

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL

Stock Assessment Report 1
Informe de Evaluación de Stocks 1

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 1999
CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 1999

La Jolla, California

2001

INTRODUCTION

This report consists of seven Background Papers on tunas and billfishes prepared for the 66th meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in San Jose, Costa Rica, on June 14-15, 2000. Most of these include data through 1999. In previous years these Background Papers were published, with minor modifications, in the Annual Reports of the IATTC. However, to make the IATTC staff's assessments widely available as soon as possible, they will henceforth be published in a new series, the Stock Assessment Reports.

INTRODUCCION

Este informe consiste de siete documentos de información sobre atunes y peces picudos preparados para la 66ª reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en San José de Costa Rica el 14 y 15 de junio de 2000. La mayoría incluyen datos de 1999. En años anteriores se publicaban estos documentos, con leves cambios, en los Informes Anuales de la CIAT. Para permitir difundir las evaluaciones realizadas por el personal de la CIAT con la mayor prontitud posible, en el futuro serán publicados en una nueva serie, los Informes de Evaluación de Stocks.

CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean by Mark N. Maunder and George M. Watters.....	5
Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean.....	87
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by George M. Watters and Mark N. Maunder	109
Status of bluefin tuna in the Pacific Ocean by William H. Bayliff.....	211
Status of albacore tuna in the Pacific Ocean.....	255
Status of blue marlin in the Pacific Ocean by Michael G. Hinton.....	284
Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean by Patrick K. Tomlinson.....	320

INDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental por Mark N. Maunder y George M. Watters	60
Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental	104
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental por George M. Watters y Mark N. Maunder	179
Condición del atún aleta azul en el Océano Pacífico por William H. Bayliff	242
Condición del atún albacora en el Océano Pacífico	272
Condición del marlín azul en el Océano Pacífico por Michael G. Hinton.....	310
Análisis de modelo de producción del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental por Patrick K. Tomlinson.....	334

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Mark N. Maunder and George M. Watters

CONTENTS

1. Executive summary.....	5
2. Data.....	6
3. Assumptions and parameters	10
4. Stock assessment.....	13
5. Stock status	20
6. Simulated effects of future fishing operations	24
7. Future directions	28
Figures	29
Tables.....	54
References.....	85

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An age-structured, catch-at-length analysis is used to conduct this assessment. The analysis method is described by Maunder and Watters (2000), and readers are referred to that manuscript for technical details.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches from a number of different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Environmental influences on recruitment and fishing efficiency have also been considered in the assessment.

The recruitment of yellowfin tuna to the fisheries in the EPO is variable, and appears to be related to sea-surface temperatures (SSTs). The levels of recruitment to the fishery, at the age of 6 months, are positively correlated with the SSTs at the time of spawning 6 months earlier. It appears that the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1984 and 1985-1999), the second being higher than the first. These two regimes in recruitment are also correlated with regimes in the SSTs. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass and fishing mortality; the higher recruitment regime producing greater biomasses and lower fishing mortalities. The spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO was below the level that will support the average maximum sustainable yields (AMSYs) during the low-recruitment regime, but above that level during the high-recruitment regime. The two different productivity regimes may support two different levels of AMSY and associated SBRs. The current SBR is above the SBR level at AMSY, based on the current (1985-1999) productivity regime, and also within the range that has been suggested as target levels for other species. The effort levels are estimated to be around the levels that will support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large recruitment entering the fishery, the biomass and catch levels are much greater than the corresponding values at the AMSY. Future projections under the current effort levels and average recruitment indicate that the population will decline to an SBR level slightly less than that which will support the AMSY. These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-1999 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1985-1999 period it is likely that the estimates of SBR and catches would be higher.

The analysis indicates that a very strong cohort entered the fishery in 1998 and that this cohort increased the SBR and catches during 1999. There is also an indication the most recent recruitments are

low, which may lead to lower SBRs and catches, as is indicated by future projections under the current effort level. The lower SSTs may also indicate that the most recent recruitments will prove to be lower. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

The overall average weights of yellowfin that are caught have consistently been much less than the critical weight, indicating that, from the yield-per-recruit standpoint, the yellowfin tuna in the EPO are overfished. There is substantial variability in the average weights of the yellowfin taken by the different fisheries, however. In general, the floating-object (Fisheries 1-4), unassociated (Fisheries 5 and 6), and baitboat (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller fish than do the dolphin (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern (Fishery 7) dolphin fisheries. The AMSY calculations indicate that the yield levels could be greatly increased if the fishing effort is directed toward the fisheries that catch yellowfin that are closest to the critical weight (longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins). This would also increase the SBR levels.

Moderate changes in the level of surface fishing effort are predicted to have no effect on the total catch of the primary surface fleet, but would substantially affect the SBR, the total catch of the longline fleet, and the average weight of fish in the catch from all fisheries combined. Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent of its recent average would decrease the SBR, average weight of fish in the combined catch, and total catch taken by the longline fleet. Reducing the level of surface fishing effort to 75 percent of its recent average would have the opposite effects. Avoiding the capture of unmarketable yellowfin tuna around floating objects, particularly FADs, would not significantly affect the SBRs and catches, but would moderately increase the average weight.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 1999 were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 1999, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of 17 April 2000. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Sixteen fisheries are defined for the stock assessment of yellowfin tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine, baitboat, and longline), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The yellowfin fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery is illustrated in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also illustrated in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined such 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 a mix of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 15).

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of yellowfin, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1.

The IATTC staff has adopted three definitions relating to catch data; these terms are used throughout this report.

Landings – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and delivered to any landing facility at a subsequent time. (The landings are not necessarily delivered to the landing facility during the same time period that the fish were removed from the population.)

Discards – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and NOT delivered to any landing facility at a subsequent time. (These fish are generally thrown overboard.)

Catch – the total amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time (catch = landings + discards).

All three of these types of data are used to assess the stock of yellowfin tuna. Removals by Fisheries 10-12 are simply landings (Table 2.1). Removals by Fisheries 1-4 are landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2) (Table 2.1). The removals by Fisheries 5-9 are landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Removals by Fisheries 13-16 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.2) (Table 2.1).

2.2.1. Catch

Trends in the catch of yellowfin tuna in the EPO during each quarter between January 1975 and December 1999 are illustrated in Figure 2.2. The majority of catch of yellowfin has been taken by purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and by purse-seine sets on yellowfin in unassociated schools. It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from January 1, 1975, and substantial amounts of yellowfin were already being removed from the EPO by that time.

There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of yellowfin tuna made by the surface fleet (Figure 2.2, Fisheries 1-10 and 13-16). This variation occurs in the total amount of catch, the spatial distribution of the catch, and in the set type of the catch. In general, catches of yellowfin have been dominated by sets on dolphins and unassociated schools, with dolphin sets predominating since 1985. The total catch of yellowfin associated with floating objects has shown a cyclic pattern, with high catches during the late 1970s to early 1980s, late 1980s to early 1990s, and late 1990s. For Fisheries 3 and 4, which include most of the floating object-caught yellowfin before 1993, there appears to be a negative relationship between the catch in these two areas, indicating inter-annual differences in catch rates and/or movement of vessels between these two areas (Figure 2.2). Since about 1993, when FADs became more widely used, the catches of yellowfin tuna associated with floating objects increased substantially in Fisheries 1 and 2 and there was also an increase in catch from Fishery 4 to around the levels seen during the early 1980s (Figure 2.2). Fishery 3 has seen a decline in the yellowfin catch over the past 10 years (Figure 2.2). The total annual catches of yellowfin by sets on unassociated schools have been fairly consistent since about 1975, but with high quarterly variation (Figure 2.2, Fisheries 5 and 6). The total catch of yellowfin by sets on unassociated schools showed distinct spikes in 1988, 1993, and 1999. The catches by sets on dolphins declined from 1975 to 1984, but greatly increased in 1985, declined until 1993 and since then has increased slightly. This trend is seen in Fisheries 7 and 8, but not in fishery 9. Since 1975, the catches by baitboats have made up only a very small proportion of the total catch of yellowfin.

There has also been substantial annual and quarterly variation in the longline catches of yellowfin tuna (Figure 2.2). Longline catches from the area north of 15°N, have been very seasonal, and the greatest catches have usually been taken during the first quarter of the year (Figure 2.2, Fishery 11). The longline catches from the area south of 15°N have also shown high seasonal variation, and the greatest catches have usually been taken during the third quarter of the year (Figure 2.2, Fishery 12). There appears to be a negative relationship between the catch in these two areas on a seasonal basis, indicating intra-annual differences in catch rates and/or movement of vessels between these two areas (Figure 2.2). The longline catches in the southern area peaked during the early 1990s, and have declined since then. The IATTC database does not currently contain information on the longline catches during 1999 (see Section 2.2.2 for information on how effort data for longliners that operated during 1999 are treated). Although the catch data presented in Figure 2.2 are in weight, the catches in numbers of fish are used to account for longline removals of yellowfin in the stock assessment.

2.2.2 Effort

A complicated method is used to estimate the amount of fishing effort exerted by purse-seine vessels. A short description of this method follows, but readers are referred to Maunder and Watters (2000) for additional details. Fishing effort for purse seiners is estimated by a five-step process. In Step 1, information from the IATTC logbook database is used to compute the catch per days of fishing (CPDF) of all three tuna species (bigeye, yellowfin, and skipjack) and all set types (floating object, dolphin, and unassociated) combined. This computation is done for each month and IATTC length-frequency sampling area (see Figure 2.1). In Step 2, the estimates of the CPDF are divided into estimates of the total landings (by month and length-frequency sampling area for all three tuna species combined) from the IATTC landings database (hail weights and cannery statistics). This division raises the effort from logbook data to include effort that was not reported in vessel logbooks, providing an estimate of the total days fished for all three set types combined in each month and length-frequency sampling area. In Step 3, linear regression models (one model for each year) are used to determine the average number of days fishing required to make a single set of each set type. In 1990, for example, sets on floating objects, dolphins, and unassociated schools of tuna were estimated to take, respectively, averages of about 1.3, 0.9, and 0.7 days each. In Step 4, the results from the regression analyses are used in conjunction with the number of sets (by set type) recorded in the logbook database to predict the proportion of days fished per set type. Finally, in Step 5, the total days fished from Step 2 are multiplied by the proportions from Step 4 to obtain estimates of the total days fished by set type within each time-area stratum.

The fishing effort for baitboats (total days fished) is estimated by computing the CPDF from the information in the IATTC logbook database and dividing CPDF into the total landings taken from the IATTC landings database. These estimates are made for each month and length-frequency sampling area (see Figure 2.1).

The longlining effort data for yellowfin tuna is taken from the IATTC landings database. These landings include data provided to the IATTC staff by Japan, the Republic of Korea, Taiwan, and French Polynesia.

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO are plotted in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-10 and 13-16) is in days fishing. Fishing effort for longliners (Fisheries 11 and 12) is in numbers of hooks.

There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by surface gears. Prior to 1993, fishing effort directed at tunas associated with floating objects was at high levels from about 1978 to 1982 (Figure 2.3, Fisheries 1-4). Fishing effort directed at tunas associated with floating objects was relatively stable during 1983-1993 (Figure 2.3, Fisheries 1-4), but has increased substantially since 1993 (Figure 2.3, Fisheries 1-4). Recently, the total effort directed at tunas associated with floating objects has been at a level similar to that exerted during the late 1970s and early 1980s (Figure 2.3, Fisheries 1-4). Fishing effort directed at tunas in unassociated schools reached its highest levels from about 1977 to 1981 (Figure 2.3, Fisheries 5 and 6). Since this period, fishing effort directed at tunas in unassociated schools has remained relatively stable (Figure 2.3, Fisheries 5 and 6). It is assumed that the fishing effort in Fisheries 13-16 is equal to that in Fisheries 1-4 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 13-16 are derived from those taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.3).

There has also been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by longliners operating in the EPO. In the area north of 15°N (Fishery 11), there have always been large, seasonal variations in fishing effort, but, on an annual scale, the fishing effort peaked during the early to mid 1990s. In the area south of 15°N, there has been much less quarterly variation in fishing effort exerted by longliners (Figure 2.3, Fishery 12). The longlining effort in this area increased from 1975 to 1978, and was relatively stable during the late 1970s and early 1980s, but then it increased sharply between 1985 and 1987 (Figure 2.3, Fishery 12). The longlining effort south of 15°N stayed fairly constant through 1993, but declined after that (Figure 2.3, Fishery 12). The IATTC databases do not contain catch and effort in-

formation from longlining operations conducted in the EPO during 1999. To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, it is assumed that the amount of longlining effort exerted during each quarter of 1999 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 1998.

The large quarter-to-quarter variations in fishing effort illustrated in Figure 2.3 are partly a result of how fisheries have been defined for the purposes of stock assessment. Fishing vessels often tend to fish in different locations at different times of year, and, if these locations are widely separated, this behavior can cause fishing effort in any single fishery to be more variable.

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that yellowfin tuna are discarded from catches made by purse-seine vessels for one of two reasons. First, yellowfin may be discarded because of inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel). Second, yellowfin may be discarded because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In each case, the amount of yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (2000). Regardless of the reason that yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish are killed.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to all the catches made by purse-seine vessels. No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993, and it is assumed that there were no discards during this period. For surface fisheries, excluding baitboats, that have operated since 1993 (Fisheries 1-9), there are periods when observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/landings) is equal to the discard rate for the closest time period when observer data were sufficient to estimate the discards. The addition of discards to catches from the purse-seine fleet was not done in previous assessments of yellowfin tuna in the EPO. No observer data are available to estimate the discards for the baitboat fishery (Fishery 10), and it is assumed that there are no discards in this fishery.

Discards that result from the process of sorting the catch in the floating-object fisheries (Fisheries 1-4) are treated as separate fisheries (Fisheries 13-16). It is important to treat these discards separately because the size-composition data collected from port sampling (see Section 2.3) cannot provide information about the size of these discarded fish. Thus, discards that result from sorting the catch represent removals for which size compositions must be obtained at sea. IATTC observers collect limited information on the sizes of discarded tunas. All that is known about the fish that are discarded during sorting is that they are mostly small fish that weigh less than about 2.5 kg (see Section 2.3 for an estimate of the maximum size of these fish). By creating fisheries whose catch is composed exclusively of small, discarded fish, it is possible to conduct a stock assessment without detailed data on the size composition of the discards. This is possible because the small fish that are discarded during sorting are likely to belong to only a few age classes. The catches taken by Fisheries 13-16 (Figure 2.2) are currently the best estimates of the amount of fish discarded by sorting the catches taken by Fisheries 1-4. Estimates of the amount of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take yellowfin associated with floating objects (Fisheries 1-4) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

It is assumed that yellowfin tuna are not discarded from longline fisheries (Fisheries 11 and 12).

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch yellowfin tuna of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is illustrated in Figure 2.4. The sizes of the yellowfin caught in association with floating objects (Fisheries 1-4) are less than those caught in the other fisheries. The majority of the yellowfin caught in the floating-object fisheries are between 30 and 75 cm long.

The sizes of the yellowfin caught in unassociated schools (Fisheries 5 and 6) are, on average, greater than those caught in the floating-object fisheries. The majority of the yellowfin caught in unassociated schools are between 30 and 100 cm long.

The sizes of the yellowfin caught in association with dolphins (Fisheries 7-9) are greater than those caught in the other surface fisheries. The majority of the yellowfin caught in association with dolphins are between 50 and 150 cm long.

The sizes of the yellowfin caught by the baitboat fishery (Fishery 10) are similar to those of the fish caught by the floating-object fisheries. The majority of the yellowfin caught by the baitboat fishery are between 35 and 75 cm long.

The size compositions of the yellowfin caught by the two longline fisheries (Fisheries 11 and 12) are different. In the northern area, longliners catch a wider range of sizes, from medium to large, with high levels for all lengths between 100 and 150 cm (Figure 2.4, Fishery 11). In the southern area, longliners catch mostly large yellowfin, with a mode at about 125 cm (Figure 2.4, Fishery 12). The size compositions of the catches by these two longline fisheries have changed relatively little over time.

Data on the size compositions of discards from fisheries that catch yellowfin in association with floating objects (Fisheries 13-16) are limited. IATTC observers collect information on the size composition of the discards, but they do not currently measure the fish. The observers categorize the fish into the following groups: large (greater than 15 kg), medium (2.5-15 kg), and small (less than 2.5 kg). It is assumed that the catches in Fisheries 13-16 are composed entirely of fish in the small category. Thus, using the weight-length relationship presented in Section 3.1.1, this assumption implies that the catches in Fisheries 13-16 are composed entirely of fish less than about 51 cm in length (less than about 1 year old, according to the growth curve of Wild (1986)). It is assumed that yellowfin are recruited to the discard fisheries when they are about 6 months old and about 33 cm in length.

2.4. Auxiliary data

No auxiliary data (*e.g.* data from tagging studies) were used in the current assessment of yellowfin tuna in the EPO.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth of yellowfin tuna was estimated by Wild (1986), who used the Richards growth equation and counts of daily increments in yellowfin otoliths ($L_{\infty} = 188.2$, annual $k = 0.724$, $t_0 = 1.825$ years, $m = 1.434$). In the assessment for yellowfin, the IATTC staff approximates the Richards growth curve by using individual values for mean length at age for ages 2-5 quarters and a von Bertalanffy growth curve for ages 6 quarters and above (Figure 3.2, Table 4.2). The two-phase growth curve was used in the assessment because the von Bertalanffy curve does not provide good fits to growth data for the full range of ages for yellowfin (Wild 1986, Bayliff 1988).

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.

3.1.2. Recruitment and reproduction

It is assumed that yellowfin tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. It should be noted that this assumption is different from one made in previous assessments of yellowfin in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). In previous assessments, yellowfin were assumed to be recruited to the fishery only twice per year. Recruitment may occur more than twice per year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in an appropriate range (Schaefer 1998).

No strong assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the stock assessment of yellowfin. An assumption is made, however, about the way that recruitment can vary around its average level. It is assumed that recruitment should not be less than 25 percent of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1 percent of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Yellowfin tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 33 cm (about 2 quarters old) (see Section 2.3). At this size (age), the fish are vulnerable to being discarded from fisheries that catch fish in association with floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 13-16).

The proportion of females in each age-class which are mature is used to estimate the spawning biomass of the stock. The proportion of females mature at age is estimated from the mean lengths at age (Figure 3.2), the proportions mature at age (Schaefer 1998) (Figure 3.3), and the sex ratio at age (Schaefer 1998) (Figure 3.4).

3.1.3. Movement

Information on tagging experiments conducted on yellowfin tuna in the EPO, using conventional tags, is given by Blunt and Messersmith (1960), Schaefer *et al.* (1961), Fink and Bayliff (1970), Bayliff and Rothschild (1974), Bayliff (1979), Ishii (1979), Hunter *et al.* (1986), and Deriso *et al.* (1991). The data obtained from such experiments is of limited value because information is obtained only for the locations and dates of release and the locations and dates of recapture, so there is no information as to where the fish were during the period between their release and recapture. Most of the above reports include results based on the numbers of recaptures per unit of fishing effort in the area-time strata of recapture, rather than the number of recaptures in those strata. This removes some of the bias due to unequal amounts of fishing effort in the various strata, but no attempts were made to guess which strata the fish were in during the periods between their release and recapture and incorporate these data into the analyses. Nevertheless, considerable amounts of valuable information were obtained. For example, it was learned that: (1) there is little exchange of fish between the EPO and the central and western Pacific Ocean; (2) there is little exchange of fish among distant locations within EPO; (3) fish tagged in the same area-time strata in different years do not always move similarly; (4) there is little exchange of fish between the fish of the Baja California-Revillagigedo Islands areas and contiguous areas; (5) fish tagged near the Gulf of Guayaquil, an area of high productivity, are frequently recaptured in the Gulf of Guayaquil, but fish tagged in the Gulf of Guayaquil are seldom recaptured elsewhere. Nevertheless, for the purposes of the current assessment, it is assumed that yellowfin move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the start of each quarter of the year.

3.1.4. Natural mortality

Throughout much of the Pacific, the ratio of male to female yellowfin in the catch changes in favor of males as the size of the fish in the catch increases (Schaefer 1998). This trend can be interpreted in at least three ways. First, it is possible that large females are less vulnerable to fishing than large males (perhaps because large females do not occur in the main fishing areas). Second, it is possible that females grow more slowly than males. Third, it is possible that large females die at a more rapid rate than do large males (perhaps because the physiological costs of reproduction are higher for females). The third

interpretation has been used in the current stock assessment of yellowfin from the EPO (see the following paragraphs).

For the current stock assessment, it is assumed that, as yellowfin tuna grow older, the natural mortality rate (M) changes. This assumption is similar to that made in previous assessments by the IATTC staff, where the natural mortality rate is assumed to increase for females after they reach the age of 30 months (*e.g.* Anonymous 1999). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and the natural mortality rate is treated as a rate for males and females combined.

A combined natural mortality curve that changes with age is biologically justifiable. It is assumed that the mortality curve is composed of three phases (Figure 3.1). Early in life, in the first phase of the mortality curve, M is assumed to be high because yellowfin tuna of both sexes are small and vulnerable to predation by other fishes. As the fish grow through the first phase, they become less vulnerable to predation, and the natural mortality rate is assumed to decline (Figure 3.1). Data from yellowfin tagged and recaptured in the western and central Pacific (Hampton 2000) and estimates for yellowfin in the western and central Pacific from stock assessment models (Hampton and Fournier 2000) suggest that the trend described above is reasonable.

After the onset of sexual maturity, in the second phase of the natural mortality curve, it is assumed that the combined M increases as age increases (Figure 3.1). This increase is consistent with the third interpretation of changes in size-specific sex ratios described in first paragraph of this section. Mature males are assumed to have a constant annual natural mortality rate of 0.8 (quarterly rate of 0.2).

Late in life, in the third phase of the mortality curve, the combined natural mortality rate is assumed to decrease (Figure 3.1). This decrease occurs because the high rate for females during the second phase of the mortality curve would have removed most of the females from the population. Under these conditions, the combined natural mortality rate decreases and eventually becomes equal to the assumed rate for males (annual $M = 0.8$, quarterly $M = 0.2$) when all the females have died.

The values of quarterly M actually used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.1. These values were calculated by making the assumptions described above, fitting to sex ratio data (Schaefer 1998), and comparing the values with those estimated for yellowfin in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000; Hampton and Fournier 2000).

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.*, and it appears that the mixing of fish between the EPO and the areas to the west of it is not extensive. Therefore, for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

The current stock assessment includes the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin tuna in the EPO. This assumption is supported by observations that spawning of yellowfin is temperature-dependent (Schaefer 1998). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of yellowfin in the EPO, a temperature variable is incorporated into the stock assessment model, and it is determined whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. For the current assessment, sea-surface temperature (SST) anomalies in an area combined of two boxes from about 20°N-11°S latitude and 99°W-150°W longitude and about 11°N-11°S latitude and 84°W-101°W longitude are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The temperature data were included in the model based on the quarter during which the fish were hatched. The SST data were obtained from the U.S. Na-

tional Oceanic and Atmospheric Administration Climate Diagnostics Center at <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl> (Kalnay *et al.* 1996).

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1. It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear. For example, current shear changes the shape of tuna longlines and affects how deep this gear can effectively fish (Mizuno *et al.* 1997). In the current assessment of yellowfin tuna in the EPO, it is assumed that environmental conditions might affect the efficiency of the surface and longline fisheries that catch yellowfin (Fisheries 1-12). Although there are many oceanographic variables that might affect the performance of these fisheries (*e.g.* thermocline depth or wind stress), it is assumed that SST data can be used to approximate the effects of these variables. To incorporate the possibility of environmental influences on fishery performance, temperature data are included in the stock assessment, and it is determined whether there are statistically significant relationships between these data and estimates of the efficiency of various fisheries. For the current assessment, SST anomalies for “core areas” inside the fishery boundaries (illustrated in Figure 2.1) were included as candidate environmental variables. The boundaries of these core areas are provided in Table 3.1, and the temperature data were obtained from Kalnay *et al.* (1996).

It should be noted that environmental conditions were assumed not to affect the efficiencies of the fisheries that catch yellowfin from the discard fisheries (Fisheries 13-16). This assumption was made for Fisheries 13-16, because the catch and effort data from these fisheries are assumed to be so variable that they cannot provide the information needed to determine whether there is a significant environmental effect (see Section 4).

4. STOCK ASSESSMENT

An age-structured population dynamics model and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of the yellowfin tuna stock in the EPO. The model is described by Maunder and Watters (2000), and readers are referred to that manuscript for technical details. The stock assessment model, termed an age-structured statistical catch-at-length analysis (A-SCALA), is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term “statistical” indicates that the method implicitly recognizes that data collected from fisheries do not perfectly represent the population; there is uncertainty in our knowledge about the dynamics of the system and about how the observed data relate to the real population. The assessment model uses quarterly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the stock assessment model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After the parameters of the model have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock.

The A-SCALA method includes several features that increase the ability of the assessment model to make predictions that are in agreement with the observed data (*i.e.* to provide a good fit). The A-SCALA method recognizes that, from quarter to quarter, there are random changes in the relationship between fishing effort and fishing mortality, and that there are also long-term trends in the efficiencies of different fisheries. The A-SCALA method also recognizes that there is temporal variation in recruitment, that the environment may influence both recruitment and the efficiencies of different fishing gears and methods of deploying these gears, and that different fishing gears and methods of deploying the different gears usually produce catches of fish of different ages.

The A-SCALA method includes the assumption that fishing mortality rates can be separated into an age-specific effect (selectivity) and a temporal effect (catchability). It is assumed that the age-specific effect is constant over time. Therefore, the A-SCALA method differs from the cohort analysis method that has been used to conduct previous assessments of yellowfin tuna in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). Cohort analysis allows the age-specific component of the fishing mortality to vary over time. In the A-SCALA method, if there is evidence that selectivity should change over time, two fisheries are defined so that there can be different selectivity curves for the two time periods. In the assessment of bigeye tuna,

for example, there are two fisheries that capture bigeye in unassociated schools. These fisheries are separated on a temporal basis because the size composition of the catches for this set type has changed over time. No fisheries are separated on a temporal scale for the assessment of yellowfin, however. Catchability (the temporal effect on fishing mortality) is assumed to have three components, (1) the combined effect of fishing technology and the behavior of fishermen, (2) the environmental effect, and (3) a random effect that alters the relationship between fishing effort and fishing mortality from quarter to quarter. These three components are multiplied together to obtain overall estimates of catchability for a single fishery.

Unlike cohort analysis, the A-SCALA method does not require size-composition data from every fishery in every time period. The A-SCALA method uses a population dynamics model to predict the size composition of the population during times when there are no data. This method recognizes that the size-composition data collected for a single fishery do not perfectly represent the sizes of fish in the catch of that fishery. This assumption is consistent with the fact that the IATTC staff collects size-composition data from a very small proportion of the fish that are caught. Specifically, only a few samples are taken from each area-time-fishing method stratum, and the typical sample consists of only 50 fish. Because the size-composition data are from small samples of the catch, there will be times when the observed size-composition data are considerably different from those predicted by the assessment model.

Since fisheries data are complex, the ways in which the stock assessment model is allowed to fit to the observed data are constrained. The model is fitted to the observed data by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize the likelihood of having observed the catch and size-composition data, given the amount of fishing effort exerted by each fishery. This likelihood is calculated under a set of constraints. Many of these constraints are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model to observed data on yellowfin tuna:

1. The discard fisheries (Fisheries 13-16) should catch only fish of the first few age classes.
2. If a fishery can catch fish of a particular age, it should be able to catch fish that are of somewhat lesser and greater ages.
3. Yellowfin tuna should become more vulnerable to longlining and purse-seine sets on dolphins in Fishery 9 as they age, and the oldest fish should be the most vulnerable to these gears.
4. Fishermen usually become more (or less) effective at catching fish over time. It should be noted that fishermen might become less effective at catching fish of one species if they direct their effort at another species.
5. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change slightly from quarter to quarter. On average, the events that cause the fishing mortality to be slightly higher or lower should cancel one another out.
6. The data for fisheries whose catch is composed of discards from sorting (Fisheries 13-16) provide relatively little information about biomass levels.

It is important to note that the assessment model can, in fact, make predictions that do not adhere strictly to the constraints above, nor to those outlined in Section 3. The constraints are designed so that they can be violated if the observed data provide good evidence against them.

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

1. recruitment to the fishery in every quarter from the first quarter of 1975 through the last quarter of 1999 (This includes estimation of average recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);

2. quarterly catchability coefficients for the 16 fisheries that take yellowfin from the EPO (This includes estimation of technological and behavioral effects, environmental effects, and random effects.);
3. selectivity curves for 12 of the 16 fisheries (Fisheries 13-16 have an assumed selectivity curve.);
4. initial population size and age-structure.

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

1. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. mean length at age (Figure 3.2);
3. maturity of females at age (Figure 3.3);
4. sex ratio at age (Figure 3.4);
5. amount of variation in length at age;
6. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16).

It is important to recognize that there is uncertainty in the results of the stock assessment. This uncertainty arises because, as previously mentioned, the data collected from fisheries do not perfectly represent the population of yellowfin tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the yellowfin population nor of the fisheries that operate in the EPO. In the current assessment, uncertainty is expressed as (1) confidence intervals around estimates of recruitment (Section 4.2.2), biomass (Section 4.2.3), and a value termed the spawning biomass ratio (Section 5.1), and (2) coefficients of variation (CVs). Confidence intervals are estimates of lower and upper bounds that are expected to bracket the true values of outcomes, such as recruitment and biomass, about 95 percent of the time. Relatively narrow confidence intervals indicate that there is relatively less uncertainty in an estimated outcome. Conversely, relatively wide confidence intervals indicate that there is relatively more uncertainty in an estimated outcome. The CV is useful for quantifying uncertainty in an estimated outcome. When an estimate has a large CV, there is uncertainty in that estimate. The lower bound of the CV is zero; if an estimate has a CV of zero there is no uncertainty about that estimate. CVs can be used to compare the amount of uncertainty in one estimate to that in another. The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since, as previously mentioned, this assumption is not likely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current stock assessment.

4.1. Indices of abundance

Catches per unit of effort (CPUEs) have been used as indices of abundance in previous assessments of yellowfin tuna from the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). It is important to note, however, that trends in the CPUE will not always follow trends in the biomass or abundance. There are many reasons why this could be the case. For example, if fishermen become more efficient at catching fish while the biomass is not changing the CPUEs will increase despite the lack of trend in biomass. The CPUEs of the 16 fisheries defined for the current assessment of yellowfin in the EPO are illustrated in Figure 4.1. A discussion of this figure is provided in the following two paragraphs, but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

There has been substantial variation in the CPUEs of yellowfin tuna of the surface fleet (Figure 4.1, Fisheries 1-10). Prior to 1993, the CPUEs for floating-object sets were mostly above average during the mid to late 1970s, lower than average during the early to mid-1980s, higher than average during the late 1980s and early 1990s, and lower than average during the rest of the 1990s except for 1999 (Figure 4.1, Fisheries 1-4). The CPUEs of yellowfin captured in unassociated schools (Figure 4.1, Fisheries 5 and 6) generally show two levels, a lower than average level until the mid 1980s and a higher than average

level after that. The CPUEs of yellowfin captured in association with dolphins (Figure 4.1, Fisheries 7-9) generally show the same two levels seen in the unassociated fisheries. Due to the short time period of the fisheries that discarded yellowfin from sorting the catches of Fisheries 1-4 (Figure 4.1, Fisheries 13-16), it is not possible to determine whether there were any trends in CPUE for these fisheries.

There has also been substantial variation in the CPUEs of yellowfin tuna by the longline fleet (Figure 4.1, Fisheries 11 and 12). In the area north of 15°N they have shown no obvious trends, except for a possible slight increase over time (Figure 4.1, Fishery 11), and in the area south of 15°N they decreased during the mid 1970s and then increased (Figure 4.1, Fishery 12).

4.2. Assessment results

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data for the 16 fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly. The 16 time series of yellowfin catches predicted with the A-SCALA method are almost identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely, because it is difficult to estimate biomass if the total amount of fish removed from the stock is not well known.

It is also important to predict the size-composition data as accurately as possible, but, in practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the total catch. Accurately predicting the size composition of the catch is important because these data contain most of the information that is necessary for modeling recruitment and growth, and, thus, for estimating the impact of fishing on the stock. Predictions of the size compositions of yellowfin tuna caught by Fisheries 1-12 are summarized in Figure 4.2. This figure simultaneously illustrates the average observed size compositions and the average predicted size compositions of the catches for these 12 fisheries. (It should be recalled that the size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 13-16 are not included in this discussion.) The predicted size compositions for 11 of the 12 fisheries with size-composition data (Fisheries 2-12) are good (Figure 4.2). The predicted size composition for the remaining fishery has a higher peak than the observed size composition (Fishery 1, Figure 4.2). The catches in this fishery are small, and the differences in the observed and predicted size compositions for this fishery should not significantly influence the size-specific removals from the population. A description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3.

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

4.2.1. Fishing mortality

There have been important changes in fishing mortality exerted by the fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO (Figure 4.3). On average, the fishing mortality on yellowfin was greater during the 1975-1984 period than the 1985-1999 period. The low fishing mortality during the 1985-1999 period coincided with a period of high recruitment and biomass. On average, the fishing mortality for yellowfin is about the same for all fish that have been in the fishery for more than one year, but considerably less for the youngest yellowfin.

The fishing mortality rates vary because the amount of effort exerted by each fishery changes over time, because different fisheries catch yellowfin tuna of different ages (the effect of selectivity), and because the efficiencies of various fisheries change over time (the effect of catchability). The latter two effects are discussed in the following paragraphs; the first effect (changes in effort) was addressed in Section 2.2.1 (also see Figure 2.3).

Selectivity curves estimated for the 16 fisheries defined in the stock assessment of yellowfin tuna are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects select mostly yellowfin that are about 4 to 8 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1-4), with slightly older fish selected for in the southern offshore region (Fishery 1). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin select fish older than those caught by sets on floating objects (about 5 to 10 quarters old, Figure 4.4, Fisheries 5 and 6). Purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins in the northern and coastal regions select mainly mid-aged fish (8 to 15 quarters old, Fisheries 7 and 8). The dolphin-associated fishery in the south (Fishery 9) selects mainly older yellowfin (14 or more quarters). Longline fisheries for yellowfin also select mainly older individuals (about 11 or more quarters, Figure 4.4, Fisheries 11 and 12) with the southern fishery selecting slightly younger fish. Baitboats (Fishery 10) select yellowfin similar in size to those caught in purse-seine sets on floating objects (about 4 to 7 quarters old).

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin tuna taken in association with floating objects are assumed to be composed only of yellowfin recruited to the fishery for 3 quarters or less (aged 2-4 quarters, Figure 4.4, Fisheries 13-16). (Additional information regarding the treatment of discards is given in Section 2.2.2.)

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in association with floating objects has generally declined over time (Figure 4.5a, Fisheries 1-4). These fisheries have also shown high temporal variation in catchability. Changes in fishing technology and the behavior of fishermen appear to have decreased the catchability of yellowfin during this time (Figure 4.5a, Fisheries 1-4, dashed line). Variations in SST anomalies do not explain the variation in catchability (Figure 4.5a, Fisheries 1-4, thin line).

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in unassociated schools has also been highly variable over time, and there has been a slight increasing trend in catchability (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6, bold line). Changes in fishing technology and the behavior of fishermen appear to have increased the catchability of yellowfin during this time (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6, dashed line). Variations in SST anomalies do not explain the variation in catchability (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6, thin line).

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in dolphin-associated sets has been less variable in the northern and coastal areas than in the other fisheries (Figure 4.5a, Fisheries 7 and 8, bold line). These fisheries also show a slight increasing trend over time. The catchability in the southern fishery is more variable, and has decreased over time. Environmental effects on catchability appear to be small for yellowfin caught in sets associated with dolphins.

The ability of baitboats to capture yellowfin tuna has been highly variable over time (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6, bold line). There are multiple periods of high and low catchability and a slight increase over time that is attributed to technological and behavioral changes. The environmental effects on catchability appear to be small for yellowfin caught by baitboats.

The ability of longline vessels to capture yellowfin tuna has also been highly variable over time, and the catchability appears to have been higher before than after 1985. The variation in catchability is smaller for Fishery 12, which is responsible for the majority of the catch of tunas by longliners. There also appears to be a good positive relationship between SST and catchability for this fishery (Figure 4.5a, Fisheries 12, thin line).

The catchabilities of small yellowfin tuna by the discard fisheries are shown in Figure 4.5b (Fisheries 13-16, bold lines). Neither technological and behavioral nor environmental effects on catchability were estimated for small, discarded yellowfin.

4.2.2. Recruitment

The abundance of yellowfin tuna being recruited to fisheries in the EPO appears to be correlated to SST anomalies at the time when these fish were hatched (Figure 4.6, left panel). High recruitment to the fishery is associated with higher SSTs at the time of spawning. However, SST does not explain all the variation in recruitment. It is possible that other oceanographic variables influence the recruitment, and the IATTC staff intends to consider other environmental indices as candidates for explaining the variation in recruitment. This will include trying to determine whether the environmental index should be based on conditions during the early juvenile phase, rather than solely during the larval phase. Identifying one or more environmental variables that are correlated with recruitment would be useful for making predictions about future recruitments.

Over the range of predicted biomasses shown in Figure 4.8, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the biomass of spawners at the time of spawning. (Spawners are defined as female yellowfin that are mature (Schaefer 1998); see section 3.1.2) (Figure 4.6, right panel). The apparent relationship between biomass and recruitment is due to what is thought to be a regime shift in productivity. The increased productivity caused an increase in recruitment, which, in turn, increased the biomass. Therefore, in the long term, high recruitment is related to high biomass and low recruitment to low biomass. The two regimes of recruitment can be seen as two clouds of points in Figure 4.6 (right panel). Given the current information, the hypothesis of two regimes in recruitment is at least as plausible as a relationship between population size and recruitment.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur in each year is presented in Table 4.1. The most conspicuous feature of this time series is the low recruitment to the fishery estimated to occur during the most recent quarters. Another characteristic of the recruitment is an apparent regime change in the recruitment levels, starting during the last quarter of 1983. The recruitment was, on average, greater after than before 1983. This change in recruitment levels produces a similar change in biomass (Figure 4.8). The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for the most recent year (Figure 4.7). The average coefficient of variation (CV) on the estimates of recruitment is 0.19.

The estimates of low recruitment to the fishery for the most recent quarters were derived from the 1999 length-frequency data for the floating-object fisheries (Figure 4.8). Yellowfin are recruited to these fisheries at the age of one year (4 quarters). Therefore, cohorts hatched during the third and fourth quarters of 1998 will appear in the floating-object fisheries length-frequency data for the third and fourth quarters of 1999, respectively. Despite the high catch rates (Figure 4.1), there were few one-year-old yellowfin caught in the floating-object fisheries during the third and fourth quarters of 1999, which apparently indicates that few yellowfin that were hatched during the third and fourth quarters of 1998 survived to enter the floating-object fishery. There is no information in the length-frequency data about the cohorts hatched during 1999, so the abundances of these cohorts, which will enter the floating-object fisheries in 2000, are unknown.

The estimates of the most recent recruitments are highly uncertain, due to the limited data available for these cohorts. In addition, the floating-object fisheries catch only a small portion of the total catch of yellowfin, and the catch during the last quarter of 1999 was low due to regulations that were imposed to prevent overfishing of yellowfin and bigeye. The shortage of small fish in the length-frequency data for 1999, which is assumed to be due to low recruitment, could also be due to biased length-frequency samples, changes in the growth rate of the fish, changes in the selectivity of the gear, or more discarding of small tuna. During 2000, when the fish recruited in 1999 enter the fisheries in unassociated schools, it will be possible to estimate the recruitment for that cohort with more confidence.

The uncertainty in the estimates of the recruitments for 1997, 1998, and 1999 also cause uncertainty in the estimates of the current biomass (Figure 4.9).

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin tuna that are one and a half or more years old. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. During 1975-1983 the biomass of yellowfin decreased from about 315,500 to 151,000 mt. It then increased rapidly during 1983-1985, and reached about 351,000 mt in 1985. Since then it has been relatively constant. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is fairly well known. The average CV on the estimates of the biomass is 0.07.

The spawning biomass is defined as the total weight of mature female yellowfin. The estimated trend in spawning biomass is shown in Figure 4.9, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for biomass, described in the previous paragraph. The confidence intervals on the spawning biomass estimates indicate that the spawning biomass is also fairly well known. The average CV of the estimates of the spawning biomass is 0.08.

It appears that trends in the biomass of yellowfin tuna can be explained by the trends in both fishing mortality and recruitment. Simulation results suggest that the fishing mortality affects the total biomass. The growth (in biomass) of a population of yellowfin was simulated, starting with the population estimated to be present in the EPO at the beginning of 1975. The population was carried forward, without any fishing, using the time series of estimated recruitments shown in Figure 4.7. The simulated biomass trajectory and the biomass trajectory estimated from the stock assessment model are overlaid in Figure 4.10. The large difference in biomass indicates that fishing has a large impact on the biomass of yellowfin in the EPO. The decline in biomass estimated for the 1975-1983 period (Figure 4.9) was caused by the high levels of catch and less-than-average recruitment. The large increase in biomass during 1984-1985 was caused by an increase in average recruitment (Figure 4.7) and an increase in the average size of the fish caught (Anonymous, 1999), but increased fishing pressure prevented the biomass from increasing further during the 1986-1990 period. Fishing also limited the increase in biomass that occurred during 1998-1999.

4.2.4. Average weights of fish in the catch

The overall average weights of the yellowfin tuna caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 10 kg for most of the period from 1975 to 1999, but have differed considerably among fisheries (Figures 4.10 and 5.2). The average weight was more than 10 kg between 1975 and 1977, declined to about 10 kg during the 1978-1983 period, increased to more than 10 kg during the 1984-1992 period, and has been declining gradually since 1993 (Figure 5.2). The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each fishery (Figure 4.10). The lowest average weights (about 1 kg) are produced by the discard fisheries, followed by the baitboat fishery (about 4-5 kg), the floating-object fisheries (about 4-5 kg for Fisheries 2-4 and 10 kg for Fishery 1), the unassociated fisheries (about 8-10 kg), the northern and coastal dolphin-associated fisheries (about 20-30 kg), and the southern dolphin-associated fishery and the longline fisheries (each about 40-50 kg). The yellowfin caught by the northern longline fishery (Fishery 11) are, on average, larger than those caught by the southern longline fishery (Fishery 12).

4.3. Comparisons to external data sources

No external data are available to compare with the results of this study.

4.4. Sensitivity to assumptions

No sensitivity analyses are presented for the yellowfin tuna stock assessment.

4.5. Summary of the results from the assessment model

The recruitment of yellowfin tuna to the fisheries in the EPO is variable, and appears to be related to the SSTs. High levels of recruitment to the fishery (at age 6 months) are related to high SSTs at the time of spawning 6 months earlier. The analysis indicates that the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1984 and 1985-1999), which are correlated with regimes in the SSTs, and that the population has been in the high-recruitment regime for approximately the last 15 years. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass and fishing mortality, the higher recruitment regime producing greater biomass levels and lower fishing mortality levels.

The analysis indicates that a very strong cohort, which has provided increased biomass and increased catches during 1999, entered the fishery in 1998. There is also an indication the most recent recruitments are low, which may lead to lower biomass and catch levels. The SSTs corresponding to these recruitments were also low, which is a further indication that recent recruitment could be low. However, these estimates of recent recruitment are based on limited information, so they are very uncertain.

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 (Fisheries 1-4), unasociated (Fisheries 5 and 6), and baitboat (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the dolphin (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern region (Fishery 7) dolphin fisheries.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of yellowfin tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and average maximum sustainable yield (AMSY).

