, assuming current (2008-2010 average) levels of fishing mortality and effort.

FIGURA 6. Cociente de biomasa reproductora (SBR: panel superior) proyectado y captura por pesquería (panel inferior) durante 2011-2020, suponiendo niveles actuales (promedio de 2008-2010) de mortalidad por pesca y esfuerzo.

TABLE 2.2. Catches of swordfish from the southern EPO, in metric tons.**TABLA 2.2.** Capturas de pez espada del OPO sur, en toneladas métricas.

	CHL	CHN	CRI	ESP	JPN	KOR	PER	PYF	TWN	OTR	Total
1945	1,455	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,455
1946	2,166	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,166
1947	1,701	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,701
1948	1,209	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,209
1949	690	-	-	-	-	-	-	-	-	-	690
1950	786	-	-	-	-	-	-	-	-	-	786
1951	870	-	-	-	-	-	-	-	-	-	870
1952	570	-	-	-	-	-	-	-	-	-	570
1953	416	-	-	-	-	-	-	-	-	-	416
1954	334	-	-	-	0	-	700	-	-	-	1,034
1955	237	-	-	-	1	-	400	-	-	-	638
1956	386	-	-	-	3	-	600	-	-	-	989
1957	357	-	-	-	54	-	600	-	-	-	1,011
1958	392	-	-	-	64	-	400	-	-	-	856
1959	555	-	-	-	32	-	400	-	-	-	987
1960	456	-	-	-	36	-	400	-	-	-	892
1961	394	-	-	-	104	-	300	-	-	-	798
1962	297	-	-	-	211	-	400	-	-	-	908
1963	94	-	-	-	676	-	200	-	-	-	970
1964	312	-	-	-	471	-	900	-	-	-	1,683
1965	151	-	-	-	344	-	300	-	-	-	795
1966	175	-	-	-	401	-	200	-	-	-	776
1967	203	-	-	-	390	-	1,300	-	31	-	1,924
1968	175	-	-	-	261	-	800	-	18	-	1,254
1969	314	-	-	-	569	-	1,200	-	6	-	2,089
1970	243	-	-	-	542	-	2,396	-	26	-	3,207
1971	181	-	-	-	261	-	185	-	18	-	645
1972	141	-	-	-	368	-	550	-	38	-	1,097
1973	410	-	-	-	912	-	1,941	-	30	-	3,293
1974	218	-	-	-	694	-	470	-	34	-	1,416
1975	137	-	-	-	882	3	158	-	9	-	1,189
1976	13	-	-	-	1,209	15	295	-	36	-	1,568
1977	32	-	-	-	1,654	16	420	-	31	-	2,153
1978	56	-	-	-	2,045	29	436	-	8	-	2,574
1979	40	-	-	-	1,226	13	188	-	30	-	1,497
1980	104	-	-	-	2,103	32	216	-	17	-	2,472
1981	294	-	-	-	1,653	79	91	-	32	-	2,149
1982	285	-	-	-	1,143	26	154	-	31	-	1,639
1983	342	-	-	-	1,771	28	238	-	9	-	2,388
1984	103	-	-	-	1,538	37	343	-	15	-	2,036
1985	342	-	-	-	868	70	55	-	12	-	1,347
1986	764	-	-	-	1,473	60	21	-	12	-	2,330
1987	2,059	-	-	-	1,661	144	73	-	28	-	3,965
1988	4,455	-	-	-	2,233	110	54	-	38	-	6,890
1989	5,824	-	-	-	1,216	42	3	-	74	-	7,159
1990	4,955	-	-	1,007	1,596	170	1	-	24	-	7,753
1991	7,255	-	107	2,794	1,896	402	3	-	28	29	12,514
1992	6,379	-	27	2,435	2,020	172	16	2	27	-	11,078
1993	4,712	-	20	928	1,505	159	76	2	19	-	7,421
1994	3,801	-	27	576	1,627	121	310	16	44	-	6,522
1995	2,594	-	29	698	1,213	290	7	25	6	-	4,862
1996	3,145	-	315	772	1,186	332	1,013	25	12	-	6,800

	CHL	CHN	CRI	ESP	JPN	KOR	PER	PYF	TWN	OTR	Total
1997	4,040	-	1,072	2,018	1,169	250	24	23	37	-	8,633
1998	4,492	-	419	1,238	2,005	361	98	20	78	6	8,717
1999	2,925	-	99	1,092	1,257	401	15	30	84	-	5,903
2000	2,973	-	407	1,807	1,184	354	2	46	109	3	6,885
2001	3,262	111	653	3,426	2,436	154	2	47	462	536	11,089
2002	3,523	321	638	5,629	2,363	146	14	4	2,080	661	15,379
2003	3,848	815	286	5,913	2,286	136	26	87	1,454	320	15,171
2004	3,268	236	179	5,607	1,783	583	19	63	799	476	13,013
2005	3,979	308	191	4,962	1,254	146	28	51	561	34	11,514
2006	3,147	*	444	5,149	1,153	*	63	64	614	19	10,653
2007	3,741	147	242	4,730	1,309	159	46	51	246	119	10,790
2008	2,792	335	44	6,718	1,678	94	124	60	129	90	12,064
2009	3,514	*	37	8,011	1,617	89	25	59	91	*	13,443
2010	*	*	*	*	2,312	*	*	*	*	*	2,312

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

OTR: Includes Belize, Colombia, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Mexico, Nicaragua, Panama and Vanuatu – Incluye Belice, Colombia, Ecuador El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, Panamá y Vanuatú.

TABLE 5. Estimates of selected model outputs and MSY-based parameters, from the assessment and from sensitivity analyses with $h = 0.75$ and the high catch rates (CPUE) observed during 2007-2010 excluded. Recent = average value for the three most recent years.

TABLA 5. Estimaciones de productos seleccionados del modelo y parámetros basados en RMS, de la evaluación y de los análisis de sensibilidad con $h = 0.75$ y las altas tasas de captura (CPUE) observadas durante 2007-2010 excluidas. Reciente: valor promedio de los tres años más recientes.

	Assessment – Evaluación	$h = 0.75$	CPUE 2007-2010 excluded - excluida
MSY-RMS	25,044	19,029	21,046
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	40,782	72,717	34,111
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	10,705	26,772	8,920
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.20	0.34	0.20
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.11	0.27	0.11
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{reciente}}/\text{RMS}$	0.57	0.75	0.68
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}}$	10.40	5.14	6.40
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$	14.76	5.99	10.68
$F \text{ multiplier} - \text{Multiplicador de } F$	17.92	6.86	11.67

CONDICIÓN DEL PEZ ESPADA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2010 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Michael G. Hinton y Mark N. Maunder

1.	Resumen	164
2.	Datos.....	165
3.	Supuestos y parámetros.....	168
4.	Evaluación de la población	170
5.	Condición de la población.....	174
6.	Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	175
7.	Direcciones futuras	175
	Figuras	145
	Tablas	161
	Referencias	176

1. RESUMEN

El presente informe describe la condición y las tendencias del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) al sur del paralelo de 5°S. La evaluación fue realizada con *Stock Synthesis*, usando datos actualizados al 22 de abril de 2011.

No se conoce bien la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico. Se sabe de varias regiones específicas de desove, y los análisis de datos de pesca y genéticos indican que existe un intercambio tan solo limitado de pez espada entre áreas geográficas, incluyendo entre el Océano Pacífico oriental y occidental, y norte y sur, por lo que se considera que estudios de mermas locales y evaluaciones independientes del pez espada del Océano Pacífico oriental (OPO) tienen valor. Aunque la presente evaluación no incluye parámetros para desplazamientos transregionales de esta u otras poblaciones, reconoce que podría existir un intercambio limitado de peces entre el OPO sur y las poblaciones en regiones adyacentes.

Los datos genéticos y de la pesca indican que el pez espada del OPO sur constituye una población separada.

Resultados clave

1. La población del pez espada en el Océano Pacífico oriental sur no está experimentando sobrepesca ni tampoco se encuentra sobreexpresado.
2. El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio; SBR*¹) es aproximadamente 1,45, lo cual indica que la biomasa reproductora se encuentra un 50% por encima de la capacidad de carga, y sustancialmente por encima del nivel que se espera produzca capturas al nivel del rendimiento máximo sostenible (RMS).
3. Los niveles recientes de captura anual (~14.300 toneladas (t)) son significativamente inferiores al RMS estimado (~25.000 t).
4. Ha ocurrido recientemente una serie de reclutamientos elevados a la población del pez espada.
5. Las tasas de captura y las capturas con los niveles de esfuerzo de pesca y configuraciones de la flota actuales disminuirán durante la próxima década, suponiendo que el reclutamiento medio vuelva a los niveles anteriores al reclutamiento alto, a medida que esos reclutas pasan por la pesquería.

¹ La relación entre la biomasa reproductora actual y la biomasa reproductora de la población no explotada

2. DATOS

Las principales pesquerías que capturan pez espada en el Océano Pacífico oriental (OPO) fueron detalladas en Hinton *et al.* (2005). En el OPO sur, las pesquerías principales son las de Chile (Barbieri *et al.*, 1998; Yáñez *et al.*, 2003), Japón (Okamoto y Bayliff 2003; Yokawa 2005) y España (Mejuto y García-Cortés 2005). La captura anual media combinada de las pesquerías chilenas fue aproximadamente 5.200 t durante los años 1990, y unas 2.300 t desde entonces. La captura anual de las pesquerías japonesas aumentó de unas 1.500 a 2.000 t a fines de los años 1990 a unas 5.000 t a principios de los 2000, y subsecuentemente ha disminuido a unas 2.000 t. La pesquería española ha dominado las capturas realizadas por las flotas nacionales en los últimos años, con descargas anuales de unas 5.700 t durante 2002-2009.

En la Figura 2 se presenta un resumen de los datos disponibles de captura, esfuerzo, y composición por talla desde 1945 hasta diciembre de 2010, por pesquería (ver a continuación) que se usaron en los análisis.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definieron seis pesquerías para la presente evaluación. Las definiciones se basan en el tipo de arte, país, y/o la distribución espacial de las pesquerías de tal forma que, en general, se espera que cambie poco la selectividad por talla (Hinton y Maunder 2007).

Las pesquerías de palangre fueron separadas en pesquerías costera y de alta mar (Figura 2.1), al este y oeste, respectivamente, del meridiano de 90°O. Estas regiones corresponden generalmente con regiones de desove y cría de juveniles (alta mar) y de adultos (costera) identificadas en estudios de las pesquerías chilenas (Anónimo 2005). Las capturas de las pesquerías de palangre que se consideraron ser similares en operación y objetivo a las pesquerías japonesas fueron compiladas con aquellas de Japón. Estas incluyeron las capturas en varios años de Belice, China, Corea, Ecuador, Polinesia Francesa, Uruguay, y Vanuatu.

La flota española cambió de su arte tradicional al arte americano en aproximadamente 2000-2001, lo cual cambió las características de la pesquería (Mejuto y García-Cortés 2005). Por lo tanto, se modeló la pesquería costera española con un bloque de tiempo que separa las pesquerías en dos, antes y después de 2000.

Las pesquerías artesanal y palangrera de Chile capturan peces de edades significativamente diferentes y faenan en distintas zonas (Yáñez *et al.* 2003), por lo que fueron modeladas individualmente para tomar en cuenta las diferencias en sus selectividades, usando las categorías establecidas por el Servicio Nacional de Pesca (SERNAP) de Chile. La pesquería artesanal suele capturar peces más grandes, principalmente con arpón y red de transmalle, y la pesquería palangrera industrial peces algo más jóvenes y pequeños. Generalmente, la pesquería palangrera faena en aguas al oeste de aquellas explotadas por las pesquerías artesanales, pero se solapan en cierto grado las pesquerías palangreras industriales y las artesanales. Las capturas reportadas de Perú fueron agrupadas con aquellas de la pesquería artesanal chilena en los análisis.

2.2. Captura

En la Tabla 2.2 se presentan las capturas totales, por pabellón, y en la Figura 2.2 se ilustran las capturas

Pesquería	Descripción	Área principal de operación
F1	Chile, palangre industrial	Alta mar – al oeste de 90°O
F2	Chile, artesanal, y Perú	Costera – al este de 90°O
F3	Japón y similar, palangre	Alta mar
F4	Japón y similar, palangre atunero	Costera
F5	España, palangre	Alta mar
F6	España, palangre	Costera

por pesquería usadas en el modelo.

Se dispuso de datos de captura de Corea, España, Japón, y Taipeí Chino, en número de peces. Se dispuso de datos de la mayoría de los años en número y peso para Corea, España, Japón, y Taipeí Chino. Se dispuso de datos de Chile en peso solamente.

Se dispuso de datos de captura² (número de peces y peso) de la pesquería palangrera española de 1990-2009. Se supuso que la captura total de la pesquería española en 2010 fue igual a la de 2009, y distribuida de la misma forma.

En la Tabla 2.2.1c de Hinton *et al.* (2005) se presentan los datos de captura de las pesquerías chilenas. Esta serie fue incrementada con datos de Perú (Weidner y Serrano 1997, Anexo B2a, Columnas “Smith” y “FAO”, pág. 401) y extendida hasta 1945 en el caso de Chile (Weidner y Serrano 1997, Anexo E2a1, pág. 776). Los datos de los años más recientes fueron obtenidos de informes de captura publicados en línea por SERNAP.

Se compilaron los datos de cada pesquería por trimestre para la evaluación. Generalmente se hizo esto usando las proporciones de captura por trimestre observadas en los datos de captura y esfuerzo agregados con una resolución de mes por 5° latitud por 5° longitud, o de tablas de datos de captura por mes. Si no se dispuso de estos datos, se repartieron las capturas usando las distribuciones medias de los datos disponibles.

Las pesquerías chilena y española muestran estacionalidad en la captura anual, generalmente con capturas máximas en los trimestres segundo y tercero. En el caso de las pesquerías chilenas, se usó la distribución de la captura por trimestre de años recientes (artesanal: 2002-2008; industrial: 2002-2009) para repartir por trimestre la serie de capturas anuales reportadas para las pesquerías artesanales e industriales de los años antes de 2002, para las pesquerías artesanales en 2009-2010, y para las pesquerías industriales en 2010. En el caso de las pesquerías españolas, se usó la distribución de la captura por trimestre durante 1998-2006 para asignar la captura por trimestre durante 1990-1997.

Proporción de captura anual por trimestre				
Pesquería	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4
Chile, artesanal	0,0154	0,439	0,484	0,062
Chile, industrial	0,0255	0,397	0,366	0,212
España	0,0720	0,382	0,363	0,183

2.3. Descartes

Las pesquerías españolas reportaron que no tuvieron descartes de pez espada. No se dispuso de datos de descartes de las otras pesquerías.

2.4. Índices de abundancia

Se obtuvieron índices de abundancia usando modelos delta-lognormales (Pennington 1983) ajustados en TIBCO Spotfire S+ 8.1³. Se realizó la identificación inicial de los parámetros del modelo con las funciones “step.glm” y “stepAIC”, y la selección final mediante una comparación de la disminución del Criterio de Información de Akaike (AIC) que resultó de añadir los parámetros individuales sugeridos por los ajustes iniciales, e incluir solamente aquellos que resultaron en una reducción del AIC de 0 (100) (Burnham y Anderson 1998). El alcance inicial del modelo incluyó parámetros oceanográficos que se podría esperar estén correlacionados con la presencia y vulnerabilidad del pez espada (ver, *po et al.* 2009).

La forma general ajustada para ambos componentes del modelo delta-lognormal:

$$F(\text{CPUE}) = \text{Año} + \text{Mes} + \text{Latitud} + \text{Longitud} + \text{Ambiente} + \text{Interacciones}$$

² Instituto Español de Oceanografía (IEO) (A Coruña, España)

³ <http://spotfire.tibco.com/products/s-plus/statistical-analysis-software.aspx>

Se consideraron interacciones solamente para los efectos principales significativos, y al fin, no se identificó ninguna interacción significativa para ningún modelo. Los modelos ajustados a los datos de captura y esfuerzo de Japón que incluyeron información sobre el número de anzuelos calados entre flotadores (APC) en el reinal fueron compilados en cuatro categorías de configuración de arte: APC < 8; 8 < APC < 12; 12 < APC < 16; y APC ≥ 16. En el caso del período antes de 1975, cuando se introdujo la pesca con palangre profundo en el OPO, se supuso que APC < 8 (Hinton 2003).

Escalar los parámetros oceanográficos a los niveles de los datos de captura y esfuerzo disponibles es problemático, y no todos los parámetros oceanográficos o ambientales parámetros son adecuados para inclusión en todos los modelos. Se dispuso de, o se pudo estimar, varios parámetros en la escala de los datos de captura y esfuerzo de un grado, que es aproximadamente la dimensión lineal de un lance de palangre (longitud del reinal ~ 100 km). Estos fueron la temperatura superficial del mar⁴ (sst: IGOSS); altura de la superficie del mar (ssh), salinidad, y velocidades superficiales meridional (tauy) y zonal (taux)⁵ (SODA 2.1.6); temperatura de la profundidad de la capa de mezcla y profundidad del isóbato de 20°C⁶; y la probabilidad de encontrar un frente de temperatura en el área (FPI: índice de probabilidad frontal)⁷. Se pueden hacer estimaciones de estos parámetros en una escala de cuadrículas de cinco grados, pero a esa escala no representan las condiciones locales en el área de las operaciones de pesca, y no se esperaría que contuviesen información significativa sobre la relación entre las tasas de captura y las condiciones oceanográficas.

Los parámetros ambientales que abarcan la cuenca entera y con escalas temporales largas brindan información sobre forzamientos físicos y las distribuciones generales de los parámetros oceanográficos físicos, y por lo tanto se podría esperar que se correlacionara en esas escalas con la distribución de las pesquerías y el pez espada. Los parámetros que fueron incluidos en los análisis de estandarización fueron los Índices de Oscilación extratropicales del Norte (NOIx)⁸ y del Sur (SOIx); el Índice de Oscilación del Sur (SOI); y el Índice Multivariable de ENSO (MEI)⁹. Como indicadores de forzamiento físico y propiedades del océano a mayor plazo y gran escala, se podría esperar que las correlaciones con las tasas de captura a estas escalas grandes podrían ser realizadas mediante influencia sobre los niveles futuros de reclutamiento, por lo que se incluyeron estimaciones de estos parámetros en el alcance inicial de los modelos de estandarización con retrasos de entre cero y seis meses.

Se dispuso de datos de captura y esfuerzo de las pesquerías de Taipeí Chino, Corea, y España solamente con una resolución geográfica de 5 grados de latitud x 5 grados de longitud (datos 5x5) y no incluyeron datos sobre la configuración del arte. Las estandarizaciones basadas en datos 5x5 generalmente reflejan fielmente la serie de tasas de captura nominal. Los parámetros correspondientes a las condiciones ambientales locales que podrían afectar las operaciones de pesca, entre ellos las decisiones con respecto a dónde y cuándo iniciar la operación del arte, no se escalan de forma significativa a los datos de pesca 5x5 agregados de dominio público, por lo que no se incluyeron en los intentos de estandarizar los datos parámetros tales como la temperatura y nivel superficial del mar, velocidad de las corrientes, corte del viento, y salinidad. Al fin, no se descubrió una serie de serie de captura por unidad estandarizada satisfactoria para las pesquerías de Taipeí Chino, Corea, o España. En la Figura 2.4.1 se ilustran series de tiempo de CPUE nominal de estas pesquerías y la de Japón basadas en datos 5x5.

En una Figura 2.4.2 se ilustran las tasas de captura nominal de las pesquerías chilenas (Serra *et al.* 2009:

⁴ Integrated Global Ocean Services System, Reyn_SmithOIv2 monthly sst; 1981-11 a 2010-; consultado 2011-04-09:
http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/I GOSS/nmc/Reyn_SmithOIv2.monthly.sst/

⁵ Simple Ocean Data Assimilation: soda pop 2.1.6; 1971-01 a 1981-10 (sst), 1971-2010; consultado 2011-04-08:
<http://apdrc.soest.hawaii.edu/dchart/>

⁶ European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, Ocean Reanalysis, S3: consultado 2011-04-07:
<http://apdrc.soest.hawaii.edu/dchart/>

⁷ Pelagic Habitat Analysis Module: 1971-01 a 2010: consultado 2011-04-07: <http://phamlite.com/>

⁸ NOAA Pacific Fisheries Environmental Laboratory; 1971-01 a 2010:
<http://www.pfeg.noaa.gov/products/PFELmodeled/indices/NOIx/noix.html>

⁹ NOAA/Earth Systems Research Laboratory. Wolter, K.: 1950 a 2010: <http://www.esrl.noaa.gov/psd/people/klaus.wolter/MEI/>

Tablas 6 y 7). No se dispuso de datos para desarrollar índices de captura estandarizados para estas pesquerías, pero Serra *et al.* (2009) presentan índices estandarizados para las pesquerías palangreras chilenas que son generalmente consistentes con, y mayores que, las tasas nominales, particularmente en la región de alta mar.