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement are being widely developed as guides for fisheries management. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks it manages, but some possible reference points are described in the following three subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The ratio of spawning biomass during a period of harvest to that which might accumulate in the absence of fishing is useful for assessing the status of a stock. This ratio is termed the “spawning biomass ratio” (SBR). The equation defining the SBR is

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

where S_t is the spawning biomass at any time (t) during a period of exploitation, and $S_{F=0}$ is the spawning biomass that might be present if there were no fishing for a long period (*i.e.* the equilibrium spawning biomass if $F = 0$). The SBR has a lower bound of zero. If the SBR is zero, or slightly greater than that, the population has been severely depleted and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the AMSY when the SBR is somewhere in the range 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce the AMSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation

studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR_t can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ($SBR_{AMSY} = S_{AMSY}/S_{F=0}$). S_{AMSY} is the spawning biomass at AMSY (see Section 5.3 for details regarding calculation of AMSY and related quantities).

Estimates of 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 2000). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest (S_t) are presented in Section 4.2.2. The equilibrium spawning biomass after a long period with no harvest ($S_{F=0}$) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level. The average level of recruitment used in this calculation is that estimated by the stock assessment model (Section 4.2.2). $S_{F=0}$ is estimated to be about 331,000 mt, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 318,000 and 345,000 mt, respectively, and SBR_{AMSY} is estimated to be about 0.25.

At the beginning of 2000, the spawning stock of yellowfin tuna in the EPO was considerably reduced. The estimate of SBR at this time was about 0.38, with lower and upper 95 percent confidence limits of 0.29 and 0.47, respectively. It is important to note that the estimate of the lower confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.25), indicating that, at the beginning of 2000, the spawning stock of yellowfin in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing AMSY.

A time series of SBR estimates for yellowfin tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. Between the beginning of 1975 and the beginning of 1983, the SBR declined from about 0.24 to about 0.12 (Figure 5.1, bold line). This is consistent with the fact that the stock of yellowfin in the EPO was being utilized before 1975. The SBR increased considerably during 1983-1986, and, by the beginning of 1986, the SBR was at about 0.33 (Figure 5.1, bold line). This increase can probably be attributed to the above-average levels of recruitment that are estimated to have occurred since 1983 (Figure 4.7). It is interesting to note that this increase in the spawning biomass was immediately followed by an increase in the catch (Figure 2.2). After 1986, the SBR has remained at about 0.35 (Figure 5.1, bold line). During this period, the spawning biomass of yellowfin in the EPO was above the level at which it might be expected to be if the stock were producing the AMSY (Figure 5.1). In 1999, the SBR for yellowfin in the EPO has increased (Figure 5.1, bold line). This increase can probably be attributed to the relatively high level of recruitment that is estimated to have occurred during 1998.

In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.07. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2000 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than the level that would be expected to occur if the population were producing the AMSY (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), however, the spawning biomass was estimated to be below the AMSY level.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Yield-per-recruit calculations are also useful for assessing the status of a stock. Growth and natural mortality rates define how the total biomass of a cohort changes as the fish in that cohort become older. The total biomass of a cohort is usually a dome-shaped function of age. Just after the age at recruitment, the total biomass of a cohort increases because the gains due to growth exceed the losses due to natural mortality. Later, as the fish age, the losses due to natural mortality exceed the gains due to growth, and the total biomass of the cohort decreases. There is a point, however, when the gains due to growth exactly balance the losses due to natural mortality. This point is termed the “critical age.” If the fish are harvested when they reach this critical age, the fishery will, on average, obtain the maximum yield from each fish that was recruited to the cohort. The critical age can be converted to a “critical weight,” using a growth curve and a weight-length relationship. This conversion makes the concept of maximizing the yield per recruit more practical. If the average weight of the fish in the catch is close to

the critical weight, the fishery is probably close to maximizing the yield from each recruit. If the average weight of fish in the catch is less than the critical weight, the fishery is, on average, removing fish before potential gains from growth have been maximized. If the average weight of fish in the catch is greater than the critical weight, the fishery is, on average, losing yield from losses due to natural mortality.

For tuna fisheries, it is not practical for the average weight of fish in the catch to be equal to the critical weight, and, in general, one should consider that the objective of maximizing the yield per recruit is being satisfactorily achieved if the average weight is close to the critical weight. The yield per recruit is affected both by the amount of fishing effort that is exerted and by the age-specific pattern of selectivity. If the average weight of fish in the catch is not close to the critical weight, adjusting either of these controls can help to optimize the yield per recruit. If the fishing effort is less than an optimum level, the yield per recruit will not be maximized because many fish will die from natural mortality. If the fishing effort is greater than an optimum level, the yield per recruit will not be maximized because many fish will be caught before potential gains from growth have been realized. The previous two statements are based on the assumption that there is a fixed pattern of age-specific selectivity. In practice, it is difficult to control the age-specific pattern of selectivity. Nevertheless, the total age-specific pattern of selectivity for all fishing methods combined, and therefore the yield per recruit, can be modified by changing the distribution of effort among fishing methods with different patterns of age-specific selectivity. For example, if the average weight of fish in the catch is less than the critical weight, it would be possible to increase the yield per recruit by decreasing the amount of fishing effort exerted by the fisheries that catch young fish. It should be noted that controlling the age-specific pattern of selectivity so that only fish of the critical age are caught is not an appropriate strategy for optimizing the yield per recruit because this strategy implies that the level of fishing mortality should be infinitely high.

The critical weight for yellowfin tuna in the EPO has been estimated to be about 38.5 kg, under the assumption of constant recruitment, using the natural mortality and growth curves from the assessment model (Figures 3.1 and 4.12 respectively). In the following discussion, this weight is used as a reference point and compared to the average weight of fish in the combined catch from all 16 fisheries for yellowfin.

The average weight of yellowfin tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 13 kg at the end of 1999 (Figure 5.2), which is considerably less than the critical weight. The average weight of yellowfin in the combined catches has, in fact, been substantially less than the critical weight since 1975 (Figure 5.2).

The various fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO take fish of different average weights (Section 4.2.4). The longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the dolphin fishery in the southern region (Fishery 9) catch yellowfin with average weights close to the critical weight (Figure 4.11). Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin fisheries perform better under the critical weight criteria.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Reference points based on AMSY are also useful for managing fish stocks, and maintaining stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of AMSY is the maximum, long-term yield that can be achieved under average conditions using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. Theoretically, under average conditions, there is a fishing mortality rate that maximizes the yield from the combined fishery. If the fishing mortality rate remains at this level for a long time, the population size, under average conditions, will remain at a constant level. This population size is defined as the biomass at AMSY (B_{AMSY}). There is a similar definition for the spawning biomass at AMSY (S_{AMSY}). If the management objective is to achieve the AMSY, recent catch levels (C_{1999} , defined as the total catch in 1999) should be close to the AMSY and recent biomass levels, B_{2000} and S_{2000} (defined as the biomass levels at the start of 2000), should be close to B_{AMSY} and S_{AMSY} , respectively. Therefore, the ratios C_{1999}/AMSY , B_{2000}/B_{AMSY} ,

and S_{2000}/S_{AMSY} should be close to 1.0. It should be noted that even if the system is close to the levels that can produce the AMSY, fluctuations in the dynamics of the system (*e.g.* fluctuations in recruitment and catchability) may cause these ratios to differ from 1.0. Similarly, fluctuations in the dynamics of the system may also cause these ratios to be close to 1.0 when the system is not close to the levels capable of producing the AMSY.

The AMSY-based calculations for yellowfin tuna in the EPO are based on the assumption that there is no relationship between stock size and recruitment (Section 4.2.2). Therefore, the results presented in the following paragraphs will be equivalent to the results from yield-per-recruit analyses conducted in previous assessments of this stock (*e.g.* Anonymous 1999).

It should also be noted that the AMSY-based calculations were computed with the parameter estimates from the stock assessment model. Thus, the AMSY-based results are currently presented as point estimates, but it should be noted that there are uncertainties in these results. The IATTC staff considers quantifying the uncertainty in the AMSY-based results to be an important topic for future work.

At the start of 2000, the biomass of yellowfin tuna in the EPO appears to have been above the level that would be expected to produce the AMSY, and the recent catches have been above the AMSY level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (see Figure 4.4) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce the AMSY is about equal to the current level of effort, as the effort at AMSY is 99 percent of the current level of effort. It is important to note, however, that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the AMSY level, but the spawning stock biomass changes substantially with changes in the long-term fishing mortality (Figure 5.3). Therefore changes in the long-term levels of effort will only marginally change the catches while considerably changing the biomass. Decreasing the effort, which may also reduce the cost of fishing, would provide only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass.

The apparent regime shift in productivity that began in 1985 may require a different approach to estimating the AMSY. Different regimes will give rise to different values for the AMSY. AMSY estimates and the associated values for the two regimes, using average recruitment over the 1975-1984 and 1985-1999 periods, are given in Table 5.1. The AMSY calculated from the current regime is 14 percent greater than the AMSY estimated for the whole period starting in 1975, and 45 percent greater than that estimated for the period ending in 1984.

The estimation of the AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The AMSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined that was calculated from the current allocation of effort among fisheries. Different allocations of fishing effort would change this combined selectivity pattern. It is possible to increase the AMSY if a fishery catches fish that are close to the critical weight (Section 5.2). To illustrate how AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin in the EPO, the previously-described calculations were repeated using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. If an additional management objective is to maximize the AMSY, the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the southern dolphin fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the northern and coastal dolphin fisheries (Fisheries 7 and 8), and then the unassociated fisheries (Table 5.2). The fisheries that catch yellowfin by making purse-seine sets on floating objects (except in the southern region, Fisheries 2-4) and the baitboat fishery (Fishery 10) will perform the worst (Table 5.2). If an additional management objective is to maximize the S_{AMSY} , the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the southern dolphin fishery (Fishery 9) will again perform the best, followed by the northern and coastal dolphin fisheries (Fisheries 7 and 8), the unassociated fisheries, the fisheries that catch yellowfin by making purse-

seine sets on floating objects (except in the southern region, Fisheries 2-4), and the baitboat fishery (Fishery 10) (Table 5.2).

Of the fisheries that catch the majority of yellowfin tuna (unassociated and dolphin fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin fisheries perform better under both the AMSY and S_{AMSY} objectives. Limiting fishing to dolphins only (based on the average of Fisheries 7 and 8) would increase the AMSY and S_{AMSY} by 26 and 13 percent, respectively, relative to that obtainable with the current effort allocation. Fishing on unassociated schools (based on the average of Fisheries 5 and 6) would produce only 62 and 40 percent of the AMSY and S_{AMSY} , respectively, obtainable by fishing solely on dolphins (based on the average of Fisheries 7 and 8). It is not known, however, whether the fisheries that would produce greater AMSYs would be efficient enough to catch the full AMSYs predicted.

5.4. Summary of stock status

Historically the SBR of yellowfin tuna in the EPO has been below the level that will support the AMSY, but above that level for about the last 15 years. The increase in the SBR is attributed to a regime change in the productivity of the population. The two different productivity regimes may support two different AMSY levels and associated SBR levels. The current SBR is also above the SBR level at AMSY based on the current productivity regime, and it is within the range that has been suggested as target levels for other species. The effort levels are estimated to be around those that will support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large number of recruits entering the fishery in 1998, the biomass and catch levels are much higher than the corresponding values at AMSY.

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight, and therefore, from the yield-per-recruit standpoint, yellowfin in the EPO are overfished. The AMSY calculations indicate that catches could be greatly increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBR levels.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding 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 tuna in the EPO and the catches of yellowfin by the various fisheries. Several scenarios were constructed to define how the various fisheries that take yellowfin in the EPO would operate in the future and also to define the future dynamics of the yellowfin stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

The results from simulation studies should be interpreted with caution because these studies were conducted under a set of assumptions that, in the future, may prove to be false. Readers should look for general patterns and trends in the results from a set of simulations, rather than the values predicted by a single simulation. For example, rather than considering the predicted level of future biomass from a single simulation, it is more appropriate to consider whether multiple simulations (*e.g.* conducted under multiple recruitment scenarios) tend to predict that future biomasses will be less than or greater than some level. One hundred simulations were conducted for each of the scenarios outlined in Sections 6.1 and 6.2. It is also appropriate to consider the results of a simulation study by comparing the relative outcomes of making different assumptions about the future.

It is generally best to conduct simulations that make predictions about the short-term future. Short-term simulations are appropriate because it is difficult to accurately predict how, given its past behavior, a system will behave in the future. For example, there has been so much variation in the catchabilities of yellowfin tuna taken by the fisheries of the EPO (Figure 4.5) that it is difficult to know how these parameters might change in the future. Short-term simulations can reduce the degree to which inappropriate assumptions about the future dynamics of the system affect predictions from the model. The

simulations discussed below were conducted for a time span of 5 years, covering the period of 2000 through 2004 (with quarterly time steps).

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

The following scenarios have been specified to describe the hypothetical amount of fishing effort that might be exerted by the surface fleet during 2000-2004.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75 percent of the average amount of effort it exerted during 1998-1999.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 1998-1999.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125 percent of the average amount of effort it exerted during 1998-1999.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort in the fourth quarters of 2000, 2001, 2002, 2003, and 2004 is equal to 75 percent of the average effort exerted during the fourth quarters of 1998 and 1999.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2000 through 2004, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 1998 (again by quarter).

6.1.2. Selectivity and catchability

Two assumptions were made about selectivity (the age-specific component of fishing mortality). First, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Second, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation is same as that estimated by the stock assessment model (*i.e.* the selectivity curves are the same as those shown in Figure 4.4).

It was further assumed that the catchability of yellowfin tuna for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Future levels of catchability for each fishery were assumed to be equal to the average catchability for that fishery during 1998 and 1999. (These averages for fishing effort are computed on a quarterly basis.)

6.1.3. Discards

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded yellowfin. In the first scenario, it is assumed that all discarded yellowfin will die. In the second scenario, it is assumed that either there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded yellowfin survive. It is important to note that the assumption of no discards is not intended to represent a scenario in which small fish are retained in the catch. The retention of small fish that might normally be discarded has not been explicitly modeled in this simulation study. In most instances, assuming that small fish will be retained is equivalent to assuming that the discarded fish will die. Therefore, readers interested in the results of retaining fish that would normally be discarded should consider the simulations conducted under the first scenario for describing the status of discards. It should also be noted, however, that future retention of small fish would cause the simulated catches taken by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) to be underestimated.

6.2. Assumptions about population dynamics

The simulation study was conducted under the assumption that, in the future, the biological and demographic parameters that govern the population dynamics of yellowfin tuna in the EPO would be similar to those that governed the dynamics of the stock during 1975-1999. In particular, the growth func-

tion, weight-length relationship, maturity curve, and natural mortality were assumed to be the same as those used in the stock assessment model (Section 3). As for the assessment model, it was also assumed that movement of yellowfin around the EPO is rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year (Section 3.1.3), and that there is a single stock of yellowfin in the EPO (Section 3.1.5). The recruitment during 2000 through 2004 was assumed to vary randomly around the same average level and to be as variable as the recruitment during 1975-1999. It should be noted that the estimates of recruitment from the stock assessment model appear to be autocorrelated (Figure 4.7), but in the simulation study the recruitment was not autocorrelated. Adding autocorrelation to the simulated time series of recruitment would cause the simulation results to be more variable.

6.3. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, the average weight of yellowfin tuna in the catch of all fisheries combined, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 1-10), and the total catch taken by the long-line fleet (Fisheries 11 and 12). It is important to note that there is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4 and Table 6.1. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the parameters estimated by the stock assessment model correctly describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled.

6.3.1. Predicted SBRs

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have substantial effects on the SBR (Figure 6.1 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125 percent of its recent, average level is predicted to decrease the median estimate of the SBR by about 22 percent by the end of 2004 (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75 percent of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 48 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under current effort levels, it is predicted that at the end of 2004 the SBR would be, on average, slightly less than $SBR_{AMS\ Y}$ (Table 6.1; compare the 20-percent quantiles for the SBR to the estimated $SBR_{AMS\ Y}$ of 0.25). This result is consistent with the previous estimate that, under average conditions, current levels of fishing effort should be reduced slightly to achieve the AMSY (Section 5.3).

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is predicted to be insensitive to assumptions about the status of discarded yellowfin tuna (Figure 6.1 and Table 6.1). If small yellowfin that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 4 percent greater than that predicted when the discarded yellowfin are assumed to die (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “average surface effort” to those for “average, no discards”). This is an important result because it suggests that preventing catches of unmarketable yellowfin around floating objects (or ensuring that the discarded fish will survive) would not significantly increase the spawning stock.

6.3.2. Predicted average weights of yellowfin tuna in the combined catch

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the average weight of yellowfin tuna caught by fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125 percent of its recent average would, after 5 years, decrease the average weight of fish in the combined catch by about 12 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75 percent of its recent average would increase the average weight of yellowfin in the catch by about 23 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under all of the simulat-

ed effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2004 would be substantially less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 38.5 kg to the 80-percent quantiles in Table 6.1). Thus, it appears that it will not be possible to maximize the yield per recruit without substantially reducing the amount of fishing effort exerted by the surface fleet. This conclusion could change if, in the future, the surface fleet is able to catch larger (older) yellowfin.

If the fisheries that catch yellowfin tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) would moderately increase the average weight of fish in the combined catch during 2004 (Figure 6.1 and Table 6.1). This result is to be expected because the discard fisheries (Fisheries 13-16) catch large numbers of small fish, and this influences the estimates of the average weight.

6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries

Since the simulation study was conducted under the assumptions that the catchability will remain constant for every fishery continuing to operate in the EPO (see Section 6.1.2) and that recruitment will vary randomly around the average, increases in future levels of surface fishing effort are expected to cause short-term increases in the catches taken by these fisheries (Fisheries 1-10). The reverse is also true; decreases in the future level of surface fishing effort are expected to cause a short-term decrease in the catch. It is also important to note that if the future level of effort increases (or decreases) by 25 percent, the catch will not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. For example, if the future level of effort increases by 25 percent, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2004 would be about 2 percent greater than those predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “average surface effort” to those from “125% surface effort”). Similarly, if the future level of effort decreases by 25 percent, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2004 would decrease by less than 1 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “average surface effort” to those from “75% surface effort”). This lack of sensitivity of the future catch by the surface fishery to changes in the effort of the surface fishery is consistent with the facts that the curve relating average sustainable yield to fishing mortality is nearly flat at the top and that the current amount of fishing effort being exerted in the EPO produces an average yield that is very close to the AMSY (see Section 5.3 and Figure 5.3).

If the fisheries that catch yellowfin tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing the capture of unmarketable fish (or ensuring that the discarded fish survive) would slightly increase the future catches of the surface fleet (Figure 6.3 and Table 6.1). Preventing the capture of unmarketable fish would increase the quarterly surface catch during 2004 by about 5 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “average surface effort” to those from “average, no discards”). Preventing the capture of unmarketable fish would increase the catch taken by the surface fleet because an increased number of small fish would survive and the total biomass of recruiting cohorts would increase from gains due to growth (Section 5.2).

6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet

The results from the simulation study suggest that future changes in the amount of effort exerted by the surface fleet would substantially affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The quarterly longline catch during 2004 would increase by about 50 percent if the surface effort were reduced to 75 percent of its recent average for the next 5 years (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “average surface effort” to those from “75% surface effort”). Similarly, the quarterly longline catch during 2004 would decrease by about 28 percent if the surface fishing effort were increased to 125 percent of its recent average (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “average surface effort” to those from “125% surface effort”).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be insensitive to whether the surface fleet continues to catch unmarketable yellowfin around floating objects (Figure 6.4 and Table 6.1). Pre-

venting catches of unmarketable yellowfin would increase the quarterly longline catch during 2004 by about 2 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “average surface effort” to those from “average, no discards”). This result is consistent with prediction that the SBR would increase only slightly if the catches of unmarketable fish are prevented.

6.4. Summary of the simulation results

The strong cohort of yellowfin tuna that was apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1998 (Figure 4.7) caused the SBR to increase during 1999. However, the following weak cohorts that entered the fishery in 1999 may reduce the SBR to levels that are, on average, slightly below the level that will support the AMSY.

It is predicted that future changes in the level of surface fishing effort would substantially affect the SBR, moderately affect the average weight of fish in the catch of all fisheries combined, have no effect on the total catch of the primary surface fleet (Fisheries 1-10), and substantially affect the total catch of the longline fleet (Fisheries 11 and 12) (Table 6.1). Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent of its recent average would decrease the SBR (Figure 6.1), decrease the average weight of fish in the combined catch (Figure 6.2), and decrease the total catch taken by the longline fleet (Figure 6.4). Reducing the level of surface fishing effort to 75 percent of its recent average would have the opposite effects.

It is predicted that preventing the catches of unmarketable yellowfin tuna occurring around floating objects, particularly FADs (or ensuring that the discarded fish survive), would have insignificant effects on the SBRs and catches, but increase the average weight moderately.

The results from these simulations have been calculated using the average recruitment for the 1975-1999 period. As was mentioned in Section 4, it appears that yellowfin have been in a higher productivity regime for the last 15 years. If the simulations were repeated, using an average recruitment based on the 1985-1999 period, it is likely that the estimates of the SBRs and catches would be greater.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. New data collected during 2000 and updated data for 1999 will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff also intends to screen other types of environmental data for use in the stock assessment model.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained from the tagging studies that the IATTC staff has conducted over the years can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of yellowfin abundance from the CPUEs of purse seiners fishing in the EPO. If this work is successful, the results will, as far as possible, be integrated into future stock assessments.

The IATTC staff also intends to develop methods for estimating uncertainty in AMSY-based quantities.

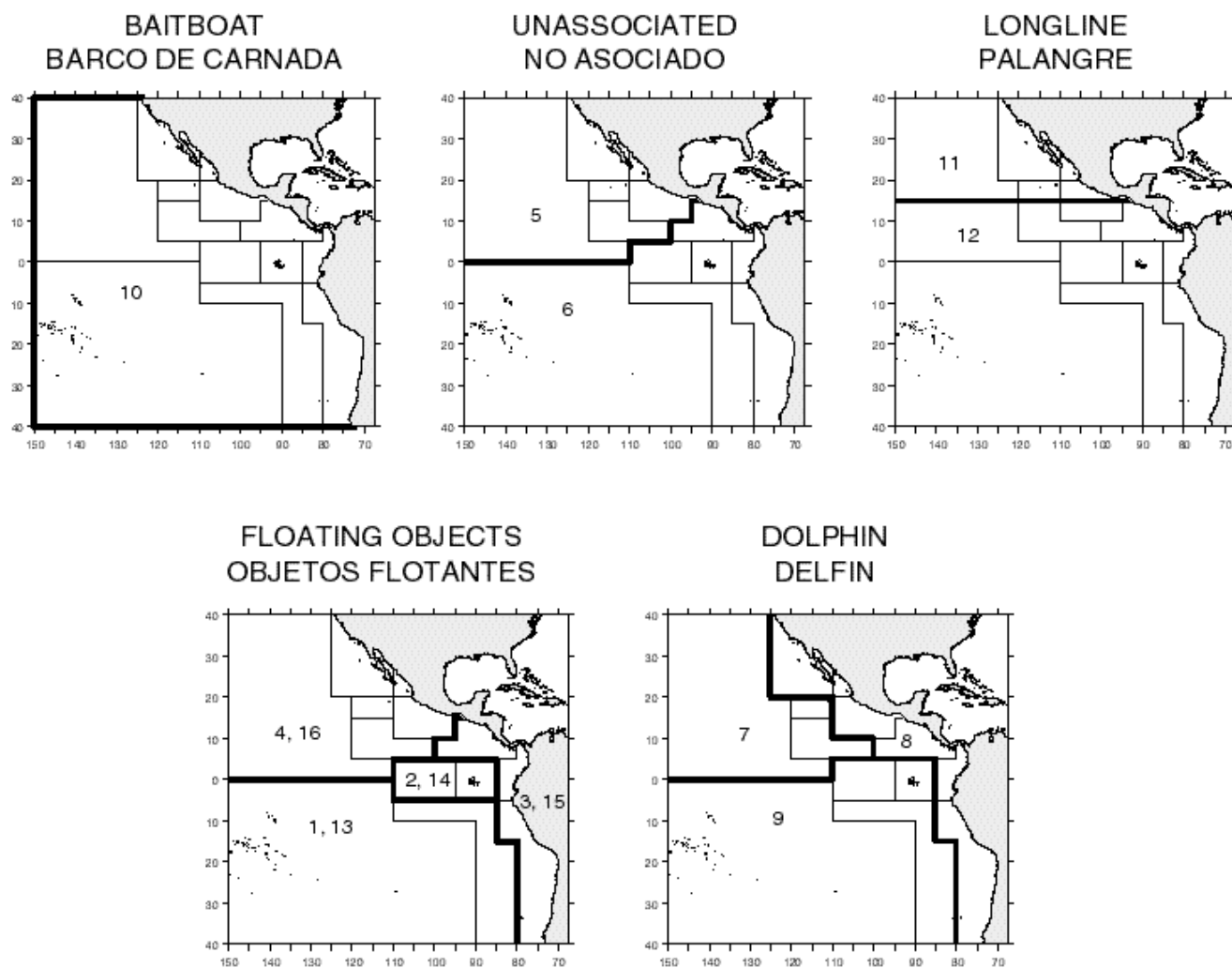


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

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

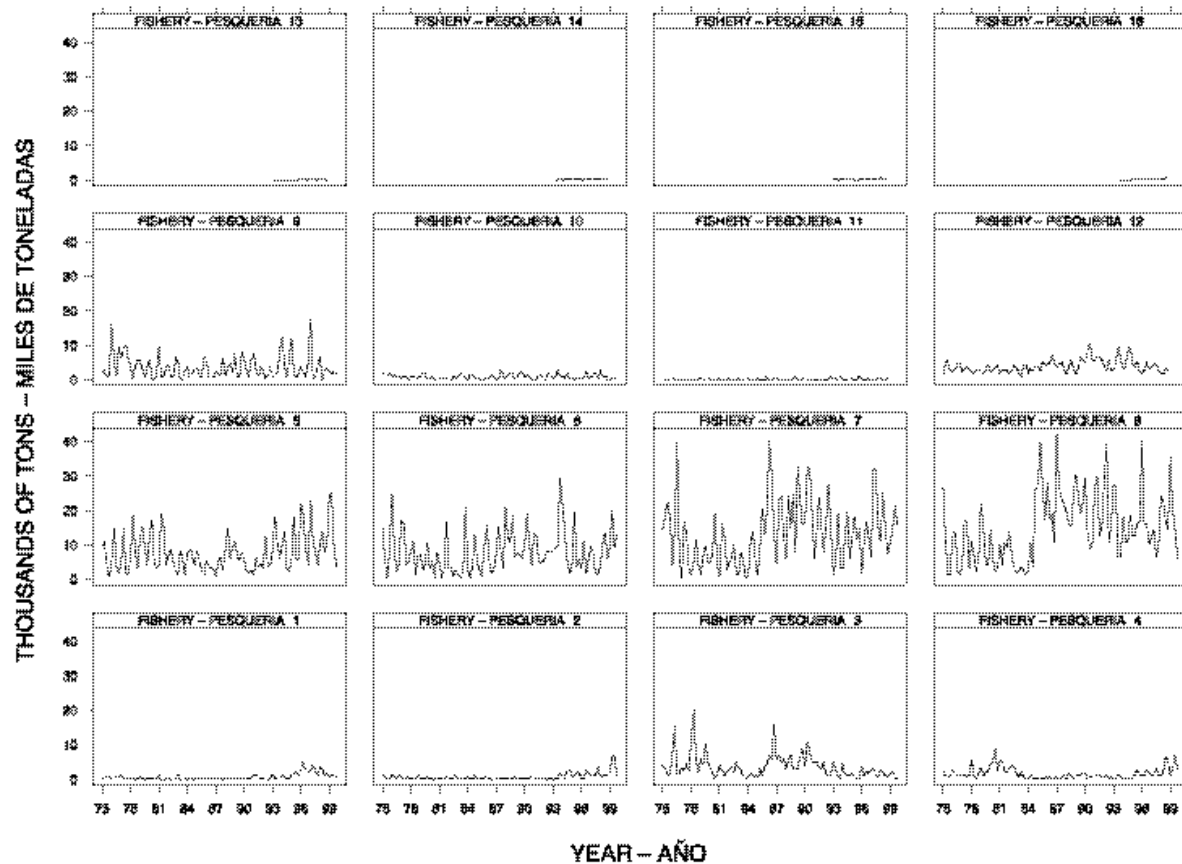


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catch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

FIGURA 2.2. Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación del stock usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Se estiman las capturas de las Pesquerías 11 y 12 en peso multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

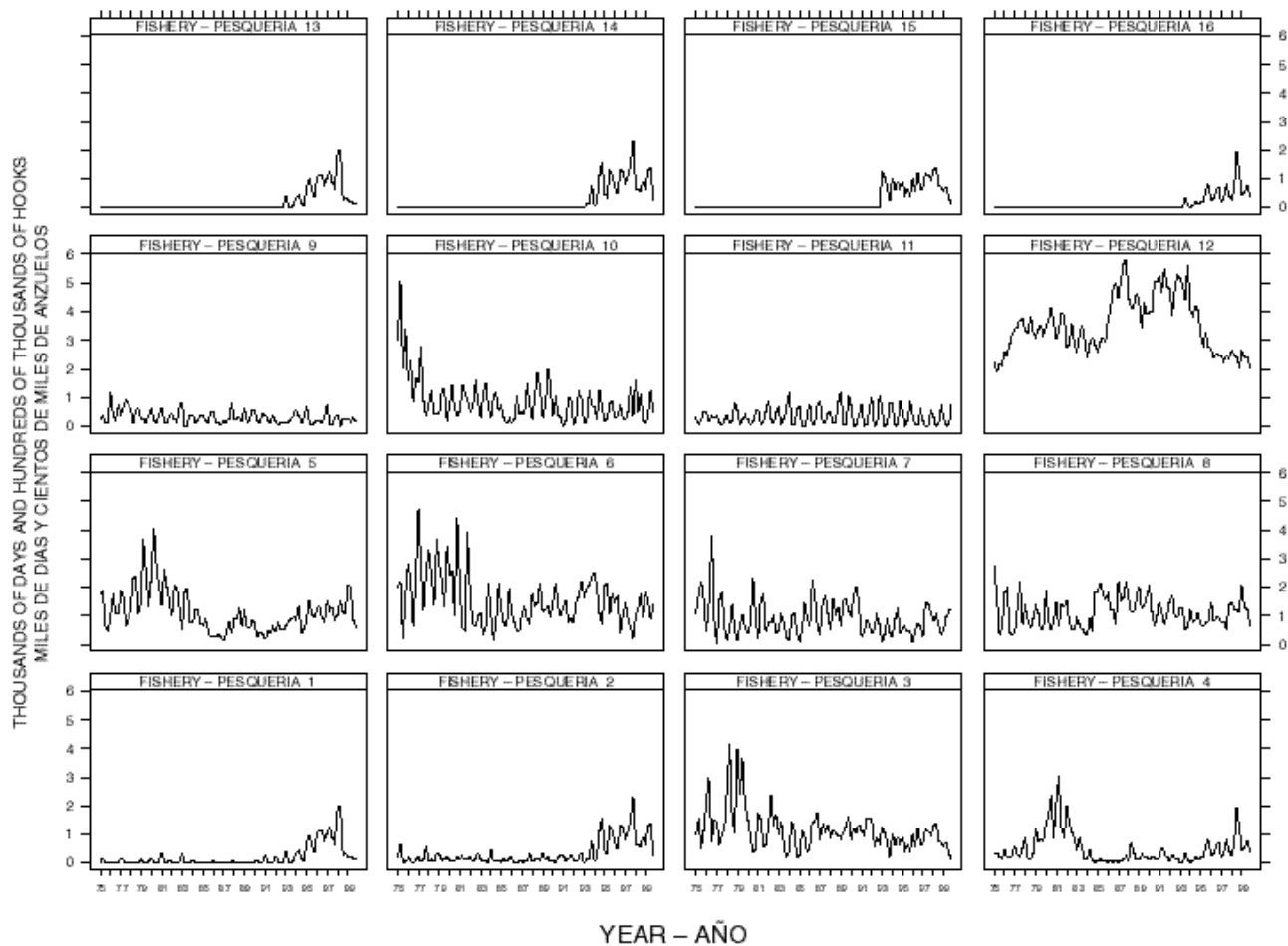


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in numbers of hooks.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en días de pesca, y el de las Pesquerías 11 y 12 en número de anzuelos.

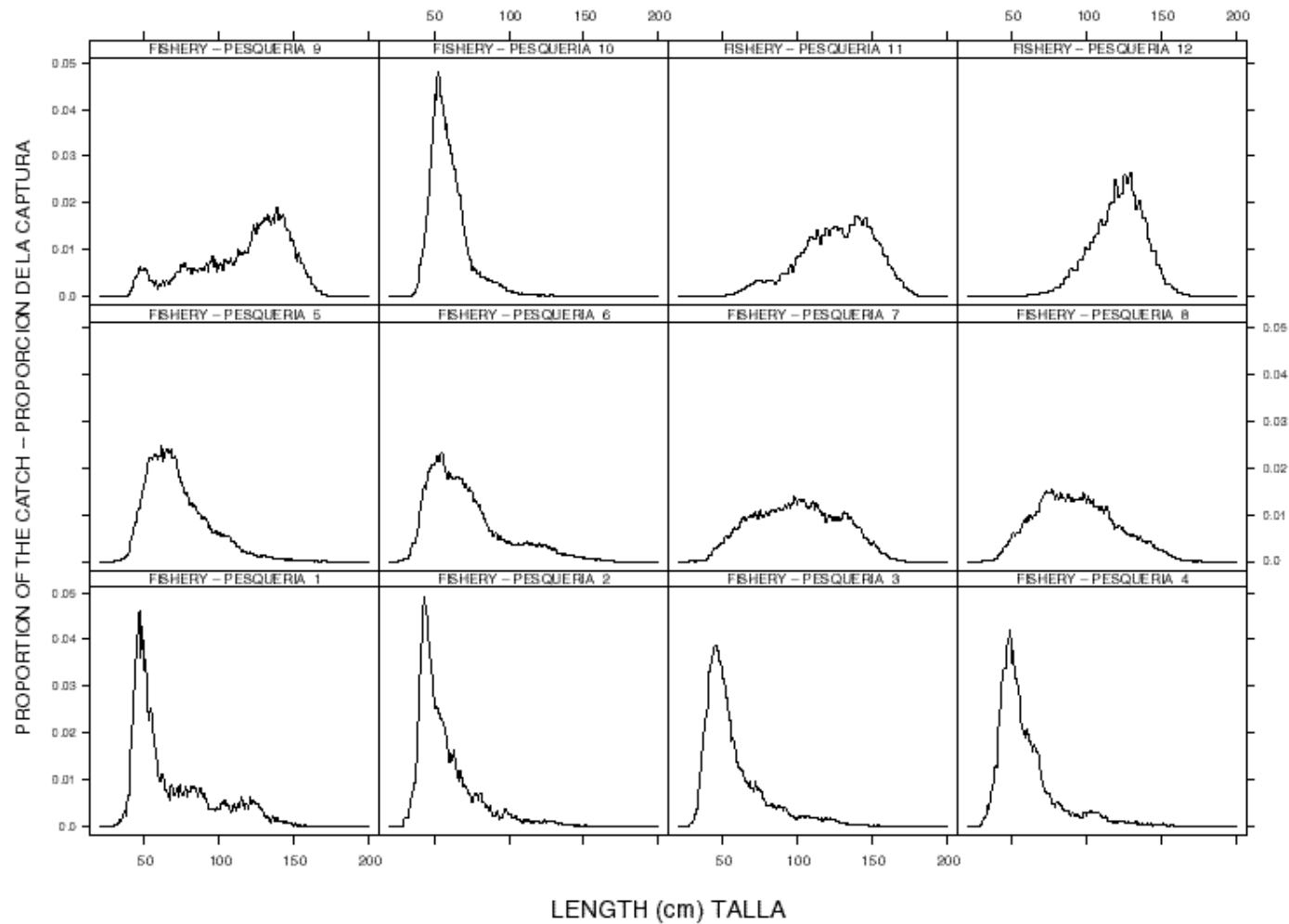


FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches made by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1975 through December 1999.

FIGURA 2.4. Composición media por tamaño de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Los datos abarcan el período de enero de 1975 a diciembre de 1999.

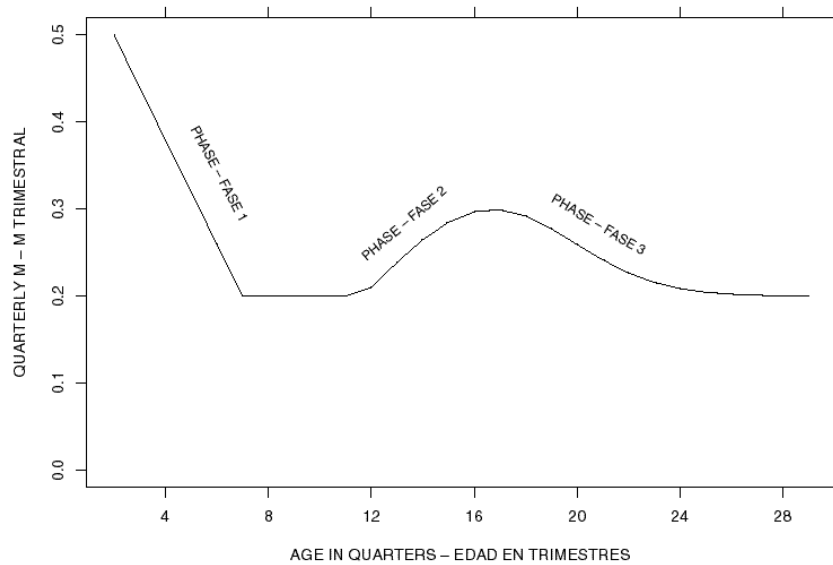


FIGURE 3.1. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (M), a intervalos trimestrales, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

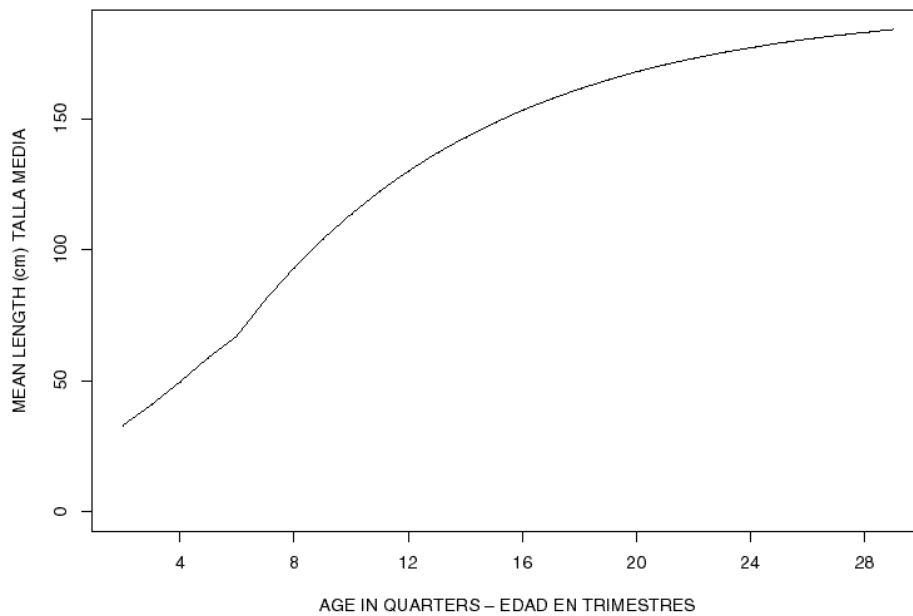


FIGURE 3.2. Growth curve used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO.

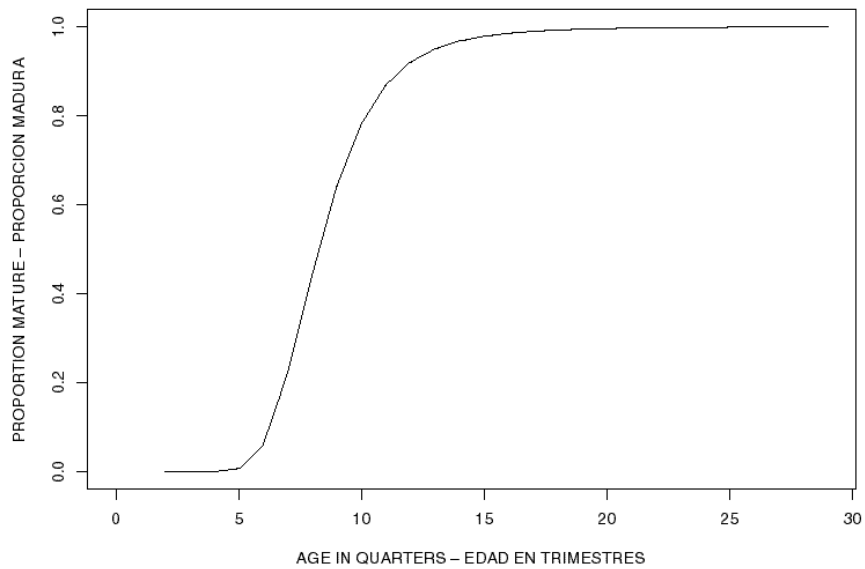


FIGURE 3.3. Maturity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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

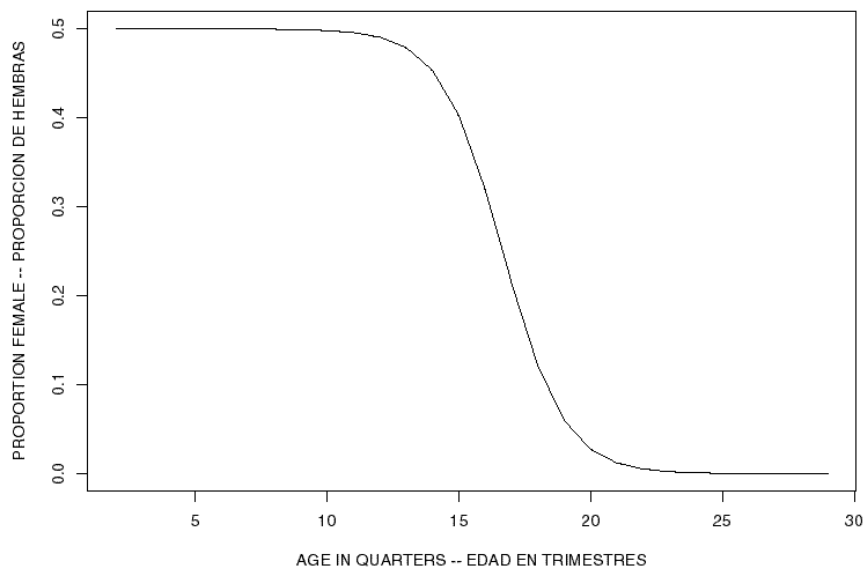


FIGURE 3.4. Sex ratio (from Schaefer 1998) curve used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.4. Curva de proporciones de sexos (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.

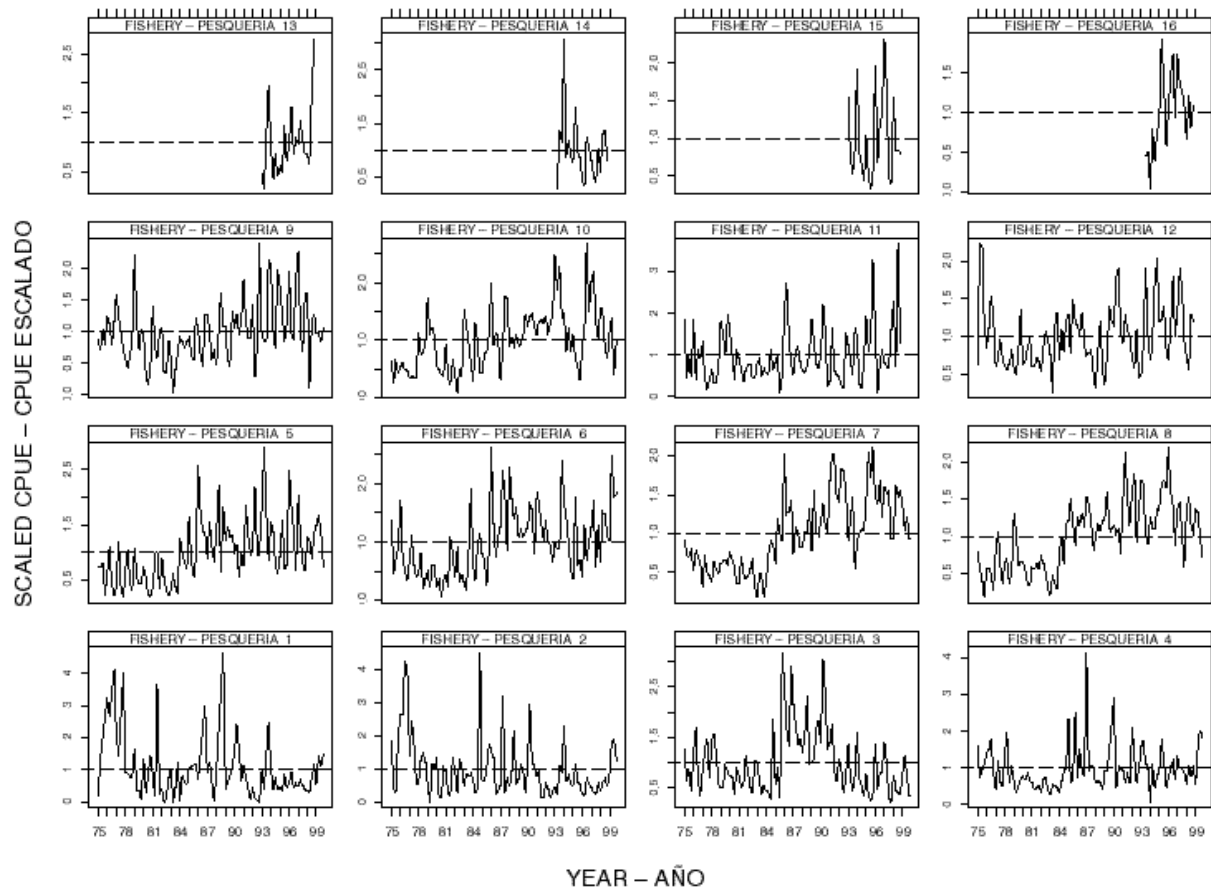


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 11 and 12 are in numbers of fish caught per number of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. It should be noted that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 11 y 12 en número de peces capturados por número de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

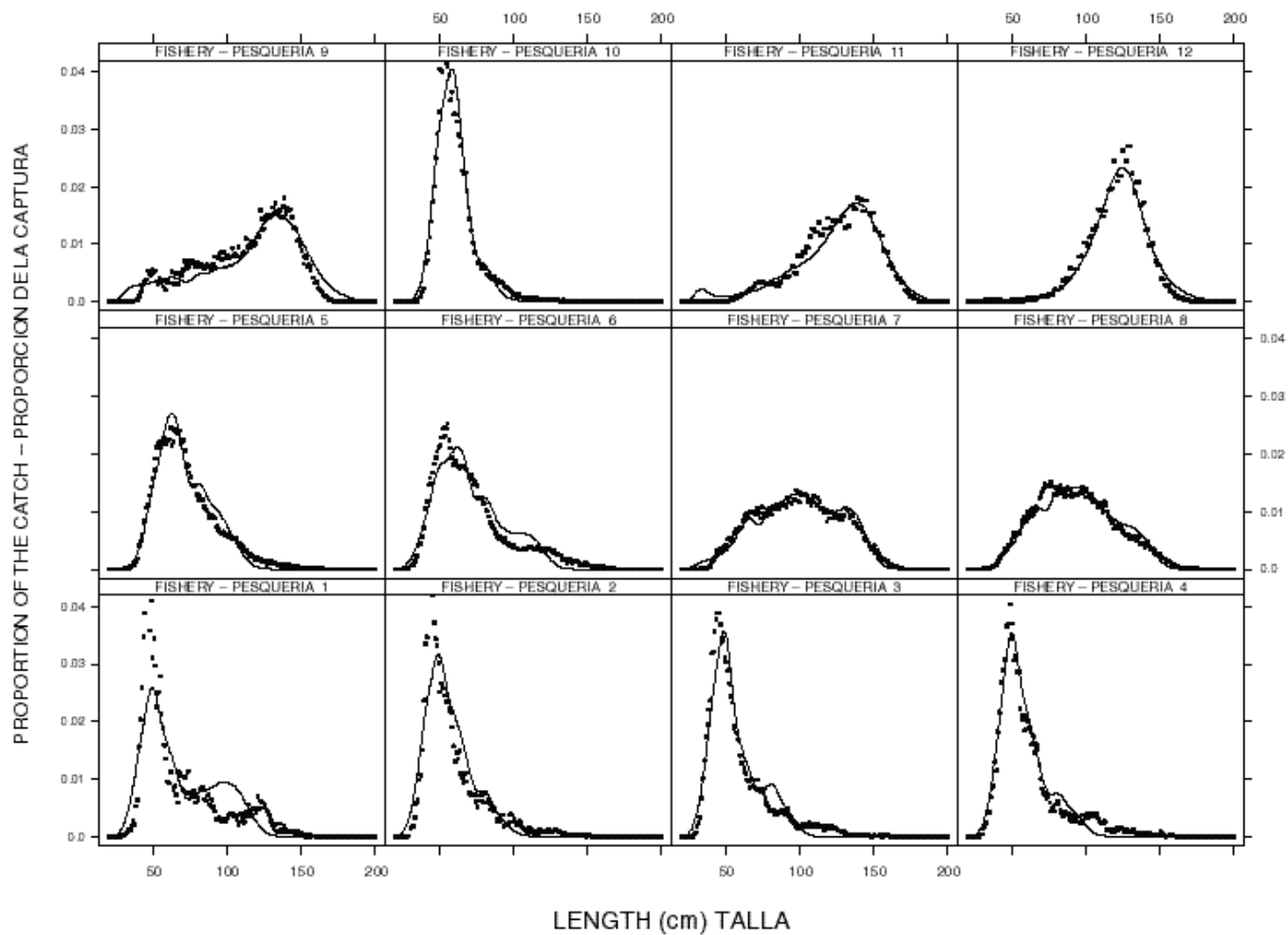


FIGURE 4.2. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

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

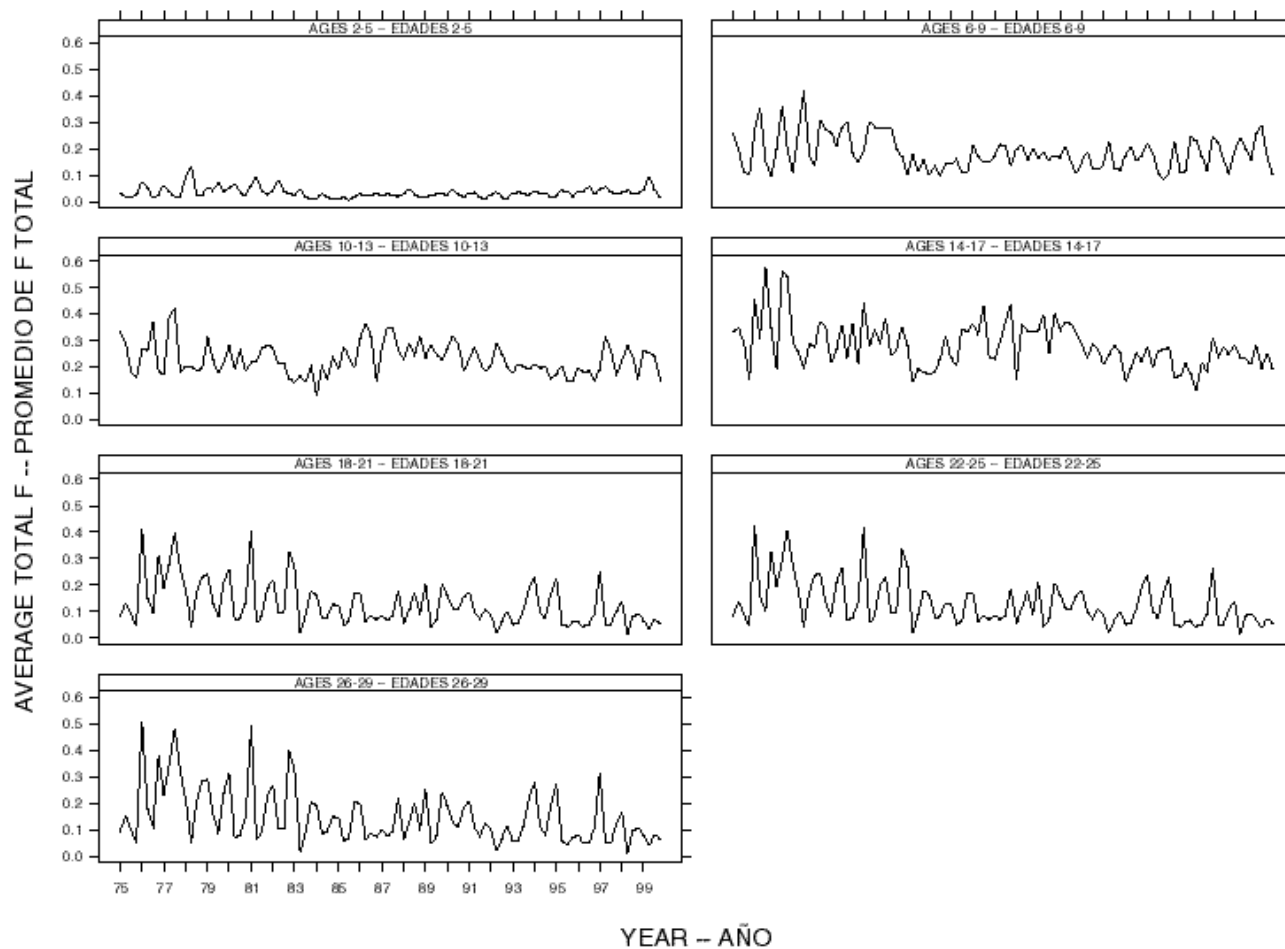


FIGURE 4.3. Time series of average total quarterly fishing mortality of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.3. Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

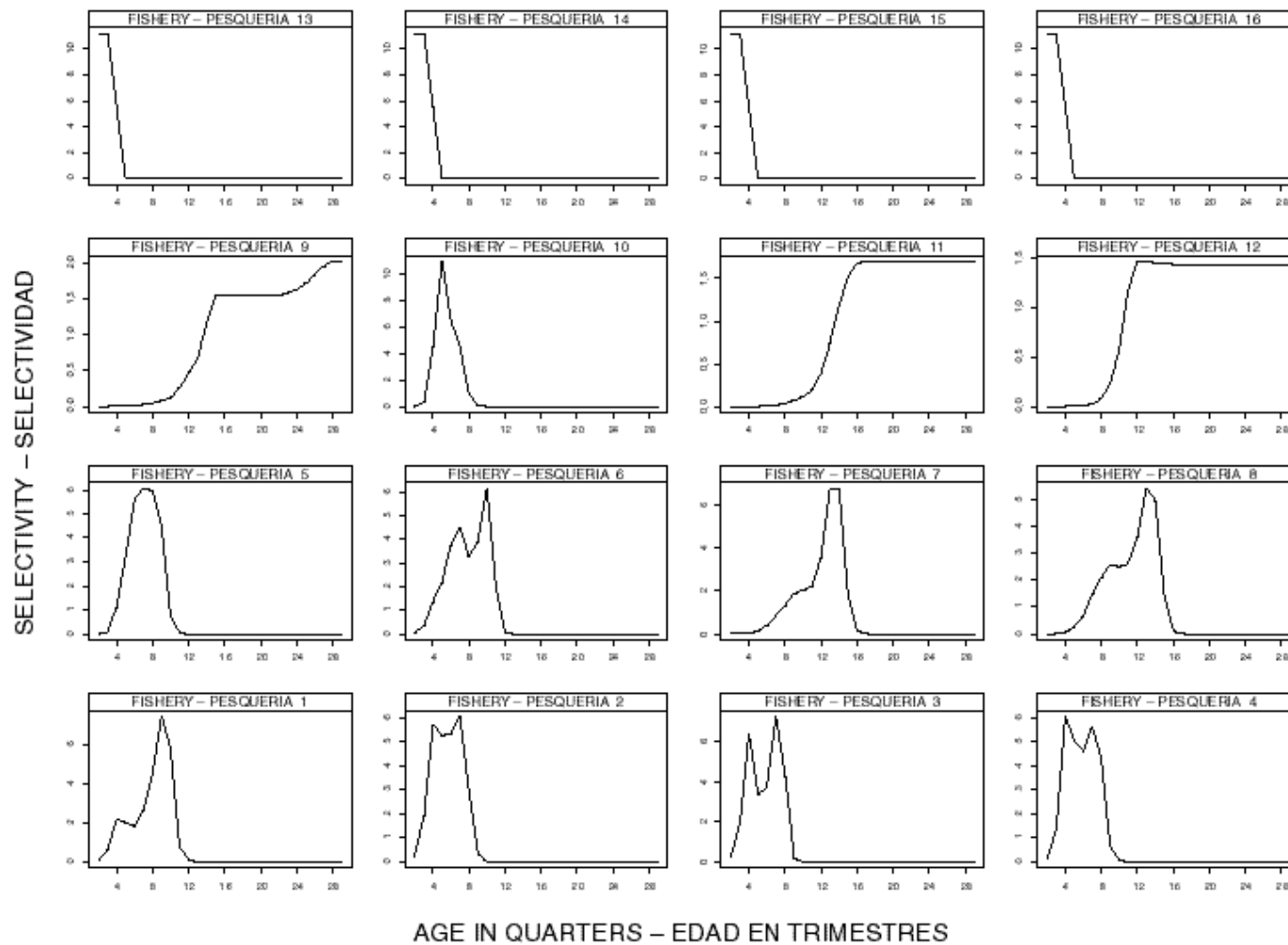


FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 13-16 are based on assumptions.

FIGURA 4.4. Curvas de selectividad para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1 a 12 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 13-16 se basan en supuestos.

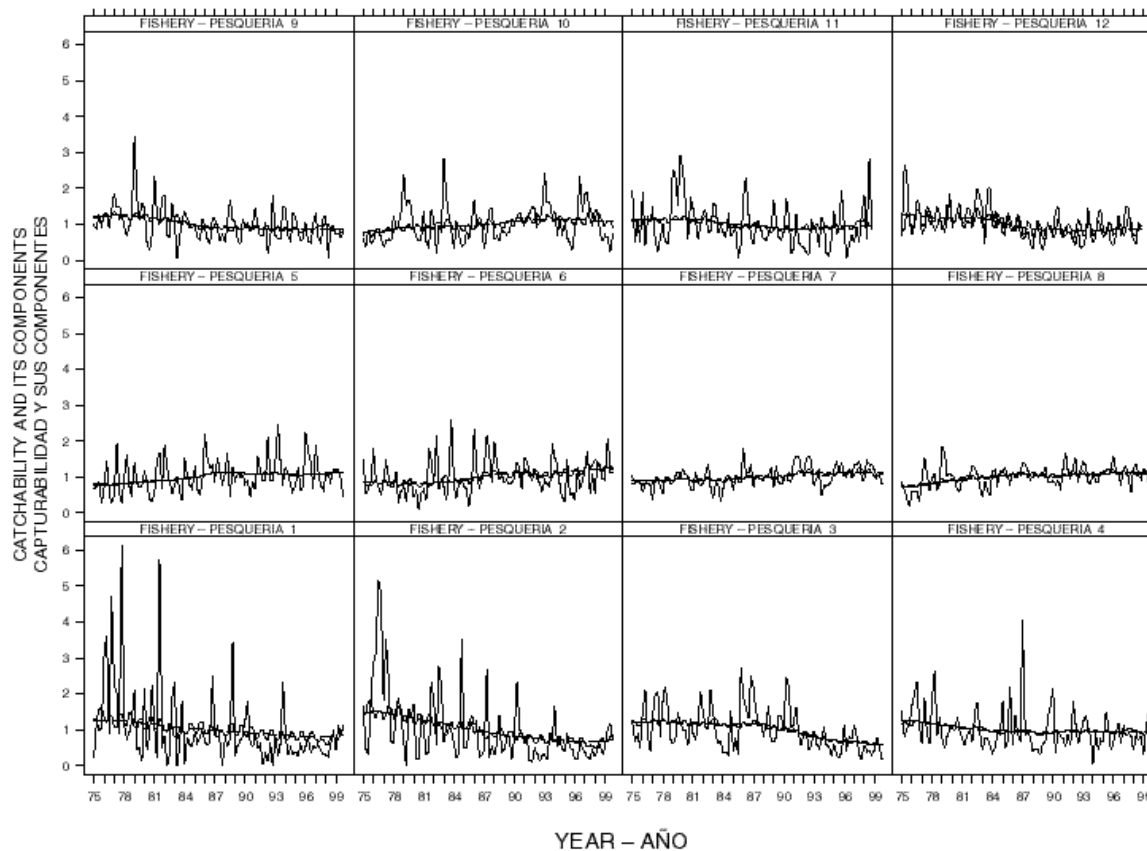


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to the initial technological and behavioral components of q . The dashed lines illustrate trends caused by temporal changes in fishing technology and the behavior of fishermen. The thin lines illustrate how environmental effects alter the effects of technology and behavior. The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability. When the thin lines and bold lines follow the same trend the environmental conditions may be considered to affect catchability.

FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a los componentes iniciales tecnológicos y de comportamiento de q . Las líneas de trazos ilustran tendencias causadas por cambios temporales en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores. Las líneas delgadas ilustran cómo los efectos ambientales cambian los efectos de tecnología y comportamiento. Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios, e ilustran las tendencias generales en capturabilidad. Cuando las líneas delgada y gruesa siguen la misma tendencia, se puede considerar que las condiciones ambientales afectan la capturabilidad.

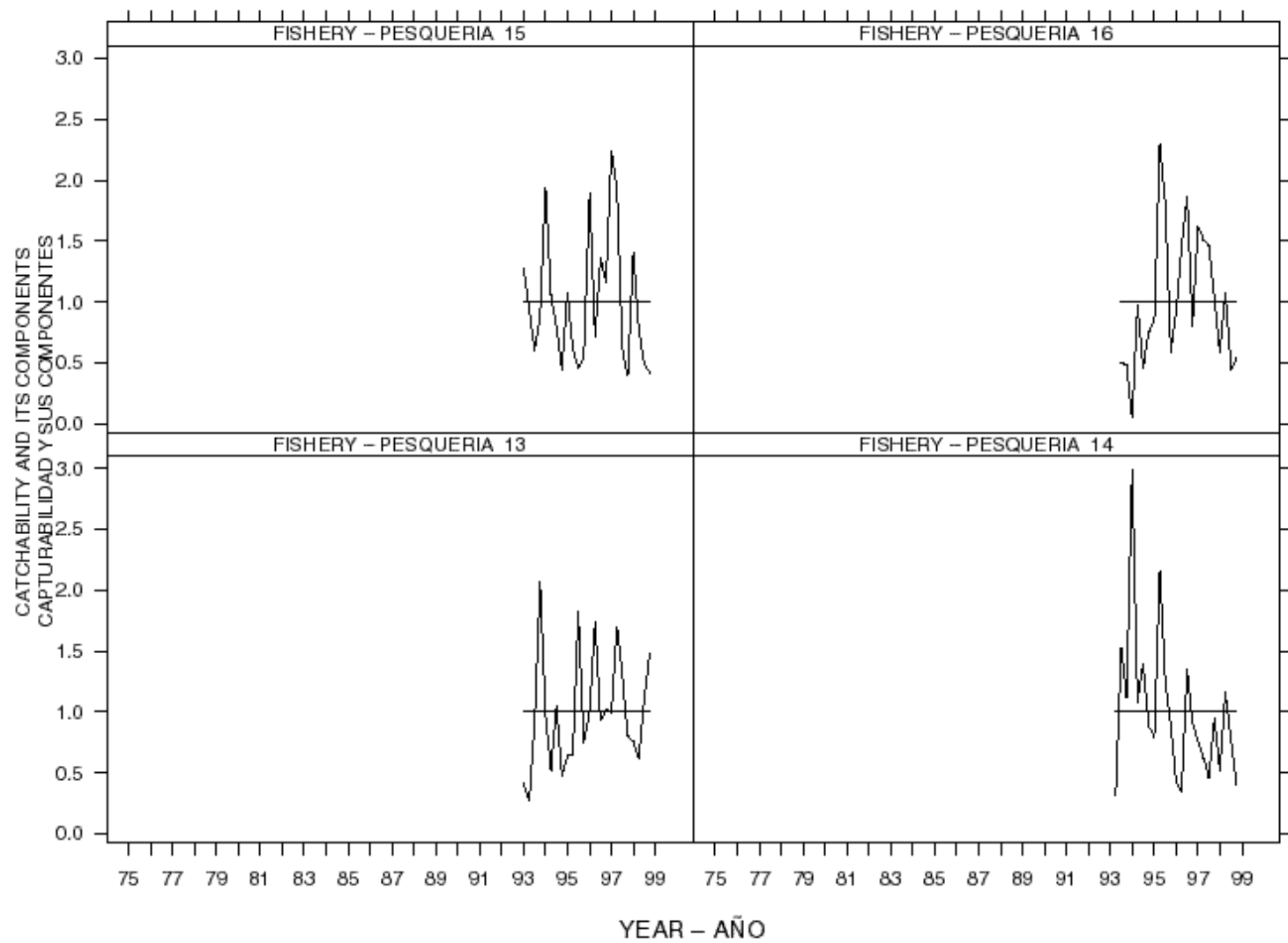


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional detail.
FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (q) para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

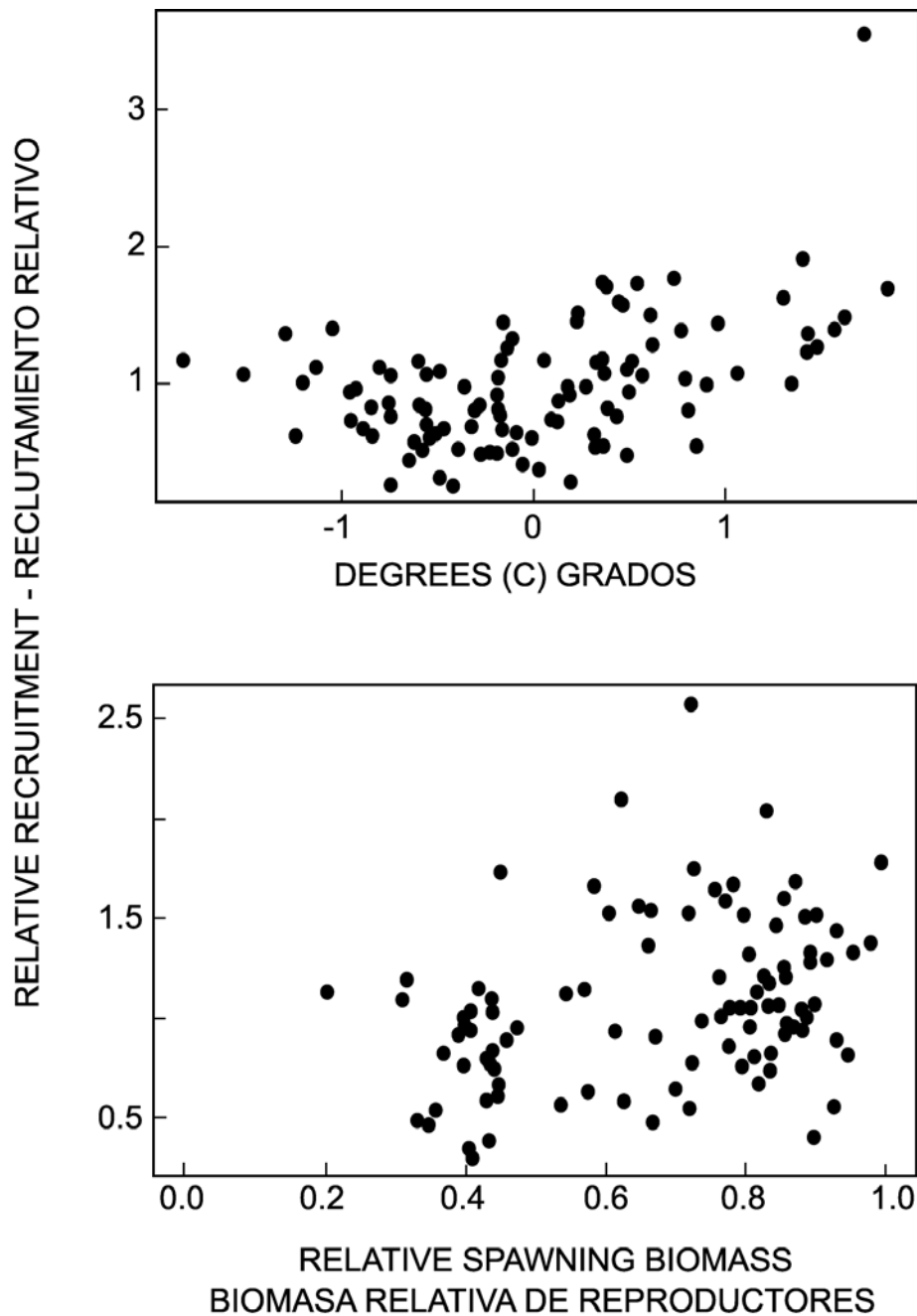


FIGURE 4.6. Estimated relationships between recruitment of yellowfin tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel). The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the maximum estimated spawning biomass is equal to 1.0. Environmental effects have been removed from the estimates of recruitment illustrated in the right panel.

FIGURA 4.6. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún aleta amarilla y anomalías de las TSM en es momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior). Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora máxima estimada equivalga a 1,0. Se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones de reclutamiento ilustradas en el recuadro derecho.

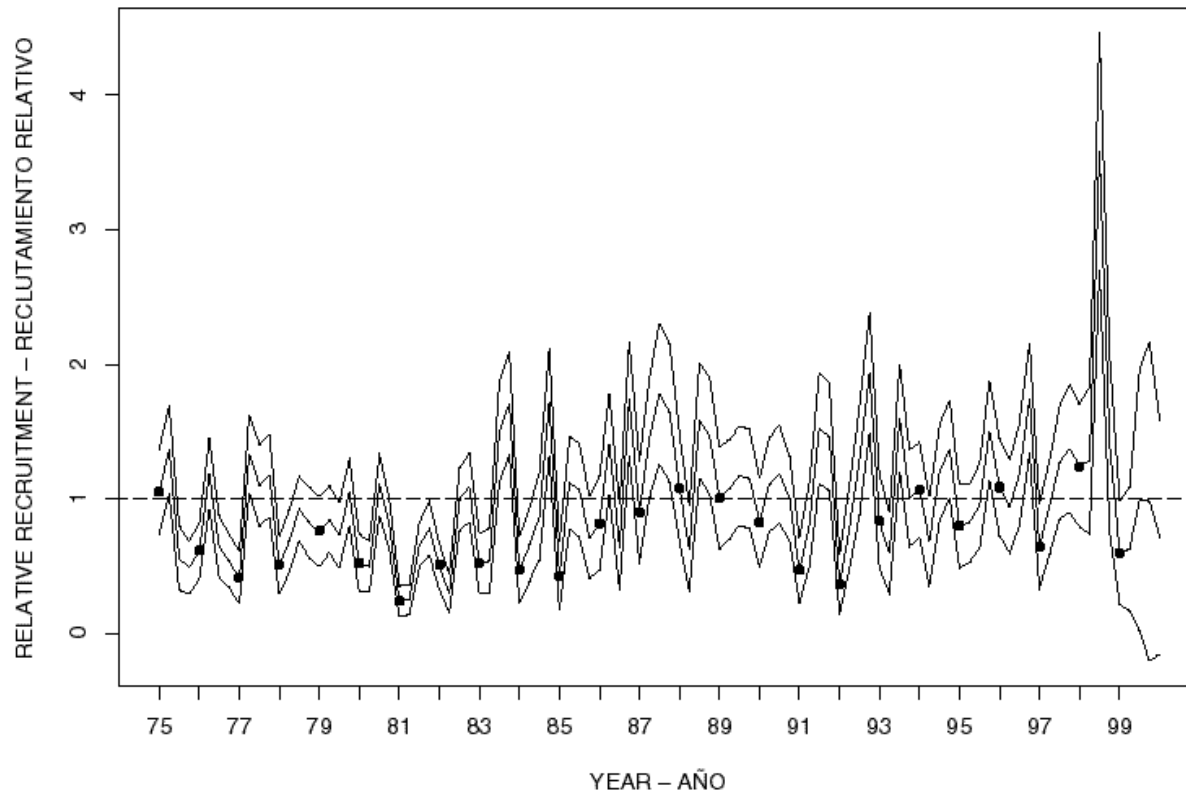


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

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

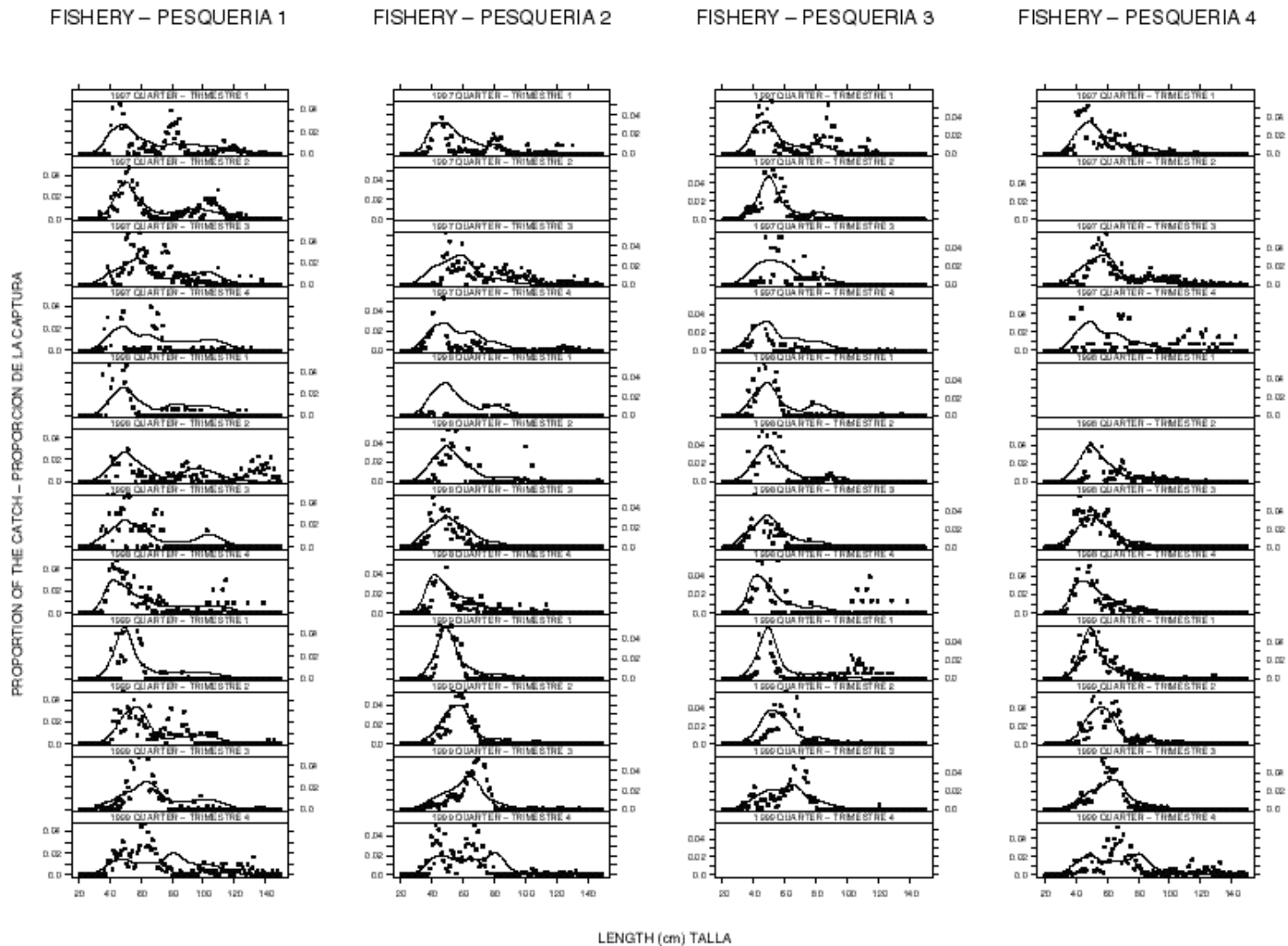


FIGURE 4.8. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take yellowfin tuna in association with floating objects.

FIGURA 4.8. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes.

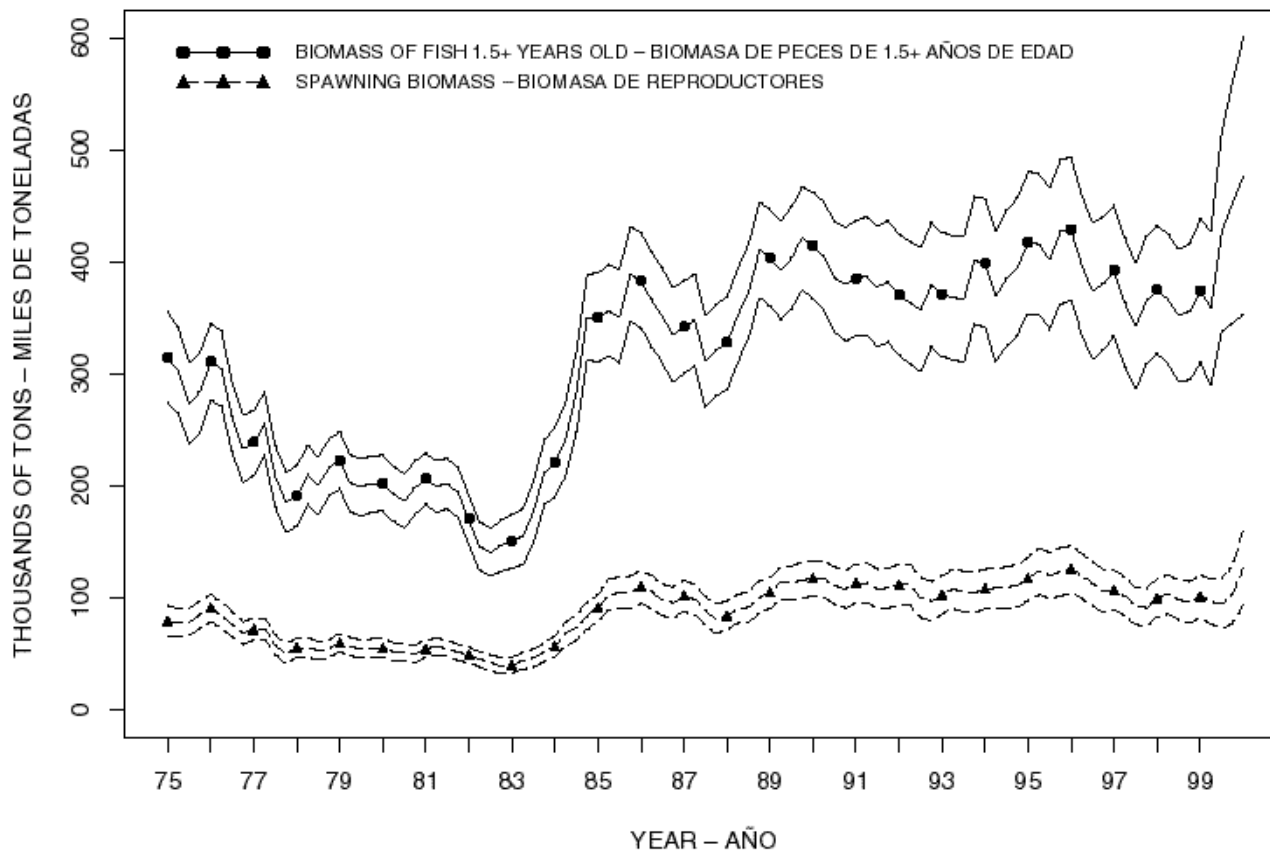


FIGURE 4.9. Estimated biomass and spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly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

FIGURA 4.9. Biomasa estimada y biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las delgadas 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.

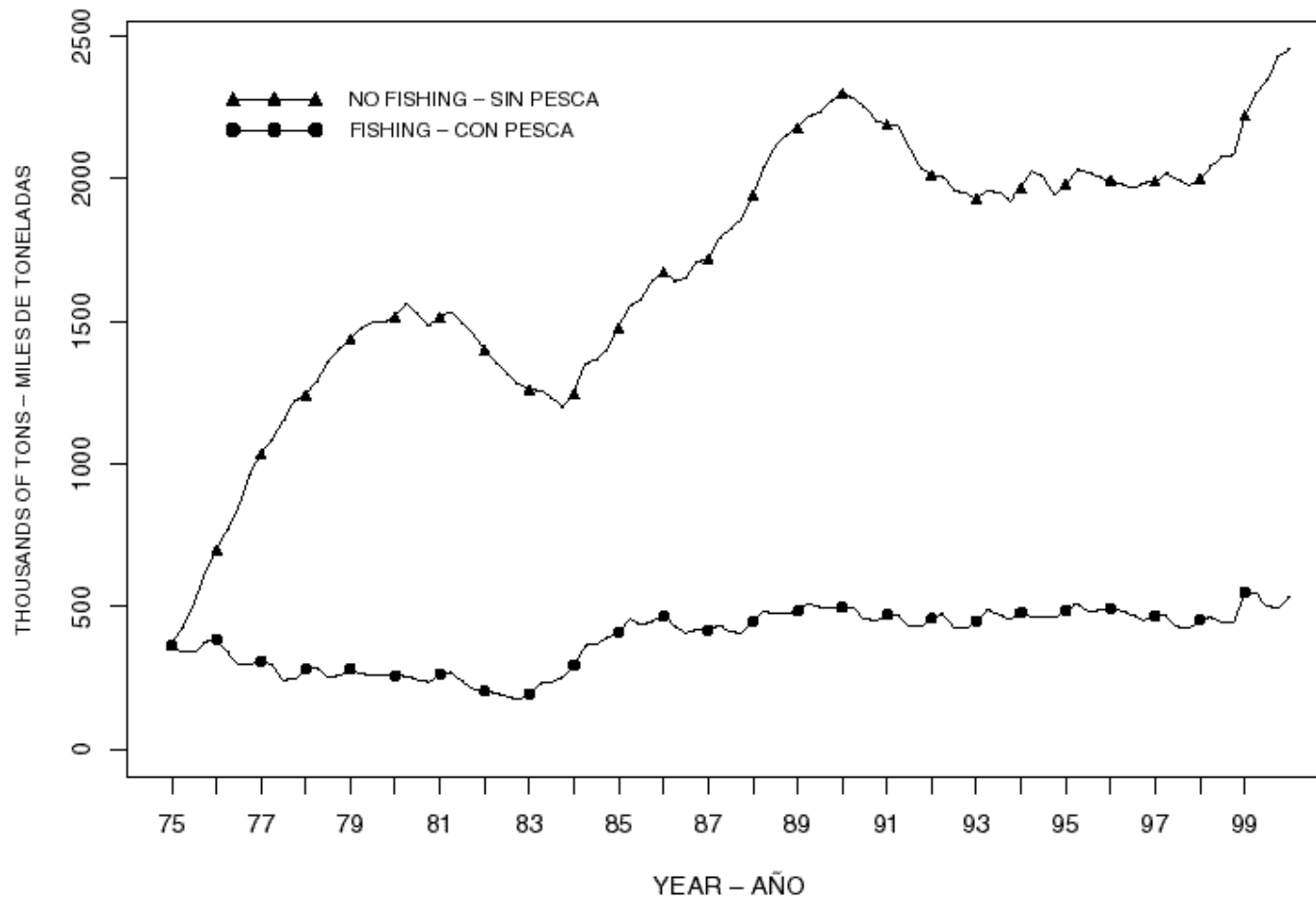


FIGURE 4.10. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-1999 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

FIGURA 4.10. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-1999 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación del stock (“con pesca”).

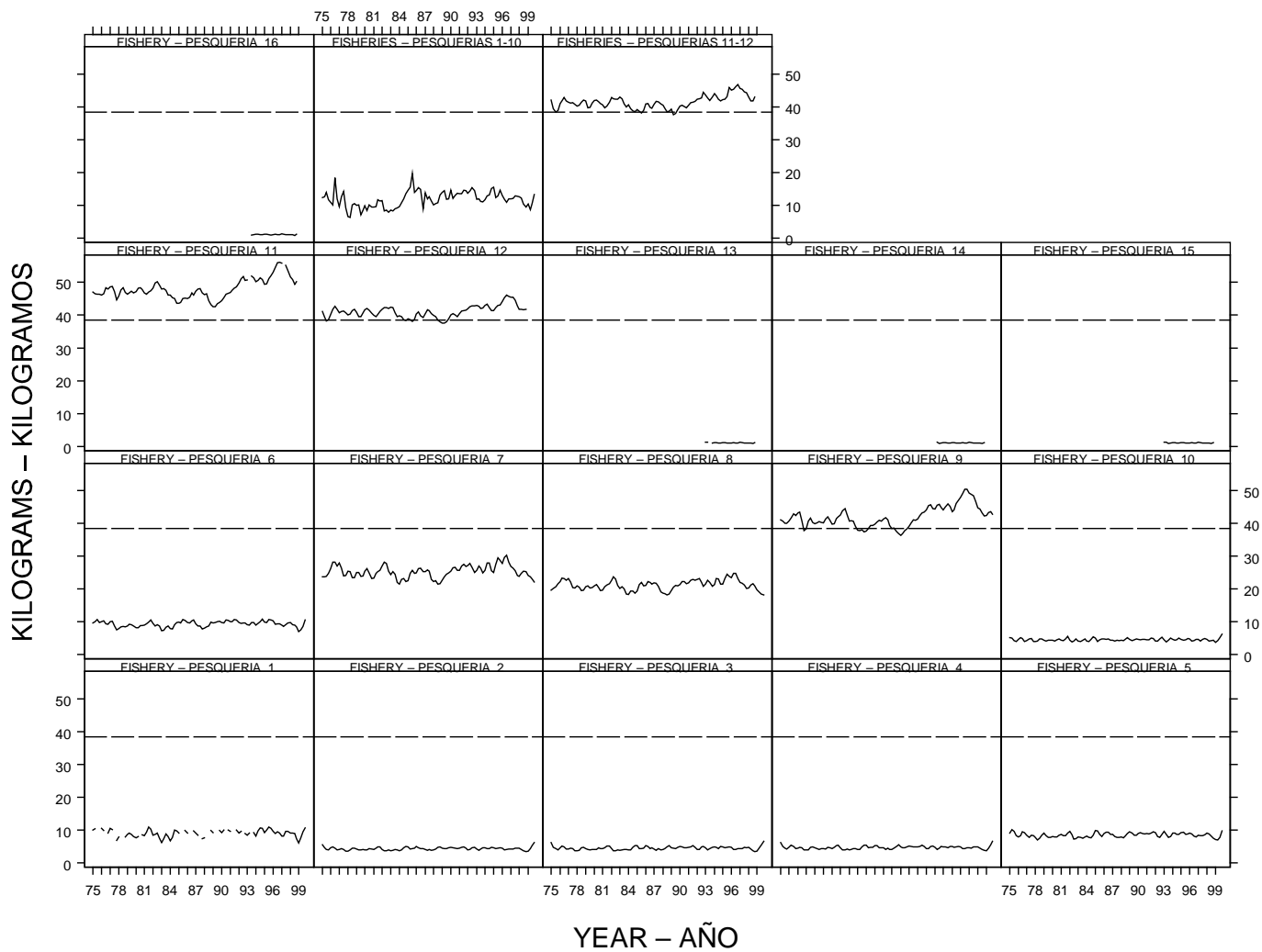


FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight.
FIGURA 4.11. Peso medio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-10” es un promedio de las Pesquerías 1 a 10, y la de “Pesquerías 11-12” un promedio de las Pesquerías 11 y 12. La línea de trazos señala el peso crítico.