La pesquería de alta mar de Japón comenzó en el OPO en aproximadamente 1952, pero su expansión geográfica no alcanzó las regiones costeras del OPO sur (Hinton 2003, Figura 2, Área 4) hasta aproximadamente 1967 (Joseph *et al.* 1974, Figura 1). En el caso de esas pesquerías, se dispuso de series de datos que comenzaron a principios de los años 1950, con una resolución geográfica de 5° de latitud por 5° de longitud (datos 5x5). Se dispuso también para esas pesquerías de series de datos que comenzaron en 1971 con una resolución más alta, y series con y sin información de la configuración del arte. La primera de éstas fue una serie de datos 1x1, comenzando en 1971, de las pesquerías japonesas. Se dispuso también de series de datos de estas pesquerías con información de la configuración de las artes en formato 5x5 a partir de 1975 y 1x1 a partir de 1999. Se generaron series de tiempo de CPUE para las pesquerías japonesas tanto costera como de alta mar (ver Sección 2.1, Pesquerías).

2.5. Datos de composición por talla

Se dispuso de datos de frecuencia de talla de la pesquería palangrera española, medidas de la mandíbula inferior a la cauda furcal (MICF), y de las pesquerías japonesas, medidas del ojo a la cauda furcal (OCF). Ya que el modelo de crecimiento usado en la evaluación fue desarrollado con medidas de MICF, y se descubrió que las tasas de crecimiento del pez espada en el Pacífico sudeste y norte central (región de Hawai) son muy similares (Cerna 2009), los datos de OCF fueron convertidos en MICF, usando el método de Uchiyama *et al.* (1999: Tabla 1, pág. 19: MICF = 8.0084 + 1.07064 × OCF).

Las medidas de frecuencia de talla fueron agregadas en intervalos de talla de 5 cm por trimestre para las pesquerías F3, F4, F5, y F6. Estas agregaciones contaban con tamaños de muestra de entre uno y decenas de miles. Las agregaciones con 10 observaciones o menos fueron excluidas del modelo. En el proceso de desarrollar el modelo de evaluación, el tamaño efectivo de la muestra para los datos de frecuencia de talla estimado a partir de las ejecuciones iniciales del modelo fue usado para reponerse (Maunder 2011) los tamaños de muestra observados usados en un ajuste subsecuente del modelo. Más adelante se presentan las distribuciones de las frecuencias de talla, con los resultados de la evaluación.

2.6. Datos de composición por edad

Se incluyeron en la presente evaluación los datos de composición por edad de las pesquerías chilenas que fueron compilados para la evaluación previa (Hinton y Maunder 2007). WIncluyen datos de las pesquerías industriales y artesanales de Chile. No se dispuso de datos de composición por edad actualizados o adicionales.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El pez espada crece en talla muy rápidamente: tanto los machos como las hembras que crecen más rápidamente alcanzan tallas (medidas de la mandíbula inferior a la cauda furcal) de más de 1 metro durante su primer año (DeMartini *et al.* 2007, Cerna 2009, Chong y Aguayo 2009).

Cerna (2009) y Chong y Aguayo (2009) presentan análisis recientes de las tasas de crecimiento del pez espada en el OPO sur. Los resultados de sus análisis independientes son consistentes, aunque las estimaciones de la talla máxima asintótica (L_{inf}) de modelos de crecimiento de von Bertalanffy por Cerna (2009) para tanto machos (279 cm) como hembras (321 cm) fueron ligeramente mayores que aquellas de Chong y Aguayo (2009) (machos, 275 cm; hembras, 305 cm). Las estimaciones de la K anual de von Bertalanffy por Cerna (2009) fueron menores (machos, 0,158; hembras, 0,133) que aquellas de Chong y Aguayo (2009) (machos, 0,177; hembras, 0,153).

Considerando la proporción relativamente alta de peces de talla de más de 350 cm en los datos, se usaron en la evaluación los parámetros del modelo de von Bertalanffy de Cerna (2009).

El parámetro L_{inf} puede ser estimado o especificado, y en la evaluación fue fijado para hembras en 321 cm, lo cual equivale a 290 cm a edad 15, la edad máxima en el modelo; y para los machos en 279 cm.

La ecuación de von Bertalanffy en *Stock Synthesis* no usa la parametrización estándar t_0 , sino que fue parametrizada con la talla por edad uno igual a 118cm y 122 cm para hembras y machos respectivamente.

No se cuenta con información acerca de la variación de la talla por edad, y se usó en la evaluación un coeficiente constante de variación fijado en 0,1.

La selección de la relación talla-peso para la evaluación fue importante, ya que fue usada en el cálculo de la biomasa y al hacer comparable la captura y los datos de frecuencia de talla. Las relaciones usadas en la evaluación fueron aquellas de Cerna (2009), para qué fuesen consistentes con el modelo de crecimiento usado en la evaluación:

$$\begin{array}{ll} \text{Hembras} & \text{Peso (kg)} = 3.7 \times 10^{-6} \times [\text{talla mandíbula inferior-cauda furcal (cm)}]^{3.26}; \text{ y} \\ \text{Machos} & \text{Peso (kg)} = 4.5 \times 10^{-6} \times [\text{tallas mandíbula inferior-cauda furcal (cm)}]^{3.21} \end{array}$$

3.1.2. Mortalidad natural

Se ignora la tasa instantánea de mortalidad natural (M) del pez espada. Se ha supuesto frecuentemente que, debido al gran tamaño que alcanza el pez espada, M podría ser tan baja como 0,2 (Hinton *et al.* 2005). Con el desarrollo de técnicas para determinar la edad del pez espada, se ha descubierto que la mayoría de los peces espada no viven más de unos 12 años (DeMartini *et al.* 2007, Chong y Aguayo 2009), lo cual sugiere que M es mayor que los valores supuestos en varios estudios previos. En la presente evaluación usamos una M de 0,4.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

En Anónimo (2005) se presenta un resumen de las distribuciones de los peces espada adultos y juveniles y las zonas de desove en el OPO sur.

El pez espada en el OPO sur desova durante el verano austral, principalmente durante enero y febrero (Claramunt *et al.* 2009). Se estima que la talla de 50% de madurez de los machos es aproximadamente 115-120 cm MICF, y la de las hembras aproximadamente 165-175 cm (DeMartini *et al.* 2007, Claramunt *et al.* 2009), lo cual, según estudios de edad y madurez, corresponde a una edad de dos a tres.

Se supuso que la edad de primera madurez fue dos. El calendario de madurez en la evaluación fue fijado por medio de un vector de proporción de hembras maduras por edad, con proporciones correspondientes a los años cero a tres de 0,0, 0,0, 0,6, y 0,8, respectivamente, y un valor de 1 para las edades de más de tres.

El modelo de evaluación estima el desove en las temporadas 1 y 2, con la estimación de la temporada 2 relativa al nivel estimado para la temporada 1.

Se considera generalmente que las condiciones ambientales constituyen la influencia principal sobre los niveles de reclutamiento de los atunes pelágicos y especies afines, incluyendo el pez espada, y que el reclutamiento no queda reducido sustancialmente como resultado del nivel de la biomasa reproductora. Por lo tanto, se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Beverton y Holt 1957) en la evaluación. En el modelo *Stock Synthesis*, la relación de Beverton-Holt ha sido parametrizada para incluir la inclinación (h) (Francis 1992, Anexo 1). La inclinación equivale a aquella fracción del reclutamiento a una población no explotada (R_0) que produciría una biomasa reproductora que ha sido reducida al 20% de la biomasa reproductora no explotada (S_0), o sea, $hR_0 = F(0,2S_0)$, donde F es la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. La inclinación puede variar entre 0,2 (en el caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en el 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 las observaciones de la biomasa reproductora y porque otros factores (ambientales, por

ejemplo) pueden causar una variabilidad extrema en los reclutamientos de una biomasa reproductora dada. Análisis de simulación han demostrado que la estimación de la inclinación es problemática, con una gran incertidumbre y estimaciones frecuentes equivalentes a uno, aun cuando la inclinación verdadera es moderadamente menos que uno (Conn *et al.* 2010).

No existieron pruebas de que el reclutamiento estuviese relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del pez espada en el OPO sur, por lo que $h = 1$ en la evaluación. Se realizó un análisis de sensibilidad con $h = 0,75$ para investigar el efecto de incluir una relación población-reclutamiento.

3.1.4. Desplazamientos

La evaluación no incluyó parámetros explícitos para el desplazamiento. Existe muy poca información sobre los desplazamientos del pez espada. Se supuso que la población está mezclada al azar al principio de cada año y, aunque no fueron modelados explícitamente, algunos aspectos de los desplazamientos en el OPO sur fueron acomodados mediante diferencias en la selectividad y capturabilidad en la definición espacial de las pesquerías. Pese a que la evaluación no incluyó parámetros para los desplazamientos transregionales de esta población u otras, se reconoció que de tiempo en tiempo podría ocurrir un intercambio limitado de peces entre la población del pez espada en el OPO sur y aquellas en regiones adyacentes.

3.1.5. Estructura de la población

No se sabe mucho acerca de la estructura de la población del pez espada en el Pacífico. El tema ha sido objeto de varios estudios, y ciertos elementos de la distribución de las poblaciones parecen más claros que otros. Se conocen varias regiones específicas de desove, y los análisis de datos de pesca y genéticos indican que ocurre un intercambio tan sólo limitado de pez espada entre áreas geográficas, incluyendo entre el Pacífico oriental y occidental, y norte y sur, por lo que se consideran significativas los estudios de normas locales y evaluaciones independientes del pez espada en el OPO. Aunque en la presente evaluación no incluye parámetros para desplazamientos transregionales de esta población u otras, reconoce que podría ocurrir un intercambio limitado de peces entre Océano Pacífico sudeste y las poblaciones en las regiones adyacentes. Se considera que en el OPO existe una sola población en el OPO sur (Alvarado Bremer *et al.* 2006), y se espera que la zona seleccionada para la evaluación, al sur de 5°S y al este de 150°O, cubra la distribución principal de la población.

3.2. Influencias ambientales

Se usaron datos ambientales en la estandarización de las tasas de captura (Sección 2.4).

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se realizó la evaluación con *Stock Synthesis* (Methot 2009), un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) por sexo y por edad. Los datos incluidos en la evaluación son aquellos disponibles al 22 de abril de 2011. Los datos disponibles determinaron, en grado importante, la estructura del modelo de evaluación. Además de los datos, se obtuvieron de estudios estimaciones de varias características de la población, tales como la tasa de mortalidad natural, las tasas de crecimiento, y la edad de primera madurez, y fueron incluidos en la evaluación como parámetros supuestos o fijos. *Stock Synthesis* fue ajustado a una serie de escenarios, usando el método de verosimilitud máxima. El valor del negativo del logaritmo de la probabilidad de cada uno de los escenarios fue usado para la evaluación y la comparación de los resultados.

4.1. Estructura del modelo de evaluación

Los datos más antiguos incluidos en la evaluación son las capturas estimadas de 1945. Durante el período entre 1945 y 1965 la captura anual media fue unas 1.000 t. Durante la década siguiente, a medida que las pesquerías de palangre de Japón, dirigidas principalmente a los atunes, extendieron sus operaciones al OPO, la captura anual media de pez espada del OPO aumentó a unas 1.600 t. Estas operaciones siguieron

creciendo y en intensidad, y para mediados a fines de los años 1970 respondían de las capturas predominantes de pez espada en la región. A fines de los años 1980 las pesquerías de pez espada en el OPO aumentaron significativamente con el desarrollo de las pesquerías palangreras industriales de Chile, seguidas estrechamente por el ingreso de una flota palangrera española a la región. A medida que se expandieron las pesquerías, se identificaron zonas y condiciones deseables para la captura del pez espada. Durante la década que terminó en 2009, la captura anual media de pez espada del OPO fue unas 12.000 t.

Varios supuestos básicos compartidos por la mayoría de las evaluaciones se vuelven dudosos en situaciones tales como aquellas descritas anteriormente; por ejemplo, el supuesto que las tasas de captura estandarizadas son proporcionales a la abundancia durante el período entero, o que la distribución geográfica de la población ha sido identificada y bien muestreada a lo largo del tiempo por las pesquerías.

Los pasos tomados para enfrentar estos problemas fueron estructurar la evaluación en estratos temporales y espaciales para los que estos supuestos básicos fueron considerados razonables, y extraer la mayor cantidad de información posible de los estratos para los cuales los supuestos eran menos sostenibles. Este método fue consistente con aquel usado en las evaluaciones de las poblaciones de marlín rayado, y de los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO.

El modelo de evaluación comienza en 1945. En vista del bajo nivel de captura durante los años iniciales de la serie de datos, y de la improbabilidad de que las capturas fueran más altas o significativamente diferentes durante los años de la Segunda Guerra Mundial inmediatamente anteriores, se supuso que la población se encontraba en condición virgen sin pesca al principio del modelo.

El modelo distingue entre los sexos, lo cual significa que los parámetros del mismo pueden ser diferentes para machos y para hembras, tal como se señala en las secciones anteriores sobre el crecimiento de la madurez. La evaluación incluye también las siguientes condiciones iniciales, supuestos, y valores de los parámetros fijos:

1. El modelo es estacional, con cuatro estaciones cada año, y con una sola zona.
2. Las desviaciones del reclutamiento comenzaron en 1964, seis años antes de disponer de datos de frecuencia de talla, que incluyen información sobre las cohortes que ingresaron a la pesquería antes del comienzo de la serie de datos.
3. El reclutamiento ocurrió en las estaciones 1 y 2, con aquel de la estación 2 estimado relativo al reclutamiento en la estación 1. I
4. Mortalidad natural (M) = 0,4.
5. Inclinación (h) = 1,0
6. Parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para hembras: $K = 0,113$ y $L_{inf} = 321$; y para machos: $K = 0,158$ y $L_{inf} = 279$.
7. Se fijó la talla de edad uno en 118 cm y 122 cm para hembras y machos, respectivamente, porque la función de crecimiento describió bien el pez espada adulto, pero no el crecimiento alométrico rápido de los juveniles. Esto causó problemas con los ajustes del modelo debido al número bastante alto de peces pequeños (< 100 cm) capturadas en algunas pesquerías.
8. Coeficiente de variación de la talla por edad = 1,0
9. Se modeló la edad 15 como grupo plus en el que se acumulan todos los peces de 15 años o más de edad.
10. Los coeficientes de variación (CV) de que las observaciones de tasas de captura estandarizadas de las pesquerías F3 y F4, usadas como índices de abundancia, fueron fijados en 0,2.
11. Se estimaron las selectividades de las pesquerías F3, F4, F5, y F6 usando una función de distribución normal doble, lo cual permitió estimar la selectividad en forma de domo (asintótica).
12. Se supuso que la selectividad de F2 es asintótica, y se estimó usando la distribución normal doble con parámetros para (1) la selectividad del primer intervalo de talla, (2) la tasa de incremento en

el tubo de inflexión, y (3) la edad en la que la selectividad equivale a uno. En el ajuste preliminar del modelo de evaluación, la selectividad de F1 puede asintótica, por lo que, en el ajuste final, se hizo asintótica la selectividad de F1, tal como se comenta en el caso de F2. Además, el tamaño al cual la selectividad se vuelve asintótica fue fijado en el tamaño máximo en el modelo, para así reducir el número de parámetros estimados en el modelo final.

13. La evaluación incluyó bloques de tiempo para la selectividad de F6. Alrededor de 2000, la configuración y operación del arte de pesca usado en estas pesquerías fueron cambiadas por completo. Un análisis de los residuales en los datos de frecuencia de talla de los análisis preliminares indicó claramente cambio de selectividad, lo cual implica la necesidad de esta estructura adicional en el modelo.
14. Datos correspondientes a períodos anuales, a diferencia de estacionales, fueron asignados a la estación 2. Éstos incluyeron índices anuales de abundancia y la frecuencia de talla de las pesquerías chilenas.

4.2. Resultados de la evaluación

La evaluación fue realizada con *Stock Synthesis*¹⁰ (SS-V3.20b-safe), usando datos e información disponibles al 22 de abril de 2011. El modelo fue ajustado a los índices estandarizados de abundancia de F3 y F4; a los datos de frecuencia de talla de F3, F4, F5, y F6; y a los datos de frecuencia de edad de F1 y F2. El modelo de evaluación fue bastante inestable, con problemas de convergencia debido a mínimos locales. Esta inestabilidad probablemente debido a la parametrización de la selectividad. Se usaron varios valores iniciales y fases de optimización para verificar que el resultado final no era un mínimo local. No obstante no es nunca seguro que una solución mejor no sea posible.

4.2.1. Mortalidad por pesca

En la Figura 4.2.1 se ilustra la selectividad por tamaño estimada por pesquería. Las pesquerías 5 y 6, las pesquerías de palangre de España, mostraron la mayor selectividad para peces pequeños, con peces plenamente seleccionados con tallas mandíbula inferior-cauda furcal (MICF) cercanas a 75 cm. El pez espada permaneció plenamente seleccionado en todos los tamaños en la pesquería 5, pese a poder ser asintótica, mientras que la selectividad de la pesquería 6 tuvo forma de domo, con la selección disminuyendo a menos de 10% en tamaños de aproximadamente 275 cm o más. Las pesquerías 3 y 4, las pesquerías palangreras japonesas, mostraron selección de pez espada al nivel de 10% o más con tamaños de aproximadamente 100 cm. La pesquería 4, la pesquería japonesa en la región costera, mostró una selectividad asintótica, pese a poder ser asintótica. Las pesquerías 1 y 2, las pesquerías de Chile, fueron modeladas con una selectividad asintótica, y mostraron selectividad de peces espada grandes.

4.2.2. Reclutamiento

En la Figura 4.2.2 se ilustra la tendencia del reclutamiento anual estimado. Las estimaciones del nivel de reclutamiento comenzaron en 1964, y disminuyeron inmediatamente después. Permanecieron relativamente estables hasta aproximadamente 1999-2000, cuando aumentaron por un factor de casi dos durante un período de capturas crecientes. Continuaron con un patrón general de aumento hasta alcanzar un pico de unas seis veces los niveles observados en los años 1960 y 1970. Se considera que este aumento es resultado de las condiciones ambientales, ya que las capturas anuales de pez espada permanecieron relativamente constantes en unas 12.000 t durante este período.

4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.2.3.1 se ilustra la tendencia de la biomasa reproductora estimada de la evaluación, junto con las estimaciones anuales de la biomasa reproductora en ausencia de pesca. Queda claro que la pesca ha ejercido un impacto ligero sobre el nivel de la biomasa reproductora durante el período. El nivel de

¹⁰ <http://nft.nefsc.noaa.gov/SS3.html>

biomasa reproductora que se espera produzca capturas a nivel de RMS (S_{RMS}) es aproximadamente 11.000 t, nivel significativamente menor que la biomasa reproductora más baja observada desde 1945, 43.000 t en 1993. La biomasa reproductora ha aumentado paulatinamente desde 1993, y se estima que en 2010 fue aproximadamente 135.000 t.

El cociente estimado de la biomasa reproductora en 2010 y la biomasa reproductora en la población no explotada (*spawning biomass ratio*, o SBR) fue aproximadamente 1,45 (Figura 4.2.3.2), muy por encima del nivel estimado que se espera produzca capturas a nivel del RMS ($SBR_{RMS} = 0,11$).

4.3. Comparaciones con fuentes de datos externos

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

4.4. Diagnósticos

4.4.1. Análisis de residuales

La evaluación fue ajustada a los índices estandarizados de abundancia de las pesquerías 3 y 4, las pesquerías palangreras japonesas de altamar y las zonas costeras (Figura 2.1). Las tendencias estimadas de la abundancia se ajustaron bien al índice de abundancia del primero, pero mal a aquel del segundo (Figura 4.4.1.1)

En la Figura 4.4.1.2 se ilustran las estimaciones de la evaluación de los datos de tallas de las pesquerías palangreras japonesas y española, y se presentan gráficas de residuales de Pearson para las mismas en las figuras 4.4.1.3. (pesquerías japonesas de alta mar y costera) y 4.4.1.4. (pesquerías españolas de alta mar y costera). Las estimaciones de la frecuencia de talla solían subestimar el número de peces de menos de unos 100 cm en varios años en ambas pesquerías costeras, aunque en general las estimaciones de la evaluación se ajustaron bastante bien a los datos observados.

En la Figura 4.4.1.5 se ilustran las estimaciones de la evaluación de la captura en las pesquerías de Chile. En general, al igual que con los datos de frecuencia de talla, las estimaciones basadas en la evaluación se ajustaron bien a las frecuencias de edad observadas en el caso de la pesquería artesanal, pero en la pesquería industrial se observa un patrón de residuales sustancial (Figura 4.4.1.6).

4.4.2. Análisis de sensibilidad

La incertidumbre en los resultados de la evaluación, que puede ser difícil de cuantificar, ocurre debido a errores de muestreo y de proceso. En la primera instancia, los datos de muestreo no pueden representar perfectamente los parámetros de la población de pez espada en el OPO sur, o más generalmente, aquellos de cualquier población. En la segunda instancia, la estructura del modelo usada para la evaluación brinda tan sólo una aproximación de la dinámica de las poblaciones y de las pesquerías que las explotan. Estas aproximaciones pueden resultar en errores de proceso o de especificación incorrecta del modelo. Los intervalos de confianza de las estimaciones de los parámetros que resultan de la solución basada en verosimilitud obtenida para la evaluación fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de dinámica de poblaciones representaba « perfectamente » (o al menos adecuadamente) la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se pueda satisfacer este supuesto, las estimaciones de la incertidumbre obtenidas de la evaluación probablemente subestiman las incertidumbres « verdaderas ».