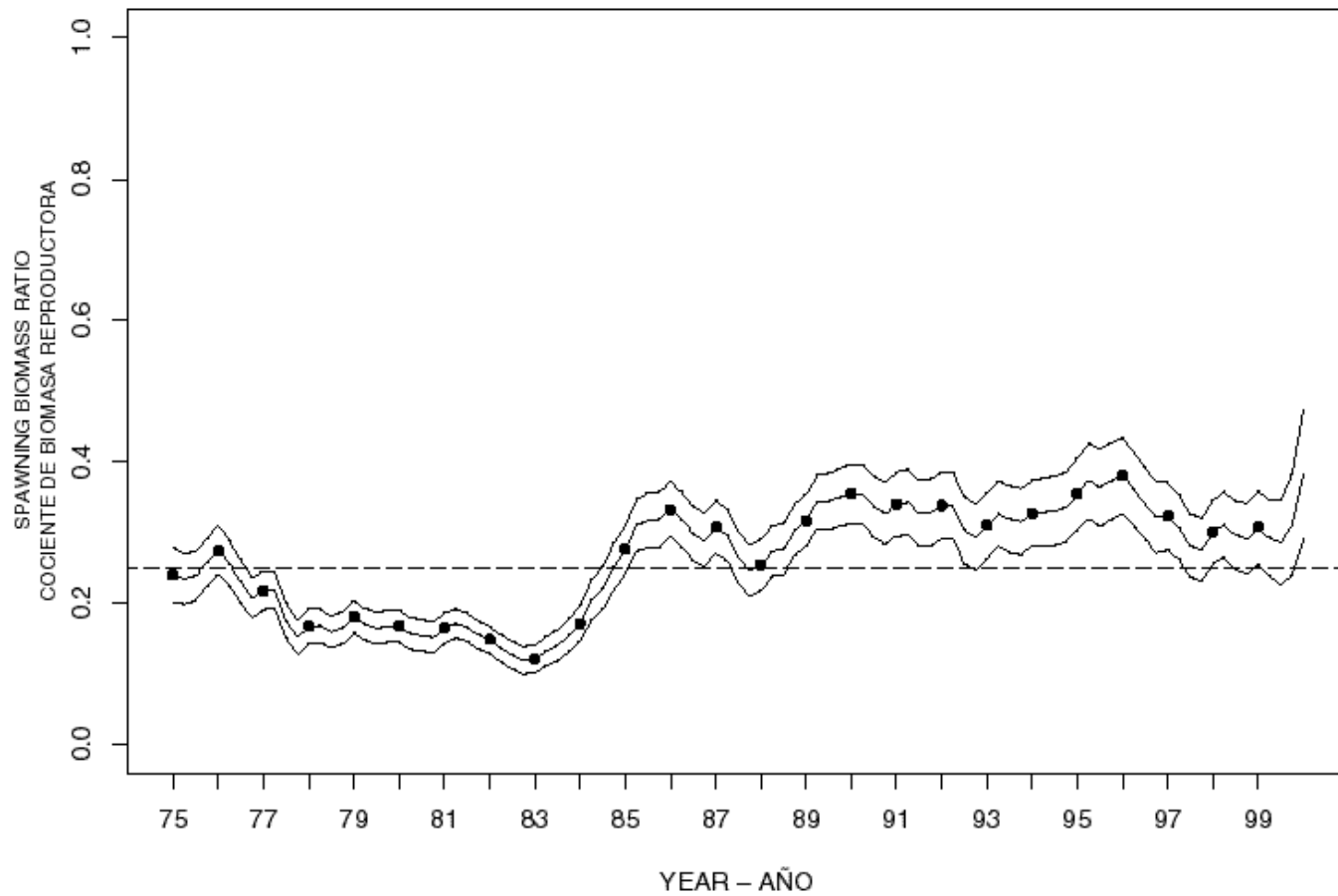


FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.25) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA 5.1. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,25) identifica el SBR en RPMS.

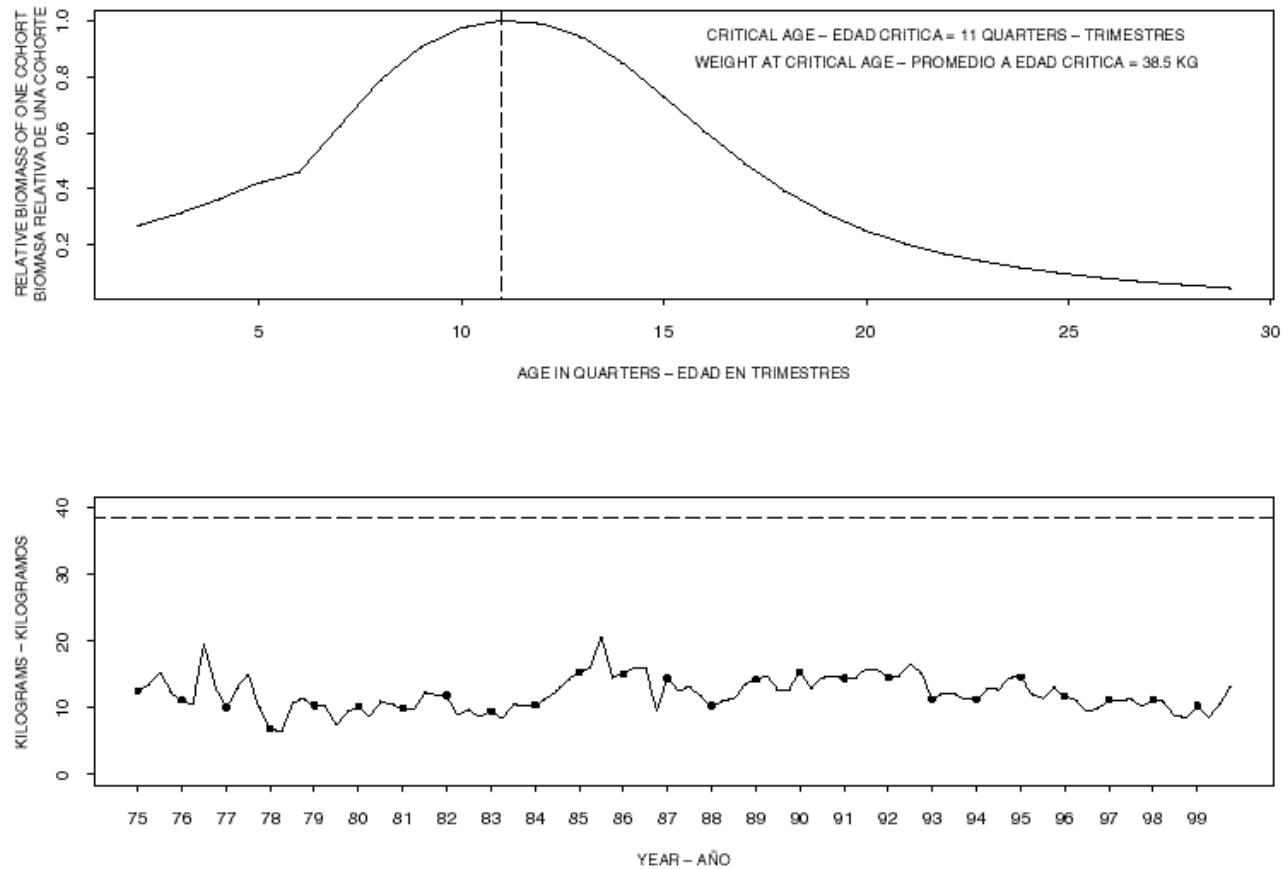


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the “critical age” and “critical weight” (Section 5). The critical weight is drawn as the horizontal dashed line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit. **FIGURA 5.2.** Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de aleta amarilla, e identifica la “edad crítica” y el “peso crítico” (Sección 5). El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.

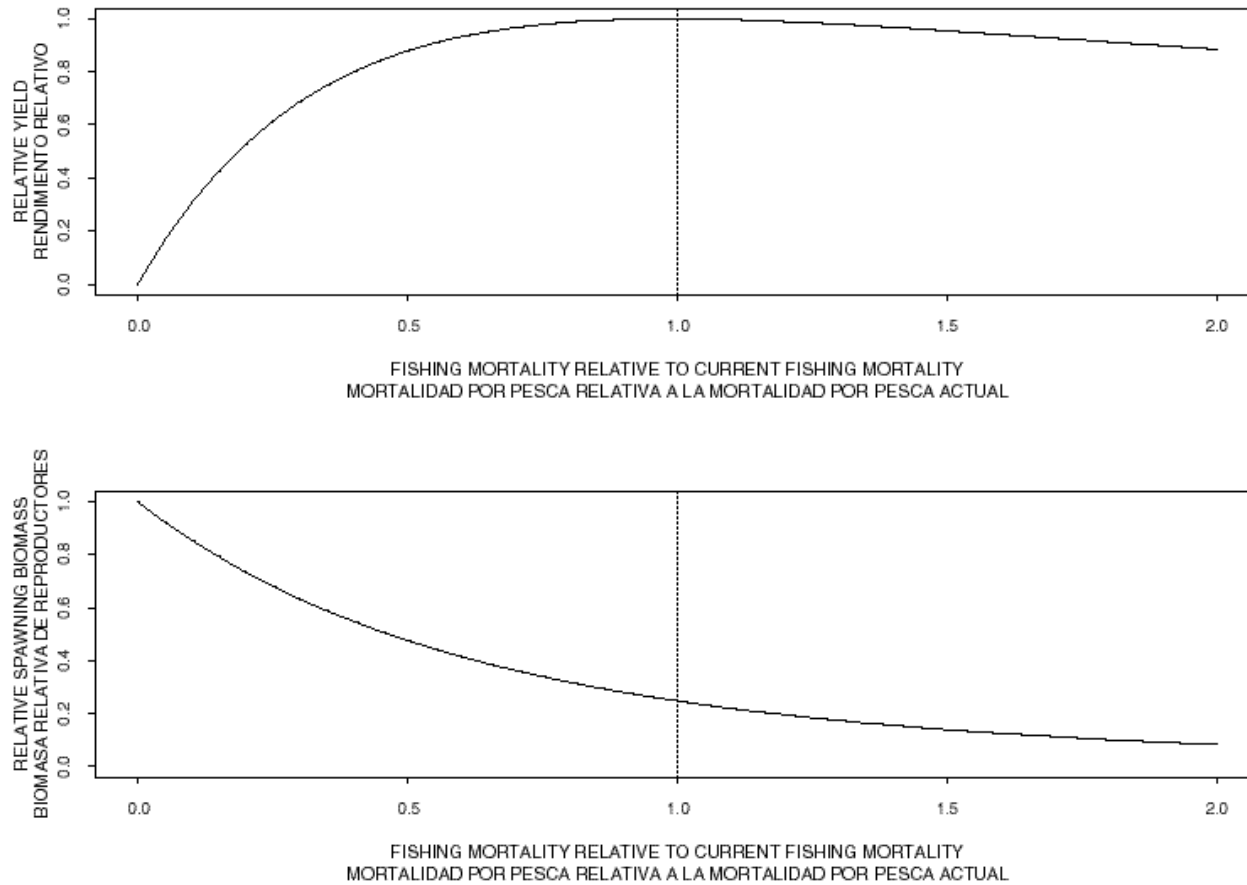


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA 5.3. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún aleta amarilla bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

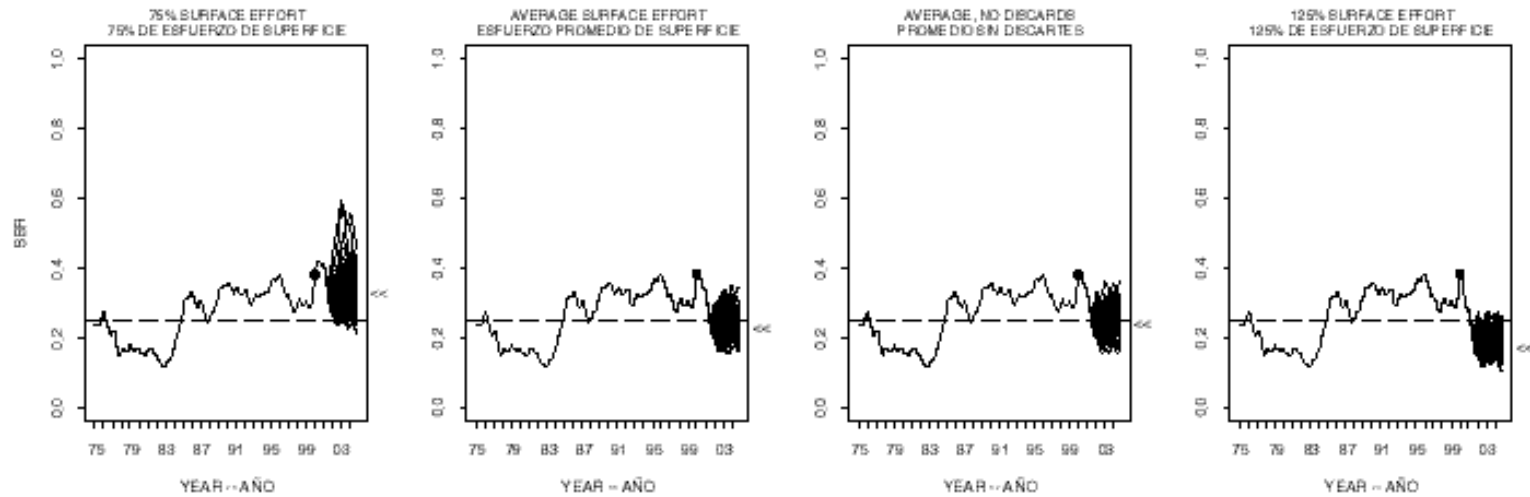


FIGURE 6.1. Simulated SBRs during 2000-2004 for yellowfin tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). For the last quarter of 2004, 50 percent of the simulated SBRs are predicted to be greater than and less than the SBR indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel. The dashed horizontal lines (at 0.25) identify SBR_{AMSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.1. SBR simulados durante 2000-2004 para el atún aleta amarilla en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Para el último trimestre de 2004, se predice que el 50% de los SBR simulados serán mayores y menores que el SBR indicado por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro. Las líneas horizontales de trazos (en 0,25) indican el SBR_{RPMS} (Sección 5.3).

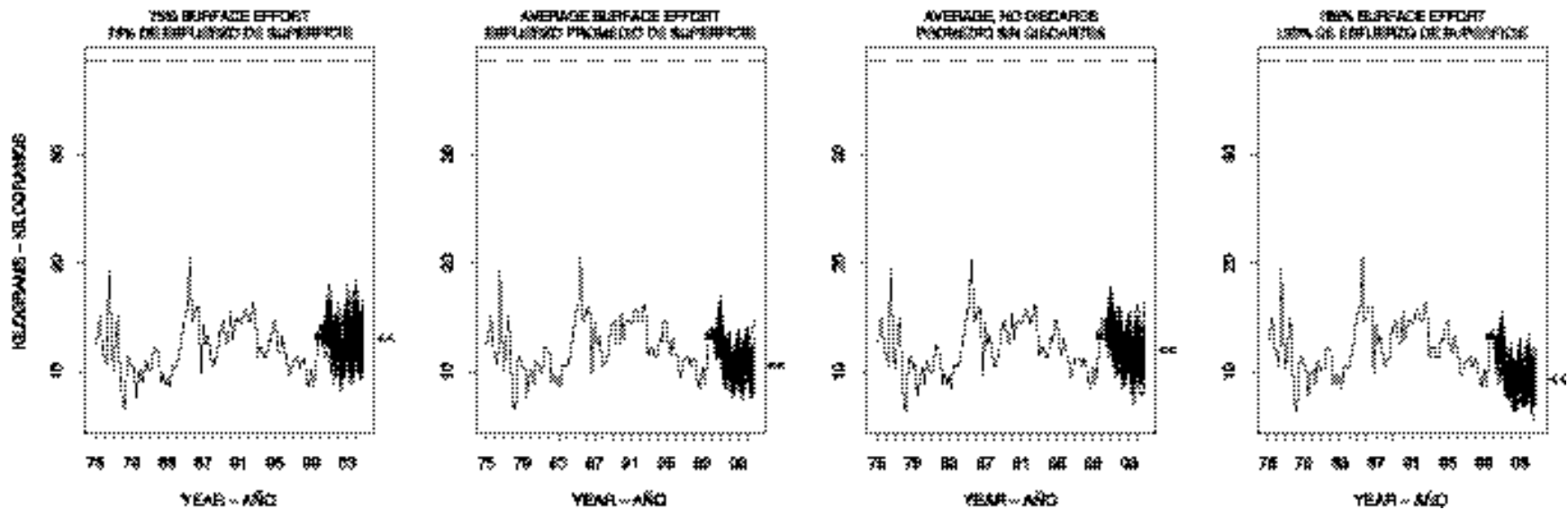


FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of yellowfin tuna in the combined catch during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). For the last quarter of 2004, 50 percent of the simulated average weights are projected to be greater than and less than the average weight indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel. The estimated critical weight is drawn as a horizontal dashed line in each panel.

FIGURA 6.2. Estimaciones simuladas del peso medio del atún aleta amarilla en la captura combinada durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Para el último trimestre de 2004, se proyecta que el 50% de los pesos medios simulados serán mayores y menores que el peso medio indicado por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro. La línea horizontal de trazos en cada recuadro indica el peso crítico estimado.

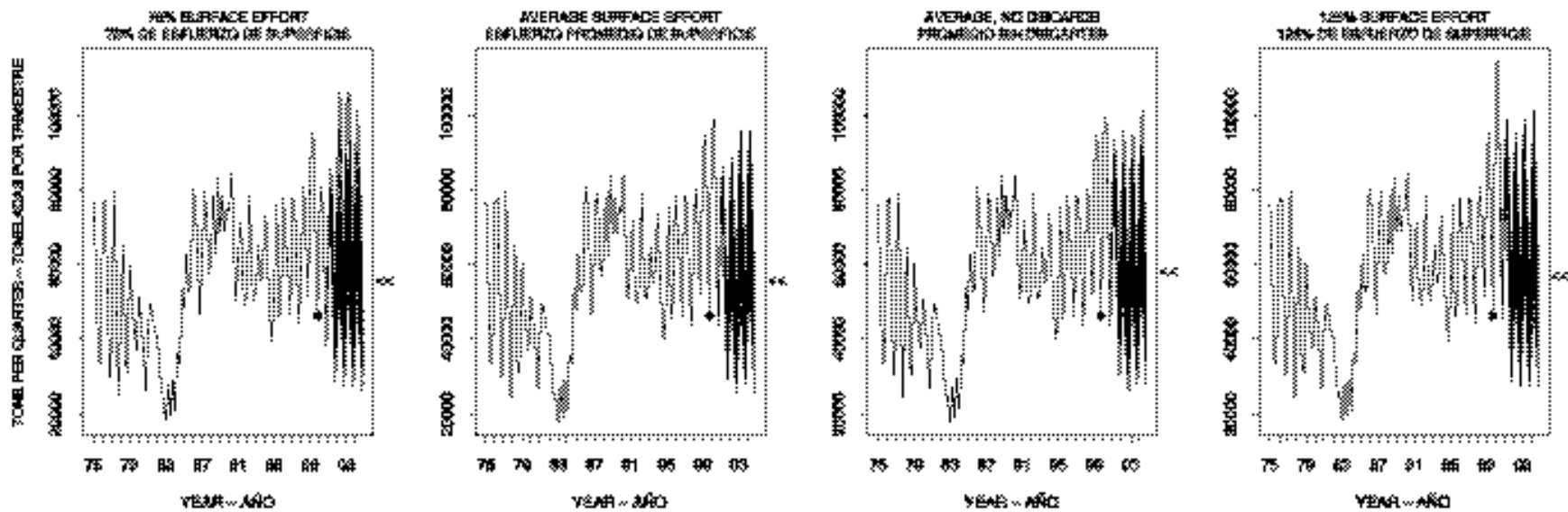


FIGURE 6.3. Simulated catches of yellowfin tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). During 2004, 50 percent of the simulated quarterly catches are projected to be greater than and less than the catch indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Durante 2004, se proyecta que el 50% de las capturas trimestrales simuladas serán mayores y menores que la captura indicada por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro.

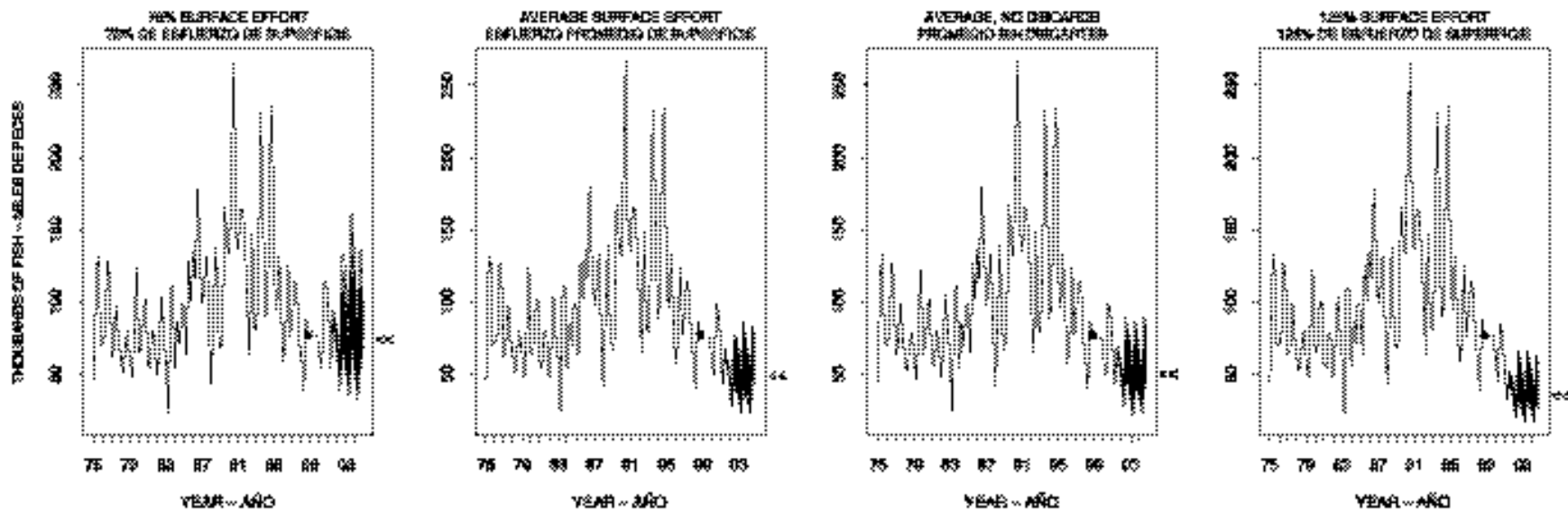


FIGURE 6.4. Simulated catches of yellowfin tuna taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). During 2004, 50 percent of the simulated quarterly catches are projected to be greater than and less than) the catch indicated by the “<<” symbol at he right edge of each panel.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Durante 2004, se proyecta que el 50% de las capturas trimestrales simuladas serán mayores y menores que la captura indicada por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; LL = palangre; FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1975-1999	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process – descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	FLT	1975-1999	7, 9	
3	PS	FLT	1975-1999	5-6, 13	
4	PS	FLT	1975-1999	1-4, 8, 10	
5	PS	UNA	1993-1999	1-4, 8, 10	landings + discards – descargas + descartes
6	PS	UNA	1975-1989	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DOL	1990-1999	2-3, 10	
8	PS	DOL	1975-1999	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DOL	1975-1999	7, 9, 11-12	
10	BB		1975-1999	1-13	landings only—descargas solamente
11	LL		1975-1999	N of-de 15°N	
12	LL		1975-1999	S of-de 15°N	
13	PS	FLT	1993-1999	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	FLT	1993-1999	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	FLT	1993-1999	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	FLT	1993-1999	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 3.1. Core areas for which temperature data were summarized and used in the stock assessment model to determine whether there are significant environmental influences on the efficiency of some surface fisheries for yellowfin tuna in the EPO.

TABLA 3.1. Zonas núcleo cuyos datos de temperatura fueron resumidos y usados en el modelo de evaluación del stock para determinar si existen influencias ambientales significativas sobre la eficacia de ciertas pesquerías de superficie de atún aleta amarilla en el OPO.

Fishery	Approximate boundary	
	Latitude range	Longitude range
Pesquería	Límites aproximados	
	Rango de latitud	Rango de longitud
1	5°S-14°S	84°W-131°W
2	5°N-5°S	84°W-111°W
3	5°N-14°S	81°W-86°W
4	11°N-1°N	111°W-150°W
5	30°N-14°N	99°W-116°W
6	5°N-14°S	75°W-101°W
7	20°N-5°N	114°W-141°W
8	26°N-14°N	96°W-116°W
	14°N-5°N	96°W-105°W
9	5°N-5°S	84°W-111°W
10	26°N-14°N	96°W-116°W
	5°N-5°S	84°W-96°W
11	14°N-11°S	84°W-150°W
12	30°N-14°N	120°W-150°W

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

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

Year	Total recruitment	Biomass of age-1.5+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1.5+	Biomasa de peces reproductores
1975	135904	315496	79464
1976	117158	311393	91110
1977	157487	239191	72303
1978	115877	191784	55472
1979	132982	223346	60050
1980	115244	202970	55783
1981	75741	206831	54841
1982	113103	171012	49378
1983	166918	150940	40272
1984	145896	221858	57017
1985	130330	350954	91654
1986	180592	383958	110181
1987	226198	342654	102085
1988	186041	328514	84405
1989	172339	404488	105095
1990	161085	414984	117651
1991	166927	385846	112871
1992	171039	371364	112042
1993	158277	371891	102806
1994	168709	399379	108351
1995	159630	417776	117602
1996	194224	429828	125907
1997	165283	392930	107190
1998	294674	375711	99965
1999	125293	375054	101944
2000		477417	126738

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

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

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	32.86	0.70	16	153.08	77.26
3	40.63	1.33	17	157.41	84.19
4	49.29	2.40	18	161.27	90.71
5	58.70	4.08	19	164.71	96.79
6	66.95	6.11	20	167.78	102.45
7	80.65	10.79	21	170.51	107.67
8	92.86	16.63	22	172.94	112.48
9	103.75	23.36	23	175.11	116.88
10	113.44	30.74	24	177.05	120.90
11	122.09	38.52	25	178.77	124.56
12	129.79	46.50	26	180.31	127.88
13	136.65	54.48	27	181.67	130.89
14	142.77	62.34	28	182.89	133.62
15	148.22	69.96	29	183.98	136.08

TABLE 5.1. AMSY and related quantities during three different periods, used to calculate average recruitment.

TABLA 5.1. RPMS y cantidades relacionadas durante tres períodos distintos, usados para calcular el reclutamiento medio

		1975-1999	1975-1984	1985-1999
AMSY	(mt-tm)	235,685	186,120	269,730
B_{MSY}	(mt-tm)	306,047	241,684	350,255
S_{MSY}	(mt-tm)	83,464	65,911	95,520
$C_{1999}/AMSY$		1.43	1.80	1.25
B_{2000}/B_{AMSY}		1.56	1.98	1.36
S_{2000}/S_{AMSY}		1.52	1.92	1.33

TABLE 5.2. Estimates of the AMSY, and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY, B_{AMSY} , and S_{AMSY} are in metric tons.

TABLA 5.2. Estimaciones del RPMS, y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y que cada pesquería es la única operando en el OPO. Se expresan las estimaciones de RPMS, B_{RPMS} , y S_{RPMS} en toneladas métricas.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{\text{RPMS}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RPMS}}/S_{F=0}$
1	202,022	212,068	48,166	0.18	0.15
2	133,169	91,045	22,302	0.08	0.07
3	136,623	103,285	24,727	0.09	0.07
4	137,599	95,275	23,020	0.08	0.07
5	175,728	140,608	29,431	0.12	0.09
6	194,436	200,326	45,597	0.17	0.14
7	308,073	379,376	103,009	0.33	0.31
8	288,154	334,341	86,234	0.29	0.26
9	336,621	473,649	140,527	0.41	0.42
10	137,735	33,844	8,300	0.03	0.03
11	343,832	472,886	138,692	0.41	0.42
12	351,000	428,893	118,021	0.37	0.36

TABLE 6.1. Summary of the outcomes from 100 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. “Quantiles” identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.

TABLA 6.1. Resumen de los resultados de 100 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los “cuantiles” identifican los niveles a los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos son menores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% equivale a la mediana.

Quantile	75% surface effort	Average surface effort	Average surface effort, no discards	125% surface effort
Cuantil	75% del esfuerzo de superficie	Esfuerzo de superficie medio	Esfuerzo de superficie medio, sin descartes	125% del esfuerzo de superficie
SBR for fourth quarter of 2004 – SBR para el cuarto trimestre de 2004				
20%	0.29	0.21	0.22	0.16
50%	0.34	0.23	0.24	0.18
80%	0.38	0.26	0.28	0.20
Average weight (kg) of fish in the combined catch during the fourth quarter of 2004 – Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante el cuarto trimestre de 2004				
20%	12.0	9.6	11.3	8.5
50%	13.2	10.7	12.1	9.4
80%	14.5	11.8	13.2	10.3
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2004 – Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2004				
20%	41807	40850	42206	40855
50%	55974	56040	58559	57314
80%	68568	66881	70208	69175
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2004 – Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2004				
20%	55	37	37	27
50%	75	50	51	36
80%	93	60	63	43

CONDICION DEL ATUN ALETA AMARILLA EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Mark N. Maunder y George M. Watters

INDICE

1. Resumen ejecutivo	60
2. Datos	61
3. Supuestos y parámetros.....	65
4. Evaluación del stock	68
5. Condición del stock.....	76
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	80
7. Direcciones futuras	84
Figuras	29
Tablas.....	54
Referencias.....	85

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental. Se usa un análisis con estructura de edades y captura a talla para realizar esta evaluación. Se describe el método analítico en Maunder y Watters (2000), y se refiere a los lectores a dicho manuscrito para los detalles técnicos.

La evaluación de stocks requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de descargas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de stocks. Se consideraron también en la evaluación influencias ambientales sobre el reclutamiento y la eficacia de la pesca.

El reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, y parece estar relacionado con la temperatura superficial del mar (TSM). Los niveles de reclutamiento a la pesquería, a la edad de 6 meses, están correlacionados positivamente con la TSM en el momento de cría 6 meses antes. Parece que la población de aleta amarilla ha experimentado dos regímenes de reclutamiento distintos (1975-1984 y 1985-1999), con el segundo más alto que el primero. Estos dos regímenes en el reclutamiento están también correlacionados con regímenes en las TSM, y corresponden a dos regímenes en biomasa y mortalidad por pesca; el régimen más alto produjo biomasa mayor y mortalidad por pesca más baja. El cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel que soportaría los rendimientos promedio máximos sostenibles (RPMS) durante el régimen de reclutamiento bajo, pero por encima de dicho nivel durante el régimen de reclutamiento alto. Es posible que los dos regímenes de productividad soporten dos niveles distintos de RPMS y de SBR asociados. El SBR actual está por encima del nivel de SBR en RPMS, basado en el régimen actual (1985-1999) de productividad, y también dentro del rango propuesto de niveles objetivo para otras especies. Se estima que los niveles de esfuerzo están alrededor de los niveles que soportarán el RPMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías). Sin embargo, debido al reclutamiento grande que ingresa a la pesquería, los niveles de biomasa y captura son mucho mayores que los valores correspondientes en RPMS. Proyecciones a futuro con los niveles actuales de esfuerzo y reclutamiento medio indican que la población disminuirá a un nivel de SBR ligeramente inferior al que soportaría el RPMS. Se realizaron estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-1999. De haberse usado el reclutamiento medio de 1985-1999, es probable que las estimaciones de SBR y capturas serían mayores.

El análisis indica que una cohorte muy fuerte ingresó a la pesquería en 1998 y que esta cohorte incrementó el SBR y las capturas durante 1999. Existen también indicios de que los reclutamientos más

recientes fueron bajos, llevando posiblemente a SBR y capturas menores, tal como indican las proyecciones al futuro con el nivel actual de esfuerzo. Las TSM más bajas podrían también indicar que los reclutamientos más recientes resultarán ser menores. No obstante, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura ha sido siempre inferior al peso crítico, indicando que, del punto de vista de rendimiento por recluta, la pesca del aleta amarilla en el OPO es excesiva. La variabilidad en el peso promedio del aleta amarilla capturado por distintas pesquerías es sustancial. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y de carnada (Pesquería 10) capturan peces más jóvenes y pequeños que las pesquerías sobre delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y la pesquería sobre delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías sobre delfines costera (Pesquería 8) y del norte (Pesquería 7). Los cálculos de RPMS indican que se podrían incrementar mucho los niveles de rendimiento si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia las pesquerías que capturan los aletas amarillas más cercanos al peso crítico (pesca con palangre y cerquera sobre delfines). Esta aumentaría también los niveles de SBR.

Se predice que cambios moderados en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie no ejercerán ningún efecto sobre la captura total de la flota primaria de superficie, pero afectaría sustancialmente el SBR, la captura total de la flota palangrera, y el peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas. Aumentar el nivel de esfuerzo de pesca al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR, el peso medio del pescado en la captura combinada, y la captura total de la flota palangrera. Reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente ejercería los efectos contrarios. Evitar la captura de atún aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes, particularmente plantados, no afectaría de forma significativa los SBR y las capturas, pero incrementaría moderadamente el peso medio.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 1999 para llevar a cabo la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. Los datos de 1999, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT el 17 de abril de 2000. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación del stock de atún aleta amarilla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, carnada, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de aleta amarilla, y en la Figura 2.1 se ilustra la extensión espacial de cada pesquería y también los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño 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 (DAP, o plantados) (Pesquerías 1-2, 4, 13-14, y 16) y lances sobre una mezcla de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y DAP (Pesquerías 3 y 15).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación del stock de aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1.

El personal de la CIAT ha adoptado las tres definiciones siguientes para datos de captura; se usan

estos términos en este informe.

Descargas – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y transportado posteriormente a una instalación de descarga. (Las descargas no son necesariamente llevadas a la instalación de descarga durante el mismo período en el que fueron extraídas de la población.)

Descartes – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y NO transportado posteriormente a una instalación de descarga. (Este pescado normalmente es tirado al mar.)

Captura – la cantidad total de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado (captura = descargas + descartes).

Se usan los tres tipos de datos para evaluar el stock de atún aleta amarilla. Las extracciones por las Pesquerías 10-12 son simplemente descargas (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5-9 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Las extracciones por las Pesquerías 13-16 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1).

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 1999. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de aleta amarilla en el OPO.

Hubo variaciones anuales y trimestrales sustanciales en las capturas de atún aleta amarilla por la flota de superficie (Figura 2.2, Pesquerías 1-10 y 13-16). La variación ocurre en la cantidad total capturada, la distribución espacial de la captura, y en el tipo de lance. En general, en las capturas de aleta amarilla predominan los lances sobre delfines y atunes no asociados, con predominio de los primeros desde 1985. La captura de la especie sobre objetos flotantes presenta un patrón cíclico, con capturas altas a fines de los años 1970 y principios de los 1980, fines de los 1980 a principios de los 1990, y fines de los 1990. Para las Pesquerías 3 y 4, que incluyen la mayoría del aleta amarilla capturado sobre objetos flotantes antes de 1993, parece existir una relación negativa entre la captura en estas dos zonas, señalando diferencias interanuales en las tasas de captura y/o los desplazamientos de buques entre las mismas (Figura 2.2). Desde aproximadamente 1993, cuando se amplió el uso de los DAP, las capturas de aleta amarilla asociado con objetos flotantes aumentó sustancialmente en las Pesquerías 1 y 2, y en la Pesquería 4 también aumentó a alrededor de los niveles observados a principios de la década de los 1980 (Figura 2.2). La Pesquería 3 ha experimentado una disminución en la captura de aleta amarilla en los 10 últimos años (Figura 2.2). Las capturas totales anuales de atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados han sido bastante consistentes desde aproximadamente 1975, pero con variaciones trimestrales elevadas (Figura 2.2, Pesquerías 5 y 6). La captura total de atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados mostró picos notorios en 1988, 1993, y 1999. Las capturas sobre delfines disminuyeron entre 1975 y 1984, pero aumentaron mucho en 1985, disminuyeron hasta 1993, y desde entonces han aumentado ligeramente. Se observa esta tendencia en las Pesquerías 7 y 8, pero no en la Pesquería 9. Desde 1975, las capturas por barcos de carnada han formado solamente una proporción muy pequeña de la captura total de aleta amarilla.

Hubo también variaciones anuales y trimestrales sustanciales en las capturas de atún aleta amarilla por la flota palangrera (Figura 2.2). Las capturas palangreras de la zona al norte de 15°N varían mucho con la época del año, y generalmente se logran las mayores capturas durante el primer trimestre del año (Figura 2.2, Pesquería 11). Las capturas palangreras de la zona al sur de 15°N también muestran una va-

riación estacional elevada, y generalmente se consiguen las capturas máximas durante el tercer trimestre (Figura 2.2, Pesquería 12). Parece existir una relación negativa entre la captura por temporada en estas dos zonas, señalando diferencias interanuales en las tasas de captura y/o los desplazamientos de buques entre las mismas (Figura 2.2). En la zona sur las capturas palangreras alcanzaron una máxima a principios de la década de los 1990, y desde entonces han disminuido. La base de datos de la CIAT no contiene ahora información sobre capturas palangreras durante 1999 (en la Sección 2.2.2 se explica cómo se tratan datos de esfuerzo para palangreros que pescaron durante 1999). Aunque los datos de captura en la Figura 2.2 están expresados en pesos, se usan capturas en número de peces para tomar en cuenta las extracciones palangreras de atún aleta amarilla en la evaluación de stocks.

2.2.2. Esfuerzo

Se usa un método complicado para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por buques cerqueros. Se presenta aquí una breve descripción del mismo, pero Maunder y Watters (2000) contiene mayor detalle. Se estima el esfuerzo de pesca de buques cerqueros mediante un proceso de cinco pasos. En el Paso 1, se usa información de la base de datos de bitácora de la CIAT para computar la captura por día de pesca (CPDP) de las tres especies principales (aleta amarilla, patudo, y barrilete) y los tres tipos de lance (objeto flotante, delfín, y no asociado) combinados. Se realiza este cálculo para cada mes y zona de muestreo (Figura 2.1). En el Paso 2, se dividen las estimaciones de la CPDP en estimaciones de las descargas totales (por mes y zona de muestreo para las tres especies combinadas) de la base de datos de descargas de la CIAT (pesos estimados en el mar y estadísticas de enlatadoras). Esta división amplía el esfuerzo de los datos de bitácora para incluir esfuerzo no reportado en las bitácoras y arroja una estimación del número total de días de pesca para los tres tipos de lance combinados en cada mes y zona de muestreo. En el Paso 3, se usan modelos de regresión lineal (un modelo para cada año) para determinar el número medio de días de pesca necesario para hacer un solo lance de cada tipo. Para 1990, por ejemplo, se estimó que en promedio se realizó un lance sobre objeto flotante, delfines, y cardumen no asociado cada 1,3, 0,9, y 0,7 días, respectivamente. En el Paso 4, se usan los resultados de los análisis de regresión en conjunto con el número de lances (por tipo) registrados en la base de datos de bitácora para predecir la proporción de días de pesca por tipo de lance. Por último, en el Paso 5, se multiplica el total de días de pesca del Paso 2 por las proporciones del Paso 4 para obtener estimaciones del total de días de pesca por tipo de lance en cada estrato de tiempo-zona.

Se estima el esfuerzo de pesca para barcos de carnada (días de pesca totales) computando la CPDP a partir de la información en la base de datos de bitácoras de la CIAT y dividiendo la CPDP en las descargas totales tomadas de la base de datos de descargas de la CIAT. Se hacen estas estimaciones para cada mes y zona de muestreo (Figura 2.1).

Se obtienen los datos de esfuerzo palangrero sobre atún aleta amarilla de la base de datos de descargas de la CIAT. Estas descargas incluyen datos proporcionados al personal de la CIAT por Japón, la República de Corea, Polinesia Francesa, y Taiwan.

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 16 pesquerías definidas para la evaluación de stock de atún aleta amarilla en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16) en días de pesca, y aquél de palangreros (Pesquerías 11 y 12) en número de anzuelos.

Ha ocurrido una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las artes de superficie. El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes estuvo a un nivel elevado entre 1978 y 1982 (Figura 2.3, Pesquerías 1-4), y fue relativamente estable durante 1983-1993 (Figura 2.3, Pesquerías 1-4), pero ha aumentado sustancialmente desde 1993 (Figura 2.3, Pesquerías 1-4). Recientemente, el esfuerzo total de este tipo ha estado a un nivel similar a aquél de fines de los años 1970 y principios de los 1980 (Figura 2.3, Pesquerías 1-4). El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes en cardúmenes no asociados alcanzó su máxima entre 1977 y 1981 (Figura 2.3, Pesquerías 5 y 6), desde cuando ha seguido relativamente estable (Figura 2.3, Pesquerías 5 y 6). Se supone que el esfuerzo de pesca en las

Pesquerías 13-16 es igual a aquél en las Pesquerías 1-4 (Figura 2.3), porque las capturas en las Pesquerías 13-16 se derivan de las capturas en las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.3).

Ha tenido lugar también una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por los palangreros operando en el OPO. En la zona al norte de 15°N (Pesquería 11) hubo siempre grandes variaciones estacionales en el esfuerzo de pesca pero, a escala anual, el esfuerzo fue máximo a principios y mediados de la década de los 1990. En la zona al sur de 15°N hubo mucho menos variación trimestral en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por palangreros (Figura 2.3, Pesquería 12). El esfuerzo palangrero en esta zona aumentó entre 1975 y 1978, permaneció relativamente estable hasta mediados de la década siguiente, pero luego aumentó bruscamente entre 1985 y 1987 (Figura 2.3, Pesquería 12). El esfuerzo palangrero en la zona sur permaneció bastante constante hasta 1993, pero luego disminuyó (Figura 2.3, Pesquería 12). Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 1999. Para llevar a cabo la evaluación del stock de atún aleta amarilla, se supuso que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido durante cada trimestre de 1999 fue igual al esfuerzo del trimestre correspondiente de 1998.

Las grandes variaciones entre trimestres en el esfuerzo de pesca ilustradas en la Figura 2.3 resultan parcialmente de cómo se definieron las pesquerías para la evaluación de stocks. Los buques pesqueros suelen faenar en distintas zonas en distintas épocas del año y, si estas zonas están muy separadas, esto puede incrementar la variabilidad del esfuerzo de pesca en una pesquería en particular.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de stocks, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos se estima la cantidad de aleta amarilla descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2000). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas de los buques cerqueros. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que no hubo descartes durante ese período. Para las pesquerías de superficie, aparte de barcos de carnada, que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/descargas) es igual a la tasa de descarte del período más cercano para el cual los datos de observadores fueron adecuados para estimar los descartes. En evaluaciones previas del atún aleta amarilla en el OPO no se añadieron los descartes a las capturas de la flota cerquera. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en la pesca con carnada (Pesquería 10), y se supone que no hay descartes en esa pesquería.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura en la pesca sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) como pesquerías separadas (Pesquerías 13-16). Es importante tratar estos descartes por separado porque los datos de composición por tamaño obtenidos del muestreo en puerto (Sección 2.3) no pueden proveer información sobre el tamaño de estos pescados descartados. Los descartes que resultan de clasificar la captura representan por lo tanto extracciones cuyas composiciones por tamaño necesitan ser obtenidas en el mar. Los observadores de la CIAT recolectan información limitada sobre los tamaños de atunes descartados: todo lo que se sabe sobre los peces descartados durante la clasificación es que son principalmente pequeños y pesan menos de unos 2,5 kg (ver Sección 2.3 para una estimación del tamaño máximo de estos peces). Mediante la creación de pesquerías cuya captura consiste exclusivamente de peces pequeños descartados, es posible realizar una evaluación del stock sin datos detallados sobre la composición por tamaño de los descartes. Es posible porque es probable que los peces pequeños descartados durante la clasificación pertenezcan a solamente unas pocas clases de edad. Las capturas de

las Pesquerías 13-16 (Figura 2.2) son actualmente las mejores estimaciones de la cantidad de pescado descartado por clasificación de las capturas de las Pesquerías 1-4. Se calculan estimaciones de las cantidades de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aletas amarillas asociados con objetos flotantes (Pesquerías 1-4) porque es infrecuente la clasificación en otras pesquerías cerqueras.

Se supone que no se descarta aleta amarilla en las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12).

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan atún aleta amarilla de varios tamaños. En la Figura 2.4 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Los tamaños de los aletas amarillas capturados sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) son menores que los que se capturan en otras pesquerías. La mayoría de los aletas amarillas capturados en asociación con objetos flotantes miden entre 30 y 75 cm de largo.

El tamaño de los aletas amarillas capturados en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5 y 6) es, en promedio, mayor que el de aquéllos capturados en las pesquerías sobre objetos flotantes. La mayoría de los aletas amarillas capturados en cardúmenes no asociados miden entre 30 y 100 cm de largo.

El tamaño de los aletas amarillas capturados en asociación con delfines (Pesquerías 7-9) es mayor que el de aquéllos capturados en las otras pesquerías de superficie. La mayoría del aleta amarilla capturado en asociación con delfines mide entre 50 y 150 cm de largo.

El tamaño de los aletas amarillas capturados por la pesquería con carnada (Pesquería 10) es similar al de aquéllos capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes. La mayoría del aleta amarilla capturado por la pesquería con carnada mide entre 35 y 75 cm de largo.

Las composiciones por tamaño de los aletas amarillas capturados por las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) son diferentes. En la zona norte, los palangreros capturan un rango mayor de tamaños, de mediano a grande, con altos niveles para todas tallas entre 100 y 150 cm (Figura 2.4, Pesquería 11). En la zona sur capturan principalmente aletas amarillas grandes, con una moda en los 125 cm (Figura 2.4, Pesquería 12). Las composiciones por tamaño de las capturas en estas dos pesquerías palangreras han cambiado relativamente poco con el tiempo.

Los datos sobre la composición por tamaño de los descartes de pesquerías que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 13-16) son limitados. Observadores de la CIAT toman datos sobre la composición por tamaño de los descartes, pero no miden los peces. Clasifican los peces en las siguientes categorías: grandes (más de 15 kg), medianos (2,5-15 kg), y pequeños (menos de 2,5 kg). Se supone que las capturas en las Pesquerías 13-16 consisten exclusivamente de peces de la categoría pequeña, por lo cual, usando la relación peso-talla presentada en la Sección 3.1.1, este supuesto implica que las capturas en las Pesquerías 13-16 consisten exclusivamente de peces de menos de unos 51 cm (de menos de aproximadamente un año de edad, de acuerdo a la curva de crecimiento de Wild (1986)). Se supone que los aletas amarillas son reclutados a las pesquerías de descarte cuando tienen unos 6 meses y miden unos 33 cm.

2.4. Datos auxiliares

No se usaron datos auxiliares (de estudios de marcado, por ejemplo) en esta evaluación del atún aleta amarilla del OPO.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El crecimiento del atún aleta amarilla fue estimado por Wild (1986), usando la ecuación de cre-

cimiento de Richards y conteos de los incrementos diarios en los otolitos de la especie ($L_{\infty} = 188,2$, k anual = $0,724$, $t_0 = 1,825$ años, $m = 1,434$). En la evaluación del aleta amarilla, el personal de la CIAT aproxima la curva de crecimiento de Richards usando valores individuales para talla media a edad para edades de 2 a 5 trimestres y una curva de crecimiento de von Bertalanffy para edades de 6 trimestres en adelante (Figura 3.2, Tabla 4.2). Se usó la curva bifásica en la evaluación porque la curva de von Bertalanffy no se ajusta bien a los datos de crecimiento para el rango entero de edades del atún aleta amarilla (Wild 1986, Bayliff 1988).

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.

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Cabe destacar que este supuesto es diferente a uno hecho en evaluaciones previas del atún aleta amarilla en el OPO (por ejemplo, Anónimo, 1999), en las que se supuso que los aletas amarillas eran reclutados a la pesquería solamente dos veces al año. Es posible que el reclutamiento ocurra más de dos veces al año porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Schaefer 1998).

No se hacen supuestos fuertes acerca de la relación entre biomasa de adultos (o abundancia) y reclutamiento en la evaluación del stock de aleta amarilla. Sin embargo, sí se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel promedio. Se supone que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel promedio más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 33 cm (aproximadamente 2 trimestres de edad) (Sección 2.3). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a ser descartados de pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 13-16).

Se usa la proporción madura de hembras en cada clase de edad para estimar la biomasa reproductora del stock. Se estima la proporción de hembras maduras a edad a partir de la talla media a edad (Figura 3.2), las proporciones maduras a edad (Schaefer 1998) (Figura 3.3), y la proporción de sexos a edad (Schaefer 1998) (Figura 3.4).

3.1.3. Desplazamientos

Blunt y Messersmith (1960), Schaefer *et al.* (1961), Fink y Bayliff (1970), Bayliff y Rothschild (1974), Bayliff (1979), Ishii (1979), Hunter *et al.* (1986), y Deriso *et al.* (1991) presentan información sobre experimentos de marcado realizados con atunes aleta amarilla en el OPO usando marcas convencionales. Los datos obtenidos de estos experimentos son de valor limitado porque se obtiene información solamente para lugares y fechas de liberación y de recaptura, y ninguna sobre dónde estuvo el pez durante el período entre los dos. La mayoría de estos informes incluyen resultados basados en el número de recapturas por unidad de esfuerzo de pesca en los estratos espaciotemporales de recaptura, y no en el número de recapturas en esos estratos. Esto elimina parte del sesgo debido a cantidades desiguales de esfuerzo de pesca en los distintos estratos, pero no se intentó hacer conjeturas sobre cuáles estratos ocuparon los peces durante el período entre su liberación y recaptura e incorporar estos datos en los análisis. No obstante, se obtuvieron cantidades considerables de información valiosa. Por ejemplo, se descubrió que: (1) ocurre poco intercambio de peces entre el OPO y el Pacífico central y occidental; (2) ocurre poco intercambio de peces entre puntos distantes dentro del OPO; (3) los desplazamientos de peces marcados en los

mismos estratos espaciotemporales en años distintos no son siempre similares; (4) ocurre poco intercambio entre los peces las zonas de Baja California-Islas Revillagigedo y zonas contiguas; (5) peces marcados cerca del Golfo de Guayaquil, zona de alta productividad, son recapturados frecuentemente en el mismo, pero peces marcados en dicho Golfo rara vez son recapturados en otras zonas. No obstante, para los propósitos de la presente evaluación se supone que las tasas de desplazamiento del aleta amarilla en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año.

3.1.4. Mortalidad natural

En gran parte del Pacífico, la proporción de aleta amarilla macho a hembra en la captura cambia a favor de los machos a medida que aumenta el tamaño de los peces en la captura (Schaefer 1998). Se puede interpretar esta tendencia de al menos tres maneras. La primera es que las hembras grandes sean menos vulnerables a la pesca que los machos grandes (tal vez porque las hembras grandes no ocurran en las zonas principales de pesca). La segunda es que las hembras crezcan más lentamente que los machos, y la tercera es que la tasa de mortalidad de hembras grandes sea mayor que la de machos grandes (tal vez porque los costos fisiológicos de la reproducción sean mayores para las hembras). Se usó la tercera interpretación en la presente evaluación del stock de aleta amarilla del OPO.

Para la presente evaluación del stock, se supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es similar al que hizo el personal de la CIAT en evaluaciones previas, para las cuales se supuso que la tasa de mortalidad natural de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo, Anónimo 1999). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se trata la tasa de mortalidad natural como una sola tasa para ambos sexos combinados.

Una curva de mortalidad natural combinada que cambia con la edad es biológicamente justificable. Se supone que la curva de mortalidad está compuesta de tres fases (Figura 3.1). Al principio del ciclo vital, en la primera fase de la curva de mortalidad, se supone que M es alta porque los aletas amarillos de ambos sexos son pequeños y vulnerables a depredación por otros peces. A medida que crecen los peces por la primera fase, se hacen menos vulnerables a la depredación, y se supone que la tasa de mortalidad natural disminuye (Figura 3.1). Datos de aletas amarillas marcados y recapturados en el Pacífico occidental y central (Hampton, 2000) y estimaciones para la especie en esas mismas zonas basadas en modelos de evaluación de stocks (Hampton y Fournier 2000) sugieren que la tendencia arriba descrita es razonable.

Después del comienzo de la madurez sexual, en la segunda fase de la curva de mortalidad natural, se supone que la M combinada aumenta con la edad (Figura 3.1). Este aumento es consistente con la tercera interpretación de cambios en las proporciones de sexos por tamaño descritas en el primer párrafo de esta sección. Se supone que la tasa anual de mortalidad natural de los machos maduros es constante en 0,8 (tasa trimestral de 0,2).

Más tarde, en la tercera fase de la curva de mortalidad, se supone que la tasa combinada de mortalidad natural disminuye (Figura 3.1). Esta disminución ocurre porque la alta tasa de las hembras durante la segunda fase de la curva de mortalidad habría extraído la mayoría de las hembras de la población. Bajo estas condiciones, la tasa combinada de mortalidad natural disminuye y finalmente acaba igual a la tasa supuesta para machos (M anual = 0,8; M trimestral = 0,2) cuando todas las hembras han muerto.

En la Figura 3.1 se grafican los valores de M trimestral usados en la presente evaluación del stock. Se obtuvieron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos, ajustando los datos de proporción de sexos (Schaefer 1998), y comparando los valores con aquéllos estimados para el aleta amarilla en el Pacífico occidental y central (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2000).

3.1.5. Estructura del stock

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.*, y parece que la mezcla de peces entre el OPO y las zonas más al oeste no es extensa. Por lo tanto, para los propósitos de la presente evaluación de stocks, se supone que existen dos stocks, uno en el OPO y el otro en el Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

La presente evaluación del stock incluye el supuesto de que condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO. 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 incorpora una variable de temperatura en el modelo de evaluación del stock, y se determina si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por latitud 20°N-11°S y longitud 99°O-150°O y el otro por latitud 11°N-11°S y longitud 84°O-101°O, como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se incluyeron estos datos en el modelo con base en el trimestre durante el cual fueron criados los peces. Se obtuvieron los datos de TSM del *Climate Diagnostics Center* de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU. en <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl> (Kalnay *et al.* 1996).

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1. Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca. Por ejemplo, la fuerza de las corrientes cambia la forma de los palangres atuneros y afecta la profundidad de pesca efectiva de esta arte (Mizuno *et al.* 1997). En la presente evaluación del aleta amarilla en el OPO, se supone que las condiciones ambientales podrían afectar la eficacia de las pesquerías de superficie y palangreras que capturan aleta amarilla (Pesquerías 1-12). Aunque hay muchas variables oceanográficas que podrían afectar el desempeño de estas pesquerías (la profundidad de la termoclina o la presión del viento), se supone que se pueden usar datos de TSM para aproximar los efectos de estas variables. A fin de incorporar la posibilidad de influencias ambientales sobre el desempeño de la pesquería, se incluyen datos de temperatura en la evaluación, y se determina si existen relaciones estadísticamente significativas entre estos datos y estimaciones de la eficacia de varias pesquerías. Para la presente evaluación, se incluyeron anomalías de las TSM de “zonas núcleo” dentro de los límites de la pesquería (ilustradas en la Figura 2.1) como candidatos de variable ambiental. Se detallan los límites de estas zonas núcleo en la Tabla 3.1, y se obtuvieron los datos de temperatura de Kalnay *et al.* (1996).

Cabe destacar que se supuso que las condiciones ambientales no afectan la eficacia de las pesquerías de descartes (Pesquerías 13-16). Se hizo este supuesto en el caso de estas pesquerías porque se supone que los datos de captura y esfuerzo de esas pesquerías son tan variables que no pueden proporcionar la información necesaria para determinar si existe un efecto ambiental significativo (Sección 4).

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan un modelo de dinámica de población estructurado por edades e información contenida en datos de captura, esfuerzo, y composición de tamaños para evaluar la condición del stock de atún aleta amarilla en el OPO. El modelo es descrito por Maunder y Watters (2000), y se refiere al lector a dicho manuscrito para los detalles técnicos. El modelo de evaluación de stocks, denominado A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*, o análisis estadístico estructurado por edad de captura a talla), se basa en el método descrito por Fournier *et al.* (1998). El término “estadístico” indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación

entre los datos observados y la población real. El modelo de evaluación usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación del stock comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros del modelo, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación del stock.

El método A-SCALA incluye varios aspectos que incrementan la capacidad del modelo de evaluación de arrojar predicciones que concuerdan con los datos observados (es decir, proporcionan un buen ajuste). El método A-SCALA reconoce que, de trimestre a trimestre, ocurren cambios aleatorios a corto plazo en la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca, y que existen también tendencias a largo plazo en la eficacia de distintas pesquerías. Reconoce también que ocurre variación temporal en el reclutamiento, que el ambiente puede afectar el reclutamiento y la eficacia de distintas artes de pesca, y que distintos métodos de pesca suelen capturar peces de distintas edades.

El método A-SCALA incluye el supuesto de que las tasas de mortalidad por pesca pueden ser separadas en un efecto específico a la edad (selectividad) y un efecto temporal (capturabilidad). Se supone que el efecto específico a la edad no cambia con el tiempo. En este sentido el método A-SCALA es diferente del método de análisis de cohortes usado para realizar las evaluaciones previas del atún aleta amarilla en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). El análisis de cohortes permite al componente específico a la edad de la mortalidad por pesca variar con el tiempo. En el método A-SCALA, si hay indicios de que la selectividad debería cambiar con el tiempo, se definen dos pesquerías a partir de los datos para que haya curvas de selectividad diferentes para los dos períodos. En la evaluación de atún patudo, por ejemplo, hay dos pesquerías que capturan atún patudo de cardúmenes no asociados. Estas pesquerías están separadas temporalmente porque la composición por tamaño de las capturas para este tipo de lance ha cambiado con el tiempo, pero para la evaluación del atún aleta amarilla no se separan las pesquerías a escala temporal. Se supone que la capturabilidad (el efecto temporal sobre la mortalidad por pesca) consiste de tres componentes: (1) el efecto combinado de la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores, (2) el efecto ambiental, y (3) un efecto aleatorio que cambia la relación entre el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca de trimestre a trimestre. Se multiplican juntos estos tres componentes para obtener estimaciones generales de capturabilidad para una sola pesquería.

A diferencia del análisis de cohortes, el método A-SCALA no requiere datos de composición por tamaño de cada pesquería en cada período. Usa un modelo de dinámica de población para predecir la composición por tamaño de la población durante períodos para los que no hay datos. Este método reconoce que los datos de composición por tamaño obtenidos para una sola pesquería no representan los tamaños de los peces en la captura de esa pesquería. Este supuesto es consistente con el hecho que el personal de la CIAT obtiene los datos de composición por tamaño de una proporción muy pequeña de los peces capturados. Concretamente, se toman solamente unas pocas muestras de cada estrato de zona-tiempo-método de pesca, y la muestra típica consiste de solamente 50 peces. Ya que los datos de composición por tamaño provienen de muestras pequeñas de la captura, habrá ocasiones cuando los datos de composición por tamaño observados serán considerablemente diferentes de los que predice el modelo de evaluación.

Ya que los datos de pesquerías son complejos, se constriñen las formas en las que se permite al modelo de evaluación ajustarse a los datos observados. Se ajusta el modelo a los datos observados con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo la probabilidad de haber observado los datos de captura y de composición por tamaño, dada la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Se calcula esta probabilidad bajo un conjunto de constreñimientos. Muchos de éstos son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación a los datos observados sobre el atún aleta amarilla:

1. Las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) capturan solamente peces de las primeras pocas

clases de edad.

2. Si una pesquería puede capturar peces de una edad particular, debería ser capaz de capturar peces de edades algo mayores y menores.
3. El atún aleta amarilla es más vulnerable a los palangres y a lances cerqueros sobre delfines a medida que envejece, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes.
4. La eficacia de los pescadores en la captura de pescado suele cambiar con el tiempo. Cabe destacar que su eficacia en capturar una especie podría disminuir si dirigieran su esfuerzo hacia otra especie.
5. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre trimestres. En promedio, los eventos que causan que la mortalidad por pesca sea un poco más alta o más baja se cancelan.
6. Los datos de pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 13-16) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa.

Es importante notar que el modelo de evaluación puede hacer predicciones que no se atienen estrictamente a estos constreñimientos ni a aquéllos detallados en la Sección 3. Los constreñimientos están diseñados de tal forma que pueden ser violados si los datos observados brindan buena evidencia en contra de ellos.

Se estimaron los parámetros siguientes en la evaluación actual del stock de atún aleta amarilla del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2000 (incluye estimación del reclutamiento medio, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);
2. coeficientes trimestrales de capturabilidad para las 16 pesquerías que capturan aleta amarilla del OPO (incluye estimación de efectos tecnológicos y de comportamiento, ambientales, y aleatorios);
3. curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías (las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población.

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

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);
2. talla media a edad (Figura 3.2);
3. madurez de hembras a edad (Figura 3.3);
4. proporción de sexos a edad (Figura 3.4);
5. grado de variación en la talla a edad;
6. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16).

Es importante reconocer que hay incertidumbre en los resultados de la evaluación del stock. Esta incertidumbre resulta de que, tal como se comentó, los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población de atún aleta amarilla en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación del stock no represente perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla ni de las pesquerías que operan en el OPO. En la evaluación actual se expresa incertidumbre en la forma de (1) intervalos de confianza alrededor de estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y

un valor denominado el cociente de biomasa reproductora (SBR; Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza son estimaciones de los límites inferior y superior que se espera rodeen los valores reales de resultados tales como reclutamiento y biomasa en un 95% de los casos. Intervalos de confianza relativamente estrechos indican que hay relativamente menos incertidumbre en un resultado estimado, e intervalos de confianza relativamente anchos que hay relativamente más incertidumbre en un resultado estimado. El CV es útil para cuantificar la incertidumbre en un resultado estimado. Una estimación con un CV grande contiene incertidumbre. El límite inferior del CV es cero; si una estimación tiene un CV de cero, no contiene incertidumbre. Se pueden usar los CV para comparar el grado de incertidumbre en una estimación con la de otra. Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación del stock representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que, tal como se mencionó, es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados la evaluación actual del stock.

4.1. Índices de abundancia

Se han usado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del atún aleta amarilla del OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones por esto; por ejemplo, si la eficacia de captura de pescado de los pescadores aumenta mientras que la biomasa no cambia, las CPUE se incrementarán a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 16 pesquerías definidas en esta evaluación del aleta amarilla en el OPO, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

Las CPUE de aleta amarilla de la flota de superficie han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 1-10). Antes de 1993, las CPUE de lances sobre objetos flotantes fueron generalmente superiores al promedio a principios y mediados de la década de los 1970, inferiores al mismo hasta mediados de la década siguiente, de nuevo superiores al promedio hasta principios de la década de los 1990, y luego inferiores al mismo hasta 1999 (Figura 4.1, Pesquerías 1-4). Las CPUE de aleta amarilla capturado en cardúmenes no asociados (Figura 4.1, Pesquerías 5 y 6) generalmente presentan dos niveles, inferior al promedio hasta mediados de los años 1980 y posteriormente superior al mismo. Las CPUE de aleta amarilla capturado en asociación con delfines (Figura 4.1, Pesquerías 7-9) presentan generalmente los dos mismos niveles de CPUE observados en las pesquerías sobre atunes no asociados. Debido al corto período de las pesquerías que descartan aleta amarilla durante la clasificación de las capturas de las Pesquerías 1-4 (Figura 4.1, Pesquerías 13-16), no es posible determinar tendencias en CPUE para las mismas.

Las CPUE de la flota palangrera también variaron sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 11 y 12). Las CPUE de aleta amarilla capturado con palangre al norte de 15°N no presentan tendencias claras, con la excepción de un posible aumento ligero con el tiempo (Figura 4.1, Pesquería 11), y al sur de 15°N disminuyeron hasta mediados de los años 1970 y luego se incrementaron (Figura 4.1, Pesquería 12).

4.2. Resultados de la evaluación

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

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante predecir estos datos con precisión porque contienen la mayor parte de la información necesaria

para modelar el reclutamiento y el crecimiento, y por ende para estimar el impacto de la pesca sobre el stock. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de atún aleta amarilla capturado por las Pesquerías 1-12. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y las composiciones por tamaño medias predichas de las capturas de estas doce pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 13-16 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para 11 de las 12 pesquerías con datos de composición por tamaño (Pesquerías 2-12) son buenas (Figura 4.2); la de la pesquería restante muestra un pico más alto que la composición por tamaño observada (Pesquería 1, Figura 4.2). Las capturas en esta pesquería son pequeñas, y las diferencias entre la composición por tamaño observada y predicha no debería afectar de forma significativa las extracciones de la población por tamaño. En la Sección 2.3 se describen las distribuciones por tamaño de la captura de cada pesquería.

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

4.2.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO (Figura 4.3). En promedio, la mortalidad por pesca de aleta amarilla fue mayor durante 1975-1984 que durante 1985-1999. La mortalidad por pesca baja durante 1985-1999 coincidió con un período de reclutamiento y biomasa altas. En promedio, la mortalidad por pesca de aleta amarilla es aproximadamente igual para todos los peces que están en la pesquería más de un año, pero considerablemente menor para los peces más jóvenes.

Las tasas de mortalidad por pesca varían 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). En lo siguiente se comentan estos dos últimos efectos; se trata el primero (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3).

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 16 pesquerías definidas en la evaluación del stock de aleta amarilla. Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente aleta amarilla de unos 4 a 8 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-4), con peces ligeramente mayores seleccionados en la región de altura del sur (Pesquería 1). Lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados seleccionan peces mayores que los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (5-10 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 5 y 6). Lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines en las regiones norte y costera seleccionan principalmente peces de edad mediana (8-15 trimestres, Pesquerías 7 y 8). La pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9) selecciona principalmente aleta amarilla mayor (14 trimestres o más). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente ejemplares mayores (unos 11 trimestres o más, Figura 4.4, Pesquerías 11 y 12), y la pesquería del sur selecciona aletas amarillas ligeramente menores. Los barcos de carnada (Pesquería 10) seleccionan aletas amarillas de tamaño similar a los que se capturan en lances cerqueros sobre objetos flotantes (unos 4-7 trimestres).

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de aletas amarillas reclutados a la pesquería 3 trimestres o menos (de 2-4 trimestres de edad, Figura 4.4, Pesquerías 13-16). (En la Sección 2.2.2 se presenta información adicional sobre cómo se tratan los descartes.)

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes ha disminuido generalmente con el tiempo (Figura 4.5a, Pesquerías 1-4). Estas pesquerías de-

muestran también una variación temporal elevada en la capturabilidad. Cambios en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores parecen haber reducido la capturabilidad del aleta amarilla durante este período (Figura 4.5a, Pesquerías 1-4, línea de trazos). Variaciones en las anomalías de las TSM no explican la variación en la capturabilidad (Figura 4.5a, Pesquerías 1-4, línea delgada).

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados también fue altamente variable, con una ligera tendencia ascendente en la capturabilidad (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6, línea gruesa). Cambios en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores parecen haber incrementado la capturabilidad del aleta amarilla durante este período (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6, línea de trazos). Variaciones en las anomalías de las TSM no explican la variación en la capturabilidad (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6, línea delgada).

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en lances sobre delfines fue menos variable en las zonas norte y costera que en las otras pesquerías (Figura 4.5a, Pesquerías 7 y 8, línea gruesa). Estas pesquerías también presentan una ligera tendencia ascendente con el tiempo. La capturabilidad en la pesquería del sur es más variable, y ha disminuido con el tiempo. Los efectos ambientales sobre la capturabilidad parecen ser menores para aletas amarillas capturados en asociación con delfines.

La capacidad de barcos de carnada de capturar atún aleta amarilla ha sido altamente variable (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6, línea gruesa). Hay múltiples períodos de capturabilidad alta y baja y una ligera tendencia con el tiempo que se atribuye a cambios tecnológicos y de comportamiento. Los efectos ambientales sobre la capturabilidad parecen ser menores para aletas amarillas capturados por barcos de carnada.

La capacidad de barcos palangreros de capturar atún aleta amarilla ha sido asimismo altamente variable, y parece que la capturabilidad fue mayor antes de 1985 que después. La variación en la capturabilidad es menor para la Pesquería 12, responsable de la mayor parte de la captura palangrera de atunes. Parece también existir una buena relación positiva entre TSM y capturabilidad para esta pesquería (Figura 4.5a, Pesquerías 12, línea delgada).

En la Figura 4.5b se ilustra la capturabilidad de atún aleta amarilla pequeño por las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16, líneas gruesas). No se estimaron efectos tecnológicos y de comportamiento ni ambientales sobre la capturabilidad para aletas amarillas pequeños descartados.

4.2.2. Reclutamiento

La abundancia del atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar correlacionada con las anomalías de las TSM en el momento de cría de esos peces (Figura 4.6, recuadro izquierdo). Reclutamiento elevado a la pesquería está asociado con TSM más elevadas en el momento de desove. No obstante, las TSM no explican toda la variación en el reclutamiento. Es posible que otras variables oceanográficas influyan sobre el reclutamiento, y el personal de la CIAT piensa considerar otros índices ambientales como candidatos para explicar la variación en el reclutamiento. Esto incluirá intentar determinar si el índice ambiental debería estar basado en condiciones durante la fase juvenil temprana, y no solamente durante la fase larval. Identificar una o más variables ambientales correlacionadas con el reclutamiento sería útil al hacer predicciones sobre el reclutamiento futuro.

Dentro del rango de biomasa predichas ilustradas en la Figura 4.8, la abundancia de reclutas de aleta amarilla parece estar relacionada con la biomasa de reproductores en el momento de desove. (Se definen los reproductores como hembras maduras (Schaefer 1998); ver Sección 3.1.2) (Figura 4.6, recuadro derecho). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a lo que se cree ser un cambio de régimen en la productividad. El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento alto está relacionado con biomasa alta y reclutamiento bajo con biomasa baja. Se pueden observar los dos regímenes de reclutamiento como dos nubes de puntos en la Figura 4.6 (recuadro derecho). Dada la información actual, la hipótesis

de dos regímenes en el reclutamiento es al menos igual de verosímil que una relación entre tamaño de población y reclutamiento.

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La característica más conspicua de esta serie de tiempo es el reclutamiento bajo a la pesquería que se estima ocurrió durante los trimestres más recientes. Otra característica del reclutamiento es un cambio aparente de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del último trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en promedio, mayor después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.8). Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto para el año más reciente (Figura 4.7). El coeficiente de variación (CV) medio de las estimaciones de reclutamiento es 0,19.

Las estimaciones de reclutamiento bajo a la pesquería para los trimestres más recientes fueron derivadas de los datos de frecuencia de talla de 1999 para las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura 4.8). Los aletas amarillas son reclutados a estas pesquerías a un año (4 trimestres) de edad. Por lo tanto, cohortes criadas durante los trimestres tercero y cuarto de 1998 aparecerán en los datos de frecuencia de talla de las pesquerías sobre objetos flotantes de los trimestres tercero y cuarto, respectivamente, de 1999. A pesar de las altas tasas de captura (Figura 4.1), se capturaron pocos aletas amarillas de un año de edad en esas pesquerías en esos dos trimestres de 1999, lo cual indica aparentemente que pocos de los aletas amarillos criados durante los trimestres tercero y cuarto de 1998 sobrevivieron hasta ingresar a la pesquería sobre objetos flotantes. No hay información en los datos de frecuencia de talla sobre las cohortes criadas durante 1999, y se ignora la abundancia de las mismas, que ingresarán a las pesquerías sobre objetos flotantes en 2000.

Las estimaciones de los reclutamientos más recientes son altamente inciertas, debido a los datos limitados disponibles para estas cohortes. Además, las pesquerías sobre objetos flotantes capturan solamente una pequeña porción de la captura total de aleta amarilla, y la captura durante el último trimestre de 1999 fue baja debido a la reglamentación impuesta para evitar la pesca excesiva de aleta amarilla y patudo. La escasez de peces pequeños en los datos de frecuencia de talla de 1999, que se supone ser debida a reclutamiento bajo, podría también deberse a muestras de frecuencia de talla sesgadas, cambios en las tasas de crecimiento de los peces, cambios en la selectividad de las artes de pesca, o a mayor descarte de atunes pequeños. Durante 2000, cuando los peces reclutados en 1999 ingresen a la pesquería en cardúmenes no asociados, será posible estimar el reclutamiento de esa cohorte con mayor confianza.

La incertidumbre en las estimaciones de los reclutamientos de 1997, 1998, y 1999 causa también incertidumbre en las estimaciones de la biomasa actual (Figura 4.9).

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de un año y medio o más de edad. En la Figura 4.9 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. Durante 1975-1983 la biomasa disminuyó de unas 315.500 a 151.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1985, alcanzando unas 351.000 toneladas en 1985, desde cuando ha permanecido relativamente constante. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa es 0,07.

Se define la biomasa reproductora como el peso total de aleta amarilla hembra madura. En la Figura 4.9 se ilustra la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido tendencias similares a las de la biomasa, descritas en el párrafo anterior. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa reproductora indican asimismo que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,08.

Parece que las tendencias en la biomasa de atún aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Los resultados de simulaciones sugieren que la mortalidad por pesca afecta la biomasa total. Se simuló el crecimiento (en biomasa) de una población de aleta amarilla, comenzando con la población que se estima estuvo presente en el OPO al principio de 1975. Se proyectó la población, sin pesca, usando la serie de tiempo de reclutamientos estimados en la Figura 4.7. En la Figura 4.10 se sobreponen las trayectorias de biomasa simulada y de biomasa estimada con el modelo de evaluación del stock. La gran diferencia en biomasa indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO. La reducción en la biomasa estimada para 1975-1983 (Figura 4.9) fue causada por niveles de captura altos y reclutamiento inferior al promedio. El gran aumento en biomasa durante 1984-1985 fue causado por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.7) y un aumento en el tamaño medio de los peces capturados (Anónimo, 1999), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa aumentar más durante 1986-1990. La pesca también limitó el aumento en biomasa ocurrido durante 1998-1999.

4.2.4. Peso promedio de peces en la captura

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 10 kg durante la mayor parte del período de 1975-1999, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figuras 4.10 y 5.2). El peso medio fue más de 10 kg entre 1975 y 1977, disminuyó a unos 10 kg durante 1978-1983, aumentó a más de 10 kg durante 1984-1992, y viene disminuyendo paulatinamente desde 1993 (Figura 5.2). El peso medio de los aletas amarillas capturados por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.10). El peso medio más bajo (alrededor de 1 kg) es producido por las pesquerías de descarte, seguidas por la pesquería de carnada (unos 4-5 kg), las pesquerías sobre objetos flotantes (unos 4-5 kg para las Pesquerías 2-4 y 10 kg para la Pesquería 1), las pesquerías no asociadas (unos 8-10 kg), las pesquerías sobre delfines del norte y costera (unos 20-30 kg), y la pesquería sobre delfines del sur y las pesquerías palangreras (unos 40-50 kg en cada caso). Los aletas amarillas capturados por la pesquería palangrera del norte (Pesquería 11) son, en promedio, más grandes que los que captura la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se dispone de datos externos para comparar con los resultados de este estudio.

4.4. Sensibilidad a supuestos

No se presentan análisis de sensibilidad para la evaluación del stock de atún aleta amarilla.

4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

El reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, y parece estar relacionado con las TSM. Niveles altos de reclutamiento a la pesquería (a la edad de 6 meses) están relacionados con TSM altas en el momento de desove 6 meses antes. El análisis indica que la población de aleta amarilla ha vivido dos regímenes distintos de reclutamiento (1975-1984 y 1985-1999), correlacionados con regímenes en las TSM, y que la población lleva actualmente unos 15 años en un régimen de reclutamiento alto. Los dos regímenes de reclutamiento corresponden a dos regímenes en biomasa y mortalidad por pesca: el régimen de reclutamiento alto produce niveles de biomasa mayores y niveles de mortalidad por pesca menores.

El análisis indica que una cohorte muy fuerte ingresó a la pesquería en 1998, y ha aumentado la biomasa y las capturas durante 1999. Existen también indicios de que los reclutamientos más recientes fueron bajos, lo cual podría llevar a niveles de biomasa y captura más bajos. Las TSM correspondientes a estos reclutamientos fueron también bajas, otra indicación de que el reclutamiento reciente podría ser bajo. Sin embargo, estas estimaciones del reclutamiento reciente se basan en información limitada, y son muy inciertas.

El peso medio del aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y de carnada (Pesquería 10) capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías sobre delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y sobre delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías sobre delfines costera (Pesquería 8) y del norte (Pesquería 7).

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Se evalúa la condición del stock de atún aleta amarilla en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS).

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para los stocks de los que responde, pero en las tres subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición del stock basada en biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se podría acumular en ausencia de pesca es útil para evaluar la condición de un stock. Se denomina este cociente el cociente de biomasa reproductora, o SBR (*spawning biomass ratio*), y se define con la siguiente ecuación:

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

donde S_t es la biomasa reproductora en cualquier momento (t) durante un período de explotación y $S_{F=0}$ es la biomasa reproductora que estaría presente si no se pescase durante un período largo (es decir, la biomasa reproductora de equilibrio si $F = 0$). El límite inferior del SBR es cero. Si el SBR es cero, o un poco más que cero, la población ha sido severamente reducida y se encuentra probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, la pesquería probablemente no ha reducido el stock de reproductores. Si el SBR es más que 1, es posible que el stock haya emprendido un régimen de producción incrementada.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (por ejemplo, Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) sugieren que algunas poblaciones de peces pueden producir el RPMS con un SBR entre 0,3 y 0,5, y que otras no lo pueden producir si el SBR es menos de 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica de poblaciones que caracterizan las poblaciones de atunes generalmente no han sido consideradas en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y tasas de reclutamiento, mortalidad natural, y crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados para atunes basados en SBR, se pueden comparar estimaciones de SBR_t con una estimación de SBR para una población que está produciendo el RPMS ($SBR_{RPMS} = S_{RPMS}/S_{F=0}$). S_{RPMS} es la biomasa reproductora en RPMS (ver Sección 5.3 para detalles del cálculo del RPMS y valores relacionados).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación del stock (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2000). En la Sección 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t). Se estimó la biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre a nivel promedio. El nivel promedio de reclutamiento usado en este cálculo es aquél estimado por el modelo de evaluación del stock (Sección 4.2.2). Se estima $S_{F=0}$ en unas 331.000 toneladas, con límites de confianza de 95% inferior y superior de unas 318.000 y 345.000

toneladas, y SBR_{RPMS} en 0,25.

Al principio de 2000, el stock reproductor de atún aleta amarilla en el OPO estaba considerablemente reducido. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0.38, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,29 y 0,47, respectivamente. Es importante notar que la estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,25), señalando que, al principio de 2000, el stock reproductor de aleta amarilla en el OPO era probablemente mayor de lo que se esperaba si el stock estuviese produciendo el RPMS.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para atún aleta amarilla en el OPO. Entre el principio de 1975 y el principio de 1983, el SBR disminuyó de 0,24 a 0,12 aproximadamente (Figura 5.1, línea gruesa). Esto es consistente con el hecho que el stock de aleta amarilla en el OPO fue explotado antes de 1975. El SBR aumentó considerablemente durante 1983-1986 y, al principio de 1986, fue aproximadamente 0,33 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede probablemente ser atribuido a los niveles de reclutamiento superiores al promedio que se estima ocurrieron desde 1983 (Figura 4.7). Es interesante notar que este aumento en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un aumento en la captura (Figura 2.2). Después de 1986 permaneció en aproximadamente 0,35 (Figura 5.1, línea gruesa). Durante este período, la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO estuvo por encima del nivel en que se esperaba que estuviera si el stock produjera el RPMS (Figura 5.1). En 1999, el SBR del aleta amarilla en el OPO ha aumentado (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede probablemente ser atribuido al nivel de reclutamiento relativamente alto que se estima ocurrió durante 1998.

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,07. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2000 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaba si la población produjese el RPMS (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,25 en la Figura 5.1. Sin embargo, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984), la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel de RPMS.

5.2. Evaluación de la condición del stock con base en el rendimiento por recluta

Cálculos del rendimiento por recluta también son útiles para evaluar la condición de un stock. Las tasas de crecimiento y mortalidad natural definen cómo cambia la biomasa total de una cohorte a medida que envejecen los peces en esa cohorte. La biomasa total de una cohorte es generalmente una función en forma de domo de la edad. Justo después de la edad de reclutamiento, la biomasa total de una cohorte aumenta porque las ganancias debidas al crecimiento superan las pérdidas debidas a mortalidad natural. Luego, a medida que crecen los peces, las pérdidas debidas a mortalidad natural superan las ganancias debidas al crecimiento, y la biomasa total de la cohorte disminuye. Hay un punto, denominado la “edad crítica”, en el cual las ganancias debidas al crecimiento compensan exactamente las pérdidas debidas a mortalidad natural. Si se capturan los peces cuando alcanzan esta edad crítica, la pesquería obtendrá, en promedio, el rendimiento máximo de cada pez reclutado a la cohorte. Se puede convertir la edad crítica en un “peso crítico,” usando una curva de crecimiento y una relación peso-talla. Con esta conversión el concepto de maximizar el rendimiento por recluta se hace más práctico. Si el peso medio de los peces en la captura es cercano al peso crítico, la pesquería está probablemente cerca de maximizar el rendimiento de cada recluta. Si es inferior al peso crítico, la pesquería está, en promedio, extrayendo los peces antes de que se maximicen las ganancias potenciales debidas al crecimiento, y si es superior al peso crítico, la pesquería está, en promedio, perdiendo rendimiento a pérdidas por mortalidad natural.

Para las pesquerías de atún no es factible que el peso medio de los peces en la captura equivalga al peso crítico y, en general, se puede considerar que se está logrando satisfactoriamente la meta de maximizar el rendimiento por recluta si el peso medio es cercano al peso crítico. El rendimiento por recluta es afectado por la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido y por el patrón de selectividad por edad.

Si el peso medio de los peces en la captura no es cercano al peso crítico, ajustar uno de estos dos controles puede ayudar a optimizar el rendimiento por recluta. Si el esfuerzo de pesca es inferior a un nivel óptimo, no se maximizará el rendimiento por recluta porque muchos peces morirán por mortalidad natural. Si el esfuerzo de pesca es superior a un nivel óptimo, tampoco se maximizará el rendimiento por recluta porque muchos peces serán capturados antes de que se realicen las ganancias potenciales del crecimiento. Estas dos afirmaciones se basan en el supuesto de que hay un patrón fijo de selectividad por edad. En realidad, es difícil controlar ese patrón, pero el patrón total de selectividad por edad para todos los métodos de pesca combinados, y por ende el rendimiento por recluta, puede ser modificado cambiando la distribución de esfuerzo entre métodos de pesca con distintos patrones de selectividad por edad. Por ejemplo, si el peso medio de los peces en la captura es inferior al peso crítico, sería posible incrementar el rendimiento por recluta reduciendo la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por las pesquerías que capturan peces jóvenes. Cabe destacar que controlar el patrón de selectividad por edad para que se capturen solamente peces de edad crítica no es una estrategia apropiada para optimizar el rendimiento por recluta porque implica que el nivel de mortalidad por pesca debería ser infinitamente alto.

Se estimó el peso crítico para atún aleta amarilla en el OPO en unos 38,5 kg, bajo el supuesto de reclutamiento constante, usando las curvas de mortalidad natural y crecimiento del modelo de evaluación (Figuras 3.1 y 4.12, respectivamente). En lo sucesivo, se usa este peso como punto de referencia y se compara con el peso medio de los peces en la captura combinada (de las 16 pesquerías de aleta amarilla).

El peso medio del atún aleta amarilla en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 13 kg al fin de 1999 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico desde 1975 (Figura 5.2).

Las varias pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO capturan peces de distintos pesos medios (Sección 4.2.4). El peso promedio de los aletas amarillas capturados por las pesquerías palan-greras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería sobre delfines en la región sur (Pesquería 9) es cercano al peso crítico (Figura 4.11). De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y sobre delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías sobre delfines son mejores con respecto al criterio de peso crítico.

5.3. Evaluación de la condición del stock con base en RPMS

Puntos de referencia basados en RPMS también son útiles para la ordenación de stocks de peces, y mantener los stocks de atunes a niveles capaces de producir el RPMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RPMS es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Teóricamente, bajo condiciones medias, hay una tasa de mortalidad por pesca que maximiza el rendimiento de la pesquería combinada. Si dicha tasa permanece en este nivel durante un período largo, el tamaño de la población, bajo condiciones medias, permanecerá en un nivel constante. Se define este tamaño de población como la biomasa en RPMS (B_{RPMS}). Hay una definición similar para la biomasa reproductora en RPMS (S_{RPMS}). Si el objetivo de la ordenación es lograr el RPMS, los niveles recientes de captura (C_{1999} , definido como la captura total en 1999) deberían ser cercanos al RPMS y los niveles recientes de biomasa, B_{2000} y S_{2000} (definidos como los niveles de biomasa al principio de 2000), deberían ser cercanos a B_{RPMS} y S_{RPMS} , respectivamente. Por lo tanto, los cocientes $C_{1999}/RPMS$, B_{2000}/B_{RPMS} , y S_{2000}/S_{RPMS} deberían ser cercanos a 1,0. Nótese que aun si el sistema está cerca de los niveles capaces de producir el RPMS, fluctuaciones en la dinámica del sistema (por ejemplo, fluctuaciones en reclutamiento y capturabilidad) pueden causar que estos cocientes varíen de 1,0. Similarmente, fluctuaciones en la dinámica del sistema pueden también causar que estos cocientes sean cercanos a 1,0 cuando el sistema no está cercano a los niveles capaces de producir el RPMS.

Los cálculos basados en RPMS para el aleta amarilla en el OPO se basan en el supuesto de que no existe una relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento (Sección 4.2.2). Por lo tanto, los resultados presentados en lo sucesivo serán equivalentes a los resultados de los análisis de rendimiento

por recluta realizados con evaluaciones previas de este stock (por ejemplo, Anónimo 1999).

Cabe también destacar que se hicieron los cálculos basados en RPMS con los parámetros estimados del modelo de evaluación del stock. Por tanto, se presentan los resultados basados en RPMS como estimaciones de punto, pero se debe notar que estos resultados contienen incertidumbres. El personal de la CIAT considera que cuantificar la incertidumbre en los resultados basados en RPMS es un tema importante para estudios futuros.

Al principio de 2000, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por encima del nivel que se espera produciría el RPMS, y las capturas recientes han estado por encima del nivel de RPMS (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.4), el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RPMS es aproximadamente igual al nivel actual de esfuerzo, ya que el esfuerzo en RPMS es 99% del nivel de esfuerzo actual. Es importante notar, sin embargo, que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RPMS, pero la biomasa del stock reproductor cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.3). Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. Reducir el esfuerzo, que también podría reducir el costo de la pesca, causaría una reducción marginal en el rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora.