Una preocupación principal en la presente evaluación fue los errores potenciales que resulten del fracaso del supuesto que los índices de abundancia estandarizados usados en el modelo no fueron proporcionales a la abundancia de la población de pez espada en el OPO sur. A fin de examinar este potencial, se ajustó el modelo a los índices de abundancia con los cuatro últimos años (2007-2010), los años de aumento rápido, excluidos del análisis. Quedaron así solamente los datos de frecuencia de talla de esos años para informar sobre la abundancia de la población durante este período.

Se presentan los resultados de este análisis en términos del cociente de biomasa reproductora (Figura 4.4.2.1). Queda claro que el aumento de la abundancia relativa fue apoyado por los datos de frecuencia de

talla observada. Se señaló también que el aumento indicado de la abundancia relativa en los índices de tasa de captura estandarizada fue consistente con los aumentos observados en las tasas de captura nominal de otras pesquerías, particularmente en el caso de las naciones de aguas lejanas y las zonas de alta mar (Figuras 2.4.1 y 2.4.2).

La evaluación fue realizada con una inclinación supuesta de 1. Se realizó un análisis de sensibilidad con una inclinación de 0,75, a pesar de que la cooperación no sido reducida a un nivel inferior al SBR de aproximadamente 0,46, y como resultado no se esperaría que los datos contendrían información para estimar el impacto de una inclinación incorrecta. En la Figura 4.2.2.2 se ilustran los resultados de este análisis de sensibilidad, en comparaciones del rendimiento, en toneladas, y el SBR en niveles de esfuerzo de pesca (F) relativos al esfuerzo de pesca actual para la evaluación y para el modelo con una inclinación de 0,75.

4.5. Comparación con la evaluación previa

La evaluación previa del pez espada en el Océano Pacífico sudeste (Hinton y Maunder 2007) fue realizada con datos de hasta 2003 inclusive. Dicha evaluación señaló que la biomasa reproductora habían disminuido de forma significativa durante 1945-2003, y que y que estaba entonces en alrededor del doble del nivel que sostendría un RMS de 13.000-14.000 t. Las capturas han aumentado sustancialmente desde 2001, y las capturas recientes han sido aproximadamente 14.000-15.000 t.

La presente evaluación fue realizada con datos de hasta 2010 inclusive. Descubrimos que la biomasa reproductora habían disminuido a una mínima de unas 43.000 t en 1993 y que venía en aumento desde entonces, alcanzando unas 135.000 t en 2010, nivel al cual el SBR = 1,45. Al mismo tiempo que ocurría una biomasa reproductora creciente, la captura anual de todas las pesquerías se mantuvo en un promedio de 12.000 t durante la década que terminó en 2010.

En la Figura 4.5 se presenta una comparación del SBR estimado de la evaluación previa y de la presente evaluación.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

El objetivo de la [Convención de Antigua](#) es « ...asegurar la conservación y el uso sostenible a largo plazo de las poblaciones de peces abarcadas por [la] Convención, de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional », e insta a los Miembros de la Comisión a « ...determinar si, de acuerdo con la mejor información científica disponible, una población de peces específica ... está plenamente explotada o sobre explotada y, sobre esta base, si un incremento en la capacidad de pesca y/o el nivel de esfuerzo de pesca pondría en peligro la conservación de esa población. »

La Comisión no ha establecido puntos de referencia biológicos o de ordenación específicos, por lo que la condición de la población del pez espada en el Océano Pacífico noreste ha sido, al igual que en el pasado, presentada en términos de parámetros de ordenación basados en RMS comúnmente citados (Tabla 5). Se realizaron estas estimaciones usando las tasas de mortalidad por pesca medias de cada pesquería durante 2008-2010, y por ende representan las condiciones y prácticas de operación actuales en estas pesquerías.

El nivel de las capturas recientes (~14.300 t) es menos de la mitad de la captura de RMS estimada (~25.000 t); el nivel reciente de la biomasa (~424.300 t) es un factor de 10 mayor que la biomasa (~40.800 t) que se espera soporte capturas al nivel de RMS, y el nivel reciente de la biomasa reproductora (~158.000 t) es casi 15 veces el nivel que se espera soporte capturas al nivel de RMS.

El multiplicador de F , el factor por el cual se cambiaría la mortalidad por pesca actual para llegar al esfuerzo de pesca que se espera produciría capturas a nivel de RMS, es aproximadamente 18 en la evaluación y aproximadamente 7 en el ajuste del modelo con una inclinación igual a 0,75. Es aparente que, si la inclinación es 1, un aumento de F por un múltiplo de 7 lograría una captura cercana al nivel de RMS, y que si F es 0,75, un aumento de F de más de 7 resultaría en capturas menores que aquéllas esperadas en RMS.

En la Figura 5 se comparan las tendencias de la biomasa relativa de la población reproductora relativas al RMS con F relativa al RMS durante la veintena más reciente. La figura indica claramente que el pez espada en el OPO sur no está padeciendo sobre pesca y tampoco está siendo sobre pescado.

La población del pez espada en el Océano Pacífico sudeste están en buena condición, con la biomasa reproductora en niveles muy por encima (SBR~1.45) de los que se espera produzcan captura a nivel de RMS (~25.000 t). La evaluación sugiere que el esfuerzo de pesca necesitaría aumentar de forma importante para lograr una captura al nivel de RMS (Figura 4.2.2.2).

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

La evaluación indica que ocurrió un período reciente de reclutamiento muy alto a la población del pez espada en el Océano Pacífico sudeste. Sería de esperar que este reclutamiento alto resultaría en capturas en niveles en exceso de lo que se esperaría de las pesquerías actuales que operan con las tasas de mortalidad por pesca actuales estimadas. No obstante, se esperaría que estos niveles de captura incrementados disminuirían a lo largo del tiempo a medida que se debilita el impacto de su presencia en la población.

Se usaron estimaciones del esfuerzo de pesca actual para predecir el SBR, y la captura esperada por pesquería para el período de 2011-2020 (Figura 6) si los niveles actuales persistieran durante dicho período. La tendencia del SBR indica claramente la disminución esperada de la biomasa reproductora a medida que el reclutamiento alto pasa por la población. Las tendencias de la captura esperada demuestran asimismo la disminución esperada de la captura que resulta de las tasas de captura decrecientes con el esfuerzo constante supuesto a lo largo del período.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Recolección de información nueva y actualizada

No se espera que la población de pez espada en el Océano Pacífico sudeste sea explotada en niveles de RMS sin un aumento importante del esfuerzo de pesca. No contamos con ninguna indicación que un aumento tal esté planeado o que ocurra, pero las capturas y las tasas de captura deberían ser vigiladas estrechamente para asegurar que cualquier aumento que ocurra sea reconocido a tiempo, para que se puedan realizar análisis de impactos y evaluaciones antes de que la población pueda ser sobre pescada.

La evaluación se hubiera beneficiado de series de tasas de captura estandarizadas para las pesquerías de Chile y España, y de datos detallados de frecuencia de talla y de edad en el caso de las pesquerías de Chile (Serra *et al.* 2009). Se debería intentar obtener estos datos antes de la próxima evaluación.

Se dispuso de estimaciones de descartes de sólo las pesquerías de España, en las que no se reportaron descartes. Es necesaria para una evaluación exacta una estimación exacta de las extracciones totales de una población. Se debería hacer esfuerzos para obtener información de descartes de otras pesquerías.

7.2. Refinamiento del modelo y los métodos de evaluación

El personal científico de la CIAT continuará el desarrollo de la evaluación del pez espada. Gran parte de los avances depende de cómo se modifica el programa *Stock Synthesis* en el futuro. Sería útil poder hacer lo siguiente:

1. Determinar una ponderación apropiada entre los conjuntos de datos;
2. Incluir datos de mercado convencional y satelital.

Continúan las investigaciones de la estructura de la población de pez espada en el Pacífico, y se incorporará en las evaluaciones futuras la información pertinente que pueda resultar. Estos estudios también podrían informar acerca de si la pesquería de pez espada en la región occidental del OPO sur aprovecha la misma población que aquella identificada para la presente evaluación. Es posible que se realice un esfuerzo colaborativo para explorar de forma más explícita este elemento de las pesquerías de pez espada en el Pacífico sur.

REFERENCIAS— REFERENCES

- Alvarado Bremer, J.R., M.G. Hinton and T.W. Greig. 2006. Evidence of spatial genetic heterogeneity in Pacific swordfish (*Xiphias gladius*) revealed by the analysis of ldh-A sequences. Bulletin of Marine Science 79(3): 493–503.
- Anonymous. 2005. II Taller tecnico-científico sobre el pez espada en el Pacífico sudeste. Comisión Permanente del Pacífico Sur. Valparaíso, May 16-17, 2005. 88 p.
(www.cpps-int.org/spanish/cientifico/informe%20Taller%20Pez%20espada%20v%20final.pdf)
- Barbieri, M.A., C. Canales, V. Correa, M. Donoso, A.G. Casanga, B. Leiva, A. Montiel and E. Yáñez. 1998. Development and present state of the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in Chile. NOAA Technical Report NMFS 142: 1-10.
- Beverton, R. J. H., and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations, Ministry of Agriculture and Fisheries, London, Series II XIX: 533.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 1998. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. New York, Springer-Verlag. 349 p.
- Cerna, J. F. 2009. Age and growth of the swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific off Chile (2001). Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 59-69.
- Chong, J., and M. Aguayo. 2009. Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific (December 1994-September 1996). Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 1-15.
- Claramunt, G., G. Herrera, M. Donoso and E. Acuña. 2009. Spawning period and fecundity of swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southeastern Pacific. Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 29-41.
- Conn, P. B., E. H. Williams and K. W. Shertzer. (2010). When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67(3): 511-523.
- DeMartini, E. E., J. H. Uchiyama, R. L. Humphreys Jr., J. D. Sampaga and H. A. Williams. 2007. Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius*) caught by the Hawaii-based pelagic longline fishery. Fishery Bulletin 105: 356–367.
- Francis, R. I. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies - A case-study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49(5): 922-930.
- Hinton, M.G. 2003. Status of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean estimated using data from Japanese tuna longline fisheries. Marine and Freshwater Research 54: 393-399.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. 2007. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific. Stock Assessment Report. Inter-American Tropical Tuna Commission. W. H. Bayliff. La Jolla, CA USA, Inter-American Tropical Tuna Commission. 7: 249-282
- Hinton, M.G., W.H. Bayliff and J. Suter. 2005. Assessment of swordfish in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep. 5: 291-326.
- Joseph, J., W.L. Klawe and C.J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. NOAA Tech. Rep. NMFS/SSRF-675: 309-331.
- Maunder, M. N. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. Fisheries Research 109: 311–319.
- Mejuto, J., and B. García-Cortés. 2005. Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002 and 2003. Manuscript. Doc BSTC 2005, Lanzarote, Spain, June 26-27, 2005: 17 p.
- 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.
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. Biometrics 39(1): 281-286.
- Serra Behrens, R., C. Canales R., P. Barria M. and F. Espindola R. 2009. Investigación evaluación de stock y CTP pez espada, 2009. Informe Final, Subsecretaría de Pesca, Chile. September, 2009. 55 p.
- Uchiyama, J.H., E.E. DeMartini and H.A. Williams. 1999. Length-weight interrelationships for swordfish, *Xiphias gladius* L., caught in the central north Pacific. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-284, 82 p.
- Weidner, D.M., and J.A. Serrano. 1997. World Swordfish Fisheries. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-26 Vol. IV: 843 p.
- Yáñez R., E., M.A. Barbieri B., F. Ponce M., M. Donoso P., C. Canales R., R. Toro N. and J. Acevedo V. 2003. Monitoreo y evaluación de la pesquería Chilena de pez espada. Actividad Pesquera y de Acuicultura en Chile. Escuela de Ciencias del Mar, Facultad de Recursos Naturales, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso: 143-156.
- , E., C. Silva, M. A. Barbieri, A. Ordenes and R. Vega. 2009. Environmental conditions associated with swordfish size compositions and catches off the Chilean coast. Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 71-81.
- Yokawa, K. 2005. Swordfish catch of Japanese distant-water longliners in the eastern Pacific. Report to the Multilateral Consultation of Swordfish in the South-East Pacific Ocean, June 2005, Lanzarote, Spain: 8 p.

POSTSTRATIFIED ESTIMATORS OF TOTAL CATCH FOR THE PURSE-SEINE FISHERY PORT-SAMPLING DATA

Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Patrick K. Tomlinson, Alexandre Aires-da-Silva,
Alejandro Pérez, Marti McCracken

1.	Summary	178
2.	Introduction.....	178
3.	Background	179
4.	Proposed approach	180
5.	Future work	182
	Acknowledgements.....	182
	References	189

1. SUMMARY

Although the goals of stratification for stock assessment and data collection are often in agreement, it is useful to be able to consider different stratifications for the two, particularly when the characteristics of the fisheries have changed over time. In order to do this, it is necessary to develop an estimator for fishery totals based on the post-data collection strata. Two candidate poststratified estimators for catch species and size composition for the recent purse-seine fishery data are presented. An approach for selecting between the two is also discussed. Application of these methods to purse-seine data from 2000 to present will be undertaken in the future.

2. INTRODUCTION

Stratification is used in stock assessment to address differences in stock and fishery dynamics. In general, the fisheries data (catch, CPUE, and age/size-composition data) are stratified (after data collection) to support the assumption that fishery-related parameters (catchability and selectivity) are constant over time. Stratification also can be used during data collection to guard against skewed sample allocations (which might lead to bias) and to minimize variance of the estimators of population totals (*e.g.*, Holt and Smith 1979; Thompson 1992). Thus, the goals of stratification for stock assessment and data collection are often in agreement. However, they may differ if the characteristics of the fisheries have changed over time.

Presently, tuna stock assessment for all tuna species in the eastern Pacific Ocean (EPO) (*e.g.*, Maunder and Aires-da-Silva 2010; Aires-da-Silva and Maunder, 2010) uses large areas formed by aggregating the spatial sampling strata (Figure 1a-b). However, because of recent changes in the purse-seine fishery, it is desirable to be able to consider alternative spatial partitions of the EPO fishery area constructed from units other than the sampling strata. For example, the purse-seine fishery on floating objects in the EPO has expanded considerably offshore since the early-1990s (Watters 1999). By contrast, the sampling strata used for surface fisheries in the EPO were primarily developed in the late 1960s (Suter 2008, and references therein) when the fishery was more coastal (Watters 1999) and dominated by yellowfin and skipjack tuna catches using purse seines that set on tuna associated with dolphins and tuna in unassociated schools, and by pole-and-line vessels. Although these sampling strata were refined in the late 1990s (Suter 2008), they may not be optimal now for use in stock assessment in fisheries with a strong offshore component, such as the purse-seine fishery on floating objects, which produces the greatest catches of bigeye tuna (Anonymous 2010).

Poststratification (*e.g.*, Holt and Smith 1979; Valliant 1993) is a technique used in data analysis to group samples, after the data have been collected, when estimates of population totals are desired for groups whose definitions were not expressly part of the data collection protocol. Two candidate poststratified estimators of the total catch by species and size, for the port-sampling data collected since 2000, are presented. A data analysis procedure for selecting between the two is proposed. It is assumed herein that

candidate poststrata already exist. Such poststrata could be defined, for example, based on analysis of spatiotemporal patterns in length-frequency and/or CPUE trends (*e.g.*, Lennert-Cody *et al.* 2010). However, poststrata might also be defined based on other data and criteria.

3. BACKGROUND

3.1. Data collection

Data on the species and size composition of the tuna catch of purse-seine vessels are collected when vessels arrive in port to unload (Tomlinson 2004; Suter 2008). To try to insure that the samples collected are representative of the entire fishery, the purse-seine fishery is divided into categories, or ‘sampling strata’. These sampling strata are defined by the location of fishing (13 areas, Figure 1a), the month of fishing and the mode of fishing (6 modes based on purse-seine set type and size of vessel), for a total of 936 possible strata. Not all strata have fishing activity in any given year. Samples are collected by stratum according to a ‘two-stage’ approach, where the wells of a vessel are the first stage, and the fish within a well are the second stage. Because the number of wells in a stratum is not known in advance and because some vessels may unload in ports where logistics make sampling prohibitively difficult, wells to be sampled are selected opportunistically. However, a well is sampled only if all the catch it contains is from the same sampling stratum (*i.e.*, same area, month and fishing mode). Over the course of a year, unequal numbers of wells will be sampled per stratum. Once a well of a vessel has been selected, individual fish are sampled from the well as the catch is unloaded. A number of fish of each species (typically 50) are measured for length. From the same well, and independently of the measured fish, several hundred fish are counted for species composition. The fish sampled from the well are selected one at a time, from an opportunistically established starting point, as circumstances permit. Details of the port-sampling data collection procedures can be found in the Appendix of Suter (2008).

3.2. Current estimators

The current estimators of total catch by species and size (Tomlinson 2004) have the general form of a ratio-type estimator of the stratum total (*e.g.*, Thompson 1992) based on the amount of the catch in sampled wells. The total estimated annual catch (in weight) of species i in sampling stratum h is given by:

$$\begin{aligned} \widehat{W}_{hi} &= W_h \widehat{p}_{hi} \\ &= W_h \left[\frac{\sum_{j=1}^q W_{hj} \left(\frac{\frac{w_{hij}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}}{\sum_{i=1}^{\#sp} \frac{w_{hij}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}} \right)}{\sum_{j=1}^q W_{hj}} \right] \\ &= W_h \frac{\left[\sum_{j=1}^q W_{hj} \cdot g_1(w_{hij}, m_{hij}, n_{hij}; i = 1, \dots, \#sp) \right]}{\left[\sum_{j=1}^q W_{hj} \right]} \end{aligned} \quad (1)$$

where W_h is the total weight of all species combined in sampling stratum h (assumed known), \widehat{p} is the estimate of the species fraction (derived from weight) in the stratum, W_{hj} is the total weight of all species combined in the j^{th} well sampled from sampling stratum h (also assumed known), $j=1, \dots, q$ wells sampled, w is the sum of the weights of fish measured (converted from lengths), m is the number of fish measured, n is the number of fish counted for species composition, and g_1 represents the function of the sample means and proportions shown in curved brackets (*i.e.*, a function of only the w 's, m 's and n 's).

Similarly, the estimated total number of fish of species i in length interval k of sampling stratum h is given by:

$$\begin{aligned}
\widehat{N}_{hik} &= \widehat{N}_{hi} \widehat{f}_{hik} \\
&= W_h \left[\frac{\sum_{j=1}^q W_{hj} \left(\frac{\frac{m_{hijk}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}}{\sum_{i=1}^{\#sp} \frac{W_{hij}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}} \right)}{\sum_{j=1}^q W_{hj}} \right] \\
&= W_h \frac{[\sum_{j=1}^q W_{hj} \cdot g_2(w_{hij}, m_{hijk}, m_{hij}, n_{hij}; i = 1, \dots, \#sp)]}{[\sum_{j=1}^q W_{hj}]} \quad (2)
\end{aligned}$$

where \widehat{N} is the estimate of the total number of fish in the stratum, \widehat{f} is the estimate of the species fraction, derived from numbers of individuals, and g_2 represents a function of the sample means and proportions only. Thus, the weighting for both estimators is the same; they differ only in the form of g , the function of the sample means and proportions.

4. PROPOSED APPROACH

4.1. Candidate poststratified estimators

Two candidate poststratified estimators of catch by species in poststratum c are presented below which preserve the specific function g_1 of equation (1). The following deals specifically with poststratified estimators of total species catch; poststratified estimators of the total number of fish in a length interval (equation (2)) would follow by replacing g_1 with g_2 .

The first poststratified estimator of total species catch was developed under the assumption that both the sampling strata and the poststrata may contain important information with respect to the estimation of catch. In other words, within a poststratum c , the distinction between sampling strata, or fractions thereof, is preserved such that effectively poststratum c is further subdivided by the sampling strata $\{h\}$. This first poststratified estimator was obtained by following the general approach of Valliant (1993) for data collected using stratified two-stage sampling, but modified to address an important difference between the examples of Valliant (1993) and the port-sampling data. Specifically, in the case of the port-sampling data, fish in an individual well sample cannot come from more than one sample stratum and are assumed not to come from more than one poststratum; in contrast, clusters of Valliant (1993), equivalent to wells, could span poststrata.

The first poststratified estimator of the total catch of species i in poststratum c , $\widehat{W}_{ps-I; ci}$, is the sum of catch estimates of species i from entire sampling strata, or parts thereof, that belong to poststratum c . In other words,

$$\widehat{W}_{ps-I; ci} = \sum_{h: h \cap c} W_{h \cap c} \frac{[\sum_{j \in h \cap c} W_{hj} \cdot g_1(\dots)]}{[\sum_{j \in h \cap c} W_{hj}]} \quad (3)$$

where the outer summand is over sampling strata h that intersect poststratum c , $h \cap c$ refers to the region of sample stratum h that is also in poststratum c , and $W_{h \cap c}$ is the total fishery catch in that region. Note that this poststratified estimator would preserve the sampling strata $\{h\}$. For example, in Figure 1c is an example of four spatial poststrata (A-D) and it can be seen that spatial sampling strata 5, 7, 11, and 12 would be bisected to create the hypothetical inshore poststratum D, whereas sampling strata 6 and 13 are totally contained within poststratum D. $\widehat{W}_{ps-I; ci}$ might prove problematic if there are many h for which each $h \cap c$ is small and contains few samples.

The second poststratified estimator follows from disregarding the sampling strata and uses instead the approach taken for two-stage simple random sampling (*e.g.*, Thompson 2002). This might be considered reasonable given the opportunistic nature of the actual sample collection. This results in a poststratified estimator identical in form to equation (1), but with W_h and W_{hj} replaced by W_c and W_{cj} , respectively. In other words, this second poststratified estimator of the total catch of species i in poststratum c , $\widehat{W}_{ps-II; ci}$, is given by:

$$\widehat{W}_{ps-II; ci} = W_c \frac{\left[\sum_{j=1}^{q^*} W_{cj} \cdot g_1(\dots) \right]}{\left[\sum_{j=1}^{q^*} W_{cj} \right]} \quad (4)$$

where q^* is the number of samples in poststratum c .

4.2. Selecting the specific estimator

To select between the two poststratified estimators (*i.e.*, between equation (3) and equation (4)) it is proposed that generalized linear models be fitted to the port-sampling data (average weights, species fractions) to evaluate whether it is necessary to retain sampling strata within poststrata. For average weight, a global evaluation of the utility of the sampling strata within poststrata can be obtained by fitting the following two models (by species) and comparing the relative performance of the two models for each species with the Akaike Information Criterion (AIC; Burnham and Anderson, 2002):

$$\text{mean}(w_{chij}/m_{chij}) = \text{overall mean} + \text{poststratum effect}$$

and

$$\text{mean}(w_{chij}/m_{chij}) = \text{overall mean} + \text{poststratum-sample stratum effect}$$

where ‘poststratum-sample stratum’ indicates sample strata within poststrata. The same global evaluation can be done for species composition by fitting a logistic regression model (polytomous response) to the species fractions (with the same independent variables as above). The sample average weights and species fractions are components used to evaluate g . If the models with the poststratum-sample stratum effect lead to only a small reduction in AIC over the respective models with the simpler poststratum effect, this would suggest that within poststrata the sampling strata could be disregarded. This is plausible for poststrata that are defined based on analysis of spatiotemporal structure in length-frequency distributions and CPUE trends. The above generalized linear models would be fitted with weights equal to the individual well catch amounts (to be consistent with the ratio estimator weighting). In addition, and particularly if the fitted models with poststratum-sample stratum effects result in large reductions in AIC, the utility of sampling strata within poststrata will be further studied by fitting generalized linear models to the average weights and the species fractions within each poststratum (the independent variable would be a categorical sample-stratum effect). If necessary, tests of the significance of the sample-stratum effect by poststratum can be combined across poststrata to get an overall p -value with the truncated product method (Zaykin *et al.* 2002) for multiple comparisons.

4.3. Feasibility

The feasibility of implementing a poststratified estimator depends in part on the spatial resolution of both the total landed catch (for all species combined) and the port-sampling data. The total landed catch is allocated to the sampling strata using information from observer data and vessel logbooks. Observer and logbook spatial information is recorded in terms of latitude and longitude, with a coarsest resolution of 5° area (unless completely unavailable). Therefore, the total landed catch generally will be known equally well with respect to the spatial sampling strata as for any spatial poststratification that is similarly derived from combinations of 5° areas. The one exception to this can occur for samples associated with fishing in the Gulf of California (*i.e.*, the inner-Gulf region of sampling stratum 8; Figure 1a).

If the spatial poststrata are large, it is anticipated that most, if not all, port-sample spatial information will

be known to the spatial poststratum level. At the time of collection of the port-sampling data, not only the sampling area but also the 5° area have been recorded for most samples since 2000. A preliminary comparison of the 5° areas of port-samples to actual set positions of sets that went into the sampled wells indicates that about 82% of all samples from 2000-2009 were in agreement with actual set positions at the level of the 5° area, and about 98% of all samples were within one 5° square area of the corresponding set 5° square area.

It is noted that for a spatial poststratification that does not match the sampling stratification areas, there may be vessel wells with catch that came from multiple spatial sampling-strata (and so are not sampled) but might have been from just one spatial poststratum. These vessel wells would not be sampled. However, this is consistent with the assumption presently made that the sampled vessel wells adequately represent the fishery.

5. FUTURE WORK

5.1. Treatment of sampling strata with catch but insufficient samples

On average, annually since 2000, approximately 20% of the total landed catch is associated with sampling strata for which it was not possible to obtain port-sampling data (due to logistic constraints) or for which fewer than two samples were available. Once an appropriate poststratification of the data is determined, the poststratified estimator may simplify the treatment of landed catch in sampling-strata with no sampling data. For example, assuming large spatial poststrata, if the poststratified estimator used has the form of equation (4), then it is likely that catch will always be associated with sampling data in a poststratum area. Exact treatment under poststratification of catch from sampling-strata with no sampling data will be investigated in the future.

5.2. Variance estimation

Approximate estimates of variance of the poststratified estimator will initially be computed using a bootstrap ‘half-sample’ procedure (Efron 1982) where one less than the number of samples in a stratum is drawn (with replacement) in order to remove bias (underestimation of the variance). If the overlap of sampling-strata and poststrata are limited for some poststrata, W_{ps-I} may have larger variance due to smaller sample sizes than W_{ps-II} , but perhaps be less likely to be biased if the sampling-strata remain relevant within poststrata. Resampling will be done from the empirical distributions of lengths and species composition, instead of implementing parametric bootstraps. Three different resampling scenarios will be considered, the first using the sampling strata, the second using the poststrata, and the third using the sampling strata within the poststrata. This procedure does not include a finite population correction factor. However, given that the estimated annual level of sampling coverage of the catch is roughly 8% (computed as the sum of catch in sampled wells divided by the total fishery catch), this is probably not critical. In the future, however, other variance estimation procedures will be explored (*e.g.*, resampling procedures for survey data that include a finite population correction; *e.g.*, Sitter 1992), and an estimate of sampling coverage will be derived based on number of vessel wells.

5.3. Assessing feasibility for pole-and-line and pre-2000 purse-seine port-sampling data

As with the recent port-sampling data, the feasibility of poststratifying the pre-2000 port-sampling data collected from purse-seine and pole-and-line vessels will depend in part on the resolution of the spatial information associated with these samples. This will be investigated in the future.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Nancy C. H. Lo for helpful discussions.

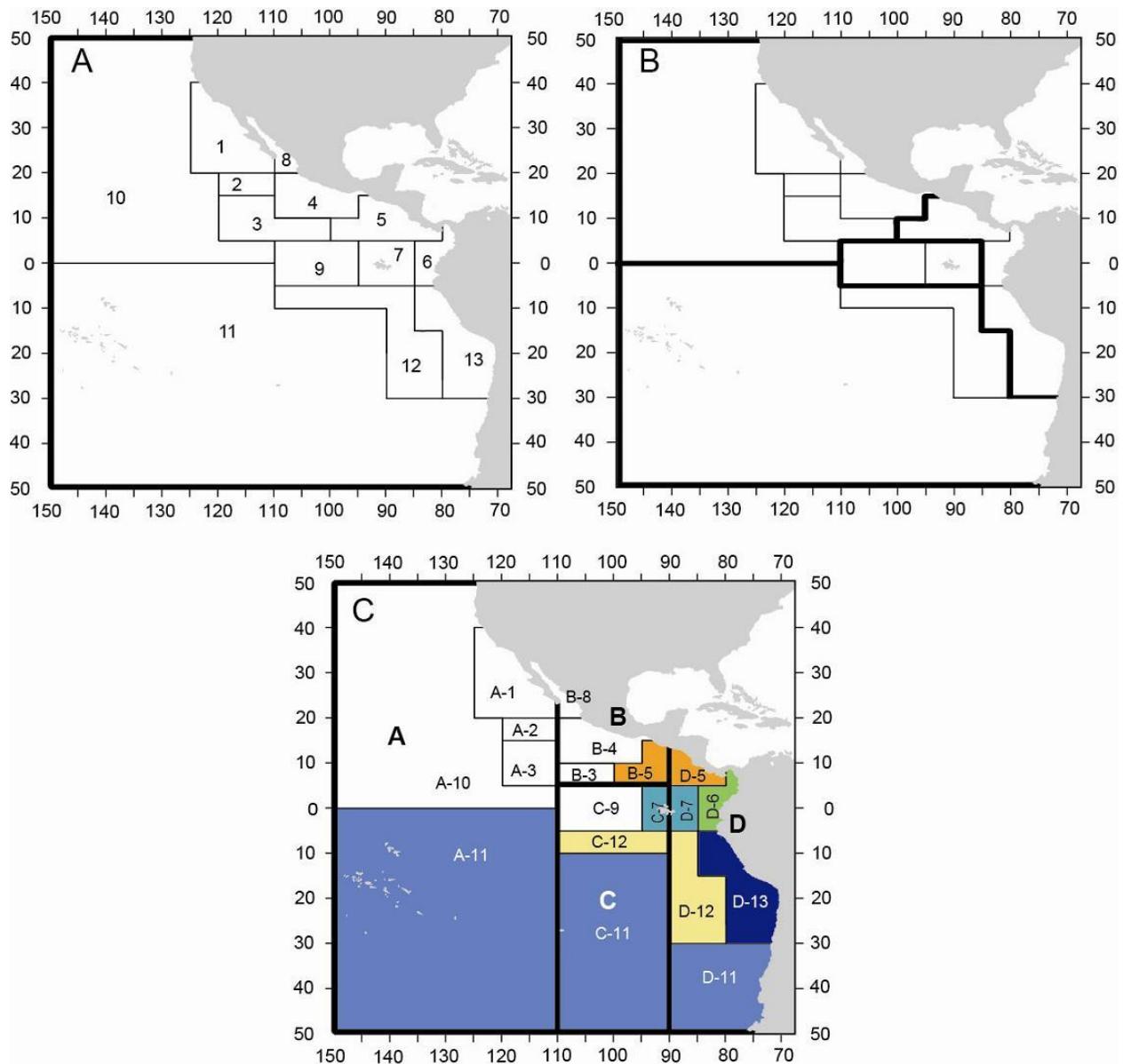


FIGURE 1. a) Sampling strata (Tomlinson 2004); b) stock assessment strata for bigeye tuna in floating-object sets (Aires-da-Silva and Maunder 2010); and c) an example of hypothetical spatial poststrata (A-D) based on results of a multivariate regression tree analysis of bigeye tuna length-frequency distributions (Lennert-Cody *et al.* 2010). The spatial sampling strata that are partially or totally contained in poststratum D are colored to illustrate spatial sampling strata that cross poststratum boundaries.

FIGURA 1. a) Estratos de muestreo (Tomlinson 2004); b) estratos de la evaluación de la población de atún patudo en lances sobre objetos flotantes (Aires-da-Silva and Maunder 2010); y c) un ejemplo de posestratos espaciales hipotéticos (A-D) basados en los resultados de un análisis de árbol de regresión multivariante de las distribuciones de frecuencia de talla de atún patudo (Lennert-Cody *et al.* 2010). Se coloran los estratos espaciales de muestreo parcial o totalmente contenidos en el posestrato D para ilustrar estratos espaciales de muestreo que cruzan límites de posestrato.

ESTIMADORES POSESTRATIFICADOS DE LA CAPTURA TOTAL PARA LOS DATOS DE MUESTREO EN PUERTO DE LA PESQUERÍA DE CERCO

**Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Patrick K. Tomlinson, Alexandre Aires-da-Silva,
Alejandro Pérez, Martí McCracken**

1.	Resumen.....	184
2.	Introducción	184
3.	Antecedentes	185
4.	Método propuesto	186
5.	Trabajo futuro	188
	Reconocimientos.....	189
	Referencias	189

1. RESUMEN

Aunque las metas de la estratificación para evaluación de poblaciones y la recolección de datos a menudo concuerdan, es útil poder considerar distintas estratificaciones para ambos, particularmente cuando las características de las pesquerías han cambiado a lo largo del tiempo. Para poder hacer esto, es necesario desarrollar un estimador de los totales de las pesquerías basado en la recolección posterior de estratos de datos. Se presentan dos posibles estimadores posestratificados para las especies capturadas y la composición por tamaño de los datos recientes de la pesquería de cerco. Se comenta también un método para elegir entre los dos. En el futuro se aplicarán estos métodos a los datos de cerco de 2000 a la actualidad.

2. INTRODUCCIÓN

Se usa la estratificación en las evaluaciones de las poblaciones para tratar las diferencias en la dinámica de las poblaciones y de la pesca. En general, los datos de la pesca (captura, CPUE, y composición por edad/tamaño) son estratificados (después de ser recolectados los datos) para apoyar el supuesto que los parámetros relacionados con la pesca (capturabilidad y selectividad) son constantes a lo largo del tiempo. Se puede usar la estratificación también durante la recolección de los datos para procurar evitar asignaciones asimétricas de las muestras (que podría llevar a sesgos) y para minimizar la varianza de los estimadores de la población total (por ejemplo, Holt y Smith 1979; Thompson 1992). Por lo tanto, las metas de la estratificación para la evaluación de poblaciones y la recolección de datos a menudo concuerdan. No obstante, pueden ser diferentes si las características de las pesquerías han cambiado a lo largo del tiempo.

Actualmente, las evaluaciones de las poblaciones de todas las especies de atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) (por ejemplo, Maunder y Aires-da-Silva 2010; Aires-da-Silva y Maunder 2010) usan áreas grandes formadas al juntar los estratos espaciales de muestreo (Figura 1a-b). Sin embargo, debido a cambios recientes en la pesquería de cerco, es deseable poder considerar particiones espaciales alternativas del área del OPO de la pesquería construidas con unidades diferentes de los estratos de muestreo. Por ejemplo, la pesquería de cerco sobre objetos flotantes en el OPO se ha extendido considerablemente mar afuera desde principios de los años 1990 (Watters 1999). Por contraste, los estratos de muestreo usados para las pesquerías de superficie en el OPO fueron desarrolladas principalmente a fines de los años 1960 (Suter 2008, y sus referencias), cuando la pesquería era más costera (Watters 1999) y dominada por capturas de atunes aleta amarilla y barrilete con red de cerco sobre atunes asociados con delfines y en cardúmenes no asociados, y también por buques cañeros. Aunque estos estratos de muestreo fueron refinados a fines de los años 1990 (Suter 2008), podrían ahora no ser óptimos para uso en la evaluación en las pesquerías con un componente fuerte de alta mar, tales como la pesquería de cerco sobre objetos flotantes, que produce las mayores capturas de atún patudo (Anónimo 2010).

La posestratificación (por ejemplo, Holt y Smith 1979; Valliant 1993) es una técnica usada en los análisis de datos para agrupar las muestras, después de ser recolectados los datos, cuando se desean estimaciones de la población total para grupos cuya definición no forma expresamente parte del protocolo de recolección de datos. Se presentan dos posibles estimadores posestratificados de la captura total, por especie y tamaño, para los datos de muestreo en puerto recolectados desde 2000. Se propone un procedimiento de análisis de datos para elegir entre los dos. En el presente se supone que ya existen los posibles posestratos. Se podría definir estos posestratos, por ejemplo, con base en análisis de patrones espaciotemporales en las tendencias de la frecuencia por talla y/o CPUE (por ejemplo, Lennert-Cody *et al.* 2010). No obstante, se podría definir los posestratos sobre la base de otros datos y criterios también.

3. ANTECEDENTES

3.1. Recolección de datos

Datos sobre la composición por especie y tamaño de captura de atunes por los buques de cerco son obtenidos cuando los buques llegan a puerto para descargar (Tomlinson 2004; Suter 2008). Para intentar asegurar que las muestras tomadas sean representativas de la pesquería entera, se divide la pesquería de cerco en categorías, o ‘estratos de muestreo’. Se definen estos estratos de muestreo por el área de pesca (13 áreas, Figura 1a), el mes de pesca y la modalidad de pesca (6 modalidades basadas en el tipo de lance de cerco y el tamaño del buque), para un total de 936 posibles estratos. No todos los estratos contienen actividad de pesca en un año dado. Las muestras son tomadas por estrato conforme a un método de ‘dos etapa’, en el cual las bodegas del buque son la primera etapa, y los peces en la bodega la segunda etapa. Ya que no se sabe por adelantado el número de bodegas en un estrato, y ya que algunos buques podrían descargar en puertos en los que la logística hace que el muestreo sea prohibitivamente difícil, las bodegas por muestrear son seleccionados oportunamente. No obstante, se muestrea una bodega solamente si toda la captura que contiene proviene del mismo estrato de muestreo (o sea, la misma área, mes, y modalidad de pesca). Durante el transcurso de un año, se muestrean números desiguales de bodegas por estrato. Una vez seleccionada la bodega de un buque, se muestrean peces individuales de la bodega a medida que se descarga la captura. Se mide la talla de un número de peces de cada especie (típicamente 50). De la misma bodega, e independientemente de los peces medidos, se cuenta la composición por especies de varios centenares de peces. Se seleccionan los peces muestreados de la bodega uno a la vez, a partir de un punto de partida establecido oportunamente, según lo permitan las circunstancias. En el Anexo de Suter (2008) se presentan detalles de los procedimientos de toma de datos del muestreo en puerto.

3.2. Estimadores actuales

Los estimadores actuales de la captura total por especie y tamaño (Tomlinson 2004) tienen la forma general de un estimador de razón del estrato total (por ejemplo, Thompson 1992) basado en la cantidad de la captura en las bodegas muestreadas. La captura anual estimada total (en peso) de la especie i en el estrato de muestreo h es expresada de esta forma:

$$\begin{aligned} \widehat{W}_{hi} &= W_h \hat{p}_{hi} \\ &= W_h \left[\frac{\sum_{j=1}^q W_{hj} \left(\frac{\frac{w_{hij}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}}{\sum_{i=1}^{\#sp} \frac{w_{hij}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}} \right)}{\sum_{j=1}^q W_{hj}} \right] \\ &= W_h \frac{\left[\sum_{j=1}^q W_{hj} \cdot g_1(w_{hij}, m_{hij}, n_{hij}; i = 1, \dots, \#sp) \right]}{\left[\sum_{j=1}^q W_{hj} \right]} \end{aligned} \quad (1)$$

donde W_h es el peso total de todas las especies combinadas en el estrato de muestreo h (que se supone conocido), \hat{p} es la estimación de la fracción de especies (derivada del peso) en el estrato, W_{hj} es el peso total de todas las especies combinadas en la j -ésima bodega muestreada del estrato de muestreo h (que igualmente se supone conocido), $j=1, \dots, q$ bodegas muestreadas, w es la suma de los pesos de los peces muestreados (convertidos de tallas), m es el número de peces muestreados, n es el número de peces contados para la composición por especies, y g_1 representa la función de los promedios y proporciones de las muestras entre paréntesis (o sea, una función de los w , m y n solamente).

Similarmente, el número total estimado de peces de la especie i en el intervalo de talla k del estrato de muestreo h se expresa de esta forma:

$$\begin{aligned} \widehat{N}_{hik} &= \widehat{N}_{hi} \widehat{f}_{hik} \\ &= W_h \left[\frac{\sum_{j=1}^q W_{hj} \left(\frac{\frac{m_{hijk}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}}{\sum_{i=1}^{\# sp} \frac{w_{hij}}{m_{hij}} \frac{n_{hij}}{n_{h.j}}} \right)}{\sum_{j=1}^q W_{hj}} \right] \\ &= W_h \frac{\left[\sum_{j=1}^q W_{hj} \cdot g_2(w_{hij}, m_{hijk}, m_{hij}, n_{hij}; i = 1, \dots, \# sp) \right]}{\left[\sum_{j=1}^q W_{hj} \right]} \end{aligned} \quad (2)$$

donde \widehat{N} es la estimación del número total de peces en el estrato, \widehat{f} es la estimación de la fracción de especies, derivada del número de individuos, y g_2 representa una función de los promedios y proporciones de las muestras solamente. Por lo tanto, la ponderación es la misma para ambos estimadores; son diferentes solamente en la forma de g , la función de los promedios y proporciones de las muestras.

4. ENFOQUE PROPUESTO

4.1. Estimadores posestratificados candidatos

En esta sección se presentan dos candidatos de estimadores posestratificados de la captura por especies en el posestrato c que conservan la función específica g_1 de la ecuación (1). Lo siguiente trata específicamente los estimadores posestratificados de la captura total por especie; los estimadores posestratificados del número total de peces en un intervalo de talla (ecuación (2)) seguiría mediante el reemplazo de g_1 con g_2 .

El primer estimador posestratificado de la captura total por especie fue desarrollado bajo el supuesto que tanto los estratos de muestreo como los posestratos podrían contener información importante con respecto a la estimación de la captura. En otras palabras, dentro de un posestrato c , se conserva la distinción entre los estratos de muestreo, o fracciones de los mismos, de tal forma que en efecto el posestrato c es subdividido de nuevo por los estratos de muestreo $\{h\}$. Se obtuvo este primer estimador posestratificado con el enfoque general de Valliant (1993) para los datos obtenidos con el muestreo estratificado de dos etapas, pero modificados para tratar una diferencia importante entre los ejemplos de Valliant (1993) y los datos de muestreo en puerto. Específicamente, en el caso de los datos de muestreo en puerto, los peces en una muestra de una bodega individual no pueden provenir de más de un estrato de muestra y se supone que no provienen de más de un posestrato; por contraste, los conglomerados de Valliant (1993), equivalentes a bodegas, podían abarcar posestratos.