El cambio aparente en el régimen de productividad que comenzó en 1985 podría requerir un enfoque diferente a la estimación del RPMS. Regímenes distintos darán lugar a valores distintos del RPMS. En la Tabla 5.1 se presentan estimaciones del RPMS y los valores asociados para los dos regímenes, usando el reclutamiento medio de los períodos de 1975-1984 y 1985-1999. El RPMS calculado del régimen actual es un 14% mayor que el RPMS estimado para el período entero comenzando en 1975, y un 45% mayor que el RPMS estimado para el período que termina en 1984.

La estimación del RPMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RPMS descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas calculado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías. Distribuciones de esfuerzo de pesca diferentes cambiarían este patrón de selectividad combinado. Es posible aumentar el RPMS si una pesquería captura peces de peso cercano al crítico (Sección 5.2). A fin de ilustrar cómo cambiaría el RPMS 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 cada pesquería. Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar el RPMS, las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería sobre delfines del sur (Pesquería 9) tendrán el mejor desempeño, seguidas por las pesquerías sobre delfines costera y del norte (Pesquerías 7 y 8), y luego las pesquerías no asociadas (Tabla 5.2). Las pesquerías que capturan aleta amarilla en lances cerqueros sobre objetos flotantes (excepto en la región del sur, Pesquerías 2-4) y la pesquería con carnada (Pesquería 10) tendrán el peor desempeño (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el S_{RPMS} al máximo, las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería sobre delfines del sur (Pesquería 9) serán de nuevo las mejores, seguidas por las pesquerías sobre delfines costera y del norte (Pesquerías 7 y 8), las pesquerías no asociadas, las pesquerías que capturan aleta amarilla en lances cerqueros sobre objetos flotantes (excepto en la región del sur, Pesquerías 2-4) y la pesquería con carnada (Pesquería 10) (Tabla 5.2).

De las pesquerías que capturan la mayoría del atún aleta amarilla (pesquerías no asociadas y sobre delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías sobre delfines son las mejores para los dos objetivos de RPMS y S_{RPMS} . Limitar la pesca a delfines solamente (con base en el promedio de las Pesquerías 7 y 8) aumentaría el RPMS y S_{RPMS} en un 26 y 13%, respectivamente, con respecto a lo que se podría lograr con

la distribución actual de esfuerzo. Pescar sobre cardúmenes no asociados (con base en el promedio de las Pesquerías 5 y 6) produciría solamente el 62 y 40% del RPMS y S_{RPMS} , respectivamente, que se obtendría pescando exclusivamente sobre delfines (con base en el promedio de las Pesquerías 7 y 8). Sin embargo, no se sabe si las pesquerías que producirían los RPMS mayores serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RPMS predichos.

5.4. Resumen de la condición del stock

Históricamente el SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel que soportaría el RPMS, pero en los 15 últimos años ha estado por encima de dicho nivel. Se atribuye el aumento en el SBR a un cambio de régimen en la productividad de la población. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RPMS y de SBR asociados. El SBR actual está asimismo por encima del nivel de SBR en RPMS basado en el régimen de productividad actual, y está dentro del rango que se ha propuesto como nivel objetivo para otras especies. Se estima que los niveles de esfuerzo están alrededor de los que soportarían el RPMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías). No obstante, debido al gran número de reclutas que ingresó a la pesquería en 1998, los niveles de biomasa y captura son mucho más altos que los valores correspondientes en RPMS.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es muy inferior al peso crítico, y por lo tanto, del punto de vista de rendimiento por recluta, la pesca del aleta amarilla en el OPO es excesiva. Los cálculos de RPMS indican que las capturas podrían ser incrementadas mucho si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines. Esto aumentaría también los niveles de SBR.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

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

Se debe interpretar con cautela los resultados de los estudios de simulación porque se realizaron bajo una serie de supuestos que, en el futuro, podrían resultar ser falsos. Se deben considerar los patrones y tendencias generales en los resultados de una serie de simulaciones, no los valores predichos por una sola simulación. Por ejemplo, en lugar de considerar el nivel predicho de biomasa futura de una sola simulación, es más apropiado considerar si simulaciones múltiples (por ejemplo, realizadas bajo varios escenarios de reclutamiento) suelen pronosticar que biomasa futura serán mayores o menores que un cierto nivel. Se realizaron cien simulaciones para cada uno de los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Es asimismo apropiado considerar los resultados de un estudio de simulación comparando los resultados relativos de distintos supuestos acerca del futuro.

Generalmente, lo más adecuado es realizar simulaciones que arrojan predicciones sobre el futuro a corto plazo. Simulaciones a corto plazo son apropiadas porque es difícil predecir con precisión cómo un sistema se comportará en el futuro a partir de lo que hizo en el pasado. Por ejemplo, hay tanta variación en la capturabilidad del atún aleta amarilla capturado por las pesquerías del EPO (Figura 4.5) que es difícil saber cómo estos parámetros podrían cambiar en el futuro. Realizar simulaciones a corto plazo puede reducir el grado al cual supuestos no apropiados sobre la dinámica futura del sistema afectan las predicciones del modelo. Las simulaciones comentadas a continuación fueron realizadas para un período de 5 años, 2000 a 2004 (con intervalos trimestrales).

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se especificaron los escenarios siguientes para describir la cantidad hipotética de esfuerzo de pesca que podría ejercer la flota de superficie durante 2000-2004.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo en el cuarto trimestre de 2000, 2001, 2002, 2003, y 2004 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 1998 y 1999.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2000 a 2004, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 1998 (también por trimestre).

6.1.2. Selectividad y capturabilidad

Se hicieron dos supuestos acerca de la selectividad (el componente por edad de la mortalidad por pesca). En primer lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. En segundo lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación es la misma que estimó el modelo de evaluación del stock (es decir, las curvas de selectividad son las mismas que se presentan en la Figura 4.4).

Se supuso además que la capturabilidad de atún aleta amarilla para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. Se supuso que los niveles futuros de capturabilidad para cada pesquería eran iguales a la capturabilidad media para esa pesquería durante 1998 y 1999. (Se computan los promedios de esfuerzo de pesca por trimestre.)

6.1.3. Descartes

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de aleta amarilla. En el primero se supone que todo el aleta amarilla descartado muere; en el segundo, que no hubo descartes porque los peces que normalmente se descartan no son capturados o, al mismo efecto, que todos los aletas amarillas descartados sobreviven. Es importante notar que la intención no es que el supuesto de no haber descartes represente un escenario en el cual los peces pequeños son retenidos en la captura. La retención de peces pequeños que normalmente serían descartados no fue modelada explícitamente en este estudio de simulación. En la mayoría de los casos, suponer que los peces pequeños serán retenidos es equivalente a suponer que los peces descartados morirán. Por lo tanto, se deben considerar las simulaciones realizadas bajo el primer escenario para ver los resultados de retener peces que normalmente serían descartados. Sin embargo, cabe también destacar que retención futura de peces pequeños causaría que se subestimaran las capturas simuladas de la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10).

6.2. Supuestos sobre la dinámica de población

Se realizó el estudio de simulación bajo el supuesto que, en el futuro, los parámetros biológicos y demográficos que rigen la dinámica de la población de atún aleta amarilla en el OPO serían similares a los que la rigieron durante 1975-1999. En particular, se supuso que la función de crecimiento, relación peso-talla, curva de madurez, y curva de mortalidad natural eran iguales a las que se usaron en el modelo de evaluación del stock (Sección 3). Con respecto al modelo de evaluación, se supuso también que el aleta amarilla se desplaza por el OPO con suficiente rapidez como para asegurar que la población está mezcla-

da al azar al principio de cada trimestre (Sección 3.1.3), y que hay un solo stock de aleta amarilla en el OPO (Sección 3.1.5). Se supuso que el reclutamiento durante 2000 a 2004 varía al azar alrededor del mismo nivel promedio y es igual de variable que el reclutamiento durante 1975-1999. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación del stock parecen estar autocorrelacionadas (Figura 4.7) pero, en el estudio de simulación, el rendimiento no estuvo autocorrelacionado. Añadir autocorrelación a las series de tiempo de reclutamiento simuladas causaría que los resultados de la simulación fuesen más variables.

6.3. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, el peso medio de atún aleta amarilla en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 1-10), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12). Es importante notar que hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4 y la Tabla 6.1. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que los parámetros estimados por el modelo de evaluación del stock describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

6.3.1. SBR predichos

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrán efectos sustanciales sobre el SBR (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Se predice que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que la estimación mediana del SBR disminuya en un 22% para el fin de 2004 (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la estimación mediana del SBR en un 48% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Con los niveles actuales de esfuerzo, se predice que al fin de 2004 el SBR sería, en promedio, ligeramente inferior al SBR_{RPMS} (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 20% del SBR el SBR_{RPMS} estimado de 0,25). Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca deberían ser reducidos ligeramente para lograr el RPMS (Sección 5.3).

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice que el SBR no será sensible a supuestos sobre la situación del atún aleta amarilla descartado (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Si no se captura el aleta amarilla pequeño que normalmente se descarta, o si los peces descartados sobreviven, se predice que el SBR será un 4% mayor que lo que se predice si se supone que el aleta amarilla descartado muere (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es importante porque sugiere que evitar la captura de aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) no incrementaría el stock reproductor de forma significativa.

6.3.2. Peso promedio predicho de atún aleta amarilla en la captura combinada

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrá efectos moderados sobre el peso promedio de atún aleta amarilla capturado por pesquerías operando en el OPO (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Se predice que, al cabo de 5 años, incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causaría que el peso promedio del aleta amarilla en la captura combinada disminuirá en un 12% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará el peso promedio del aleta amarilla en la captura en un 23% (Tabla 6.1;

compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2004 sería sustancialmente inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 38,5 kg con los cuantiles de 80% en la Tabla 6.1). Parece por tanto que no será posible maximizar el rendimiento por recluta sin reducir sustancialmente la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie. Esta conclusión podría cambiar si, en el futuro, la flota de superficie captura aletas amarillas más grandes (de mayor edad).

Si las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría moderadamente el peso promedio de peces en la captura combinada durante 2004 (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Este resultado es de esperar porque las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) capturan grandes cantidades de peces pequeños, y esto influye sobre la estimación del peso promedio.

6.3.3. Capturas predichas de las pesquerías de superficie primarias

Ya que se realizó el estudio de simulación bajo los supuestos que la capturabilidad permanecerá constante para cada pesquería que siga operando en el OPO (Sección 6.1.2) y que el reclutamiento variará al azar alrededor del promedio, se espera que aumentos en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie causen aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 1-10). También vale lo contrario: se espera que reducciones en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie causen una reducción a corto plazo en la captura. Es también importante notar que si el nivel futuro de esfuerzo aumenta (o disminuye) por 25%, la captura no necesariamente aumentará (o disminuirá) por el mismo porcentaje. Por ejemplo, si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2004 serán solamente un 2% mayores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye en un 25%, las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2004 disminuirán en menos de un 1% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Esta falta de sensibilidad de la captura futura por la pesquería de superficie a cambios en el esfuerzo de dicha pesquería es consistente con que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es casi plana en su cima y que la cantidad actual de esfuerzo de pesca ejercida en el OPO produce un rendimiento promedio muy cercano al RPMS (Sección 5.3 y Figura 5.3).

Si las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar la captura de peces sin valor comercial (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría ligeramente las capturas futuras de la flota de superficie (Figura 6.3 y Tabla 6.1), y aumentaría la captura trimestral de superficie durante 2004 en un 5% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Incrementaría la captura de la flota de superficie porque un mayor número de peces pequeños sobreviviría y la biomasa total de las cohortes a las que son reclutados aumentaría gracias a ganancias debidas a crecimiento (Sección 5.2).

6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera

Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie afectaría sustancialmente las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). La captura palangrera trimestral durante 2004 aumentaría en un 50% si se redujera el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, la captura palangrera trimestral durante 2004 disminuiría en un 28% si se aumentara el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”).

Se predice que la captura futura palangrera no es sensible a que la flota de superficie continúe capturando aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Evitar la captura de aleta amarilla sin valor comercial aumentaría la captura palangrera trimestral durante 2004 en un 4% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es consistente con la predicción que el SBR aumentaría tan sólo ligeramente si se evitaran las capturas de aleta amarilla sin valor comercial.

6.4. Resumen de resultados de la simulación

La cohorte fuerte de atún aleta amarilla que aparentemente fue reclutada a las pesquerías en el OPO durante 1998 (Figura 4.7) causó que el SBR aumentase durante 2000, pero es posible que las cohortes débiles siguientes que ingresaron a la pesquería en 1999 reduzcan el SBR a niveles que son, en promedio, ligeramente inferiores al nivel que soportaría el RPMS.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían el SBR sustancialmente, y el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas moderadamente; no afectarían la captura total de la flota de superficie primaria (Pesquerías 1-10), pero sí la de la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12), sustancialmente (Tabla 6.1). Incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR (Figura 6.1), el peso promedio de peces en la captura combinada (Figura 6.2), y la captura total de la flota palangrera (Figura 6.4). Reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendría los efectos contrarios.

Se predice que evitar las capturas de atún aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes, particularmente plantados, (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) tendría efectos insignificantes sobre los SBR y las capturas, pero incrementaría el peso medio moderadamente.

Se calcularon los resultados de estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-1999. Tal como se comenta en la Sección 4, parece en los últimos 15 años el aleta amarilla ha estado en un régimen de mayor productividad. Es probable que, si se repitieran las simulaciones usando un reclutamiento medio basado en el período de 1985-1999, las estimaciones de los SBR y las capturas serían mayores.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2000 y datos actualizados de 1999.

El personal de la CIAT piensa también considerar otros tipos de datos ambientales para uso en el modelo de evaluación del stock.

7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa continuar desarrollando el método A-SCALA y refinar la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para que se pueda incorporar en los análisis información obtenida de los estudios de marcado realizados en el pasado. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de aleta amarilla a partir de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si este proyecto tiene éxito, se incorporarán los resultados, al grado posible, en evaluaciones futuras del stock.

El personal de la CIAT piensa también elaborar métodos para estimar incertidumbre en cantidades basadas en RMS.

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- 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.
- 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. 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. *In Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, edited by S.J. Smith, J.J. Hunt, and D. Rivard. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- 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. 2000. Stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean using a spatially-disaggregated, length-based, age-structured model. Draft of a document to be presented to the Standing Committee on Tunas and Billfishes.
- 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.
- 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. and G. Watters. 2000. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Draft manuscript presented to the Scientific Working Group of the Inter-American Tropical Tuna Commission.

- 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.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 205-272.
- Schaefer, M.B., 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.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *In* Risk evaluation and biological reference points for fisheries management, edited by S.J. Smith, J.J. Hunt, and D. Rivard. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- 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 SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

CONTENTS

1. Executive summary.....	87
2. Data.....	87
3. Assumptions and parameters	88
4. Stock assessment.....	90
5. Stock status	90
6. Future directions	90
Figures	91
Tables.....	101
References.....	108

Skipjack, *Katsuwonus pelamis*, occur throughout the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean, and tagged fish released in the eastern Pacific have been recaptured in the central and western Pacific. Nearly all the information in this report pertains to the eastern Pacific, but one table includes data for the entire world and one figure is based on data collected in the western Pacific.

1. EXECUTIVE SUMMARY

Skipjack are fished in the eastern Pacific Ocean (EPO) by purse seiners (in schools associated with floating objects and in unassociated schools) and by baitboats. Most of the catches are made between northern Baja California and southern Peru, but the catches are relatively low off southern Mexico. The fishery extends westward to about 140°W in equatorial waters. Skipjack tagged in the EPO have been recaptured in the central and western Pacific Ocean, but no skipjack tagged in the central or western Pacific Ocean have been recaptured in the EPO. The catches per unit of effort of skipjack by commercial fishing gear in the EPO are positively correlated with the sea-surface temperatures in the central Pacific 18 months previously. The catches of skipjack by surface gear tend to be reduced during El Niño episodes, however, due to the fact that during such times the depth of the thermocline increases, so that the fish spend less time at the surface than during anti-El Niño years. There are two principal hypotheses for the stock structure of skipjack in the Pacific Ocean. The separate-subpopulation hypothesis states that there are two or more genetically-distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis states that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but that there is isolation by distance, *i.e.* the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. The available data do not favor either the separate-subpopulation or the clinal hypothesis. It is reasonably certain that skipjack are underfished in the EPO. This situation could change, however, so it is important to learn more about this species and its relationships with the environment.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

The fisheries considered in this report are listed in Table 2.1. The sampling areas listed in the table are shown in Figure 2.1.

2.1.1. Purse-seine fisheries for fish associated with floating objects

These fisheries take place mostly off Central America and northern South America. Vessels of all sizes participate in these fisheries. The floating objects include both flotsam and fish-aggregating devices (FADs).

2.1.2. Purse-seine fisheries for unassociated fish

These fisheries take place mostly off Baja California and off Central America and northern South America. Vessels of all sizes participate in these fisheries.

2.1.3. Purse-seine fishery for fish associated with dolphins

Only small amounts of skipjack are caught in sets on dolphin-associated tunas. Only larger vessels participate in this fishery.

2.1.4. Baitboat fisheries

Most of the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye prior to about 1960 were taken by baitboats. These vessels fished from Southern California to northern Chile. The fishery took place mostly within about 250 nautical miles of the coast and in the vicinity of a few offshore islands. There are only a few baitboats left now, all of which are registered in Ecuador, Mexico, or the United States (Anonymous, 2000: Table 2). These vessels are all small, and they fish relatively close to shore off Ecuador, northern Mexico, and Southern California.

2.1.5. Longline fisheries

Only small amounts of skipjack are caught with longlines (Miyake, 1968).

2.1.6. Artisanal fisheries

Artisanal fishermen catch small amounts of skipjack near the coast of the Americas from Mexico to Peru.

2.2. Catch and effort data

Data on the catches of skipjack in the EPO, the western and central Pacific Ocean, and the Atlantic and Indian Oceans are shown in Table 2.2.

2.2.1. Purse-seine fisheries

The distributions of the purse-seine catches of skipjack and of purse-seine fishing effort in the EPO during 1983-1997 are shown in Figure 2.2.1a. The monthly catches and effort are shown in Figures 2.2.1b and 2.2.1c, respectively.

2.2.2. Baitboat fisheries

The distributions of the catches of skipjack by baitboats in the EPO during 1958 are shown in Figure 2.2.2. The monthly catches and effort are shown in Figures 2.2.1b and 2.2.1c (Fishery 8), respectively.

2.3. Size composition data

2.3.1. Purse-seine fisheries

Length-frequency data for skipjack caught in the EPO during 1993-1998 are shown in Figure 2.3.1. Small amounts of baitboat-caught fish are included in the samples.

2.3.2. Baitboat fisheries

Length-frequency data for skipjack caught in the EPO by baitboats during 1956 are shown in Figure 2.3.2.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The IATTC staff has used a growth rate of 24 cm per year, from Forsbergh (1989), in its yield-per-recruit modeling of skipjack. Bayliff (1988) used tagging data to calculate the following estimates for the parameters of the von Bertalanffy growth equation:

Method	K (annual)	L_{∞} (millimeters)
ungrouped	0.658	885
grouped	0.829	846

(With the grouped method all fish that were in the same size-at-release (275-324 mm, 325-374 mm, *etc.*) and time-at-liberty (31-40 days, 41-50 days, *etc.*) groups were combined and treated as single fish) to reduce the influence of groups containing large numbers of fish.) Estimates of the lengths of fish at various ages, calculated from the above estimates of the parameters, are shown in Table 3.1.1a. It should be noted, however, that the results of sensitivity analyses performed by Bayliff (1988) indicated that the estimates of the parameters were imprecise.

Data on the weight-length relationships of skipjack in the EPO are listed in Table 3.1.1b.

3.1.2. Reproduction

Information on the reproduction of skipjack in the EPO is given by Anonymous (1998: 26). Spawning is fairly widespread between about 15°N and 10°S from the coast of the Americas to about 130°W at sea-surface temperatures (SSTs) equal to or greater than 25°C.

3.1.3. Movement

Information of the movements of skipjack in the EPO is given by Schaefer *et al.* (1961), Fink and Bayliff (1970), and Hunter *et al.* (1986). The distances travelled by skipjack released in the western Pacific that were at liberty 0 to 30 days, 31 to 180 days, and more than 180 days are shown in Figure 3.1.3. The percentages of fish that travelled more than 500 nautical miles are 0, about 5, and about 30, respectively, for the three groups. Twenty-seven tagged skipjack released in the EPO have been recaptured in the central or western Pacific (Bayliff, 1988: Appendix 2), but no tagged skipjack released in the central or western Pacific have been recaptured in the EPO. It should be recognized that the amounts of tagged fish recaptured at various locations are dependent on the amounts of fishing effort in those locations. If tagging experiments are initiated where the fishing effort is heavy the distances moved by the fish that are recaptured are likely to be less than they would have been if the tagged fish had been released in areas of both heavy and light fishing.

3.1.4. Natural mortality

Attempts to estimate the natural mortality rate (M) of skipjack, and the many problems associated with these studies, are discussed by Wild and Hampton (1994). The IATTC staff has used a value of 1.5, on an annual basis, for M in yield-per-recruit analyses (Anonymous, 2000: 69).

3.1.5. Stock structure

Skipjack occur throughout the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean, and it is known that there is considerable exchange of fish among areas (Figure 3.1.5). The stock structure of skipjack has been studied by various methods, including analyses of catch statistics, life history, tagging, biochemical genetic data, and data on the chemical composition of the otoliths of the fish. Research in these fields has been conducted by many organizations, including the IATTC, the South Pacific Commission (now the Secretariat of the Pacific Community; SPC), the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), and various organizations in Japan. The research results pertinent to a solution to this problem were examined by Argue (1981), and the conclusions reached at that meeting were discussed in detail by Anonymous (1984: 88-91). In summary, there were two principal hypotheses for skipjack in the Pacific Ocean. The separate-subpopulation hypothesis stated that there are two or more genetically-distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis stated that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but that there is isolation by distance, *i.e.* the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. It was concluded by Argue (1981) that the available data did not favor either the separate-subpopulation or the clinal hypothesis. Subsequent studies, described by Anonymous (1995: 69-71) have not furnished information that

would serve better as the basis for management decisions. (Those studies should not be considered as futile, however, as the information from them may eventually be combined with information to be gathered in the future to achieve a greater understanding of the stock structure of skipjack in the Pacific Ocean.)

3.2. Environmental influences

The influences of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack in the EPO are discussed by Forsbergh (1989). The abundance of skipjack larvae in the central and western Pacific approximately doubles with each 1-degree increase in SST from 23°C to a maximum of 29°C. The catches per unit of effort (CPUEs) of skipjack by commercial fishing gear in the EPO are positively correlated with the SSTs in the central Pacific 18 months previously. The catches of skipjack by surface gear tend to be reduced during El Niño episodes, however, due to the fact that during such times the depth of the thermocline increases, so that the fish spend less time at the surface than during anti-El Niño years (Joseph and Miller, 1989).

4. STOCK ASSESSMENT

The staff has not completed its stock assessment of skipjack; this will be presented at a later date.

5. STOCK STATUS

Information on the status of skipjack in the EPO is presented by Anonymous (2000). It is reasonably certain that skipjack are underfished in the EPO. This situation could change, however, so it is important to learn more about this species and its relationships with the environment.

6. FUTURE DIRECTIONS

A-SCALA (Age-Structured Statistical Catch-at-Length Analysis), based on MULTIFAN-CL (Fournier *et al.*, 1998), will be used for skipjack in the near future.

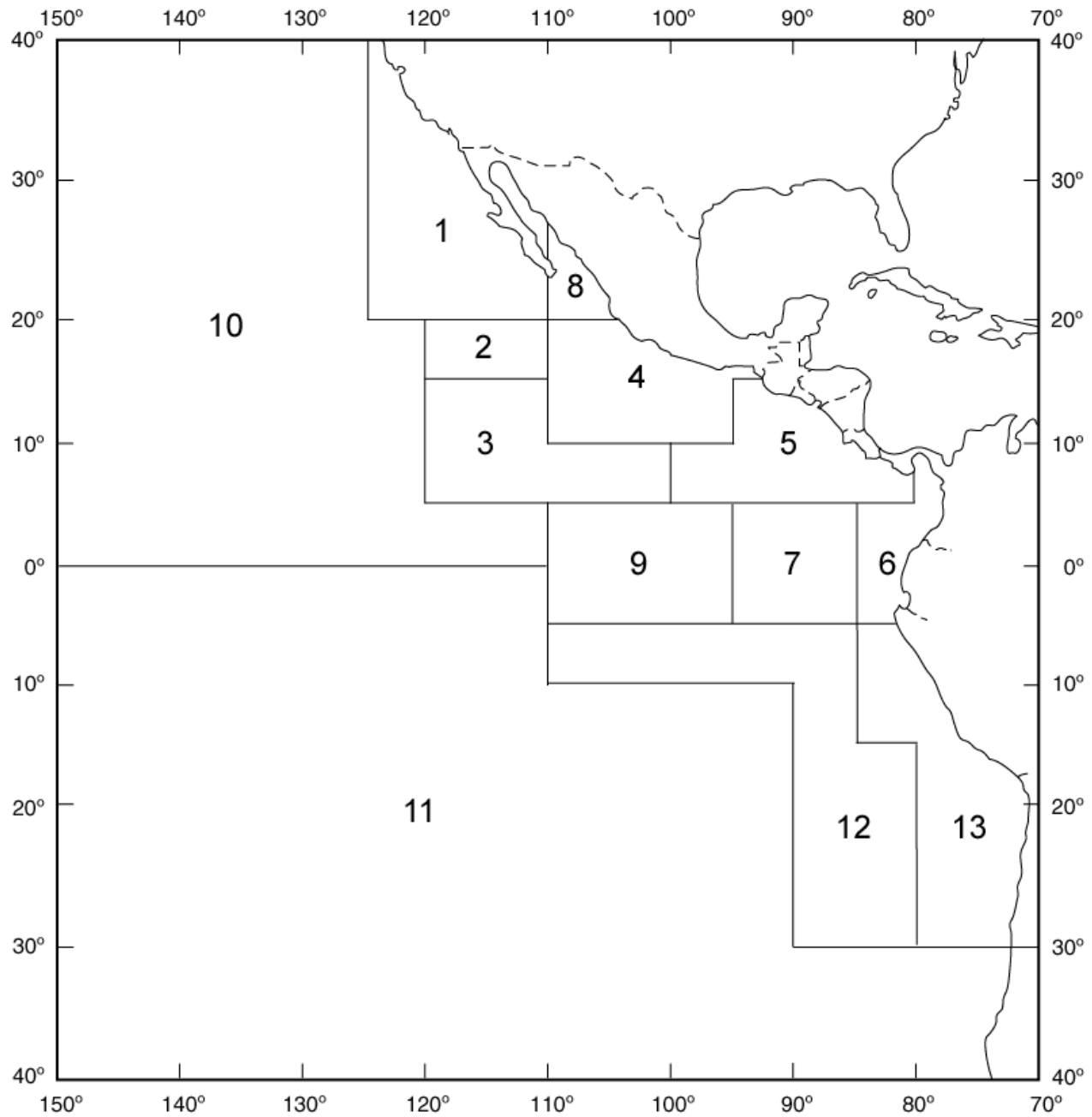


FIGURE 2.1. Areas used for sampling tunas for species composition and length frequencies.

FIGURA 2.1. Zonas usadas para muestrear la composición por especies y frecuencia de talla de atunes.

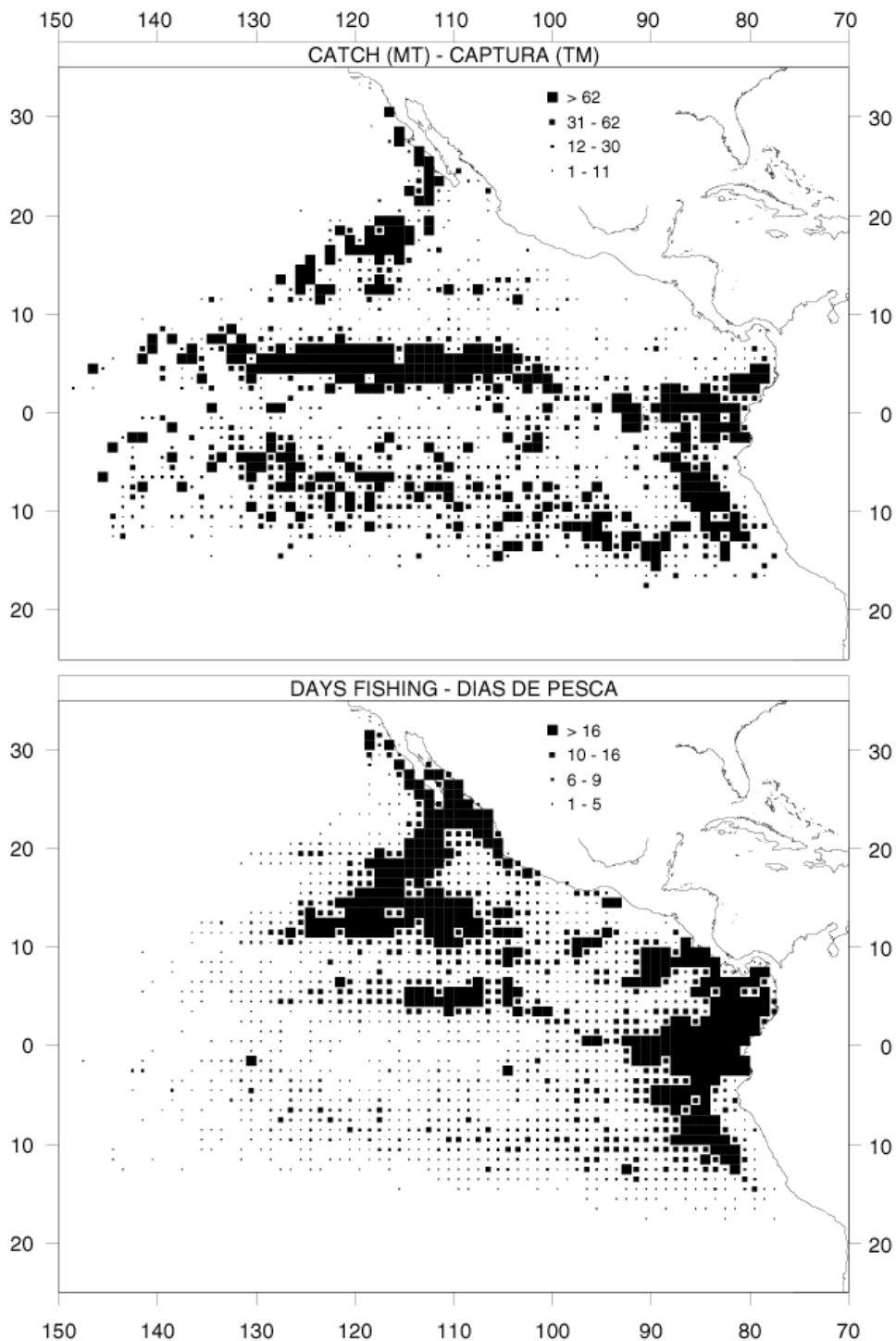


FIGURE 2.2.1a. Average annual catches of skipjack and average annual fishing effort in the EPO during 1983-1997 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained. The average catches and effort were calculated only for 1-degree areas for which three or more years of data were available.

FIGURA 2.2.1a. Capturas anuales medias de barrilete y esfuerzo de pesca anual medio en el OPO durante 1983-1997 para todos los viajes de buques cerqueros de los cuales se obtuvieron datos utilizables. Se calcularon las capturas y esfuerzo medios solamente para zonas de 1° para las que se dispuso de tres o más años de datos.

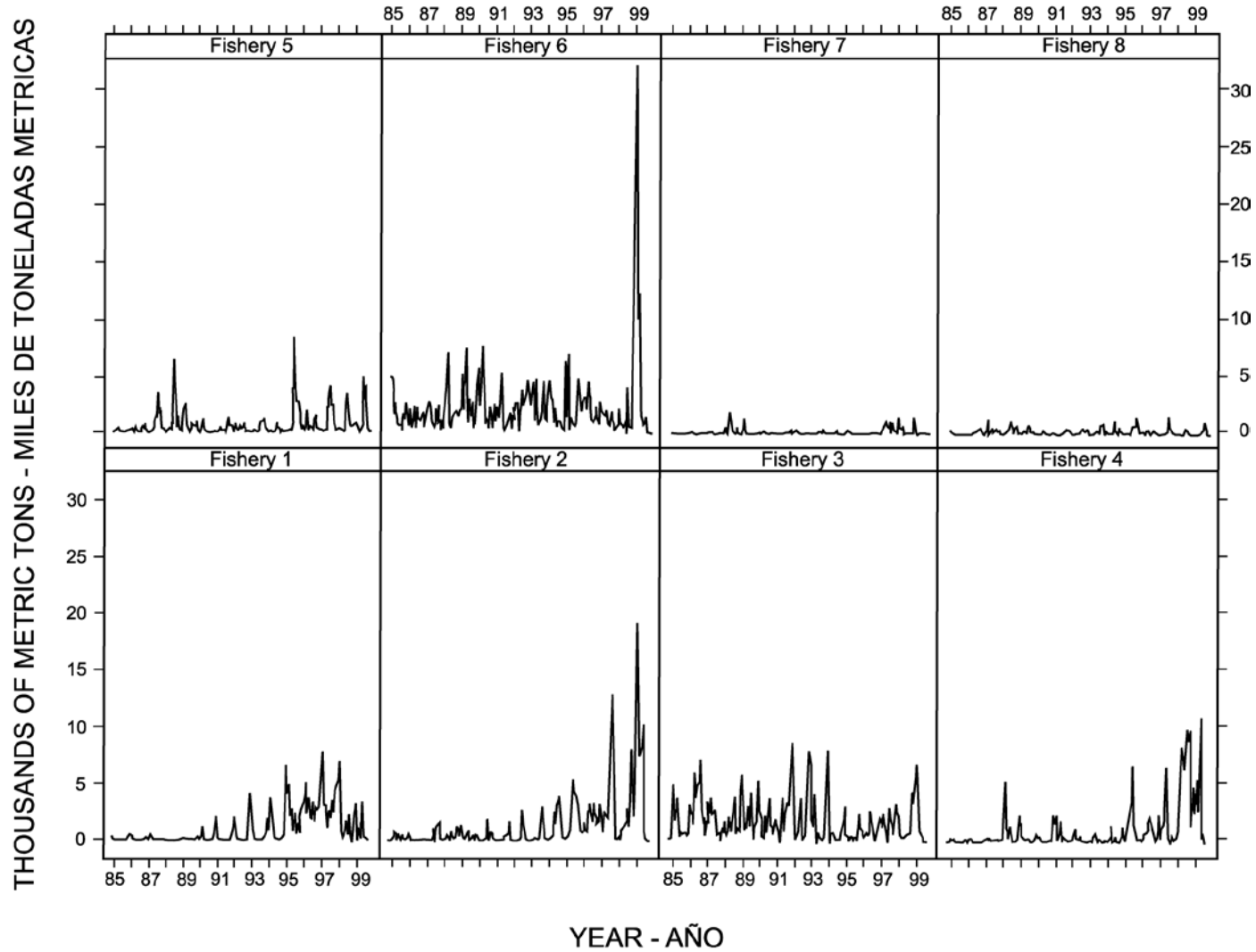


FIGURE 2.2.1b. Monthly catches of skipjack by the various fisheries listed in Table 2.1.

FIGURA 2.2.1b. Capturas mensuales de barrilete por las varias pesquerías detalladas en la Tabla 2.1.

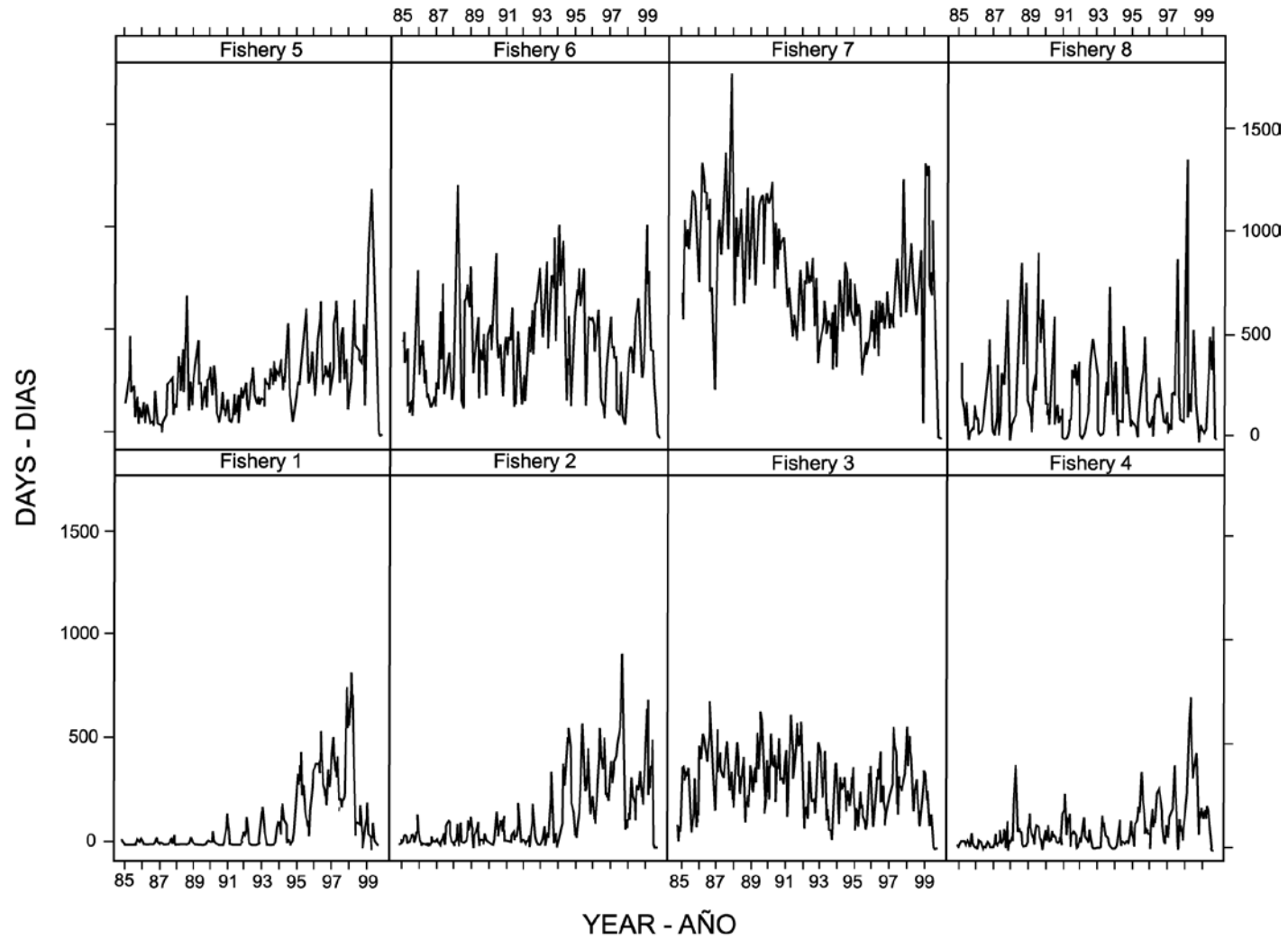


FIGURE 2.2.1c. Monthly amounts of fishing effort for the various fisheries listed in Table 2.1.

FIGURA 2.2.1c. Cantidad mensual de esfuerzo de pesca para las varias pesquerías detalladas en la Tabla 2.1.

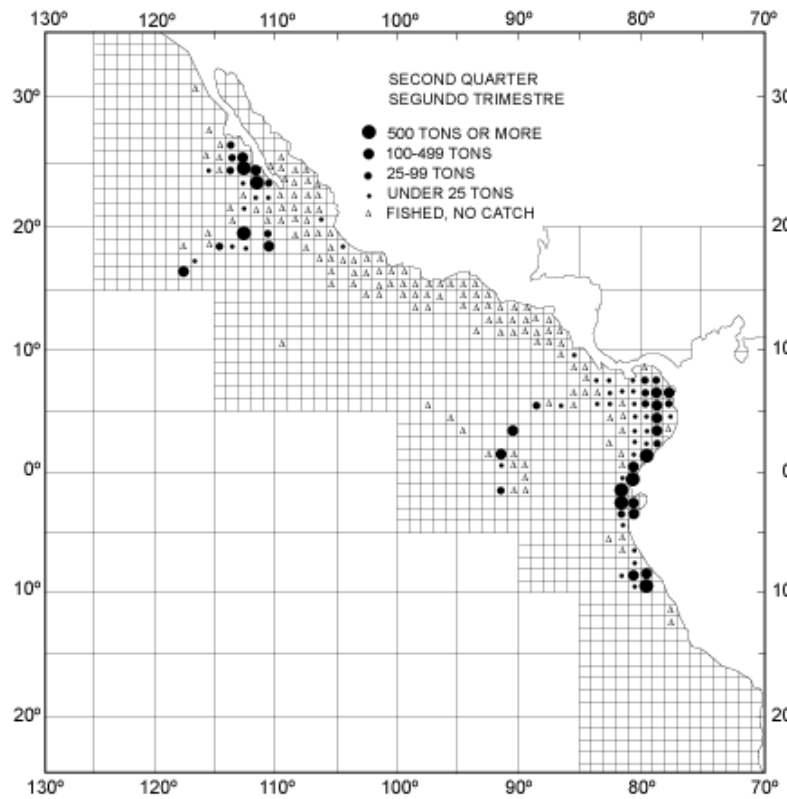
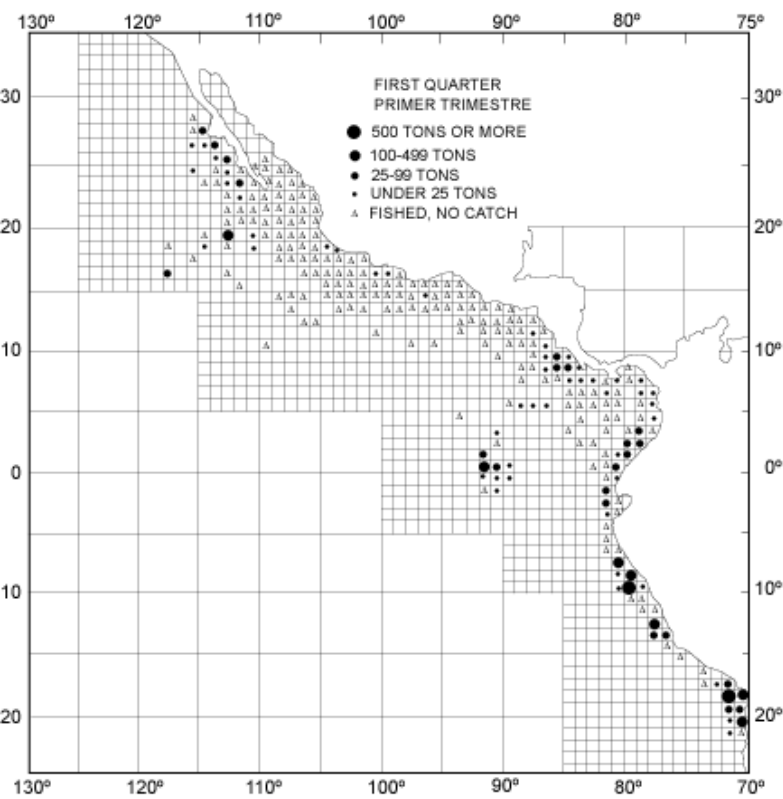


FIGURE 2.2.2. Distributions of catches of skipjack by baitboats in the EPO during 1958 (from Alverson, 1959: Figures 62-65).

FIGURA 2.2.2. Distribuciones de capturas de barrilete por barcos de carnada en el OPO durante 1958 (de Alverson, 1959: Figuras 62-65).