El primer estimador posestratificado de la captura total de la especie i en el posestrato c , $\widehat{W}_{ps-I; ci}$, es la suma de las estimaciones de la captura de especie i de estratos de muestreo enteros, o de partes de los

mismos, que pertenecen al posestrato c . En otras palabras,

$$\widehat{W}_{ps-I; ci} = \sum_{h: h \cap c} W_{h \cap c} \frac{[\sum_{j \in h \cap c} W_{hj} \cdot g_1(\dots)]}{[\sum_{j \in h \cap c} W_{hj}]} \quad (3)$$

donde la suma exterior está por encima de los estratos de muestreo h que se intersecan con el posestrato c , $h \cap c$ se refiere a la región del estrato de muestreo h que se encuentra también en el posestrato c , y $W_{h \cap c}$ es la captura total de la pesca en esa región. Nótese que este estimador posestratificado conservaría los estratos de muestreo $\{h\}$. Por ejemplo, en la Figura 1c se presenta un ejemplo de cuatro posestratos espaciales (A-D), y se puede ver que los estratos de muestreo espaciales 5, 7, 11, y 12 serían bisecados para crear el posestrato costero hipotético D, mientras que los estratos de muestreo 6 y 13 están totalmente contenidos dentro del posestrato D. $\widehat{W}_{ps-I; ci}$ podría resultar problemático si existen muchos h cuyos $h \cap c$ son pequeños y contienen pocas muestras.

El segundo estimador posestratificado es consecuencia de hacer caso omiso a los estratos de muestreo y en su lugar usar el enfoque tomado para el muestreo aleatorio sencillo de dos etapas (por ejemplo, Thompson 2002). Esto podría ser considerado razonable en vista de la naturaleza oportunista de la toma de muestras como tal. Esto resulta en un estimador posestratificado idéntico en forma a la ecuación (1), pero con W_h y W_{hj} reemplazado por W_c y W_{cj} , respectivamente. En otras palabras, este segundo estimador posestratificado de la captura total de la especie i en el posestrato c , $\widehat{W}_{ps-II; ci}$, se expresa de esta forma:

$$\widehat{W}_{ps-II; ci} = W_c \frac{\left[\sum_{j=1}^{q^*} W_{cj} \cdot g_1(\dots) \right]}{\left[\sum_{j=1}^{q^*} W_{cj} \right]} \quad (4)$$

donde q^* es el número de muestras en el posestrato c .

4.2. Selección del estimador específico

Para seleccionar entre los dos estimadores posestratificados (o sea, entre la ecuación (3) y la ecuación (4)) se propone que se ajusten modelos lineales generalizados a los datos de muestreo en puerto (pesos promedio, fracciones de especies) a fin de evaluar si es necesario retener estratos de muestreo dentro de posestratos. En el caso del peso promedio, se puede obtener una evaluación global de la utilidad de los estratos de muestreo dentro de posestratos mediante el ajuste de los dos modelos siguientes (por especie) y la comparación del desempeño relativo de los dos modelos para cada especie con el Criterio de Información de Akaike (AIC; Burnham y Anderson 2002):

$$\text{promedio}(w_{chij}/m_{chij}) = \text{promedio general} + \text{efecto posestrato}$$

y

$$\text{promedio}(w_{chij}/m_{chij}) = \text{promedio general} + \text{efecto estrato de muestra posestrato}$$

donde ‘estrato de muestra posestrato’ indica estratos de muestra dentro de posestratos. Se puede realizar la misma evaluación global para la composición por especies mediante el ajuste de un modelo de regresión logístico (reacción polítomica) a las fracciones de especies (con las mismas variables independientes que en lo anterior). Las muestras de pesos medios y fracciones de especies son componentes usados para evaluar g . Si los modelos con el efecto estrato de muestra posestrato conducen solamente a una pequeña reducción del AIC en los modelos respectivos con el efecto posestrato más sencillo, esto sugeriría que dentro de los posestratos se podría hacer caso omiso a los estratos de muestreo. Esto es plausible para los posestratos que son definidos con base en análisis de estructura espaciotemporal en las distribuciones de frecuencia de talla y tendencias de la CPUE. Los modelos lineales generalizados anteriores serían ajustados con pesos iguales a las cantidades de captura por bodega individual (para ser consistente con la ponderación del estimador de razón). Además, y particularmente si los modelos ajustados con efectos estrato de muestra posestrato resultan en reducciones grandes del AIC,

la utilidad de los estratos de muestreo dentro de posestratos serán estudiados más a fondo mediante el ajuste de modelos lineales generalizados a los pesos promedio y las fracciones de especies dentro de cada posestrato (la variable independiente sería un efecto estrato de muestra categórico). En caso necesario, pruebas del significado del efecto estrato de muestra por posestrato puede ser combinado a través de posestratos para obtener un valor p general con el método de producto truncado (Zaykin *et al.* 2002) para comparaciones múltiples.

4.3. Factibilidad

La factibilidad de aplicar un estimador posestratificado depende en parte de la resolución espacial de tanto la captura descargada total (de todas las especies combinadas) como los datos de muestreo en puerto. Se asigna la captura descargada total a los estratos de muestreo usando información de los datos de observadores y los cuadernos de bitácora de los buques. Se registra la información de los observadores y de bitácora espaciales en términos de latitud y longitud, con una resolución mínima de área de 5° (a menos que no se cuente con datos en absoluto). Por lo tanto, la captura descargada total será conocida igual de bien con respecto a los estratos espaciales de muestreo que con cualquier posestratificación espacial que sea similarmente derivada de combinaciones de áreas de 5° . La sola excepción a esto puede ocurrir con muestras asociadas con la pesca en el Golfo de California (es decir, la región dentro del golfo que forma el estrato de muestreo 8; Figura 1a).

Si los posestratos espaciales son grandes, se espera que la mayoría de la información espacial de las muestras de puerto, o toda, sea conocida al nivel de posestrato espacial. En el momento de la toma de los datos de muestreo en puerto, desde 2000 se ha registrado para la mayoría de las muestras no sólo el área de muestreo sino también el área de 5° . Una comparación preliminar de las áreas de 5° de las muestras de puerto con las posiciones reales de los lances cuya captura fue cargada en las bodegas muestreadas indica que un 82% de todas las muestras de 2000 a 2009 concordaban con la posición real del lance al nivel de área de 5° , y un 98% de todas las muestras estaban a menos de un cuadrángulo de 5° del área de 5° correspondiente.

Se señala que en el caso de una posestratificación espacial que no encaja con las áreas de estratificación de muestreo, podrían existir bodegas con captura que provino de múltiples estratos espaciales de (y por lo tanto no son muestreados) pero podrían ser de solamente un posestrato espacial. Estas bodegas no serían muestreadas. No obstante, esto es consistente con el supuesto actual que las bodegas muestreadas representan la pesquería adecuadamente.

5. TRABAJO FUTURO

5.1. Tratamiento de estratos de muestreo con captura pero muestras insuficientes

En promedio, cada año desde 2000, aproximadamente el 20% de la captura descargada total está asociado con estratos de muestreo para los cuales no fue posible obtener datos de muestreo en puerto (debido a limitaciones logísticas) o para los cuales se dispuso de menos que dos muestras. Una vez determinada una posestratificación apropiada de los datos, el estimador posestratificado podría simplificar el tratamiento de capturas descargadas en estratos de muestreo sin datos de muestreo. Por ejemplo, suponiendo posestratos espaciales grandes, si el estimador posestratificado usado tiene la forma de la ecuación (4), entonces es probable que la captura esté siempre asociada con datos de muestreo en un área de posestrato. Se investigará en el futuro un tratamiento exacto bajo posestratificación de la captura de estratos de muestreo sin datos de muestreo.

5.2. Estimación de la varianza

Inicialmente se computarán estimaciones aproximadas de la varianza del estimador posestratificado con un procedimiento *bootstrap* de ‘media muestra’ (Efron 1982), en el que el número de muestras menos uno en un estrato es extraído (con reemplazo) a fin de eliminar sesgos (subestimación de la varianza). Si el traslape de los estratos de muestreo y los posestratos es limitado para algunos posestratos, W_{ps-i} podría

tener una varianza mayor debido a tamaños de muestra más pequeños que W_{ps-II} , pero quizá tener una probabilidad menor de estar sesgado si los estratos de muestreo continúan relevantes dentro de los posestratos. Se realizará el remuestreo a partir de las distribuciones empíricas de la talla y la composición por especies, en lugar de aplicar *bootstrap* paramétricos. Se considerarán tres distintos escenarios de remuestreo: el primero usará los estratos de muestreo, el segundo los posestratos, y el tercero los estratos de muestreo dentro de los posestratos. Este procedimiento no incluye un factor finito de corrección de población. No obstante, dado que el nivel anual estimado de cobertura de muestreo de la captura es aproximadamente 8% (computado como la suma de la captura en las bodegas muestreadas dividida por la captura total de la pesca), esto probablemente no es crítico. No obstante, en el futuro se explorarán otros procedimientos de estimación de la varianza (por ejemplo, procedimientos de remuestreo para estudios de datos que incluyen un factor finito de corrección de población; por ejemplo, Sitter 1992), y se derivará una estimación de la cobertura de muestreo con base en el número de bodegas de buques.

5.3. Evaluación de la factibilidad para los datos de muestreo en puerto de las pesquerías he caña y de cerco antes de 2000

Al igual que con los datos recientes de muestreo en puerto, la factibilidad de posestratificar los datos de muestreo en puerto anteriores a 2000 obtenidos de buques de cerco y de caña dependerá en parte de la resolución de la información espacial asociada con esas muestras. Esto será investigado en el futuro.

RECONOCIMIENTOS

Agradecemos a Nancy C. H. Lo nuestras útiles discusiones.

REFERENCIAS— REFERENCES

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2010. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 10, pages 116-228.
- Anonymous, 2010. Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2009. Fishery Status Report 8.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. Springer.
- Efron, B. 1982. The Jackknife, the Bootstrap and Other Resampling Plans. Society for Industrial and Applied Mathematics.
- Holt, D. and Smith, T.M.F. 1979. Post stratification. Journal of the Royal Statistical Society, Series A 142, Part 1: 33-46.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. 2010. Preliminary analysis of spatial-temporal pattern in bigeye tuna length-frequency distributions and catch-per-unit-effort trends. Document BET-01-02a, External Review of IATTC Bigeye Tuna Assessment, 3-7 May, 2010.
- Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2010. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 10, pages 3-109.
- Sitter, R.R. 1992. A resampling procedure for complex survey data. Journal of the American Statistical Association 87: 755-765.
- Suter, J.M. 2008. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Masters thesis, San Diego State University, San Diego, California, USA.
- Thompson, S.K. 1992. Sampling. Wiley.
- Tomlinson, P.K. 2004. Sampling the tuna catch of the eastern Pacific Ocean for species composition and length-frequency distributions. Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 4, pages 311-333.
- Valliant, R. 1993. Poststratification and conditional variance estimation. Journal of the American

- Statistical Association 88: 89-96.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean during 1965-1998. Data Report 10.
- Zaykin, D.V., Zhivotovsky, L.A., Westfall, P.H. and Weir, B.S. 2002. Truncated product method for combining p-values. Genetic Epidemiology 22: 170-18

EVALUATION OF THE KOBE PLOT AND STRATEGY MATRIX AND THEIR APPLICATION TO TUNA IN THE EPO

Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

1.	Introduction	191
2.	Kobe plot.....	191
3.	Kobe matrix.....	191
4.	Issues.....	192
5.	EPO fisheries.....	195
6.	Conclusion	197
	References	210

1. INTRODUCTION

The first joint meeting of the tuna regional fisheries management organizations (RFMOs), held in Kobe, Japan, in January 2007, produced recommendations to standardize the presentation of stock assessment results and management advice. It was agreed that stock assessment results should be presented using the “four quadrant, red-yellow-green” format now referred to as the Kobe plot. The next step is a strategy matrix that provides alternative options for meeting management targets. Unfortunately, the construction of the Kobe plot and Kobe strategy matrix are not straightforward, and many decisions need to be made about how to calculate the different components and the associated uncertainty. Here we provide a critical evaluation of the construction of the Kobe plot and the Kobe strategy matrix, and their application to the assessment and management of tuna in the EPO.

2. KOBE PLOT

The Kobe plot ([Report of the first joint meeting of the tuna RFMOs](#); also called the phase plot) is used to evaluate the status of a stock based on the fishing mortality (F) and biomass (B) associated with maximum sustainable yield (MSY; *i.e.* F_{MSY} and B_{MSY}). If the current fishing mortality (F) is above F_{MSY} , overfishing is judged to be occurring; if the current biomass (B ; or some measure of spawning output) is below B_{MSY} , the stock is judged to be overfished. The Kobe plot plots B/B_{MSY} on the x-axis and F/F_{MSY} on the y-axis (Figure 1) such that vertical and horizontal lines at 1.0 split the plot into four sections with the upper left representing a phase which is not desirable: overfishing occurring and an overfished stock; and the lower right representing a healthy stock: overfishing not occurring and an underfished stock. The trajectory of the stock over time is plotted so that the historical status of the stock can be seen. Typically a stock starts in the lower right as the fishery develops, then moves into the upper left as the population becomes overexploited, and finally, as appropriate management is applied, it cycles around the center of the plot. There is substantial uncertainty in the quantities used to generate the Kobe plot, and therefore the uncertainty in the current status is often included in the plot (see crosshairs in Figure 1).

3. KOBE MATRIX

The Kobe Strategy Matrix ([Report of the second joint meeting of the tuna RFMOs](#), San Sebastian, Spain, June-July 2009), presents the specific management measures that would achieve the intended management target with a certain probability by a certain time. In the case of fisheries managed under a system of Total Allowable Catches (TACs), the outputs would be the various TACs that would achieve a given result. In the case of fisheries managed by effort limitations, the outputs would be expressed as, for example, fishing effort levels or time/area closures. It would also indicate where there are additional levels of uncertainty associated with data gaps. Managers would then be able to base management decisions upon the level of risk and the timeframe they determine are appropriate for that fishery. Table 1 provides examples when the management target is to end overfishing, rebuild a depleted stock, or maintain a sustainable fishery.

4. ISSUES

The Kobe Strategy Matrix requires the following considerations (based on Adam Langley pers. com.):

1. Selecting the appropriate models to undertake projections
2. Sampling from the uncertainty envelope of accepted models
3. Assumptions regarding future recruitments
4. What level of catches or effort for the various fisheries
5. Re-evaluation of the reference point definition with temporal changes in the F -at-age matrix

The considerations listed above can be grouped into two main issues in constructing the Kobe plot and Kobe strategy matrix: a) temporal changes in the target reference points (4 and 5) and b) calculation of uncertainty (1, 2, and 3). We provide a critical evaluation and exploratory discussion of these issues and how they relate to the construction of the Kobe plot and Kobe strategy matrix and their application to tuna in the EPO.

4.1. Reference points

The MSY related quantities F_{MSY} and B_{MSY} are a function of both biological and fishery characteristics (Maunder 2008). MSY is basically the yield per recruit (YPR) tradeoff between natural mortality and growth adjusted by the stock-recruitment relationship. Traditionally YPR is evaluated as a function of the size at entry into the fishery. This is essentially determined by the selectivity curve of the fishery and therefore the MSY quantities will differ depending on what type of gear is used or on the mix of effort among the gears (Sinclair 1993; Maunder 2002); this is denominated conditional MSY (cMSY). As the fishery evolves over time, the mix of effort among gears changes and therefore the corresponding cMSY_y quantities also change over time (as indexed by y). Two approaches can be used to account for this change: 1) calculate the cMSY_y quantities each year based on the effort mix (age-specific F) in that year or 2) develop the MSY quantities based on a single selectivity that has some desirable characteristic. In the latter case, the selectivity curve could, for example, be based on the current mix of effort or on a hypothetical selectivity curve that gives reasonable MSY levels (e.g. the knife-edge selectivity that maximizes MSY). If a single selectivity curve is used for calculating the reference points (such as in method 2 above), then calculation of the value of F relative to F_{MSY} becomes complicated, since the F at age under different effort mixes are not proportional to the selectivity used for the reference point. Therefore, an alternative method is needed to represent F . For example, the spawning potential ratio (SPR) can be used as a common metric (Goodyear 1993). SPR is basically the equilibrium spawning biomass realized from a single recruit under the current mortality levels divided by the spawning biomass realized from a single recruit under no fishing. One of the various SPR proxies for B_{MSY} can be used (e.g. SPR_{35%}). An alternative could be C_{eq}/MSY_{ref} , where C_{eq} is the equilibrium catch based on the fishing mortality at age in that year and MSY_{ref} is the MSY calculated using the knife-edge selectivity that maximizes MSY. The C_{eq} method addresses both the changing nature of the fishing mortality at age due to changes in the effort mix and the YPR implications of different gears. However, the calculations become more complicated if the recruitment variation is taken into consideration.

The calculations for F/F_{MSY} currently used in the EPO tuna assessments are based on calculating the scaling factor (F multiplier) that would maximize yield given the age-specific F in that year (Aires-da-Silva and Maunder 2011; Maunder and Aires-da-Silva 2011). This is equivalent to calculating F_{MSY} and presenting the ratio $F_y/F_{MSY\ y}$. Recent F estimates are imprecise, so it is considered more robust to take an average over several years. The current EPO tuna assessments base most MSY calculations and comparisons on fishing mortality rate at age averaged over the most recent three years.

The MSY quantities are dependent on the stock-recruitment relationship. Unfortunately, the form and parameters of the stock-recruitment relationship are often highly uncertain (Hilborn and Walters 1992; Quinn and Deriso 1999). In these cases proxies are often used to represent the MSY quantities (Clark 1991). These proxies are often conservative and are chosen so that management measures are either

conservative or robust to the uncertainty in the stock-recruitment relationship. For example, biomass levels that are 35 or 40% of the unexploited biomass are often used as proxies for groundfish (Clark 1991). Alternatively, the stock-recruitment relationship could be fixed based on external information (Williams and Shertzer 2003). This external information could be taken from estimates for related species, perhaps from a meta-analysis (Myers *et al.* 1999). The steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship could be set at a conservative level (*e.g.* 0.75), which is supported by the small loss in yield when under-specifying the steepness of the stock-recruitment relationship when the actual steepness is high (Jiangfeng *et al.* in review).

Tuna recruitment is highly variable and several regime changes are apparent in the estimates of recruitment. It is possible that a lightly exploited stock could become overfished due solely to annual fluctuations in recruitment or a regime shift in recruitment. Therefore, it might be useful to take the recruitment variation into account when calculating B_{MSY} . This could be achieved by projecting the population over the historic period under F_{MSY} using the estimated annual recruitment deviates (so the recruitments are adjusted by the stock-recruitment relationship). The initial population at the start of the modeling time period would need to be based on equilibrium conditions fishing at F_{MSY} . The calculations would also have to be repeated for each year's age-specific F_{MSY} to create the Kobe plot taking into consideration both recruitment variability and changes in the allocation of effort among gears. To account for regime shifts, B_{MSY} could be based on average recruitment for the appropriate regime.

There are several ways to calculate B_{MSY} . The obvious choice is the spawning biomass, because maintaining reproductive potential might be an important management goal. An alternative choice is the fish that are vulnerable to the fishery. In either case, the biomass used to compare to B_{MSY} should be calculated using the same method. The management implications might differ depending on the method used to calculate the biomass.

4.2. Uncertainty

Uncertainty can be separated into several components (Patterson *et al.* 2001):

1. Parameter uncertainty
2. Model or structural uncertainty
3. Statistical assumptions
4. Process variation
5. Implementation error (for management strategies).

There are several methods that can be used for calculating uncertainty (normal approximation, profile likelihood, bootstrap, Bayesian MCMC (see Punt and Hilborn 1997 for a review of Bayesian methods)) and they differ in their computational demands and interpretation (Maunder *et al.* 2009). Normal approximation is usually the least demanding approach, but produce symmetrical estimates of uncertainty that may not adequately describe the uncertainty. Profile likelihood requires the objective function to be optimized on the order of tens of times, but this needs to be repeated for each quantity for which the uncertainty is being estimated. Bootstrap requires the objective function to be optimized on the order of hundreds of times, but estimates the uncertainty for all quantities simultaneously. MCMC requires the objective function to be calculated (not optimized) on the order of millions of times and is usually the most computationally demanding, but also estimates the uncertainty for all quantities simultaneously. Bayesian methods are the only methods that provide estimates of uncertainty as true probability statements. However, Bayesian methods require priors for all model parameters including those for which there is no prior information. The priors, including those that represent lack of information, may influence the results.