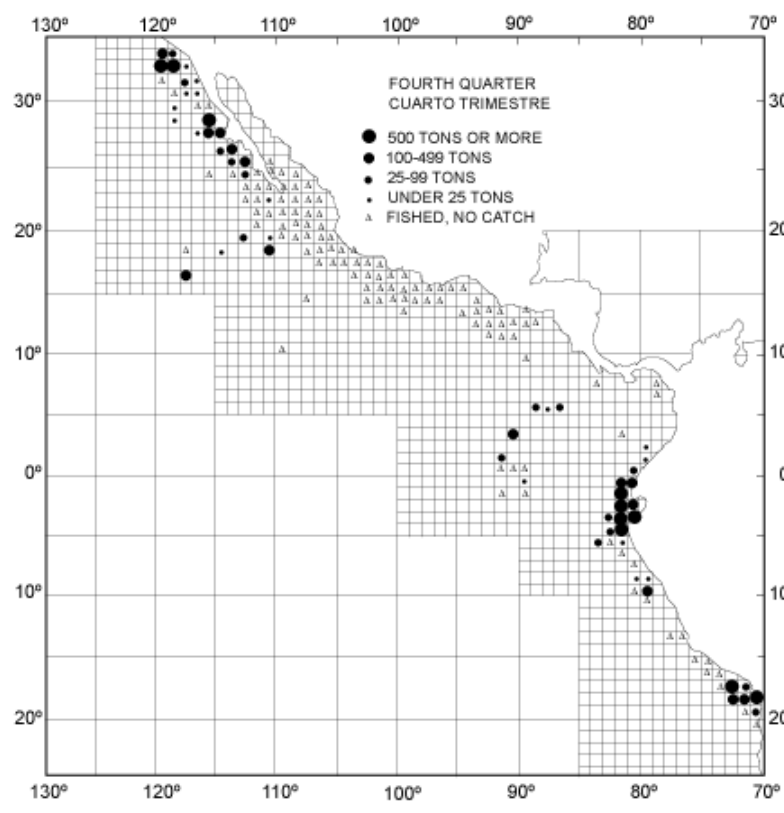
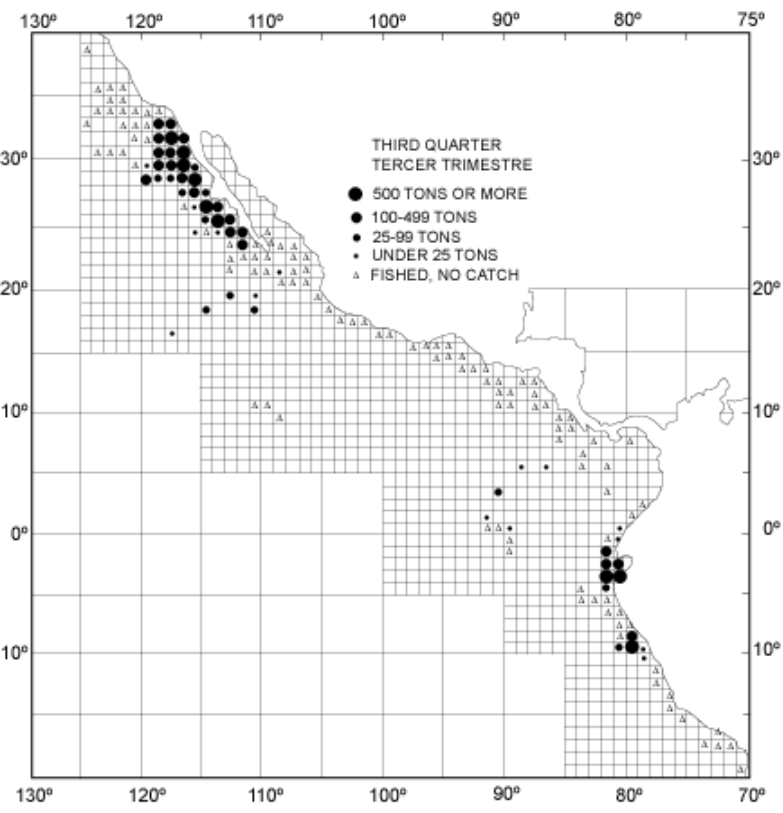


FIGURE 2.2.2. (continued)
FIGURA 2.2.2. (continuación)

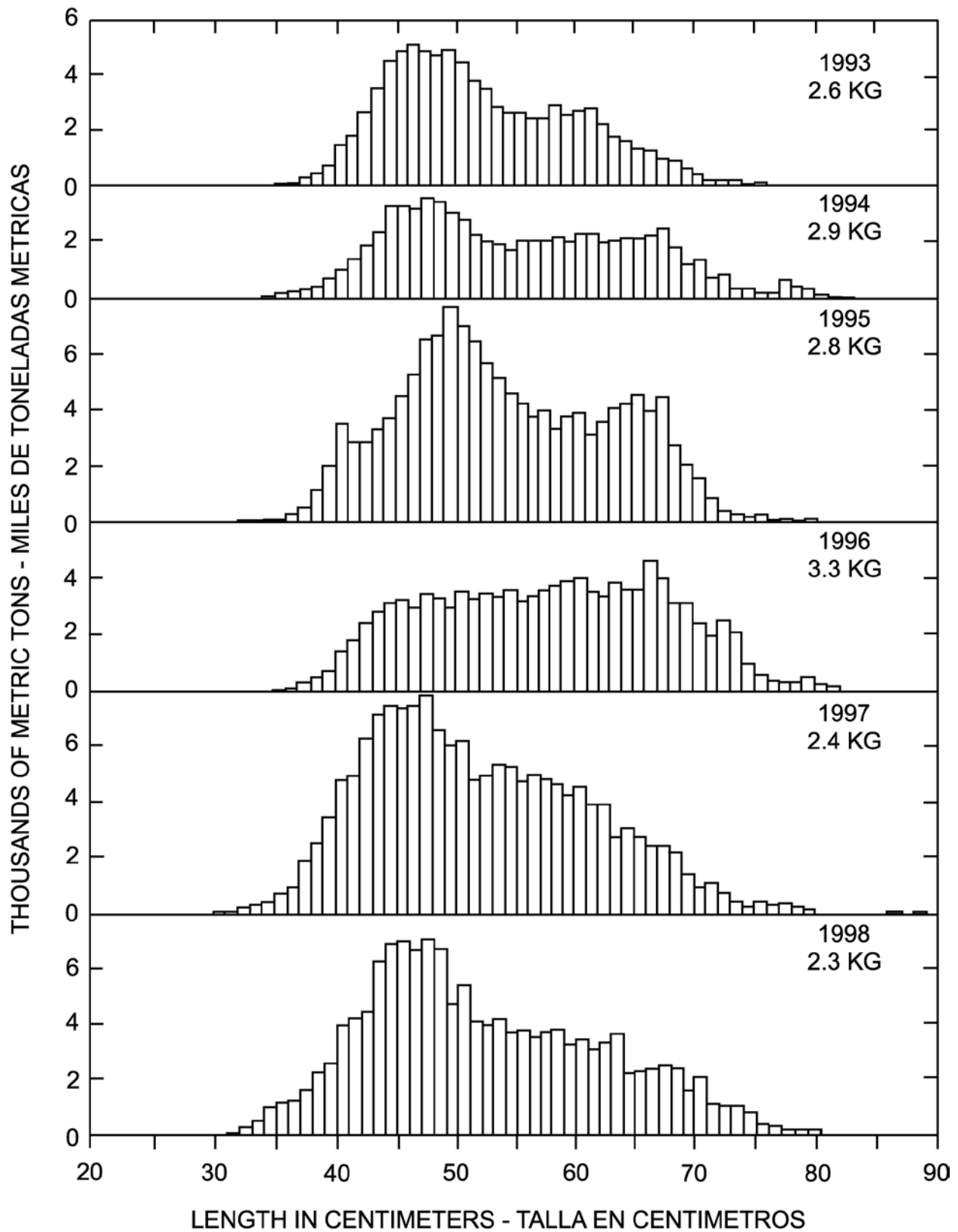


FIGURE 2.3.1. Estimated catches of skipjack in the EPO. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 2.3.1. Capturas estimadas de barrilete en el OPO. El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro es el peso promedio.

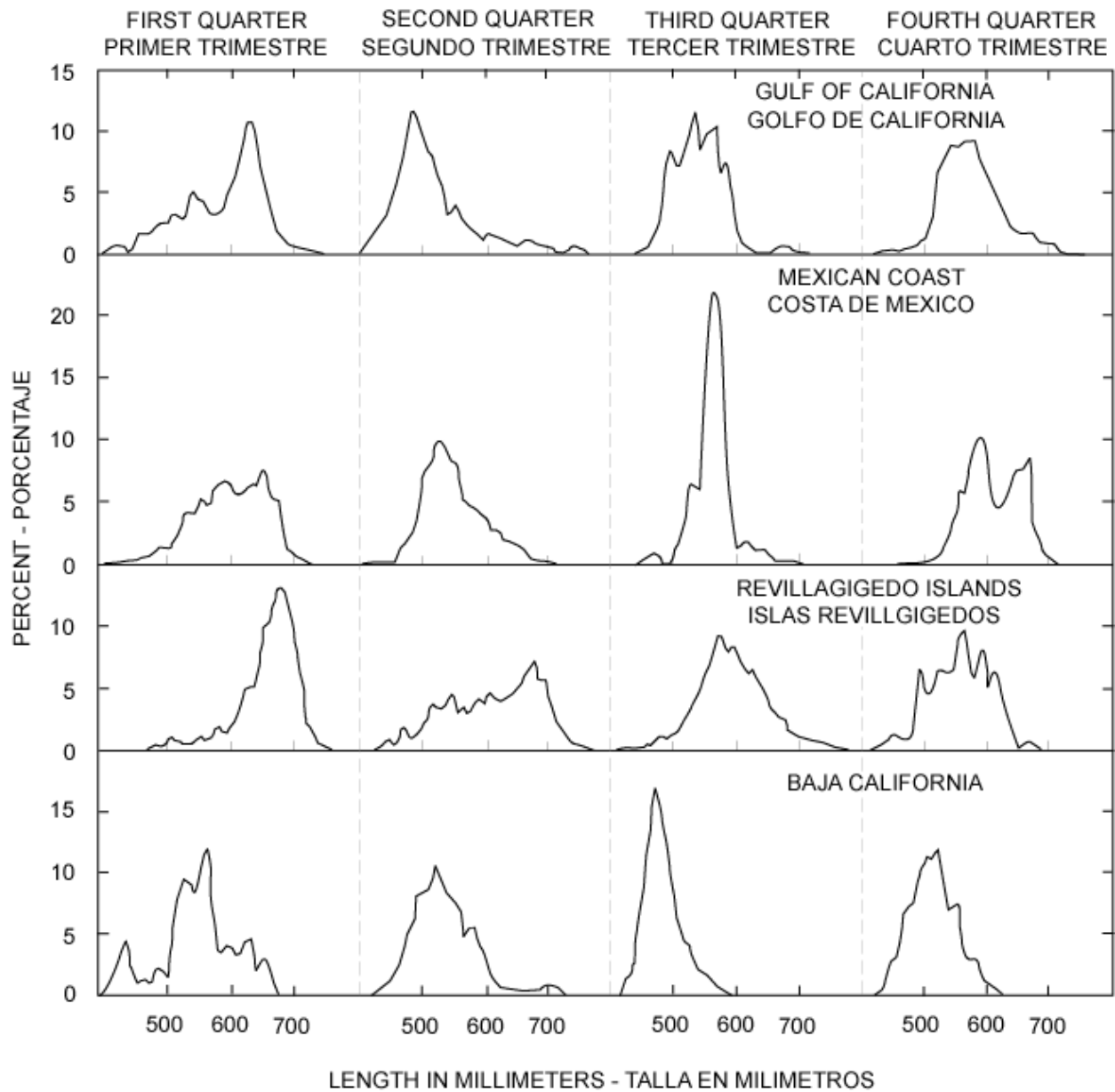


FIGURE 2.3.2. Length frequencies of skipjack caught by baitboats in four areas of the EPO during 1956 (after Matsumoto *et al.*, 1984: Figure 62).

FIGURA 2.3.2. Frecuencias de talla de barrilete capturado por barcos de carnada en cuatro zonas del OPO durante 1956 (de Matsumoto *et al.*, 1984: Figura 62).

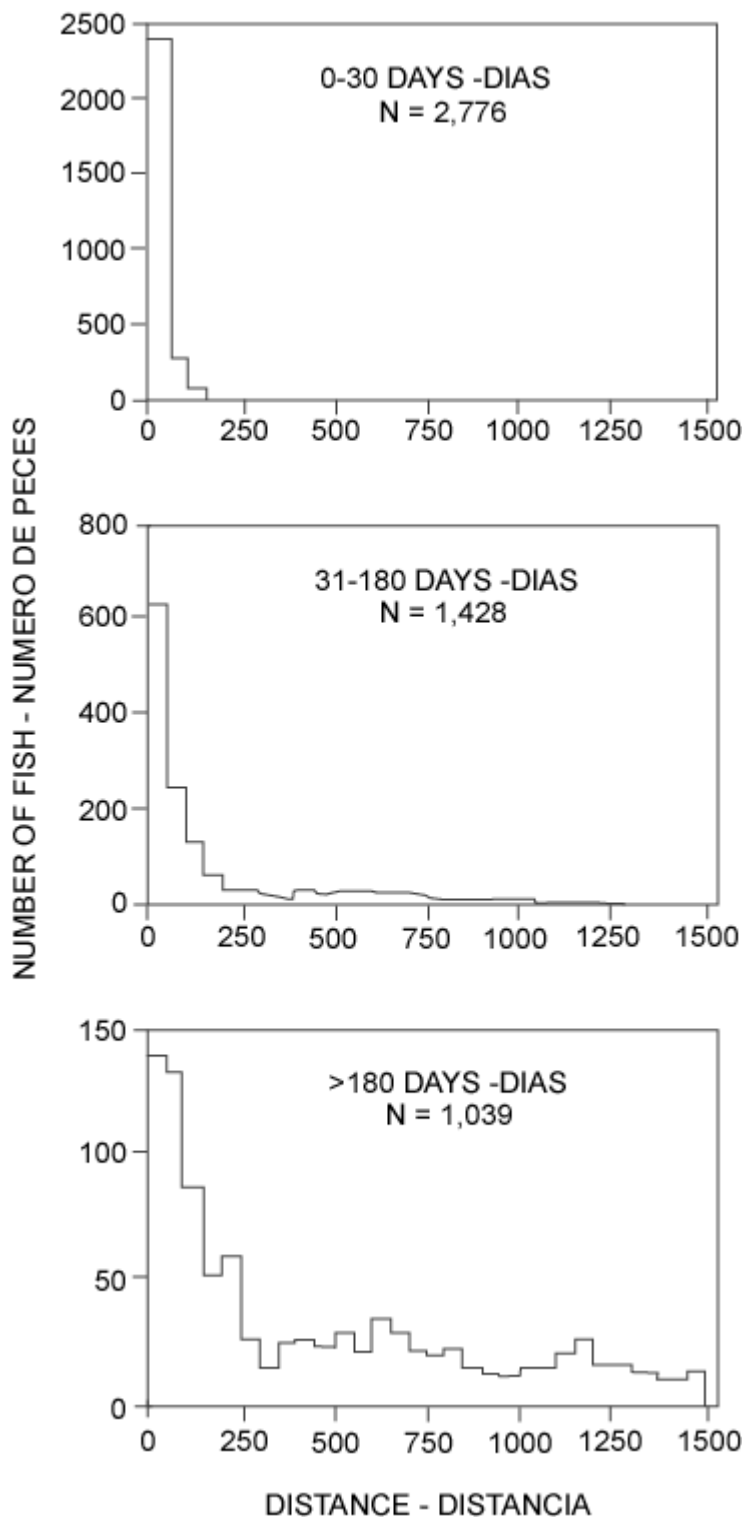


FIGURE 3.1.3. Net distances, in nautical miles, traveled by tagged baitboat-caught skipjack released in the western Pacific Ocean during 1977-1980 (after Hunter *et al.*, 1986: Figure 10).

FIGURA 3.1.3. Distancias netas, en millas náuticas, recorridas por barriletes capturados y marcados en barcos de carnada liberados en el Océano Pacífico occidental durante 1977-1980 (de Hunter *et al.*, 1986: Figura 10).

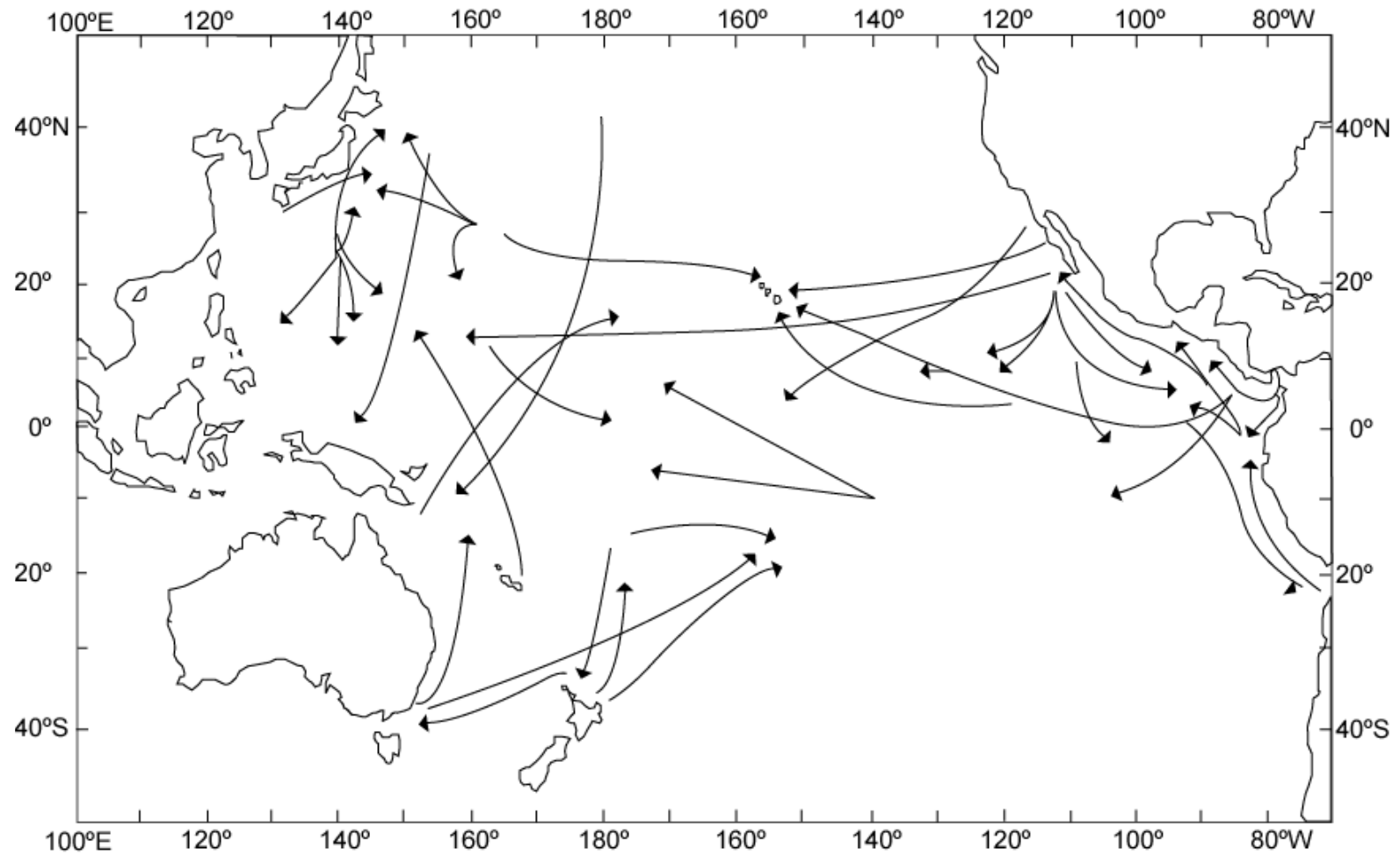


FIGURE 3.1.5. Some long-distance movements recorded for skipjack in the Pacific Ocean.
FIGURA 3.1.5. Desplazamientos a larga distancia registrados para barriletes en el Océano Pacífico.

TABLE 2.1. Fisheries for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean considered in this report, based on data for 1985-1999. The sampling areas are shown in Figure 2.1. The discards for Fisheries 1-7 are the result of inefficiencies in the fishing process, whereas those in Fisheries 10-13 consist of fish that were too small to be marketable. PS: purse seine; BB: baitboat; LL: longline

TABLA 2.1. Pesquerías de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental consideradas en este informe, basadas en datos de 1985-1999. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo. Los descartes en las Pesquerías 1-7 resultan de ineficacias en el proceso de pesca, mientras que los de las Pesquerías 10-13 consisten de peces demasiado pequeños para vender. PS: red de cerco; BB: carnada; LL: palangre.

Fishery	Gear	Purse-seine set type	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo de lance cerquero	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS		11-12	
2	PS	Floating object	7, 9	
3	PS	—	5-6, 13	
4	PS	Objeto flotante	1-4, 8, 10	Landings + discards—Descargas y descartes
5	PS	Unassociated—	1-4, 8, 10	
6	PS	No asociado	5-7, 9, 11-13	
7	PS	Dolphin--Delfín	1-13	
8	BB	-----	1-13	Landings only--Descargas solamente
9	LL		1-13	
10	PS		11-12	Discards of small fish in Fishery 1—Descartes de peces pequeños en la Pesquería 1
11	PS	Floating object	7, 9	Discards of small fish in Fishery 2—Descartes de peces pequeños en la Pesquería 2
12	PS	Objeto flotante	5-6, 13	Discards of small fish in Fishery 3—Descartes de peces pequeños en la Pesquería 3
13	PS		1-4, 8, 10	Discards of small fish in Fishery 4—Descartes de peces pequeños en la Pesquería 4

TABLE 2.2. Annual catches of skipjack tuna, in thousands of metric tons. WCPO = western and central Pacific Ocean.

TABLA 2.2. Capturas anuales de atún barrilete, en miles de toneladas métricas. OPOC = Océano Pacífico occidental y central.

Year	Pacific Ocean			Atlantic Ocean ⁴	Indian Ocean ⁴	Total ⁴ retained	
	Eastern Retained ¹	Discarded ²	WCPO ³ retained				Total ⁴ retained
Año	Océano Pacífico			Océano Atlántico ⁴	Océano Índico ⁴	Total ⁴ retenido	
	Retenido ¹	Descartado ²	OPOC ³ retenido				Total ⁴ retenido
1970	56.0	*	251.5	307.5	44.0	41.5	393.1
1971	104.7	*	245.6	350.3	70.0	41.1	461.4
1972	33.4	*	310.7	344.1	75.0	35.7	454.8
1973	44.0	*	400.8	444.8	74.4	34.1	553.3
1974	78.8	*	440.6	519.4	111.1	39.5	670.0
1975	123.9	*	339.0	462.9	60.0	35.2	558.1
1976	126.2	*	428.6	554.8	68.1	38.6	661.5
1977	86.3	*	416.6	502.9	108.7	30.3	642.0
1978	169.8	*	522.1	691.9	99.9	30.5	822.3
1979	132.0	*	462.0	594.0	86.5	36.0	716.5
1980	130.7	*	496.1	626.8	106.4	47.3	780.5
1981	119.6	*	446.8	566.4	130.6	47.3	744.3
1982	98.8	*	469.4	568.2	154.6	52.6	775.4
1983	58.1	*	653.6	711.7	134.4	63.8	909.9
1984	60.6	*	766.6	827.2	130.7	103.2	1,061.1
1985	49.5	*	608.9	658.4	116.7	136.8	911.9
1986	63.6	*	750.0	813.6	124.1	150.0	1,087.7
1987	62.3	*	691.3	753.6	114.3	169.5	1,037.3
1988	85.3	*	854.0	939.3	139.4	210.1	1,288.8
1989	92.4	*	774.6	867.0	114.4	249.8	1,231.1
1990	72.6	*	869.4	942.0	133.1	218.4	1,293.5
1991	63.3	*	1,194.9	1,258.2	193.4	215.1	1,666.7
1992	84.0	*	927.4	1,011.4	152.3	266.2	1,429.8
1993	87.4	10.6	924.1	1,011.5	181.9	248.5	1,441.9
1994	74.5	10.3	982.3	1,056.8	171.9	269.8	1,498.4
1995	138.2	16.6	1,021.2	1,159.4	159.8	254.0	1,573.3
1996	112.2	25.0	1,009.6	1,121.8	137.8	237.8	1,497.5
1997	161.5	31.9	883.3	1,044.8	137.1	243.7	1,425.6
1998	141.6	22.9	*	*	*	*	*

¹ Source: Anonymous, 2000: Table 3—Fuente: Anónimo, 2000: Tabla 3

² Source: Anonymous, 2000: Table 39—Fuente: Anónimo, 2000: Tabla 39

³ Column 5 minus Column 2—Columna 5 menos Columna 2

⁴ Source: Anonymous, 2000: Table 6a—Fuente: Anónimo, 2000: Tabla 6a

* not available—no disponible

TABLE 3.1.1a. Estimated lengths, in centimeters, at age of skipjack, calculated from the parameters of Bayliff (1988).

TABLA 3.1.1a. Tallas estimadas (cm) de barrilete a edad, calculadas de los parámetros de Bayliff (1988).

	Age in years—Edad en años				
	1	2	3	4	5
Ungrouped – No agrupado	43	65	76	82	85
Grouped--Agrupado	48	68	78	82	83

TABLE 3.1.1b. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for skipjack. The fish were measured from the tip of the snout to the fork of the tail, and weighed whole. Each measurement was given equal weight for the pooled method, whereas the combined measurements for each sampling areas were given equal weight for the equal-area method.

TABLE 3.1.1b. Ecuaciones para convertir tallas, en centímetros, a pesos, en kilogramos, para barrilete. Se midieron los peces de la punta del hocico a la furca caudal, y se pesaron enteros. Se asignó a cada medida el mismo peso para el método agrupado, mientras que para el método de zonas iguales se asignó el mismo peso a las medidas combinadas para cada zona de muestreo.

Area	Method	Sample size	Length range (cm)	Equations	Reference
Zona	Método	Tamaño muestra	Rango de tallas (cm)	Ecuaciones	Referencia
EPO--OPO	Pooled--Agrupado	1,282	39-71	$w = (5.5293 \times 10^{-6})l^{3.336}$ $\log w = 3.336 \log l - 5.2573$	Hennemuth, 1959
EPO--OPO	Equal-area—Zonas iguales	1,282	39-71	$w = (3.1453 \times 10^{-6})l^{3.265}$ $\log w = 3.265 \log l - 5.203$	Hennemuth, 1959

CONDICION DEL ATUN BARRILETE EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

INDICE

1. Resumen ejecutivo.....	104
2. Datos	104
3. Supuestos y parámetros.....	105
4. Evaluación de stocks.....	107
5. Condición del stock.....	107
6. Direcciones futuras	107
Figuras	91
Tablas.....	101
Referencias.....	108

El atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) ocurre en aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico entero, y se han recapturado en el Pacífico central y occidental peces marcados liberados en el Pacífico oriental. Casi toda la información en este informe es del Pacífico oriental, pero una tabla incluye datos del mundo entero y una figura se basa en datos tomados en el Pacífico occidental.

1. RESUMEN EJECUTIVO

El barrilete es pescado en el Océano Pacífico oriental (OPO) por buques cerqueros (en cardúmenes asociados con objetos flotantes y en cardúmenes no asociados) y por barcos de carnada. Se realiza la mayoría de las capturas entre el norte de Baja California y el sur del Perú, pero con capturas relativamente bajas frente al sur de México. La pesquería se extiende hacia el oeste hasta aproximadamente 140°O en aguas ecuatoriales. Barriletes marcados en el OPO han sido recapturados en el Océano Pacífico central y occidental, pero no se han recapturado en el OPO barriletes marcados en el Océano Pacífico central o occidental. Las capturas por unidad de esfuerzo de barrilete por artes de pesca comerciales en el OPO están correlacionadas positivamente con las temperaturas superficiales del mar en el Pacífico central 18 meses antes. Las capturas de barrilete por artes de superficie suelen disminuir durante eventos de El Niño pero, debido a que durante estos eventos aumenta la profundidad de la termoclina y los peces pasan menos tiempo en la superficie que durante años de La Niña. Hay dos hipótesis principales sobre la estructura de stocks del barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de subpoblaciones separadas postula que existen dos ó más subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, pero que hay aislamiento por distancia – es decir, la probabilidad de hibridación de dos peces dados es una función inversa de la distancia entre los dos. Los datos disponibles no permiten decidir a favor de una ni otra hipótesis. Queda bastante seguro que el barrilete es subexplotado en el OPO, pero esta situación podría cambiar, por lo que es importante mejorar los conocimientos de la especie y su relación con el medio ambiente.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

En la Tabla 2.1 se detallan las pesquerías consideradas en este informe. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo listadas en la tabla.

2.1.1. Pesquerías cerqueras de peces asociados con objetos flotantes

Estas pesquerías tienen lugar principalmente frente a Centroamérica y el norte de América del Sur. Participan buques de todos tamaños. Los objetos flotantes incluyen objetos naturales y dispositivos agregadores de peces (DAP, o plantados).

2.1.2. Pesquerías cerqueras de peces no asociados

Estas pesquerías tienen lugar principalmente frente a Baja California y frente a Centroamérica y el norte de América del Sur. Participan buques de todos tamaños.

2.1.3. Pesquerías cerqueras de peces asociados con delfines

Se capturan solamente cantidades pequeñas de barrilete en lances sobre atunes asociados con delfines. Participan solamente buques mayores.

2.1.4. Pesquerías con carnada

Antes de aproximadamente 1960 los barcos de carnada respondían de la mayoría de las capturas de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo. Estos barcos pescaban desde el sur de California hasta el norte de Chile. La pesquería tenía lugar principalmente a menos de 250 millas náuticas de la costa y cerca de unas pocas islas de altura. Ahora quedan solamente unos pocos barcos de carnada, todos matriculados en Ecuador, México, o Estados Unidos (Anónimo 2000: Tabla 2). Son buques pequeños, y pescan relativamente cerca de la costa frente a Ecuador, el norte de México, y el sur de California.

2.1.5. Pesquerías palangreras

Se capturan solamente pequeñas cantidades de barrilete con palangre (Miyake, 1968).

2.1.6. Pesquerías artesanales

Pescadores artesanales capturan cantidades pequeñas de barrilete cerca del litoral de las Américas entre México y Perú.

2.2. Datos de captura y esfuerzo

En la Tabla 2.2 se presentan datos sobre las capturas de barrilete en el OPO, el Océano Pacífico occidental y central, y los Océanos Atlántico e Indico.

2.2.1. Pesquerías de cerco

En la Figura 2.2.1a se presentan las distribuciones de las capturas cerqueras de barrilete y del esfuerzo de pesca con cerco en el OPO durante 1983-1997. En las Figuras 2.2.1b y 2.2.1c se presentan las capturas y el esfuerzo mensuales, respectivamente.

2.2.2. Pesquerías con carnada

En la Figura 2.2.2 se presentan las distribuciones de las capturas de barrilete por barcos de carnada en el OPO durante 1958. En las Figuras 2.2.1b y 2.2.1c (Pesquería 8) se presentan las capturas y el esfuerzo mensuales, respectivamente.

2.3. Datos de composición por tamaño

2.3.1. Pesquerías de cerco

En Figura 2.3.1 se presentan datos de frecuencia de talla de barriletes capturados en el OPO durante 1993-1998. Se incluyen en las muestras pequeñas cantidades de pescado capturado por barcos de carnada.

2.3.2. Pesquerías con carnada

En Figura 2.3.2 se presentan datos de frecuencia de talla de barriletes capturados en el OPO por barcos de carnada durante 1956.

3. SUPUESTOS Y PARAMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El personal de la CIAT usa una tasa de crecimiento de 24 cm/año, de Forsbergh (1989), en sus modelos de rendimiento por recluta de barrilete. Bayliff (1988) usó datos de marcado para calcular las siguientes estimaciones de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy:

Método	K (anual)	L_{∞} (mm)
no agrupado	0.658	885
agrupado	0.829	846

(Con el método agrupado se combinaron y trataron como un solo pez todos los peces del mismo grupo de tamaño de liberación (275-324 mm, 325-374 mm, *etc.*) y tiempo en libertad (31-40 días, 41-50 días, *etc.*) para reducir la influencia de grupos con un gran número de peces.) En la Tabla 3.1.1a se presentan estimaciones de las tallas de peces a distintas edades, calculadas de las estimaciones de los parámetros arriba detalladas. Cabe destacar, sin embargo, que los resultados de los análisis de sensibilidad realizados por Bayliff (1988) indicaron que las estimaciones de los parámetros eran imprecisas.

En la Tabla 3.1.1b se presentan datos sobre las relaciones peso-talla de barrilete en el OPO.

3.1.2. Reproducción

Anónimo (1998: 226-227) presenta información sobre la reproducción de barrilete en el OPO. El desove ocurre en una zona bien amplia entre aproximadamente 15°N y 10°S desde el litoral de las Américas hasta alrededor de 130°O con temperaturas de superficie del mar (TSM) de 25°C o más.

3.1.3. Desplazamientos

Schaefer *et al.* (1961), Fink y Bayliff (1970), y Hunter *et al.* (1986) presentan información sobre los desplazamientos de barrilete en el OPO. En la Figura 3.1.3 se muestran las distancias recorridas por barriletes liberados en el Pacífico occidental que permanecieron en libertad 0 a 30 días, 31 a 180 días, y más de 180 días. El porcentaje de peces que se desplazaron más de 500 millas náuticas es 0, 5, y 30, respectivamente, para los tres grupos. Han sido recapturados en el Pacífico central u occidental 27 barriletes marcados liberados en el OPO (Bayliff, 1988: Anexo 2), pero no se ha recapturado en el OPO ningún barrilete marcado liberado en el Pacífico central u occidental. Se debe tener en cuenta que la cantidad de peces marcados recapturados en varios lugares depende de la cantidad de esfuerzo de pesca en esos lugares. Si se inicia un experimento de marcado en una zona de esfuerzo de pesca elevado, es probable que las distancias que recorran los peces recapturados sean menores de lo que serían si fuesen liberados en zonas de pesca donde el nivel de esfuerzo de pesca varía.

3.1.4. Mortalidad natural

Wild y Hampton (1994) comentan los intentos por estimar la tasa de mortalidad natural (M) de barrilete, y los muchos problemas asociados con esos estudios. El personal de la CIAT usa un valor de 1.5, sobre una base anual, de M en análisis de rendimiento por recluta (Anónimo, 2000: 276).

3.1.5. Estructura del stock

El barrilete ocurre en todas las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que ocurre un intercambio considerable de peces entre zonas (Figura 3.1.5). Se han usado varios métodos para estudiar la estructura de stocks del barrilete, entre ellos análisis de las estadísticas de captura, el ciclo vital, el marcado, datos genéticos bioquímicos, y datos de la composición química de los otolitos de los peces. Diversas organizaciones, entre ellas la CIAT, la Comisión del Pacífico Sur (ahora el Secretariado de la Comunidad del Pacífico; SPC), el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU., y varias entidades japonesas, han estudiado estos temas. Los resultados de la investigación pertinentes a una solución de este problema fueron analizados por Argue (1981), y las conclusiones de esa reunión fueron analizadas en detalle por Anónimo (1984: 186-189). En resumen, había dos hipótesis principales sobre el barrilete del Océano Pacífico: (1) la hipótesis de subpoblaciones separadas, que postulaba que en el Océano Pacífico existen al menos dos subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas; (2) la hipótesis de gradación (o clinal), que sostenía que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, sino que hay aislamiento por distancia: es decir, la probabilidad de hibridación de dos peces da-

dos es una función inversa de la distancia entre los dos. Argue (1981) concluyó que la información disponible no permitía decidir a favor de una ni otra de las dos hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 255-257), no produjeron información que sirviera mejor como base para decisiones de ordenación. (Sin embargo, no se deben considerar inútiles esos estudios, ya que es posible que la información que arrojaron sea eventualmente combinada con información reunida en el futuro para lograr una mayor comprensión de la estructura de los stocks de barrilete en el Océano Pacífico.)

3.2. Influencias ambientales

Forsbergh (1989) comenta las influencias de ciertas variables ambientales sobre la abundancia aparente de barrilete en el OPO. La abundancia de larvas de barrilete en el Pacífico central y occidental se duplica, aproximadamente, con cada aumento de 1° en las TSM entre 23°C y un máximo de 29°C. Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de barrilete por artes de pesca comerciales en el OPO están positivamente correlacionadas con las TSM en el Pacífico central 18 meses antes. Sin embargo, las capturas de barrilete por artes de superficie suelen disminuir durante episodios de El Niño, debido a que durante esos episodios aumenta la profundidad de la termoclina y los peces pasan menos tiempo en la superficie que durante años de La Niña (Joseph y Miller, 1989).

4. EVALUACION DE STOCKS

El personal no ha terminado su evaluación del stock de barrilete; será presentada en fecha posterior.

5. CONDICION DEL STOCK

Anónimo (2000) presenta información sobre la condición del barrilete en el OPO. Queda bastante seguro que el barrilete es subexplotado en el OPO, pero esta situación podría cambiar, por lo que es importante mejorar los conocimientos de la especie y su relación con el medio ambiente.

6. DIRECCIONES FUTURAS

En un futuro cercano se usará A-SCALA (Age-Structured Statistical Catch-at-Length Analysis), basado en MULTIFAN-CL (Fournier *et al.*, 1998), para evaluar los stocks.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Alverson, Franklin G. 1960. Distribution of fishing effort and resulting tuna catches from the eastern tropical Pacific by quarters of the year, 1951-1958. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 4 (6): 319-446.
- Anonymous. 1984. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1983: 272 pp.
- Anonymous. 1995. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1994: 296 pp.
- Anonymous. 1998. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1996: 306 pp.
- Anonymous. 2000. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.
- Argue, A. W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. *South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep.*, 6: v, 39 pp.
- Bayliff, William 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 (4): 307-385.
- Fink, Bernard D., and William 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): 1-227.
- Forsbergh, Eric D. 1989. The influence of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 19 (6): 429-569.
- Fournier, David A., John Hampton, and John R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci.*, 55 (9): 2105-2116.
- Hennemuth, Richard C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 4 (2): 23-37.
- Hunter, John R., A. W. Argue, William H. Bayliff, Andrew E. Dizon, Alain Fonteneau, Daniel Goodman, and Gunter R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 277: vi, 78 pp.
- Joseph, James, and Forrest R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. *Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull.*, 53 (-): 77-80.
- Matsumoto, Walter M., Robert A Skillman, and Andrew E. Dizon. 1984. Synopsis of biological data on skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS Circular, 451: 92 pp.
- Miyake, Makoto Peter. 1968. Distribution of skipjack in the Pacific Ocean, based on records of incidental catches by the Japanese longline tuna fishery. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 12 (7): 509-608.
- Schaefer, Milner B., Bruce M. Chatwin, and Gordon C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 5 (5): 341-455.
- Wild, Alex, and John Hampton. 1994. A review of the biology and fisheries for skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the Pacific Ocean. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 336 (2): 1-51.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

George M. Watters and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary.....	109
2. Data.....	111
3. Assumptions and parameters	115
4. Stock assessment.....	118
5. Stock status	127
6. Simulated effects of future fishing operations	132
7. Future directions	137
Figures	138
Tables.....	164
Appendix 1.....	169
References.....	209

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). A-SCALA, an age-structured, catch-at-length analysis, is used to conduct this assessment. The analysis method is described by Maunder and Watters (2000), and readers are referred to that manuscript for technical details.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches from a number of different fisheries have been analyzed. Various assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Environmental influences on recruitment and fishing efficiency have also been considered in the assessment.

There have been important changes in the amount of fishing mortality exerted by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 14 quarters old was negligible until about 1993 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 2-5, 6-9, and 10-13”). Since 1993, the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs has, on average, caused the fishing mortality on these young fish to increase substantially (Figure 4.3). Purse-seine sets on floating objects select mostly young bigeye that are about 5 to 16 quarters old. It is assumed that bigeye from 2 to 5 quarters old are discarded while the catch taken around floating objects is sorted. Purse-seine sets on unassociated schools of tuna select bigeye that span a wide range of ages, and, since 1990, fish that were about 7 to 20 quarters old were most selected by this mode of fishing. In the area north of 15°N, the longline fleet selects bigeye that are about 10 to 26 quarters old; south of this parallel, bigeye become relatively vulnerable to longline fishing after they are about 17 quarters old. The southern longline fishery typically selects bigeye that are older than those selected by any of the other fisheries operating in the EPO. The catchability of bigeye by purse-seine vessels has changed over time, and these changes have been caused mostly by random events that affect the relationship between fishing effort and fishing mortality. There have, however, been changes in fishing technology and the behavior of the fishermen that have caused the catchability of bigeye by purse-seine vessels to change.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. The abundance of bigeye recruited to the fisheries in the EPO appears to be unrelated to sea-surface temperature (SST) anomalies at the time when these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the A-

SCALA method, the abundance of bigeye recruited to the fishery also appears to be unrelated to the biomass of adult females present at the time of hatching.

Extremely large numbers of bigeye tuna are estimated to have been recruited to the fisheries in the EPO during 1997 and the first quarter of 1998. These recruitments were about 1.7 to 3.5 times the estimated level of average recruitment. Recruitment was estimated to be above average during most of 1995-1997 but below average during most of 1983-1991 and since the second quarter of 1998. There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment. This uncertainty extends over the whole time series and can be attributed to two factors. First, the available data contain relatively little information about recruitment prior to 1993 (because few small bigeye were caught prior to that time). Second, there is uncertainty in recent estimates of recruitment because most of these fish have been vulnerable only to the surface fishery. Uncertainty in the recent levels of recruitment will probably be reduced when these fish are represented in the catches of the longline fleet. It is likely that the estimates of recruitment for 1997-1999 will be imprecise until about 2002-2004. It is important to note that, in 1999, the surface fleet did not catch many bigeye that were about 50 cm in length. This recent absence of small fish in the catches of the surface fleet can be interpreted as evidence either of reduced recruitment during 1999 or of a change in the age-specific pattern of selectivity by the surface fleet.

It is estimated that the biomass of bigeye tuna that were 1+ year old was relatively stable at about 468,000 mt during 1975-1980, increased steadily during 1981-1984, and reached an historic high level of about 581,000 mt by the second quarter of 1985. It then decreased, and reached an historic low level of around 326,000 mt by the fourth quarter of 1995. Following this historic low, the assessment model estimates that there has been a steady increase in the biomass of 1+-year-old bigeye, and that it had reached a level of about 538,000 mt by the start of 2000. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 1+ year olds. The highest level of spawning biomass was estimated to be about 117,000 mt at the start of the third quarter of 1985, and the lowest level about 45,000 mt at the start of the third quarter of 1997. Spawning biomass at the start of 2000 is estimated to have been about 96,000 mt. There is considerable uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners, and the trends described above should be viewed with caution.

The average weights of bigeye tuna taken by the various surface fisheries that operate in the EPO generally declined from 1993 through 1998, but increased during 1999. In 1999, the average weight of bigeye taken in purse-seine sets on floating objects was about 13 to 17 kg, and in sets on unassociated schools of tuna about 30 kg. The average weights of bigeye taken by the longline fleet have been relatively stable since 1975, at about 35 kg in the area north of 15°N and about 50 kg south of this parallel.

At the beginning of 2000, the spawning stock of bigeye tuna in the EPO was only slightly reduced. The estimated spawning biomass ratio (SBR) at this time was about 0.86, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 0.63 and 1.10, respectively. Despite the uncertainty in the recent estimate of the SBR, at the beginning of 2000 the spawning stock of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the average maximum sustainable yield (AMSY). There was one period (1996-1998) when the spawning biomass was estimated to be near its expected level at AMSY.