4.3. Parameter uncertainty

Parameter uncertainty is calculated conditional on the model being correct and arises because of sampling

error in the data. Parameter uncertainty is a typical output of stock assessment models and is easy to incorporate into the Kobe plot and Kobe Strategy Matrix. Confidence intervals can be calculated for parameters, derived quantities (*e.g.* biomass), and projections. The confidence intervals are often calculated and presented as symmetrical quantities, but the uncertainty can be substantially asymmetric for some quantities. Asymmetric confidence intervals can be calculated using bootstrap, profile likelihood, or Bayesian methods (*e.g.* MCMC).

4.4. Model or structural uncertainty

Stock assessments are typically conducted under the assumption that the model and its sub-processes (*e.g.* natural mortality, growth, recruitment, movement, selectivity) are a reasonable representation of the population dynamics and of how the observations relate to the population (*e.g.* is CPUE proportional to abundance). However, there may be several alternative models that might represent the sub-processes and it may be uncertain which process should be used (*e.g.* does recruitment follow the Beverton-Holt or Ricker model?).

The line between parameter uncertainty and model uncertainty is blurry. Typically, parameter uncertainty is evaluated based on the precision of parameter estimates from the stock assessment model (*e.g.*, standard errors, confidence intervals), while model structure uncertainty is evaluated by running several models with different structural assumptions (*e.g.*, different stock-recruitment, natural mortality and selectivity curves). In some cases model structure uncertainty is defined as uncertainty due to assumptions about model parameters that are fixed in the model (*e.g.* natural mortality, steepness parameter of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship) for which sensitivity analyses are conducted. Both model uncertainty and parameter uncertainty should be included in any estimates of uncertainty. However, it is more complicated to combine the two and therefore they are usually represented separately. In general, model uncertainty is usually larger than parameter uncertainty. Therefore, to better reflect uncertainty on the Kobe plot and Kobe strategy matrix, it might be appropriate to include results from different model structure assumptions (Figure 2). However, this would imply that all scenarios have equal probability and would require only including scenarios that are realistic. Associating probabilities among scenarios for the probability calculations in the Kobe strategy matrix is problematic.

If the model structures can be represented by formulating the structures into a single model so that they are represented by different values of model parameters, then model structure uncertainty can be estimated as parameter uncertainty (*e.g.* the two-parameter Ricker and Beverton-Holt models can be represented by three-parameter stock-recruitment models). Otherwise sensitivity analysis or Bayesian estimation methods (*e.g.*, using reversible jump MCMC) have to be used to investigate or estimate the model structure uncertainty.

4.5. Statistical assumptions

The parameters of the stock assessment model are estimated by fitting the model to data. Assumptions have to be made about how the data relates to the quantities estimated by the model. Typically, the sampling distribution assumed for the data is used to generate a likelihood function that is used to measure how well the model fits the data. However, the assumed sampling distribution may be incorrect. For example, age and length composition data are often assumed to follow the multinomial distribution under random sampling, but the data collection methods are not completely random and cause the data to be correlated (Crone and Sampson 1998). In such cases the effective sample size is smaller than the actual sample size and the multinomial likelihood function using the actual sample size is incorrect. There are methods available that can be used to adjust the sample size (Deriso *et al.* 2007; Maunder in press) or select among alternative likelihood functions (Dick *et al.* 2004), but using these methods increases the uncertainty in the estimates (Maunder in press).

4.6. Process variation

Most processes in stock assessment models are assumed to be invariant over time. The exception is

recruitment, which is often modeled as annual deviates around a stock-recruitment relationship (Fournier and Archibald 1982; Needle 2002). Other processes, such as natural mortality, growth, and selectivity, can also change over time either as a function of stock size or environmental forcing. Unmodeled process variation can lead to bias in the parameter estimates, particularly if there is a trend over time. Process variation could lead to additional uncertainty in parameter estimates. Statistically rigorous approaches are available to model process variation, but they are computationally intensive (Maunder and Deriso 2003). Adequate shortcuts are used instead (Fournier and Archibald 1982) including methods for combining parameter and process variation in projections (Maunder *et al.* 2006). It has also been argued that process variability can be accommodated by estimating the sample sizes and standard deviations of likelihood functions, but we are unaware of any studies that show this.

Process variation is also very important when using forward projections to evaluate management strategies. Since there is often no information about the processes in the future, the stochastic nature of the process variability needs to be included. For tropical tunas, whose recruitment is often highly variable and can comprise a substantial portion of the biomass, this results in substantial uncertainty. Future recruitment can be sampled from a parametric distribution based on assumptions or the historic data, or it can be sampled from the historic data directly. The recruitments themselves can be sampled or the deviates around the stock-recruitment relationship sampled and applied to that relationship. Regime shifts in recruitment and other processes cause additional uncertainty in the projections. A decision needs to be made about what regime will persist in the future or whether each regime should be sampled with a given probability.

There can be a major difference between short-term projections and long-term projections. Short-term projections may have information on recruitment from pre-recruit surveys or relationships with an environmental index. Long-term projections do not have the luxury of this type of data and have to rely on the stock-recruitment relationship and recruitment variability.

4.7. Implementation error

Evaluation of management strategies using forward projections generally assume that the management actions are implemented exactly as intended. Unfortunately, the real world with its practical constraints means that the management actions may not act as intended. For example, changes in the environment may cause an effort-based management action to result in a fishing mortality rate higher or lower than intended due to changes in catchability. Different fishing methods often capture different-size fish, and the size of the fish caught can influence reference points and the impact of the fishery on the stock. Management actions may change the allocation of effort among gears and therefore distort the effectiveness of the management action. In addition, stock assessments are imprecise and may contain bias so that management advice used to implement the management actions will contain error. Management strategy evaluation (Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth DS, Punt AE 1999) could be used as an alternative to the Kobe strategy matrix.

5. EPO FISHERIES

The main sources of uncertainty that have substantial impact on management quantities in the tuna assessments are natural mortality, steepness of the stock-recruitment relationship, and the mean size of the old individuals. Other sources of uncertainty include the relationship between CPUE and abundance.

To represent the full range of uncertainty in the assessment all the model parameters should be estimated, but it is typically not possible to do this. Applying informative priors and conducting a Bayesian analysis may enable estimation of model uncertainty, but constructing informative priors is problematic.

The EPO assessments are currently conducted using Stock Synthesis (Methot 2009), so any analyses are restricted to the functionality of Stock Synthesis. Several modifications to Stock Synthesis are needed to implement certain aspects of the calculations.

5.1. Steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship.

Several recent analyses have shown that in general it is not possible to estimate the steepness of the stock-recruitment relationship because the estimate is either imprecise or estimated on the upper bound (no relationship between recruitment and stock size; Conn *et al.* 2010; Lee *et al.* in prep). A recent meta-analysis of the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (Report of the 2011 ISSF Stock Assessment Workshop, Rome, Italy, March 14-17, 2011) can be used to guide the development of a prior for steepness. The estimate for southern bluefin tuna (0.6) might be considered a lower bound for steepness, since it is a temperate tuna and only spawns once a year, while tropical tunas spawn continuously throughout the year. Most tropical tunas had a steepness at 0.75 or higher. A reasonable prior for steepness of tropical tunas might have zero probability at 0.6, a linear increase to a relative probability of one at 0.75 and then a relative probability of one for all higher values of steepness (Figure 3). Stock Synthesis allows inclusion of a prior on steepness, but not in the form depicted in Figure 3.

5.2. Natural mortality

Natural mortality has been estimated for bigeye tuna using a cohort analysis on tagging data with auxiliary information (Maunder *et al.* 2010). The estimates could be used as a prior. However, they are very uncertain (Figure 4). The implementation of natural mortality in Stock Synthesis is not conducive to applying priors to age- and sex-specific natural mortality.

5.3. Average length of old fish

The average length at age is calculated based on age-length data from reading otoliths. Unfortunately, ages can only be accurately obtained from fish up to about age four years for bigeye and yellowfin tuna. Mean length at age can also be obtained from tag-recapture data on length at release, length at recover, and time at liberty. The tagging data can be used to supplement the aging data to provide information on mean length at age for old individuals, using recently-developed statistically rigorous methods (Eveson *et al.* 2004). Unfortunately, few large bigeye and yellowfin tuna are recaptured and, in addition, the growth curves used in the assessment of these species (the von Bertalanffy and the more flexible Richards curve) are not flexible enough to represent their growth, resulting in maximum lengths that are unreasonably high. Therefore, the current growth curves need to be modified before the data can be used to develop a prior for the length of old individuals. If a prior is created, it should be a joint prior for all the parameters of the growth model. Stock Synthesis is not set up to include the two- stanza growth model or multivariate priors.

5.4. Bayesian MCMC analysis

Initial runs of a Bayesian MCMC analysis of the bigeye tuna assessment took several days, but showed promise. With current computing equipment it is not possible to quickly get these results for multiple scenarios, but it may be possible to provide estimates of uncertainty for key components of the Kobe plot and Kobe strategy matrix to include in stock assessment or management reports.

The Bayesian analysis is reliant on the estimator being unbiased. However, bias commonly occurs because the model is misspecified, there are quirks in the data, or simply because the estimator is inherently biased. For example, the inability of Stock Synthesis to model a composite growth curve creates a model misspecification that causes the mean length of old fish to be unrealistically high, which influences estimates of management quantities. There is inherent bias in the estimates of steepness that frequently pushes the parameter estimates to the upper bound of the prior. Even if steepness is not estimated at the bound, it may be quirks in the data that are influencing the estimates rather than true signals in the data. Therefore, even if the Bayesian analysis appears to be performing adequately, it is not clear whether the resulting probability statements are appropriate for use in the Kobe plot or Kobe strategy matrix.

6. CONCLUSION

The main sources of uncertainty in evaluating management actions using forward projections are 1) parameters for which there is little information in the data and are fixed in the model (*e.g.* natural mortality), 2) model structural uncertainty, and 3) future process variability (*e.g.* recruitment). The current models incorporate future process variability in recruitment and sensitivity analysis can be used to evaluate model structure uncertainty and fixed parameters. There are approaches to include model structure uncertainty into the analysis (*e.g.* Bayesian analyses using reversible jump MCMC), but they are computationally intensive, particularly for the complex age-structured catch-at-length models used to assess tunas in the EPO. Much of the uncertainty in the current EPO bigeye and yellowfin tuna stock assessments can be represented by model parameters, and initial analyses indicate that a full Bayesian MCMC analysis might be a practical method for estimating the uncertainty required for the creation of the Kobe plot and the Kobe strategy matrix. However, inherent biases in the estimators, and biases due to model misspecification or quirks in the data, will flow through into the construction of the Kobe plot and Kobe strategy matrix. Sensitivity analysis may be a more appropriate method to evaluate these biases and model misspecifications, but it is not straightforward to create the probability statements needed for the Kobe strategy matrix from sensitivity analysis. The complexities of the Kobe plot related to time-varying selectivity and recruitment may need to be ignored, but it is the current values that are most important, and estimates of uncertainty should focus on those quantities. Stock Synthesis, the current software used for conducting stock assessments of tuna in the EPO, requires several changes to implement the type of Bayesian analysis that would be used for producing the Kobe plot and Kobe strategy matrix.

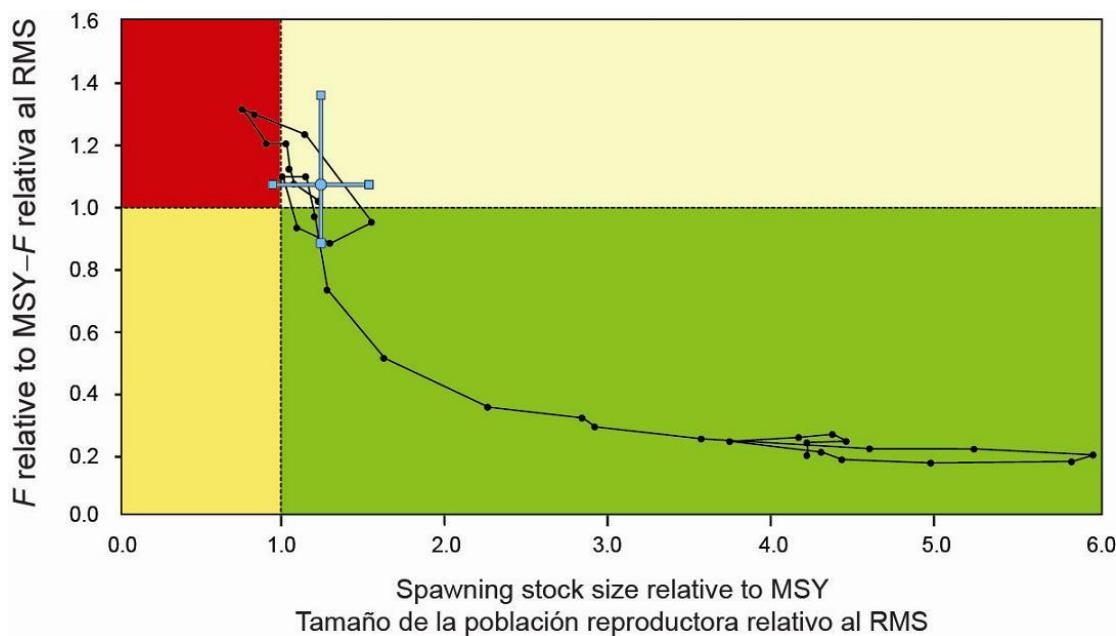


FIGURE 1. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. From Aires-da-Silva and Maunder (this meeting).

FIGURA 1. Gráfica de Kobe (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 RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de aproximadamente 95%. De Aires-da-Silva y Maunder (esta reunión).

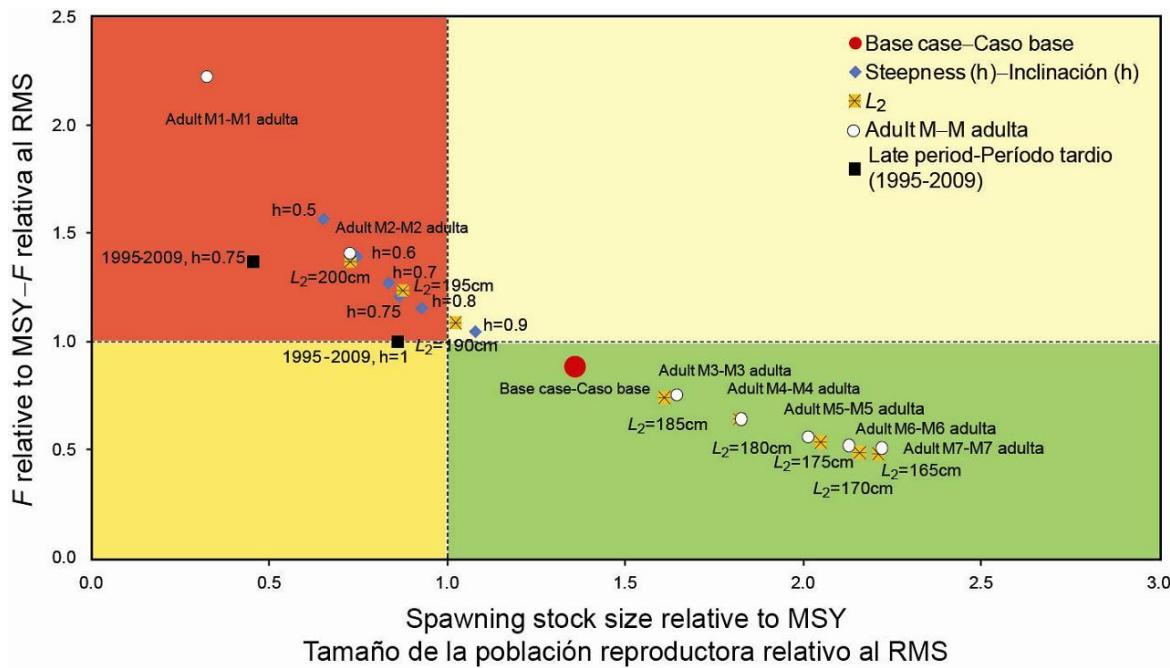


FIGURE 2. Phase plot of the most recent estimate of spawning biomass and fishing mortality relative to their MSY reference points for a range of sensitivity analyses. Each point is based on the average fishing mortality rate over the most recent three years. From Aires-da-Silva and Maunder 2011.

FIGURA 2. Gráfica fase de la estimación más reciente de la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS para una gama de análisis de sensibilidad. Cada punto se basa en la tasa de explotación media del trienio más reciente. De Aires-da-Silva y Maunder 2011.

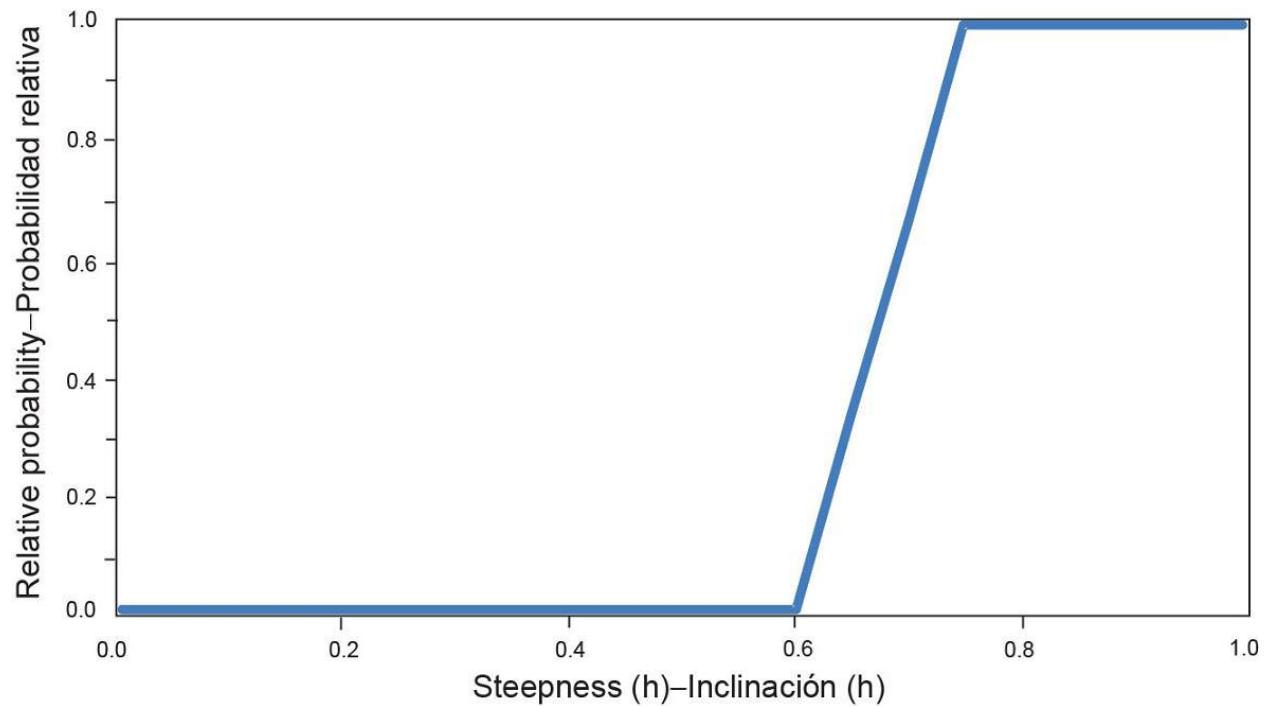


FIGURE 3. Proposed prior for the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship for tropical tuna.

FIGURA 3. Probabilidad a priori propuesta para la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt para el atún tropical.

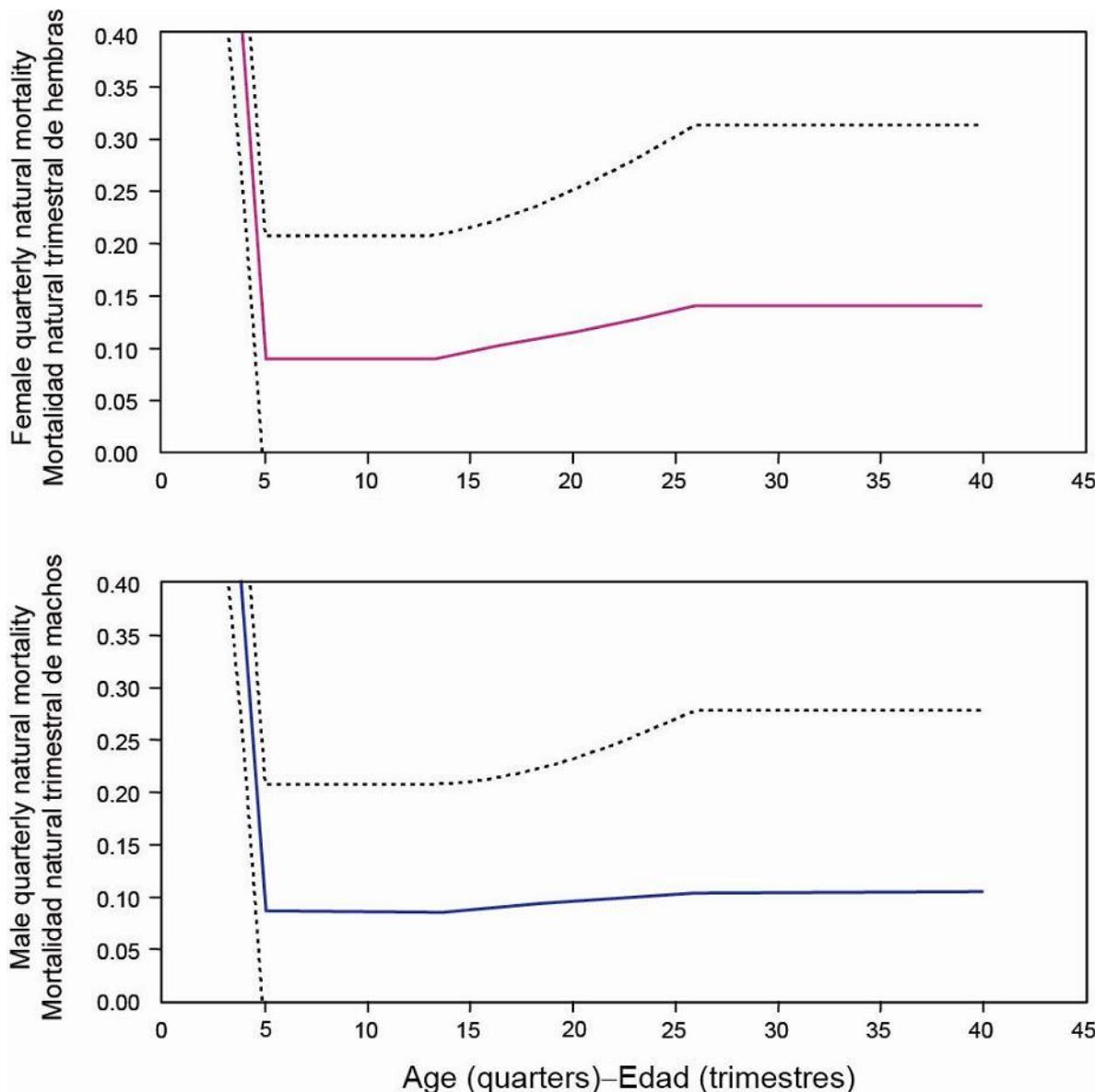


FIGURE 4. Estimates of female (top) and male (bottom) quarterly natural mortality by age in quarters, with 95% confidence intervals. The range of the y-axis has been restricted to show the contrast in the natural mortality for old bigeye. From Maunder *et al.* 2010.

FIGURA 4. Estimaciones de la mortalidad natural trimestral de hembras (arriba) y machos (abajo), por edad en trimestres, con intervalos de confianza de 95%. Se ha limitado el alcance del eje y para ilustrar el contraste en la mortalidad natural de patudo viejo. De Maunder *et al.* 2010.

TABLE 1. Example outlines of Kobe strategy matrices when the management target is to end overfishing (upper), rebuild a depleted stock (middle), or maintain a sustainable fishery (lower). Taken from the [Report of the second joint meeting of the tuna RFMOs](#), June-July 2009.

Management target	Time frame	Probability of meeting target			Data rich/Data poor
		A%	B%	C%	
Fishing mortality target	In x years				
	In x years				
	In x years				

Management target	Time frame	Probability of meeting target			Data rich/Data poor
		A%	B%	C%	
Biomass target	In x years				
	In x years				
	In x years				

Management target	Time frame	Probability of meeting target			Data rich/Data poor
		A%	B%	C%	
Status quo					

TABLA 1. Ejemplos de matrices de estrategia de Kobe cuando la meta de la ordenación es poner fin a la sobrepesca (arriba), reconstruir una población mermada (centro), o mantener una pesquería sostenible (abajo). Tomado del [Informe](#) de la segunda reunión conjunta de las OROP atuneras, junio-julio de 2009).

Objetivo de ordenación	Plazo	Probabilidad de cumplir el objetivo			Rico en datos/Pobre en datos
		A%	B%	C%	
Mortalidad por pesca objetivo	En x años				
	En x años				
	En x años				

Objetivo de ordenación	Plazo	Probabilidad de cumplir el objetivo			Rico en datos/Pobre en datos
		A%	B%	C%	
Biomasa objetivo	En x años				
	En x años				
	En x años				

Objetivo de ordenación	Plazo	Probabilidad de cumplir el objetivo			Rico en datos/Pobre en datos
		A%	B%	C%	
Status quo					

EVALUACIÓN DE LA GRÁFICA Y MATRIZ DE ESTRATEGIA DE KOBE Y SU APLICACIÓN A LOS ATUNES EN EL OPO

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

1.	Introducción	203
2.	Gráfica de Kobe	203
3.	Matriz de Kobe.....	203
4.	Problemas.....	204
5.	Pesquerías del OPO.....	208
6.	Conclusion	209
	Referencias	210

1. INTRODUCCIÓN

La primera reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP), celebrada en Kobe (Japón) en enero de 2007, produjo recomendaciones para estandarizar la presentación de los resultados de las evaluaciones de poblaciones y el asesoramiento de ordenación. Se acordó que los resultados de las evaluaciones de las poblaciones serían presentadas en el formato de « cuatro cuadrantes, rojo-amarillo-verde » ahora conocido como gráfica de Kobe. El próximo paso es una matriz de estrategia que brinda opciones alternativas para alcanzar las metas de la ordenación. Desgraciadamente, la construcción de la gráfica y la matriz de estrategia de Kobe no es sencilla, y es necesario tomar muchas decisiones acerca de cómo calcular los distintos componentes y la incertidumbre asociada. En este documento presentamos una evaluación crítica de la construcción de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe y su aplicación a la evaluación y ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO).

2. GRÁFICA DE KOBE

Se usa la gráfica de Kobe ([Informe](#) de la primera reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP); también denominada gráfica de fase) para evaluar la condición de una población con base en la mortalidad por pesca (F_{RMS}) y biomasa (B_{RMS}) asociadas con el rendimiento máximo sostenible (RMS). Si la mortalidad por pesca (F) actual está por encima de F_{RMS} , se considera que está ocurriendo sobrepesca; si la biomasa actual (B ; o alguna medida de producción del desove) está por debajo de B_{RMS} , se considera que la población está sobreexpuesta. La gráfica de Kobe grafica B/B_{RMS} en el eje x y F/F_{RMS} en el eje y (Figura 1) de tal forma que las líneas vertical y horizontal en 1,0 dividen la gráfica en cuatro secciones, con la superior izquierda representando una fase no deseada: con sobreexpesa y una población sobreexpuesta; y la inferior derecha representando una población sana: no ocurre sobreexpesa y una población subexpuesta. Se grafica la trayectoria de la población a lo largo del tiempo para permitir ver el estatus histórico de la población. Típicamente, la población comienza en el cuadro inferior derecho a medida que se desarrolla la pesquería, luego se traslada al superior izquierdo a medida que la población es sobreexplotada, y finalmente, al aplicar una ordenación apropiada, gira alrededor del centro de la gráfica. Existe una incertidumbre sustancial en las cantidades usadas para generar las gráficas de Kobe, y por lo tanto la incertidumbre en el estatus actual es a menudo incluida en las mismas (ver retículo en la Figura 1).

3. MATRIZ DE KOBE

La Matriz de Estrategia de Kobe ([Informe](#) de la segunda reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP), San Sebastián, España, 29 de junio al 3 de julio de 2009) presenta las medidas de específicas de ordenación que lograrían la meta de ordenación deseada con una cierta probabilidad en un cierto plazo. En el caso de las pesquerías gestionadas con un sistema de capturas totales permisibles (CTP), los productos serían las varias CTP que lograrían un cierto resultado.

En el caso de las pesquerías gestionadas con límites de esfuerzo, se expresarían los productos en la forma de, por ejemplo, niveles de esfuerzo de pesca niveles o vedas de tiempo/área. Indicaría también dónde existen niveles adicionales de incertidumbre asociados con huecos en los datos. Los gerentes podrían entonces basar las decisiones de ordenación en el nivel de riesgo y el marco de tiempo que determinen ser apropiado para esa pesquería. La Tabla 1 presenta ejemplos en los que la meta es dar fin a la sobrepesca, reconstruir una población mermada, o mantener una pesquería sostenible.

4. PROBLEMAS

La Matriz de Estrategia de Kobe requiere las siguientes consideraciones (basado en Adam Langley, com. pers.):

1. Seleccionar entre los modelos apropiados para emprender las proyecciones
2. Muestreo de la envoltura de incertidumbre de los modelos aceptados
3. Supuestos acerca de los reclutamientos futuros
4. Nivel de capturas o esfuerzo para las distintas pesquerías
5. Reevaluación de las definiciones de los puntos de referencia con cambios temporales en la matriz de F por edad

Las anteriores consideraciones pueden ser agrupadas en dos problemas principales en la construcción de la gráfica de Kobe y Matriz de estrategia de Kobe: a) cambios temporales en los puntos de referencia objetivo (4 y 5) y b) cálculo de la incertidumbre (1, 2, y 3). Presentamos una evaluación crítica y una discusión exploratoria de estas cuestiones y cómo se relacionan a la construcción de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe y su aplicación a los atunes en el OPO.

4.1. Puntos de referencia

Las cantidades relacionadas con el RMS F_{RMS} y B_{RMS} son una función de características tanto biológicas como de pesca (Maunder 2008). El RMS es básicamente el trueque en el rendimiento por recluta (RPR) entre la mortalidad natural y el crecimiento ajustado por la relación población-reclutamiento. Tradicionalmente, se evalúa el RPR como función del tamaño de entrada a la pesquería. Esto es determinado esencialmente por la curva de selectividad de la pesquería y por lo tanto las cantidades de RMS se diferenciarán según el tipo de arte que se use o la mezcla de esfuerzo entre las artes (Sinclair 1993; Maunder 2002); se denomina RMS condicional (cRMS). A medida que evoluciona la pesquería a lo largo del tiempo (tal como lo indexa y), cambia la mezcla del esfuerzo entre las artes, y por tanto el cRMS_y correspondiente también cambia a lo largo del tiempo. Se pueden usar dos enfoques para explicar este cambio: 1) calcular las cantidades del cRMS_y cada año con base en la mezcla de esfuerzos (F por edad) en ese año o 2) desarrollar las cantidades de RMS con base en una sola selectividad que posee cierta característica deseable. En el último caso, la curva de selectividad podría, por ejemplo, basarse en la mezcla de esfuerzo actual o en una curva de selectividad hipotética que produce niveles de RMS razonables (por ejemplo la selectividad de filo de cuchillo que maximiza el RMS). Si se usa una sola curva de selectividad para calcular los puntos de referencia (como en el método 2 anterior), entonces el cálculo del valor de F relativo a F_{RMS} se vuelve complicado, ya que las F por edad bajo distintas mezclas de esfuerzo no son proporcionales a la selectividad usada para el punto de referencia. Por lo tanto, es necesario un método alternativo para representar F . Por ejemplo, el cociente de potencial reproductor (SPR) puede ser usado como métrica común (Goodyear 1993). El SPR es básicamente la biomasa reproductora de equilibrio de un solo recluta bajo los niveles actuales de mortalidad dividida por la biomasa reproductora producida de un solo recluta sin pesca. Se puede usar uno de los varios sustitutos de SPR para B_{RMS} (por ejemplo SPR_{35%}). Una alternativa podría ser $C_{\text{eq}}/\text{RMS}_{\text{ref}}$, donde C_{eq} es la captura de equilibrio basada en la mortalidad por pesca a la edad en ese año y RMS_{ref} es el RMS calculado usando la selectividad de filo de cuchillo que maximiza el RMS. El método de C_{eq} trato tanto la naturaleza variable de la mortalidad por pesca por edad debida a cambios en la mezcla de esfuerzo y las implicaciones del RPR de distintas artes. No obstante, los cálculos se vuelven más complicados si se

toma en consideración la variación del reclutamiento.

Los cálculos del F/F_{RMS} usados actualmente en las evaluaciones del atún del OPO se basan en el cálculo del factor de escala (multiplicador de F) que maximizaría el rendimiento en vista del F por edad en ese año (Aires-da-Silva y Maunder 2011; Maunder y Aires-da-Silva 2011). Esto es equivalente a calcular F_{RMS} y presentar el cociente $F_y/F_y/F_{\text{MSY}}$. Las estimaciones recientes de F son imprecisas, por lo que se considera más robusto tomar un promedio de varios años. Las actuales evaluaciones de los atunes en el OPO basan la mayoría de los cálculos y comparaciones del RMS en la tasa de mortalidad por pesca por edad promedio de los tres años más recientes.

Las cantidades de RMS dependen de la relación población-reclutamiento. Desgraciadamente, la forma y parámetros de la relación población-reclutamiento son a menudo altamente inciertos (Hilborn y Walters 1992; Quinn y Deriso 1999). En estos casos se usan a menudo sustitutos para representar las cantidades de RMS (Clark 1991). Estos sustitutos son a menudo cautelosos y son seleccionados para que las medidas de ordenación sean o cautelosas o robustas a la incertidumbre en la relación población-reclutamiento. Por ejemplo, se usan a menudo niveles de biomasa que son el 35 o 40% de la biomasa no explotada como sustitutos en el caso de los peces de fondo (Clark 1991). Alternativamente, la relación población-reclutamiento podría ser fijada con base en información externa (Williams y Shertzer 2003). Esta información externa podría ser tomada de estimaciones de especies relacionadas, tal vez de un meta-análisis (Myers *et al.* 1999). La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt podría ser fijada en un nivel cauteloso (por ejemplo 0,75), lo cual es apoyado por la pequeña pérdida de rendimiento al subespecificar la inclinación de la relación población-reclutamiento cuando la inclinación real es alta (Jiangfeng *et al.* en revisión).

El reclutamiento de los atunes es altamente variable, y son aparentes en las estimaciones del reclutamiento varios cambios de régimen. Es posible que una población ligeramente explotada pudiera llegar a ser sobreexpuesta debido únicamente a fluctuaciones anuales del reclutamiento o un cambio de régimen en el reclutamiento. Por lo tanto, podría ser útil tomar la variación del reclutamiento en cuenta al calcular B_{RMS} . Se podría lograr esto mediante una proyección de la población a lo largo del período histórico bajo F_{RMS} , usando las desviaciones anuales estimadas del reclutamiento (para que los reclutamientos sean ajustados por la relación población-reclutamiento). La población inicial al principio del período de tiempo modelado necesitaría estar basada en condiciones de equilibrio al pescar en F_{RMS} . Los cálculos necesitarían también ser repetidos para la F_{RMS} por edad de cada año para crear una gráfica de Kobe que tomase en consideración tanto la variabilidad del reclutamiento como los cambios en la asignación del esfuerzo entre las artes. A fin de tomar en cuenta los cambios de régimen, B_{RMS} podría basarse en el reclutamiento medio del régimen apropiado.

Hay varias formas de calcular B_{RMS} . La opción obvia es la biomasa reproductora, ya que mantener el potencial reproductor podría ser una meta importante de la ordenación. Una alternativa es los peces que son vulnerables a la pesca. En ambos casos, la biomasa usada para comparar con B_{RMS} debería ser calculada con el mismo método. Las implicaciones para la ordenación podrían variar, según el método usado para calcular la biomasa.

4.2. Incertidumbre

La incertidumbre puede ser separada en varios componentes (Patterson *et al.* 2001):

1. Incertidumbre de los parámetros
2. Incertidumbre del modelo o estructural
3. Supuestos estadísticos
4. Variación de proceso
5. Error de implementación (para las estrategias de ordenación)

Existen varios métodos que pueden ser usados para calcular la incertidumbre (aproximación normal,

perfil de verosimilitud, *bootstrap*, MCMC bayesiano (ver Punt y Hilborn 1997 para una revisión de métodos bayesiano) y difieren en sus demandas computacionales e interpretación (Maunder *et al.* 2009). La aproximación normal es generalmente el enfoque menos exigente, pero produce estimaciones simétricas de la incertidumbre que podría no describir la incertidumbre adecuadamente. El perfil de verosimilitud requiere que la función objetivo sea optimizada al orden de decenas de veces, pero esto necesita ser repetido para cada cantidad para la cual se está estimando la incertidumbre. *Bootstrap* requiere que la función objetivo sea optimizada al orden de centenares de veces, pero estima la incertidumbre de todas las cantidades simultáneamente. MCMC requiere que se calcule (no optimice) la función objetivo al orden de millones de veces y es normalmente el más exigente en términos computacionales, pero también estima la incertidumbre para todas las cantidades simultáneamente. Los métodos bayesianos son los únicos que brindan estimaciones de la incertidumbre como verdaderas declaraciones de probabilidad. No obstante, los métodos bayesianos requieren probabilidades a priori para todos los parámetros del modelo, incluyendo aquéllos para los que no se cuenta con información previa. Las probabilidades a priori, incluyendo aquéllas que representan falta de información, podrían afectar los resultados.

4.3. Incertidumbre de parámetros

La incertidumbre de parámetros es calculada suponiendo que el modelo es correcto y surge debido al error de muestreo en los datos. Es un producto típico de los modelos de evaluación de poblaciones y es fácil incorporarlo en una gráfica de Kobe y matriz de estrategia de Kobe. Los intervalos de confianza pueden ser calculados para los parámetros, las cantidades derivadas (por ejemplo, biomasa), y proyecciones. Los intervalos de confianza son a menudo calculados y presentados como cantidades simétricas, pero la incertidumbre puede ser sustancialmente asimétrica en el caso de algunas cantidades. Se puede calcular intervalos de confianza asimétricos con *bootstrap*, perfil de verosimilitud, o métodos bayesianos (por ejemplo MCMC).

4.4. Incertidumbre del modelo o estructural

Las evaluaciones de poblaciones son realizadas típicamente bajo el supuesto que el modelo y sus subprocessos (por ejemplo mortalidad natural, crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, selectividad) son una representación razonable de la dinámica de la población y de cómo las observaciones se relacionan con la población (por ejemplo, si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es proporcional a la abundancia). No obstante, podrían existir varios modelos alternativos que podrían representar los subprocessos y podría ser incierto cuál proceso se debería usar (por ejemplo ¿sigue el reclutamiento el modelo de Beverton-Holt o de Ricker?).

La línea entre incertidumbre de parámetros e incertidumbre del modelo es borrosa. Típicamente, la primera es evaluada con base en la precisión de las estimaciones de los parámetros del modelo de evaluación de poblaciones (por ejemplo, errores estándar, intervalos de confianza), mientras que la incertidumbre en la estructura del modelo es evaluada mediante la ejecución de varios modelos con distintos supuestos estructurales (por ejemplo, distintas curvas de población-reclutamiento, mortalidad natural y selectividad). En algunos casos se define la incertidumbre en la estructura del modelo como incertidumbre debida a supuestos acerca de los parámetros del modelo que son fijos en el modelo (por ejemplo mortalidad natural, parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt) para los cuales se realizan análisis de sensibilidad. La incertidumbre de tanto modelo como de parámetro debería ser incluida en cualquier estimación de incertidumbre, pero es más complicado combinar los dos, y por lo tanto son normalmente representadas por separado. En general, la incertidumbre de modelo es normalmente mayor que la incertidumbre de parámetro. Por la tanto, a fin de reflejar mejor la incertidumbre en la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe, podría ser apropiado incluir los resultados de distintos supuestos de estructura del modelo (Figura 2). No obstante, esto implicaría que todos los escenarios tienen una probabilidad igual, y requeriría la inclusión de escenarios realistas solamente. Asociar probabilidades entre los escenarios para los cálculos de

probabilidad en la matriz de estrategia de Kobe es problemático.

Si las estructuras del modelo pueden ser representadas mediante la formulación de estructuras en un solo modelo para que sean representadas por distintos valores de los parámetros del modelo, entonces la incertidumbre en la estructura del modelo puede ser estimada como incertidumbre de parámetro (por ejemplo, los modelos de dos parámetros de Ricker y Beverton-Holt pueden ser representados por modelos población-reclutamiento de tres parámetros). De lo contrario, es necesario usar análisis de sensibilidad o métodos de estimación bayesianos (por ejemplo, MCMC de salto reversible (*reversible jump MCMC*)) para investigar o estimar la incertidumbre en la estructura del modelo.

4.5. Supuestos estadísticos

Se estiman los parámetros del modelo de evaluación de poblaciones mediante el ajuste del modelo a los datos. Se ha de hacer supuestos acerca de cómo los datos se relacionan con las cantidades estimadas por el modelo. Típicamente, se usa la distribución de muestreo supuesta para los datos para generar una función de verosimilitud que se usa para medir cuán bien se ajusta el modelo a los datos. No obstante, la distribución de muestreo supuesta podría ser incorrecta. Por ejemplo, a menudo se supone que los datos de composición por edad y talla siguen la distribución multinomial bajo un muestreo aleatorio, pero los métodos de recolección de datos no son completamente aleatorios y causan que los datos estén correlacionados (Crone y Sampson 1998). En estos casos, el tamaño efectivo de la muestra es menor que el tamaño real de la muestra, y la función de verosimilitud multinomial que usa el tamaño real de la muestra es incorrecta. Existen métodos que se pueden usar para ajustar el tamaño de la muestra (Deriso *et al.* 2007; Maunder en prensa) o seleccionar entre funciones de verosimilitud alternativas (Dick *et al.* 2004), pero el uso de estos métodos incrementa la incertidumbre en las estimaciones (Maunder en prensa).

4.6. Variación de proceso

Se supone que la mayoría de los procesos en los modelos de evaluación de poblaciones son invariables a lo largo del tiempo. La excepción es el reclutamiento, que es a menudo modelado como desviaciones anuales alrededor de una relación población-reclutamiento (Fournier y Archibald 1982; Needle 2002). Otros procesos, tales como mortalidad natural, crecimiento, y selectividad, pueden asimismo cambiar a lo largo del tiempo como función del tamaño de la población o impulsos ambientales. Variación de proceso no modelada puede conducir a un sesgo en las estimaciones de los parámetros, particularmente si existe una tendencia a lo largo del tiempo. La variación del proceso podría conducir a incertidumbre adicional en las estimaciones de los parámetros. Existen enfoques estadísticamente rigurosos para modelar la variación del proceso, pero son computacionalmente intensivos (Maunder y Deriso 2003). En su lugar se usan atajos adecuados (Fournier y Archibald 1982), incluyendo métodos para combinar variación de parámetros y del proceso in las proyecciones (Maunder *et al.* 2006). Se ha argumentado también que se puede acomodar la variabilidad del proceso mediante la estimación del tamaño de la muestras y la desviación estándar de las funciones de verosimilitud, pero no sabemos de ningún estudio que demuestre esto.

La variación del proceso es asimismo muy importante al usar proyecciones a futuro para evaluar las estrategias de ordenación. Ya que a menudo se carece de información acerca de los procesos en el futuro, la naturaleza estocástica de la variabilidad del proceso necesita ser incluida. En el caso de los atunes tropicales, cuyo reclutamiento puede a menudo ser altamente variable y cuyo reclutamiento puede formar una porción sustancial de la biomasa, esto resulta en una incertidumbre sustancial. El reclutamiento futuro puede ser muestreado de una distribución paramétrica basada en supuestos o los datos históricos, o puede ser muestreada de los datos históricos directamente. Se puede muestrear los reclutamientos mismos o las desviaciones alrededor de la relación población-reclutamiento y aplicarlos a dicha relación. Cambios de régimen en el reclutamiento y otros procesos causan incertidumbre adicional en las proyecciones. Se necesita tomar una decisión acerca de cuál régimen persistirá en el futuro o si cada régimen debería ser muestreado con una cierta probabilidad.

Puede haber una diferencia importante entre las proyecciones a corto plazo y a largo plazo. Las

proyecciones a corto plazo pueden contener información sobre el reclutamiento de estudios pre-recluta o relaciones con índice ambiental. Las proyecciones a largo plazo no cuentan con el lujo de este tipo de datos, y tiene que basarse en la relación población-reclutamiento y la variabilidad del reclutamiento.

4.7. Error de implementación

La evaluación de estrategias de ordenación que usan proyecciones al futuro generalmente supone que las acciones de ordenación son aplicadas de forma exactamente congruente con la intención. Desgraciadamente, el mundo real con sus limitaciones prácticas significa que las acciones de ordenación pueden no actuar de la forma deseada. Por ejemplo, cambios en el medio ambiente pueden causar que una acción de ordenación basada en esfuerzo resulte en una tasa de mortalidad por pesca más alta o más baja de la deseada debido a cambios en la capturabilidad. Distintos métodos de pesca a menudo capturan peces de distintos tamaños, y el tamaño del pescado capturado puede afectar los puntos de referencia y el impacto de la pesquería sobre la población. Las acciones de ordenación pueden cambiar la repartición del esfuerzo entre artes y por lo tanto distorsionar la efectividad de la acción de ordenación. Además, las evaluaciones de las poblaciones son imprecisas y pueden contener sesgos, por lo que el asesoramiento de ordenación usado para aplicar las acciones de ordenación contendrá error. Se podría usar una evaluación de la estrategia de ordenación (Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth DS, Punt AE 1999) como alternativa a la matriz de estrategia de Kobe.

5. PESQUERÍAS DEL OPO

Las fuentes principales de incertidumbre que ejercen un impacto sustancial sobre las cantidades de ordenación en las evaluaciones de los atunes son la mortalidad natural, la inclinación de la relación población-reclutamiento, y el tamaño medio de los individuos viejos. Otras fuentes de incertidumbre incluyen la relación entre la CPUE y la abundancia.

Para representar la gama completa de incertidumbre en la evaluación, se debería estimar todos los parámetros del modelo, pero típicamente no es posible hacer esto. Aplicar probabilidades a priori informativas y realizar un análisis bayesiano podría permitir estimar la incertidumbre del modelo, pero construir estas probabilidades es problemático.

Las evaluaciones del OPO son realizadas actualmente con *Stock Synthesis* (Methot 2009), por lo que cualquier análisis es limitado a la funcionalidad de este programa. Son necesarias varias modificaciones del mismo para aplicar ciertos aspectos de los cálculos.

5.1. Inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt

Varios análisis recientes han demostrado que, en general, no es posible estimar la inclinación de la relación población-reclutamiento porque la estimación es imprecisa o estimada en el límite superior (ninguna relación entre reclutamiento y tamaño de la población; Conn *et al.* 2010; Lee *et al.* en preparación). Se puede usar un meta-análisis reciente de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Informe del Taller ISSF de 2011 sobre la Evaluación de Poblaciones, Roma, Italia, 14-17 de marzo de 2011) para guiar el desarrollo de una probabilidad a priori para la inclinación. La estimación para el atún aleta azul del sur (0,6) podría ser considerado un límite inferior de la inclinación, ya que se trata de un atún templado que desova solamente una vez al año, mientras que los atunes tropicales desovan continuamente durante el año. La mayoría de los atunes tropicales exhiben una inclinación de 0,75 o más. Una probabilidad a priori razonable para la inclinación correspondiente a los atunes tropicales podría tener una probabilidad de cero en 0,6, un incremento lineal a una probabilidad relativa de uno en 0,75, y entonces una probabilidad relativa de uno para todos los valores más altos de la inclinación (Figura 3). *Stock Synthesis* permite la inclusión de una probabilidad a priori en la inclinación, pero no de la forma ilustrada en la Figura 3.

5.2. Mortalidad natural

Se ha estimado la mortalidad natural para el atún patudo con un análisis de cohortes en datos de marcado

con información auxiliar (Maunder *et al.* 2010). Las estimaciones podrían ser usadas como probabilidad a priori, pero son muy inciertas (Figura 4). La aplicación de la mortalidad natural en *Stock Synthesis* no es conducente a la aplicación de probabilidades a priori a una mortalidad natural por edad y sexo.

5.3. Talla media de peces viejos

La talla media por edad es calculada a partir de datos de edad-talla de lecturas de otolitos. Desgraciadamente, en el caso de los atunes patudo y aleta amarilla, se puede obtener la edad de peces hasta la edad de unos cuatro años solamente. La talla media por edad puede también ser obtenida de datos de marcado y recaptura: talla de liberación, talla de recuperación, y tiempo en libertad. Los datos de marcado pueden ser usados para suplir los datos de edad para obtener información sobre la talla media por edad de individuos viejos, usando métodos estadísticamente rigurosos recientemente desarrollados (Eveson *et al.* 2004). Desgraciadamente, son recapturados pocos patudos y aletas amarillas grandes. Además, las curvas de crecimiento usadas en la evaluación de estas dos especies (las curvas de von Bertalanffy y de Richards, más flexible) no son suficientemente flexibles para representar el crecimiento de las mismas, produciendo tallas máximas que son irracionalmente altas. Por lo tanto, las curvas de crecimiento actuales necesitan ser modificadas antes de que se puedan usar los datos para desarrollar una probabilidad a priori para la talla de individuos viejos. Si se crea una probabilidad a priori, debería ser una probabilidad a priori conjunta para todos los parámetros del modelo de crecimiento. *Stock Synthesis* no está ideado para incluir el modelo de crecimiento de dos estrofas o probabilidades a priori multivariadas.

5.4. Análisis MCMC bayesiano

Las ejecuciones iniciales de análisis MCMC bayesiano de la evaluación del atún patudo tardó varios días pero pareció prometedor. Con el equipo informático actual no es posible obtener estos resultados con rapidez para escenarios múltiples, pero podría ser posible obtener estimaciones de la incertidumbre para componentes clave de la gráfica de Kobe y Matriz de estrategia de Kobe para incluir en informes de evaluación de poblaciones o de ordenación.

El análisis bayesiano depende de que el estimador no esté sesgado, pero ocurre sesgo comúnmente porque el modelo está especificado erróneamente, hay anomalías en los datos, o simplemente porque el estimador está sesgado inherentemente. Por ejemplo, la incapacidad de *Stock Synthesis* de modelar una curva de crecimiento compuesta crea una especificación errónea que causa que la talla media de los peces viejos sea irracionalmente alta, lo cual afecta las estimaciones de las cantidades de ordenación. Existe un sesgo inherente en las estimaciones de la inclinación que frecuentemente impulsa a las estimaciones de los parámetros al límite superior de la probabilidad a priori. Aún si no se estima la inclinación en el límite, podría ser que son anomalías en los datos que afectan las estimaciones y no señales reales en los datos. Por lo tanto, aún si el análisis bayesiano parece estar funcionando adecuadamente, no queda claro si las declaraciones de probabilidad resultantes son apropiadas para usar en las gráficas de Kobe o la matriz de estrategia de Kobe.

6. CONCLUSION

Las fuentes principales de incertidumbre en la evaluación de las acciones de ordenación que usan proyecciones a futuro son: 1) parámetros para los cuales se cuenta con poca información en los datos y que son fijos en el modelo (por ejemplo, mortalidad natural); 2) incertidumbre en la estructura del modelo; y 3) variabilidad futura del proceso (por ejemplo, reclutamiento). Los modelos actuales incorporan variabilidad futura del proceso en reclutamiento, y análisis de sensibilidad pueden ser usados para evaluar la incertidumbre en la estructura del modelo y los parámetros fijos. Existen enfoques que incluyen la incertidumbre en la estructura del modelo en el análisis (por ejemplo, análisis bayesianos que usan MCMC de salto reversible), pero son computacionalmente intensivos, particularmente en el caso de los modelos complejos de captura por talla estructurados por edad usados para evaluar los atunes en el OPO. Gran parte de la incertidumbre en las evaluaciones actuales de las poblaciones de atunes patudo y aleta amarilla en el OPO puede ser representada por parámetros del modelo, y los análisis iniciales

indican que un análisis MCMC bayesiano inicial completo podría ser un método práctico para estimar la incertidumbre requerida para la creación de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe. No obstante, los sesgos inherentes en los estimadores y los sesgos debidos a especificación errónea del modelo o anomalías en los datos seguirán presentes en la construcción de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe. Los análisis de sensibilidad podrían ser un método más apropiado para evaluar estos sesgos y especificaciones erróneas del modelo, pero no es sencillo crear las declaraciones de probabilidad necesarias para la matriz de estrategia de Kobe a partir de análisis de sensibilidad. Es posible que sea necesario hacer caso omiso a las complejidades de la gráfica de Kobe relacionadas con la selectividad y reclutamiento que varían con el tiempo, pero son los valores actuales que son los más importantes, y las estimaciones de la incertidumbre deberían enfocarse en esas cantidades. *Stock Synthesis*, el programa usado actualmente para realizar evaluaciones de las poblaciones de atunes en el OPO, requiere varios cambios para implementar el tipo de análisis bayesiano que se usaría para producir la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe.

REFERENCIAS— REFERENCES

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2011. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 11: 17-156.
- Butterworth, D.S., Cochrane, K.L., De Oliveira, J.A.A. 1997. Management procedures: a better way to management fisheries? The South African experience. In: Pikitch EL, Huppert DD, Sissenwine MP (eds) *Global Trends: Fisheries Management*. American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda, pp 83–90.
- Butterworth, D.S., Punt, A.E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Journal of Marine Science* 56: 985–998.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Conn, P.B., Williams, E.H., and Shertzer, K.W. (2010) When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 511-523.
- Crone, P. R., Sampson, D. B., 1998. Evaluation of assumed error structure in stock assessment models that use sample estimates of age composition, in: Funk, F., Quinn II, T. J., Heifetz, J., Ianelli, J. N., Powers, J. E., Schweigert, J. J., Sullivan, P. J., C. I. Zhang, (Eds.), *Fishery Stock Assessment Models: Proceedings of the International Symposium on Fishery Stock Assessment Models for the 21st Century held in Anchorage, Alaska, 8-11 October 1998*, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01, University of Alaska Fairbanks, pp. 355-370.
- De Oliveira J.A.A., Butterworth D.S., Johnston S.J. 1998. Progress and problems in the application of management procedures to South Africa's major fisheries. In: Funk F, Quinn II TJ, Heifetz J, Ianelli JN, Powers JE, Schweigert JJ, Sullivan PJ, Zhang CI (eds) *Fishery Stock Assessment Models*. Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01, University of Alaska Fairbanks, pp 513–530
- Deriso, R.B., Maunder, M.N., and Skalski, J.R. 2007. Variance estimation in integrated assessment models and its importance for hypothesis testing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 187-197.
- Dick, E.J. 2004. Beyond “lognormal versus gamma”: discrimination among error distributions for generalized linear models. *Fisheries Research* 70 351–366.
- Eveson, J.P., Laslett, G.M., and Polacheck, T. 2004. An integrated model for growth incorporating tag recapture, length-frequency, and direct aging data. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 61 (2): 292-306.
- Fournier, D. and Archibald, C.P. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 39, 1195-1207.
- Goodyear, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. p. 67-81. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard (ed.) *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120.

- Hilborn, R. and Walters, C.J.. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York.
- Z., Jiangfeng Zhu, Chen, Y., Dai, X., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. (in review). Implications of uncertainty in the spawner-recruitment relationship for fisheries management: an illustration using bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. ICES Journal of Marine Science
- Lee, H-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. (in review) Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models?
- Maunder, M.N. (in press) Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: estimating the effective sample size. *Fisheries Research*.
- Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries*, 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2008. Maximum Sustainable Yield. In Sven Erik Jørgensen and Brian D. Fath (Editor-in-Chief), *General Ecology*. Vol. [3] of *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. [2292-2296] Oxford: Elsevier.
- Maunder, M.N. and Aires-da-Silver, A. 2011. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 11: 3-16.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2003. Estimation of recruitment in catch-at-age models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1204-1216.
- Maunder M.N., Harley, S.J., and Hampton, J. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Journal of Marine Science* 63: 969-979.
- Maunder M.N., Schnute, J.T., and Ianelli, J. 2009. Computers in Fisheries Population Dynamics. In Megrey, B.A. and Moksness, E. [eds.]. *Computers in Fisheries Research*. Springer, pp: 337-372.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Deriso, R., Schaefer, K., and Fuller, D. 2010. Preliminary estimation of age and sex specific natural mortality of Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying cohort analysis with auxiliary information to tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 10: 253-278.
- Methot, R.D.Jr., 2009. Stock Assessment: Operational Models in Support of Fisheries Management, in Beamish, R.J., Rothschild, B.J. (Eds.), *The future of fisheries science in North America*, Fish Fish. Ser., 137-165.
- Myers, R.A., Bowen, K.G., and Barrowman, N.J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 2404-2419.
- Needle, C.L. 2002. Recruitment models: diagnosis and prognosis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 95-111.
- Patterson, K., Cook, R., Darby, C., Gavaris, S., Kell, L., Lewy, P., Mesnil, B., Punt, A., Restrepo, V., Skagen, D.W., Stefánsson, G., 2001. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting. *Fish Fisher*. 2, 125-157.
- Punt, A.E. and Hilborn. R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 35-63.
- Quinn, T.J. II, and Deriso, R.B. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York, N.Y.
- Sinclair, A.F., 1993. Partial recruitment considerations in setting catch quotas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 734-742.
- Williams, E.H. and Shertzer K.W. 2003. Implications of life-history invariants for biological reference points used in fishery management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 710-720.

COMPARISON OF MANAGEMENT REGULATIONS FOR BLUEFIN TUNA IN THE EASTERN AND WESTERN PACIFIC OCEAN

This report summarizes the management advice and recommendations for bluefin tuna in the Pacific Ocean, with a focus on management advice for the eastern Pacific Ocean (EPO). Except for some minor catches by other countries, the fleets of Mexico and the United States take all the catch of bluefin tuna from the EPO. The average catches of bluefin tuna by these two fleets, by all gears, for the periods considered by [Maunder et al. \(2010\)](#)¹ for the EPO (1994-2007) and by the Western and Central Pacific Fisheries Commission's (WCPFC) [Conservation and Management Measure 2010-04](#) (2002-2004), and total catches in the western and central Pacific Ocean (WCPO), are as follows:

	Mexico	USA	EPO	WCPO
1994-2007	3,063	1,144	4,207	18,993
2002-2004	4,619	403	5,023	16,633

Maunder *et al.* (2010), which focuses on management advice for fisheries in the EPO, developed a management “indicator” for bluefin tuna that is based on calculating the impact of fisheries on the stock of fish by integrating multiple years of fishing mortality, while taking the age structure of the fishing mortality into consideration. The indicator provides only relative information about the impact of the fishery, and is not sensitive to the value of natural mortality.

The fisheries in the WCPO have had a greater impact than the EPO fisheries, and their rate of increase in recent years is higher. In the EPO, the impact of the fisheries was substantially lower during 1994-2007, with an average catch of 4,221 metric tons, than it was during 1970-1993, when the stocks were depleted to a much lower relative size. However, the impact has been increasing recently. Maunder *et al.* (2010) recommended that catch levels should be set based on those years when the impact was low until the uncertainty in the assessment is reduced..

WCPFC [Conservation and Management Measure 2010-04](#) limits total fishing effort and catches of juveniles (age 0-3) during 2011-2012 by vessels fishing for Pacific bluefin tuna north of 20°N to below the 2002-2004 levels, except for artisanal fisheries.

The WCPFC measure is restricted to juveniles (age 0-3), which is not the case in Maunder *et al.* (2010). Also, the period recommended by the WCPFC for averaging historical catch for developing catch limits (2002-2004) is much shorter than that of Maunder *et al.* (2010) (1994-2007). Furthermore, during 2002-2004 the average catch in the EPO was higher than during 1994-2007, whereas in the WCPO it was lower. Therefore, using the same years for determining catch limits in the EPO and WCPO may not be appropriate.

¹ Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Deriso, R. 2010. A fishery-impact-based management reference level for Pacific bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 11: 262-270.

COMPARCIÓN DEL REGLAMENTO DE ORDENACIÓN DEL ATÚN ALETA AZUL EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL Y OCCIDENTAL

El presente informe resume el asesoramiento y las recomendaciones de ordenación del atún aleta azul en el Océano Pacífico, enfocando en el asesoramiento correspondiente al Océano Pacífico oriental (OPO). Con la excepción de algunas capturas poco importantes por otros países, las flotas de México y los Estados Unidos realizan toda la captura de atún aleta azul del OPO. Las capturas medias de esta especie por estas dos flotas en el OPO, por todas las artes, durante los períodos considerados por [Maunder et al. \(2010\)¹](#) (1994-2007) y por la [Medida de Conservación y Ordenación 2010-04](#) de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) (2002-2004), y las capturas totales en el Océano Pacífico central y occidental (OPCO) son las siguientes:

	México	EE.UU.	OPO	OPCO
1994-2007	3,063	1,144	4,207	18,993
2002-2004	4,619	403	5,023	16,633

Maunder *et al.* (2010), que se enfocan en el asesoramiento de ordenación para las pesquerías en el OPO, desarrollaron un “indicador” de ordenación para el atún aleta azul que se basa en el cálculo del impacto de la pesca sobre la población de peces mediante la integración de múltiples años de mortalidad por pesca, tomando en consideración la estructura por edad de la mortalidad por pesca. El indicador brinda información tan sólo relativa sobre el impacto de la pesca, y no es sensible al valor de la mortalidad natural.

Las pesquerías en el OPCO han ejercido un impacto mayor que las pesquerías del OPO, y su tasa de crecimiento en los últimos años es mayor. En el OPO, el impacto de la pesca fue sustancialmente menor durante 1994-2007, con una captura promedio de 4.221 toneladas, que durante 1970-1993, cuando las poblaciones se encontraban reducidas a un tamaño relativo mucho menor. No obstante, el impacto viene aumentado recientemente. Maunder *et al.* (2010) recomendaron que los niveles de captura deberían ser fijados con base en esos años cuando el impacto fue bajo hasta que se reduzca la incertidumbre en la evaluación.

La [Medida de Conservación y Ordenación 2010-04](#) de la WCPFC limita el esfuerzo de pesca total y las capturas de juveniles (edad 0-3) durante 2011-2012 por los buques que pescan atún aleta azul del Pacífico al norte de 20°N a menos de los niveles de 2002-2004, excepto las pesquerías artesanales.

La medida de la WCPFC está limitada a los juveniles (edad 0-3), lo cual no es el caso en Maunder *et al.* (2010). Además, el período recomendado por la WCPFC para promediar la captura histórica para desarrollar los límites de captura (2002-2004) es mucho más corto que aquél de Maunder *et al.* (2010) (1994-2007). Además, durante 2002-2004 la captura media en el OPO fue mayor que durante 1994-2007, mientras que el OPCO fue menor. Por lo tanto, usar los mismos años para determinar los límites de captura en el OPO y OPCO podría no ser apropiado.

¹ Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Deriso, R. 2010. Un nivel de referencia para la ordenación basado en el impacto de la pesca para el atún aleta azul del Pacífico en el Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Com., Informe de Evaluación de Stocks, 11: 262-270.