The stock of bigeye tuna in the EPO is currently being exploited in a manner that prevents the combined fishery from maximizing the yield per recruit. At the beginning of 2000, the average weight of fish in the combined catch was less than half the estimated critical weight. The average weight of bigeye in the combined catch has, in fact, been less than the critical weight since about the end of 1994. The recent poor performance of the combined fishery, relative to an objective of maximizing the yield per recruit, can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

At the start of 2000, the biomass of bigeye tuna in the EPO is estimated to have been about twice the level that is required to support the AMSY (based on the current distribution of effort among the dif-

ferent fisheries). The recent catches have, however, been close to the AMSY level (about 73,000 mt). Under average conditions, the fishing mortality would have to be increased to about 1.6 times its present level to achieve the AMSY. It should, however, be noted that such an increase in effort would be expected to increase the average, long-term catches by only about 7 percent, while decreasing the spawning biomass by about 30 percent. Conditions in the recent past have been different from average conditions, and it is possible that the future catches of bigeye by the surface fleet may decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the purse-seine fisheries. It should, however, be noted that the estimates of recruitment during the second half of 1998 and 1999 are less than average, but are very uncertain because they are based on limited data. The AMSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N.

The strong cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1995-1998 may cause the SBR to increase during 2000 and be at relatively high levels throughout 2000 and 2001. During the next two years, the spawning biomass of bigeye in the EPO may grow to levels that have not been observed since the mid-1980s.

Future changes in the level of surface fishing effort are predicted to affect the SBR, the average weight of fish in the catch from all fisheries combined, the total catch of the primary surface fleet, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent of its recent average is predicted to decrease the SBR, decrease the average weight of fish in the combined catch, increase the total catch taken by the surface fleet, and decrease the total catch taken by the longline fleet. Reducing the level of surface fishing effort to 75 percent of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the catches of small bigeye tuna, which must be discarded, around floating objects, particularly around FADs, would increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Any measure that effectively reduces the mortality of bigeye that are about 2 to 5 quarters old may help the Commission to achieve a variety of management objectives.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 1999 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The data for 1999, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of 17 April 2000. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

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

In general, fisheries are defined such 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 flotsam (Fishery 1), sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 2-3, 5, 10-11, and 13), and sets made on a mix of flotsam and FADs (Fisheries 4 and 12). For the assessment of bigeye tuna, it is assumed that it is appropriate to pool data relating to catches by baitboats, by purse-seine vessels setting on dolphins, and by purse-seine vessels setting on unassociated schools (Fisheries 6 and 7). Relatively few bigeye are captured by the first two methods, and the data from Fisheries 6 and 7 are dominated by information on catches from unassociated schools of

bigeye. Given this latter fact, Fisheries 6 and 7 will be referred to as fisheries that catch bigeye in unassociated schools throughout the remainder of this report.

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of bigeye, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1.

The IATTC staff has adopted three definitions relating to catch data; these terms are used throughout this report.

Landings – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and delivered to any landing facility at a subsequent time. (The landings are not necessarily delivered to the landing facility during the same time period that the fish were removed from the population.)

Discards – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and NOT delivered to any landing facility at a subsequent time. (These fish are generally thrown overboard.)

Catch – the total amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time (catch = landings + discards).

All three of these types of data are used to assess the stock of bigeye tuna. Removals by Fisheries 1 and 8-9 are simply landings (Table 2.1). Removals by Fisheries 2-5 and 7 are landings, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2) (Table 2.1). Removals by Fisheries 10-13 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.2) (Table 2.1).

2.2.1. Catch

Trends in the catches of bigeye tuna in the EPO during each quarter between January 1975 and December 1999 are illustrated in Figure 2.2. Prior to about 1994, the longline fleet (Fisheries 8 and 9) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (purse-seine vessels and bait-boats, Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Since 1994, however, the catches by the surface fleet have often been greater than those by the longline fleet (Figure 2.2). It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from January 1, 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of bigeye tuna made by the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Prior to the beginning of widespread usage of FADs, in about 1993, the catch of bigeye associated with floating objects was never greater than about 2,600 metric tons (mt) in any quarter, and in many quarters, the catch was less than 800 mt (Figure 2.2, Fishery 1). Since FADs have become more widely used, the catches of bigeye associated with floating objects have increased substantially, and the total removals have frequently been greater than 10,000 mt in a single quarter (Figure 2.2, adding Fisheries 2-5). Catches of bigeye from unassociated schools were greatest prior to 1990, but throughout the 1975-1999 period the catches by these fisheries have usually been less than 300 mt per quarter (Figure 2.2, Fisheries 6 and 7).

There has also been substantial annual and quarterly variation in the longline catches of bigeye tuna (Figure 2.2). The longline catches from the area north of 15°N have been very seasonal, and the greatest catches have usually been taken during the first or fourth quarters of the year (Figure 2.2, Fishery 8). The longline catches from the area south of 15°N have changed more from year to year than from quarter to quarter (Figure 2.2, Fishery 9). They peaked at levels around 40,000 mt during the second and third quarters of 1986 and the third quarter of 1990, and have declined steadily since the latter peak. The IATTC database does not currently contain information on the longline catches during 1999 (see Section

2.2.2 for information on how effort data for longliners that operated during 1999 are treated). Although the catch data presented in Figure 2.2 are in weight, the catches in numbers of fish are used to account for longline removals of bigeye in the stock assessment.

2.2.2 Effort

A complicated method is used to estimate the amount of fishing effort exerted by purse-seine vessels. A short description of this method follows, but readers are referred to Maunder and Watters (2000) for additional details.

Fishing effort for purse seiners is estimated by a five-step process. In Step 1, information from the IATTC logbook database is used to compute the catch per day of fishing (CPDF) of the three main tuna species (bigeye, yellowfin, and skipjack) and all set types (floating object, dolphin, and unassociated) combined. This computation is done for each month and IATTC length-frequency sampling area (see Figure 2.1). In Step 2, the estimates of the CPDF are divided into estimates of the total landings (by month and sampling area for all three tuna species combined) from the IATTC landings database (hail weights and cannery statistics). This division raises the effort from logbook data to include effort that was not reported in vessel logbooks, providing an estimate of the total days fished for all three set types combined in each month and sampling area. In Step 3, linear regression models (one model for each year) are used to determine the average number of days fishing required to make a single set of each type. In 1990, for example, sets on floating objects, dolphins, and unassociated schools of tuna were estimated to take, respectively, averages of about 1.3, 0.9, and 0.7 days each. In Step 4, the results from the regression analyses are used in conjunction with the number of sets (by set type) recorded in the logbook database to predict the proportion of days fished per set type. Finally, in Step 5, the total days fished from Step 2 are multiplied by the proportions from Step 4 to obtain estimates of the total days fished by set type within each time-area stratum.

The fishing effort for baitboats (total days fished) is estimated by computing the CPDF from the information in the IATTC logbook database and dividing CPDF into the total landings taken from the IATTC landings database. These estimates are made for each month and sampling area (see Figure 2.1).

The longlining effort for bigeye tuna is estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings taken from the IATTC landings database (these landings include data provided to the IATTC staff by French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan). Estimates of the standardized CPUE of bigeye are obtained with regression trees (Watters and Deriso, 2000). The regression trees remove some of the temporal (year and month) and spatial (5° latitude x 5° longitude quadrangle) variation in the CPUEs of the longline vessels.

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 13 fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are illustrated in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-7 and 10-13) is in days fishing. Fishing effort for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks.

There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by surface gears. Fishing effort directed at tunas associated with floating objects was at high levels from about 1978 to 1982 and remained relatively stable during 1983-1993 (Figure 2.3, Fishery 1), but it has increased substantially since 1993 (Figure 2.3, Fisheries 2-5). Recently, the effort directed at tunas associated with floating objects has been at a level similar to that expended during the late 1970s and early 1980s (Figure 2.3; compare sum of effort for Fisheries 2-5 to effort for Fishery 1). Fishing effort directed at tunas in unassociated schools reached its highest levels from about 1977 to 1981 (Figure 2.3, Fishery 6), and since then has remained relatively stable (Figure 2.3, Fisheries 6 and 7). It is assumed that the fishing effort in Fisheries 10-13 is equal to that in Fisheries 2-5 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 10-13 are derived from those taken by Fisheries 2-5 (Section 2.2.3).

There has also been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by longliners operating in the EPO. In the area north of 15°N there have always been large, seasonal variations in fishing effort, but, on an annual scale, the fishing effort peaked during the early 1990s (Figure 2.3, Fishery 8). In the area south of 15°N, there has been much less quarterly variation in the amount of fishing effort expended by longliners. Longlining effort in this area was relatively stable during the 1980's, but increased sharply between 1986 and 1988 (Figure 2.3, Fishery 9). Longlining effort directed at bigeye tuna in the southern area reached its highest level during 1991, and has declined steadily since that time (Figure 2.3, Fishery 9). The IATTC databases do not contain catch and effort information from longlining operations conducted in the EPO during 1999. To conduct the stock assessment of bigeye tuna, it is assumed that the amount of longlining effort exerted during each quarter of 1999 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 1998.

The large quarter-to-quarter variations in fishing effort illustrated in Figure 2.3 are partly a result of how fisheries have been defined for the purposes of stock assessment. Fishing vessels often tend to fish in different locations at different times of year, and, if these locations are widely separated, this behavior can cause fishing effort in any single fishery to be more variable.

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel), or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In both cases, the amount of bigeye discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (2000). Regardless of the reason that bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish are killed.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the catches made by purse-seine vessels. No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods when observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/landings) is equal to the discard rate for the closest time period when observer data were sufficient to estimate the discards. The addition of discards to catches from the purse-seine fleet was not done in previous assessments of bigeye tuna in the EPO.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13). It is important to treat these discards separately because the size-composition data collected from port sampling (see Section 2.3) cannot provide information about the size of these discarded fish. Thus, discards that result from sorting the catch represent removals for which size compositions must be obtained at sea. IATTC observers collect limited information on the sizes of discarded tunas. All that is known about the fish that are discarded during sorting is that they are mostly small fish that weigh less than about 2.5 kg (see Section 2.3 for an estimate of the maximum size of these fish). By creating fisheries whose catch is composed exclusively of small, discarded fish, it is possible to conduct a stock assessment without detailed data on the size composition of the discards. This is possible because the small fish that are discarded during sorting are likely to belong to only a few age classes. The catches taken by Fisheries 10-13 (Figure 2.2) are currently the best estimates of the amounts of fish discarded by sorting the catches taken by Fisheries 2-5. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

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

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is illustrated in Figure 2.4. There have been important changes in the size compositions of the catches from the fisheries in which bigeye are caught in association with floating objects (Fisheries 1-5). Prior to 1993, almost as many medium-sized bigeye (75 to 125 cm in length) were caught in association with floating objects as were small-sized bigeye (less than 75 cm in length) (Figure 2.4, Fishery 1). Since 1993, the floating-object fishery that operates off the coasts of Central and South America (Fishery 4) is the only fishery that has continued to catch significant numbers of medium-sized bigeye. Small fish dominate the catches from all other areas where bigeye are caught in association with floating objects (Figure 2.4, Fisheries 2, 3, and 5).

There have also been substantial changes in the size composition of bigeye tuna captured in unassociated schools. Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured from unassociated schools (Figure 2.4, Fishery 6). Since 1990, mostly small- and large-sized (greater than 125 cm in length) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.4, Fishery 7).

The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the northern area, longliners catch mostly medium-sized bigeye (Figure 2.4, Fishery 8). In the southern area, they catch mostly large-sized bigeye (Figure 2.4, Fishery 9). The size compositions of the catches taken by these two longline fisheries have changed relatively little since 1975.

Data on the size compositions of discards from fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 10-13) are limited. IATTC observers collect information on the size composition of the discards, but they do not currently measure the fish. The observers categorize the fish into the following categories: large (greater than 15 kg), medium (2.5-15 kg), and small (less than 2.5 kg). It is assumed that the catches in Fisheries 10-13 are composed entirely of fish in the small category. Thus, using the weight-length relationship presented in Section 3.1.1, this assumption implies that the catches in Fisheries 10-13 are composed entirely of fish less than about 46 cm in length (about 2 quarters old, according to the growth curve of Hampton *et al.* (1998)).

2.4. Auxiliary data

No auxiliary data (*e.g.* data from tagging studies) were available for use in the current assessment of bigeye tuna from the EPO.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

For the purposes of stock assessment, the growth of bigeye tuna is assumed to occur in two phases. In the first phase of growth, the average lengths of fish 2-6 quarters old are not assumed to follow any particular growth curve. Two assumptions are made about growth during this phase. First, it is assumed that bigeye must become longer as they age. Second, it is assumed that the average length of bigeye that have been recruited to the discard fisheries must be less than about 46 cm, the estimated maximum size of discarded fish (see Section 2.3). During the second phase of growth, the average lengths of bigeye 7-42 quarters old are assumed to increase following a von Bertalanffy curve. Suda and Kume (1967) provided von Bertalanffy growth parameters ($L_{\infty} = 214.8$ cm; annual $k = 0.2066$; and $t_0 = 0.0249$ years) that predict average lengths at age that are similar to those used in previous assessments of bigeye in the EPO (see Uosaki and Bayliff 1999). Therefore, Suda and Kume's (1967) estimate of k was used in the current assessment. Their estimate of L_{∞} was also used to constrain the average length for bigeye 42 quarters old. A two-phase growth curve was used in the assessment because pure von Bertalanffy curves, such as those of Kume and Joseph (1966), Suda and Kume (1967), and Hampton *et al.* (1998), did not provide good fits

to the size-composition data used in the stock assessment, particularly with respect to the youngest and oldest fish.

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

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

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

3.1.2. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. It should be noted that this assumption is different from one made in previous assessments of bigeye from the EPO (*e.g.* Anonymous, 1999). In previous assessments, bigeye were assumed to be recruited to the fishery only twice per year. 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 (Kume 1967).

No assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the stock assessment of bigeye. An assumption is made, however, about the way that recruitment can vary around its average level. It is assumed that recruitment should not be less than 25 percent of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1 percent of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Bigeye tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at 30 cm (about 2 quarters old) (see Section 2.3). At this size (age), the fish are vulnerable to being discarded from fisheries that catch fish in association with floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 10-13).

For the purposes of this stock assessment, adult biomass is defined as the biomass of female bigeye that are at least 3 years old. The age-specific proportions of female bigeye in the EPO were estimated by fitting a model of age-specific variation in the rate of natural mortality to the sex-ratio data provided by Hampton *et al.* (1998) (see Section 3.1.4). The estimated, age-specific proportions of female bigeye are provided in Table 3.1.

3.1.3. Movement

Virtually nothing is known about the movements of bigeye within the EPO, so the current assessment does not consider movement explicitly. For the purposes of the current assessment, it is assumed that bigeye move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the start of each quarter of the year.

3.1.4. Natural mortality

Throughout much of the Pacific, the ratio of male to female bigeye in the catch changes in favor of males as the size of the fish in the catch increases (Iversen 1955, Kikawa 1966, Kume 1969, Hampton *et al.* 1998). This trend can be interpreted in at least three ways. First, it is possible that large females are less vulnerable to fishing than large males (perhaps because large females do not occur in the main fishing areas). Second, it is possible that females grow more slowly than males. Third, it is possible that large females die at a more rapid rate than do large males (perhaps because the physiological costs of reproduction are higher for females). The third interpretation has been used in the current stock assessment of bigeye from the EPO.

For the current stock assessment, it is assumed that, as bigeye tuna grow older, the natural mortality rate (M) changes. This assumption is different from that made in previous assessments, for which the natural mortality rate was assumed to be constant (with annual values of $M = 0.4, 0.6,$ or 0.8) over all ages

(*e.g.* Anonymous 1999). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and the natural mortality rate is treated as a rate for males and females combined.

A combined natural mortality curve that changes with age is biologically justifiable. It is assumed that the mortality curve is composed of three phases (Figure 3.1). Early in life, in the first phase of the mortality curve, M is assumed to be high because bigeye tuna of both sexes are small and vulnerable to predation by other fishes. As the fish grow through the first phase, they become less vulnerable to predation, and the natural mortality rate is assumed to decline (Figure 3.1). Data from bigeye tagged and recaptured in the western and central Pacific suggest that the trend described above is reasonable (Hampton, 2000).

After the onset of sexual maturity, in the second phase of the natural mortality curve, it is assumed that the combined M increases as age increases (Figure 3.1). This increase is consistent with the third interpretation of changes in size-specific sex ratios described in the first paragraph of this section. Mature males are assumed to have a constant annual natural mortality rate of 0.4.

Late in life, in the third phase of the mortality curve, the combined natural mortality rate is assumed to decrease (Figure 3.1). This decrease occurs because the high rate on females during the second phase of the mortality curve would have removed most of the females from the population. Under these conditions, the combined natural mortality rate decreases and eventually becomes equal to the assumed rate for males (annual $M = 0.4$) when all the females have died.

The values of M actually used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.1. These values were obtained by making the assumptions described above and fitting a curve to some of the natural mortality estimates of Hampton (2000) and the sex-ratio data provided by Hampton *et al.* (1998).

3.1.5 Stock structure

There are not enough data available to determine whether there is one or several stocks of bigeye tuna in the Pacific Ocean. For the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

The current stock assessment includes the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of bigeye tuna in the EPO. This assumption is supported by observations that spawning of bigeye is temperature-dependent (Kume 1967). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of bigeye in the EPO, a temperature variable is incorporated into the stock assessment model, and it is determined whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. For the current assessment, sea-surface temperature (SST) anomalies in an area from about 11°N-14°S latitude and about 81°W-150°W longitude are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. These data were included in the stock assessment model after they had been offset by two quarters. The temperature data were offset because it was assumed that recruitment of bigeye in any quarter of the year might be dependent on temperatures in the quarter during which the fish were hatched (*e.g.* recruitment in quarter 4 might be dependent on the average temperature experienced by fish hatched in quarter 2). The SST data were obtained from the U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration Climate Diagnostics Center at <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl> (Kalnay *et al.* 1996).

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1. It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear. For example, current shear changes the shape of tuna longlines and affects how deep this gear can effectively fish (Mizuno *et al.* 1997). In the current assessment of bigeye tuna in the EPO, it is assumed that environmental conditions might affect the efficiency of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5). Although there are many oceanographic varia-

bles that might affect the performance of these fisheries (*e.g.* thermocline depth or wind stress), it is assumed that SST data can be used to approximate the effects of these variables. To incorporate the possibility of environmental influences on fishery performance, temperature data are included in the stock assessment, and it is determined whether there are statistically-significant relationships between these data and estimates of the efficiency of various fisheries. For the current assessment, SST anomalies from “core areas” inside the fishery boundaries (illustrated in Figure 2.1) were included as candidate environmental variables. The boundaries of these core areas are provided in Table 3.2, and the temperature data were obtained from Kalnay *et al.* (1996).

It should be noted that environmental conditions were assumed not to affect the efficiencies of the fisheries that catch bigeye from unassociated schools (Fisheries 6 and 7), of the longline fisheries (Fisheries 8 and 9), and of the “discard fisheries” (Fisheries 10-13). This assumption was made for the longline fisheries because, by standardizing the CPUEs from these fisheries (see Section 2.2.1), environmental effects were previously removed from the estimates of fishing effort. This assumption was made for Fisheries 6-7 and 10-13, because the catch and effort data from these fisheries are assumed to be so variable that they cannot provide the information needed to determine whether there is a significant environmental effect (see Section 4).

4. STOCK ASSESSMENT

An age-structured population dynamics model and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. The model is described by Maunder and Watters (2000), and readers are referred to that manuscript for technical details. The stock assessment model, termed an age-structured statistical catch-at-length analysis (A-SCALA), is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term “statistical” indicates that the method implicitly recognizes that data collected from fisheries do not perfectly represent the population; there is uncertainty in our knowledge about the dynamics of the system and about how the observed data relate to the real population. The assessment model uses quarterly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the stock assessment model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After the parameters of the model have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock.

The A-SCALA method includes several features that increase the ability of the assessment model to make predictions that are in agreement with the observed data (*i.e.* to provide a good fit). The A-SCALA method recognizes that, from quarter to quarter, there are short-term, random changes in the relationship between fishing effort and fishing mortality, and that there are also long-term trends in the efficiencies of different fisheries. The A-SCALA method also recognizes that there is temporal variation in recruitment, that the environment may influence the recruitment and the efficiencies of different fishing gears, and that different fishing methods usually catch fish of different ages.

The A-SCALA method includes the assumption that fishing mortality rates can be separated into an age-specific effect (selectivity) and a temporal effect (catchability). It is assumed that the age-specific effect is constant over time. Therefore, the A-SCALA method differs from the cohort analysis method that has been used to conduct previous assessments of bigeye tuna in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). Cohort analysis allows the age-specific component of the fishing mortality to vary over time. In the A-SCALA method, if there is evidence that selectivity should change over time, two fisheries are defined from the data so that there can be different selectivity curves for the two time periods. In the assessment of bigeye, for example, there are two fisheries that capture bigeye from unassociated schools (Fisheries 6 and 7). These fisheries are separated on a temporal basis (Table 2.1) because the size composition of the catches for this set type has changed over time (Figure 2.4). Catchability (the temporal effect on fishing mortality) is assumed to have three components, (1) the combined effect of fishing technology and the behavior of fishermen, (2) the environmental effect, and (3) a random effect that alters the relationship

between fishing effort and fishing mortality from quarter to quarter. These three components are multiplied together to obtain overall estimates of catchability for a single fishery.

Unlike cohort analysis, the A-SCALA method does not require size-composition data from every fishery in every time period. The A-SCALA method uses a population dynamics model to predict the size composition of the population during times when there are no data. This method recognizes that the size-composition data collected for a single fishery do not perfectly represent the sizes of fish in the catch of that fishery. This assumption is consistent with the fact that the IATTC staff collects size-composition data from a very small proportion of the fish that are caught. Specifically, only a few samples are taken from each area-time-fishing method stratum, and the typical sample consists of only 50 fish. Because the size-composition data are from small samples of the catch, there will be times when the observed size-composition data are considerably different from those predicted by the assessment model.

Since fisheries data are complex, the ways in which the stock assessment model is allowed to fit to the observed data are constrained. The model is fitted to the observed data by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize the likelihood of having observed the catch and size-composition data, given the amount of fishing effort expended by each fishery. This likelihood is calculated under a set of constraints. Many of these constraints are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model to the observed data on bigeye tuna:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries 2 quarters after hatching, and these discard fisheries (Fisheries 10-13) catch fish of only the first few age classes.
2. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries before they are recruited to the other fisheries of the EPO.
3. If a fishery can catch fish of a particular age, it is able to catch fish that are of somewhat lesser and greater ages.
4. Bigeye tuna become more vulnerable to longlining as they age, and the oldest fish are the most vulnerable to this gear.
5. Fishermen usually become more (or less) effective at catching fish over time. It should be noted that fishermen might become less effective at catching fish of one species if they direct their effort at another species.
6. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change slightly from quarter to quarter.
7. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7) and fisheries whose catch is composed of discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels. This constraint is based on the fact that these fisheries do not direct their effort at bigeye.
8. It is extremely difficult for fishermen to catch more than about 60 percent of the fish from any one cohort during a single quarter of the year.

It is important to note that the assessment model can, in fact, make predictions that do not adhere strictly to Constraints 3-8 above nor to those outlined in Section 3. The constraints are designed so that they can be violated if the observed data provide good evidence against them.

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

1. recruitment in every quarter from the first quarter of 1975 through the first quarter of 2000 (This includes estimation of average recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);

2. catchability coefficients for the 13 fisheries that take bigeye from the EPO (This includes estimation of technological and behavioral effects, environmental effects, and random effects.);
3. selectivity curves for 9 of the 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve.);
4. average lengths at age during the first phase of growth (Section 3.1.1);
5. average lengths at age during the second phase of growth (Section 3.1.1);
6. initial population size and age-structure.

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

1. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. sex ratio at age (Table 3.1);
3. age-specific maturity schedule (Section 3.1.2);
4. growth rate (Section 3.1.1);
5. amount of variation in length at age;
6. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 10-13).

It is important to recognize that there is uncertainty in the results of the stock assessment. This uncertainty arises because, as previously mentioned, the data collected from fisheries do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population nor of the fisheries that operate in the EPO. In the current assessment, uncertainty is expressed as (1) confidence intervals around estimates of recruitment (Section 4.2.2), biomass (Section 4.2.3), and a value termed the spawning biomass ratio (Section 5.1), and (2) coefficients of variation (CVs). Confidence intervals are estimates of lower and upper bounds that are expected to bracket the true values of outcomes such as recruitment and biomass about 95 percent of the time. Relatively narrow confidence intervals indicate that there is relatively less uncertainty in an estimated outcome. Conversely, relatively wide confidence intervals indicate that there is relatively more uncertainty in an estimated outcome. The CV is useful for quantifying uncertainty in an estimated outcome. When an estimate has a large CV, there is uncertainty in that estimate. The lower bound of the CV is zero; if an estimate has a CV of zero there is no uncertainty about that estimate. CVs can be used to compare the amount of uncertainty in one estimate to that in another estimate. The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since, as previously mentioned, this assumption is not likely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current stock assessment.

4.1. Indices of abundance

Catches per unit of effort (CPUEs) have been used as indices of abundance in previous assessments of bigeye tuna in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). It is important to note, however, that trends in CPUE will not always follow trends in biomass or abundance. There are many reasons why this could be the case. For example, if fishermen become more efficient at catching fish while the biomass is not changing CPUEs will increase despite the lack of trend in biomass. The CPUEs of the 13 fisheries defined for the current assessment of bigeye in the EPO are illustrated in Figure 4.1, but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

There has been substantial variation in the CPUEs of bigeye tuna of the surface fleet (Figure 4.1, Fisheries 1-7). The CPUEs from floating-object sets were mostly above average during 1984, 1985, and 1990 and mostly below average during 1986-1990 (Figure 4.1, Fishery 1). Since early 1993, the trends in the CPUEs of bigeye associated with floating objects are complicated by differences among fishing areas, but, generally, they were below average during 1993 (when the use of FADs first became important) and

above average during 1999 (when FADs were widely used) (Figure 4.1, Fisheries 2-5). During 1975-1989, the CPUEs of bigeye caught in unassociated schools were variable, but generally decreased (Figure 4.1, Fishery 6); during the 1990s they were also variable, but relatively constant (Figure 4.1, Fishery 7). The trends in CPUE of bigeye discarded while sorting the catches of Fisheries 2-5 have roughly followed the trends of these fisheries (Figure 4.1; compare Fisheries 10-13 to Fisheries 2-5).

There has also been substantial variation in the CPUEs of the longline fleet (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9). The CPUEs of bigeye tuna for the longline vessels fishing in the area north of 15°N were mostly above average during 1975 through 1989, but there was a short period (1979-1981) when the CPUEs were below average (Figure 4.1, Fishery 8). Since 1989, the CPUEs of longline-caught bigeye in the area north of 15°N have been mostly below average. In the area south of 15°N, the CPUEs of longline-caught bigeye generally increased during 1975-1986 (Figure 4.1, Fishery 9). Between 1987 and 1991, the longline CPUEs were extremely variable in the southern area, but since 1991 they have been below average. It should be recalled that the two time series of longline fishing effort were standardized before they were entered into the assessment model.

4.2. Assessment results

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data collected for the 13 fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly, and the 13 time series of bigeye catches predicted with the A-SCALA method are nearly identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely because it is difficult to estimate the biomass if the total amount of fish removed from the stock is not well known.

It is also important to predict the size-composition data as accurately as possible, but, in practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the total catch. Accurately predicting the size composition of the catch is important because these data contain most of the information that is necessary for modeling recruitment and growth, and, thus, for estimating the impact of fishing on the stock. Predictions of the size compositions of bigeye tuna caught by Fisheries 1-9 are summarized in Figure 4.2. This figure simultaneously illustrates the average observed size compositions and the average predicted size compositions of the catches taken by these nine fisheries. (It should be recalled that size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 10 through 13 are not included in this discussion.) The size compositions for the fisheries that catch most of the bigeye taken from the EPO are reasonably well predicted (Figure 4.2, Fisheries 2, 3, 5, 8, and 9). The A-SCALA method predicts that, since 1993, mostly small bigeye (less than 75 cm in length) have been captured in association with floating objects, and that longline fisheries catch mostly medium-sized bigeye (75-125 cm in length) in the area north of 15°N and mostly large bigeye (greater than 125 cm in length) south of this parallel. The size compositions for Fisheries 1, 4, and 6 are also reasonably well predicted.

Unless otherwise noted, all of the ages reported in the following sections refer to times after hatching. These ages were determined under the assumption that bigeye tuna are recruited to the discard fisheries 2 quarters after hatching (Section 3.1.2).

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 the biomass and of the recruitment in recent years.

4.2.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO (Figure 4.3). On average, the fishing mortality on bigeye less than about 14 quarters old was negligible until about 1993 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 2-5, 6-9, and 10-13”). Since 1993, the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the wide-

spread use of FADs has, on average, caused the fishing mortality on these young fish to increase substantially (Figure 4.3). On average, the fishing mortality on bigeye that are 14+ quarters old was greatest during 1986-1995 and least during 1975-1985 and 1996-1999 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 14-17, 18-21, 22-25, 26-29, 30-33, 34-37, and 38-41”).

Fishing mortality rates vary because the amount of effort exerted by each fishery changes over time, because different fisheries catch bigeye tuna of different ages (the effect of selectivity), and because the efficiency of various fisheries changes over time (the effect of catchability). The latter two effects are discussed in the following paragraphs; the first effect (changes in effort) was addressed in Section 2.2.1 (also see Figure 2.3).

Selectivity curves estimated for the 13 fisheries defined in the stock assessment of bigeye tuna are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects select mostly bigeye that are about 5-16 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1 through 5), but, prior to 1993, some fish that were 17-19 quarters old were also selected by this fishery (Figure 4.4, Fishery 1). Purse-seine sets on unassociated schools select bigeye whose ages span a wide range (Figure 4.4, Fisheries 6 and 7). Prior to 1990, it appears that many bigeye selected by sets on unassociated schools were about 7-20 quarters old (Figure 4.4, Fishery 6). Around 1990, there was a change in the selectivity of purse-seine sets on unassociated schools, and many of the bigeye selected by this method now appear to have been about 16-27 quarters old (Figure 4.4, Fishery 7).

The longline fisheries for bigeye tuna also select a wide range of age classes (Figure 4.4, Fisheries 8 and 9). In the area north of 15°N fish that are about 10-26 quarters old appear to be most selected (Figure 4.4, Fishery 8). Longline effort in the northern area is highly seasonal (Figure 2.3, Fishery 8), and it is possible that the seasonal aspect of this fishery causes its selectivity curve to have multiple peaks. Multiple peaks in the selectivity curve might be estimated if bigeye of different sizes occur in the northern area at different times of the year. In the area south of 15°N, bigeye become more vulnerable to longlining after they have become about 17 quarters old, and as they grow older, they tend to become more and more vulnerable to this fishery (Figure 4.4, Fishery 9). (It should be noted that the model was constrained so that this would occur.) The southern longline fishery typically selects bigeye that are older than those selected by any of the other fisheries operating in the EPO.

The discards resulting from sorting bigeye tuna caught in association with floating objects are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 10 through 13). (Additional information regarding the treatment of discards appears in Section 2.2.2.)

The ability of purse-seine vessels to capture bigeye tuna in association with floating objects has changed substantially over time. Prior to 1993, when fishing on floating objects occurred mostly off the Central and South American coasts, the catchability (q) of bigeye by purse-seine vessels setting on floating objects was influenced mostly by random events that changed the relationship between fishing effort and fishing mortality (Figure 4.5a, Fishery 1, bold line). Changes in fishing technology and the behavior of the fishermen also influenced the catchability during this period (Figure 4.5a, Fishery 1, dashed line), but this was generally not true for SST anomalies (Figure 4.5a, Fishery 1, thin line). Prior to 1993, the overall catchability was greatest during 1977-1985. During this period the catchability was frequently more than twice the estimated technological and behavioral component of catchability during the first quarter of 1975 (Figure 4.5a, Fishery 1, bold line). Since 1993, the ability of purse-seine vessels to catch bigeye in association with floating objects has varied by area. In the offshore area mostly south of the equator, the catchability has been influenced by random events (Figure 4.5a, Fishery 2, bold line), but not by technology and behavior of the fishermen, nor by the environment (Figure 4.5a, Fishery 2, dashed and thin lines). For this fishery, random events affecting the relationship between fishing mortality and fishing effort caused the overall trend in catchability to be different from the trend based only on technology and behavior (Figure 4.5a, Fishery 2, bold and dashed lines). Around the Galapagos Islands, the catchability increased during 1993-1995 and decreased during 1996-1999 (Figure 4.5a, Fishery 3, bold line).

The variation in catchability for this fishery is explained by changes in technology and behavior (Figure 4.5a, Fishery 3, dashed line) and random events that affect the relationship between fishing mortality and fishing effort (Figure 4.5a, Fishery 3, bold line), but not by variations in SST anomalies (Figure 4.5a, Fishery 3, thin line). Off the coasts of Central and South America, the catchability has been highly variable, with little or no trend over time (Figure 4.5a, Fishery 4, bold line). Neither technological and behavioral effects nor SST anomalies appear to have affected the catchability of bigeye by this fishery (Figure 4.5a, Fishery 4, dashed and thin lines), and the changes in catchability have been dominated by the effects of random events (Figure 4.5a, Fishery 4, bold line). In offshore areas mostly north of the equator, the catchability was more than twice its initial level (based only on technology and behavior) during most of 1995 and 1996 (Figure 4.5a, Fishery 5, bold line). Neither technological and behavioral changes nor SST anomalies were estimated to have substantial effects on the catchability of bigeye in this fishery (Figure 4.5a, Fishery 5, dashed and thin lines).

Over time, there has been relatively little change in the ability of purse-seine vessels to capture bigeye tuna in unassociated schools. Prior to 1990, bigeye were most catchable by this fishing method during 1975-1981. During this period, the catchability was frequently more than four times the initial estimate of this parameter that is based only on technology and behavior (Figure 4.5b, Fishery 6, bold line). During 1982-1989, bigeye were relatively less catchable by this fishing method (Figure 4.5b, Fishery 6, bold line). Since 1990, the catchability by this method has been variable, but relatively stable (Figure 4.5b, Fishery 7, bold line). Neither technological and behavioral nor environmental effects on catchability were estimated for the two fisheries that catch bigeye in unassociated schools (Fisheries 6 and 7).

The assessment model predicts that there has been almost no change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.5b, Fisheries 8 and 9, bold lines). This result is to be expected because the effort data for these fisheries were standardized prior to being incorporated into the stock assessment model (Section 2.2.2).

The catchabilities of small bigeye tuna by the discard fisheries are determined by random events that affect the relationship between fishing mortality and fishing effort (Figure 4.5c, Fisheries 10-13, bold lines). There has been substantial variation in the catchability of small, discarded bigeye over time and among fishing areas. Neither technological and behavioral nor environmental effects on catchability were estimated for small, discarded bigeye.

4.2.2. Recruitment

The abundance of bigeye tuna being recruited to fisheries in the EPO appears to be unrelated to SST anomalies at the time that these fish were assumed to have hatched (Figure 4.6, upper panel). It is, however, possible that other oceanographic variables influence the recruitment, and the IATTC staff intends to consider other environmental indices as candidates for explaining the variation in recruitment. This will include offsetting the environmental index by one quarter (rather than two), to see whether recruitment is related to the environmental conditions during the early juvenile phase (rather than the larval phase). Identifying one or more environmental variables that are correlated with recruitment would be useful for making predictions about future recruitment.

Over the range of spawning biomasses estimated by the A-SCALA method and illustrated in Figure 4.9, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the biomass of adult females at the time of hatching (where adult females are tentatively defined as fish that are at least 3 years old) (Figure 4.6, lower panel). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999) have also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses.

The estimated time series of bigeye recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. The estimate of average recruitment between the beginning of 1975 and the beginning of 2000 is about 6.6 million bigeye per quarter, with low-

er and upper 95-percent confidence limits of about 5.4 million and 8.1 million, respectively. The most conspicuous feature of the time series shown in Figure 4.7 is the extremely large recruitments estimated to have occurred during 1997 and the first quarter of 1998. These recruitments were estimated to be about 1.7 to 3.5 times the estimated average recruitment (Figure 4.7, bold and thin lines). Prior to 1997, the recruitment was never more than about twice its average level. There were many quarters during 1975-1999 in which the recruitment was below average, but two periods of low recruitment are noteworthy. The recruitment was mostly below average during 1983-1991 and since the second quarter of 1998. The mechanisms that have produced the recruitments shown in Figure 4.7 cannot currently be identified. As noted in the previous two paragraphs of this section, neither the candidate series of SST anomalies nor the biomass of mature females at the time of hatching appear to affect recruitment.

It is important to note that there is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment for bigeye tuna in the EPO. This uncertainty extends over the whole time series of recruitment estimates (Figure 4.7, thin lines), and the average CV of the recruitment estimates is about 0.42. For the years prior to 1993, before the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects, this uncertainty probably results from the fact that relatively few small bigeye were caught (Figures 2.2 and 2.4, Fishery 1). Thus, the available data contain relatively little information about recruitment prior to 1993. Since 1993, there is uncertainty in the estimates of bigeye recruitment because most of the fish recruited during this time have been vulnerable only to the surface fishery. It should be recalled that in the area south of 15°N, where most of the large fish are captured (Figures 2.2 and 2.4, Fishery 9), bigeye are relatively invulnerable to longlining until about 4 years after they are recruited to the surface fishery (Section 4.2.1 and Figure 4.4). Uncertainty in the levels of recruitment estimated to have occurred since 1993 will probably be reduced in future assessments, when these fish are represented in the catches of the long-line fisheries. Given the current selectivity patterns of the fisheries that catch bigeye in the EPO (Figure 4.4), it seems likely that the estimates of recruitment will be uncertain for about 5 to 7 years after the fish first become vulnerable to the surface fleet. This conclusion implies that the estimates of recruitment for 1997-1999 are likely to be imprecise until about 2002-2004.

Uncertainty in the recent estimates of recruitment is also highlighted by Figure 4.8. This figure shows the observed and predicted size compositions of the catches taken by the fisheries that currently catch bigeye tuna in association with floating objects (Fisheries 2-5). There are clear temporal trends in both the observed and predicted size compositions of the catches taken by these four fisheries. Prior to the first quarter of 1999, these fisheries caught many bigeye that were about 50 cm in length. Since the first quarter of 1999, this has not been the case. This suggests that the recruitment was below average during the latter half of 1998 and 1999. An alternative interpretation would be that the observed size-composition data do not provide information on recruitment during 1999 because the methods employed in these four fisheries have been modified so as to catch larger bigeye (*i.e.* the selectivity curves for these fisheries have changed). This latter interpretation is also problematic. There have been times prior to 1999 when the bigeye caught in association with floating objects covered a wide range of sizes, including fish about 50 cm in length (*e.g.* the third quarter of 1997, Figure 4.8). This observation lends support to the reduced recruitment hypothesis because, if normal amounts of recruits had been present during 1999, the floating-object fisheries would have captured some of them.

4.2.3. Biomass

Trends in the biomass of bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the start of each year are presented in Table 4.1. During 1975-1980, the biomass of bigeye that were 1+ year old is estimated to have been relatively stable, at a level of about 468,000 mt. The biomass of this age group increased steadily during 1981-1984, and reached an historic high of about 581,000 mt during the second quarter of 1985. It then decreased, and reached an historic low of about 326,000 mt during the fourth quarter of 1995. Following this, the assessment model indicates a steady increase in the biomass of 1+-year-olds, to a level of about 538,000 mt by the beginning of 2000.

The estimated trend in spawning biomass is shown in Figure 4.9, and estimates of the spawning biomass at the start of each year are presented in Table 4.1. As noted in Section 4.2.2, the spawners are assumed to be females that are at least 3 years old. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds (see previous paragraph), but there are slight differences in the timing of the highest and lowest estimates of spawning biomass because the spawners are relatively old. The highest level of spawning biomass, about 117,000 mt, occurred at the start of the third quarter of 1985. The lowest level of spawning biomass, about 45,000 mt, occurred at the start of the third quarter of 1997. The spawning biomass at the beginning of 2000 is estimated to have been about 96,000 mt.

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and spawners. The confidence intervals for both biomass time series are so wide that the trends outlined in the previous two paragraphs should be viewed with caution (Figure 4.9). It is important to note that although the confidence intervals illustrated in Figure 4.9 appear to relatively narrow for the estimates of spawning biomass, the average CVs of the biomass estimates of 1+-year-old bigeye and spawners were very similar (0.18 and 0.17 respectively). This indicates that there is as much uncertainty in the estimates of spawner biomass as there is in the estimates of biomass of 1+-year-old fish.

Given the amount of uncertainty in both the estimates of biomass (see preceding paragraph) and the estimates of recruitment (Section 4.2.2), it is difficult to determine whether, in the EPO, trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or by variation in recruitment. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion was drawn from the results of a simulation in which the population of bigeye tuna estimated to be present in the EPO at the start of 1975 was allowed to grow, using the time series of recruitment estimates illustrated in Figure 4.7, in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the stock assessment model (Figure 4.10).

4.2.4. Average weights of fish in the catch

There have been important changes in the average weights of bigeye tuna caught by the surface fleet. These changes are illustrated in Figure 4.11. Prior to 1993, the average weight of bigeye caught in association with floating objects was about 18 kg (Figure 4.11, Fishery 1). During 1993-1998, the average weight of bigeye caught in purse-seine sets on floating objects declined, but larger fish were caught by these fisheries during 1999 (Figure 4.11, Fisheries 2-5). The average weights of bigeye caught in association with floating objects during the fourth quarter of 1999 were about 13, 15, 17, and 13 kg for Fisheries 2-5, respectively. Prior to 1990, the average weight of bigeye caught in unassociated schools was stable at about 21 kg (Figure 4.11, Fishery 6), but, since 1990, the average weight of bigeye in the catch taken in unassociated schools has varied between about 20 and 35 kg, with an average of about 31 kg (Figure 4.11, Fishery 7). The average weight of bigeye caught in unassociated schools increased during 1999. The average weight of bigeye caught by the combined surface fleet, not including the discard fisheries, during 1975-1999 was about 18 kg (Figure 4.11, Fisheries 1-7). The increased average weight of bigeye caught by the surface fleet during 1999 is important because it indicates that the surface fleet is currently catching fish that, on average, are older than those it caught during 1993-1998. This trend can also be seen in the size-composition data for Fisheries 2-5 (Figure 4.8). The assessment model currently treats this increase as evidence of low recruitment from the latter half of 1998 through 1999 (Figure 4.7), but it is also possible that the surface fleet has become capable of catching greater proportions of larger bigeye (Section 4.2.2).

The average weights of bigeye tuna taken by longliners operating in the EPO have remained relatively stable (Figure 4.11, Fisheries 8 and 9). The average weights of longline-caught bigeye taken in the areas north and south of 15°N have been about 35 and 52 kg, respectively. When both longline fisheries are combined, the average weight of bigeye in the catch is estimated to have been stable at around 50 kg (Figure 4.11, Fisheries 8 and 9).

4.3. Comparisons to external data sources

The estimated growth curve for bigeye in this assessment is similar to those developed by previous workers (Figure 4.12). The average lengths at age estimated with the assessment model are similar to those estimated by Suda and Kume (1967), which is to be expected because the estimated growth curve was constrained to be like theirs (Section 3.1.1). The assessment model indicates that the average lengths at age are less than those estimated by Hampton *et al.* (1998) for bigeye less than about 21 quarters old, but greater than those estimated by Hampton *et al.* for fish more than about 22 quarters old. The growth curve developed by Hampton *et al.* was for bigeye in the central and western Pacific.

The two-phase growth curve for bigeye tuna in the EPO has an unusual shape (Figure 4.12). This shape implies that there is a substantial reduction in the growth rate of bigeye that are 3 and 4 quarters old. A biological mechanism that explains this reduction in growth rate has not been identified. It should be noted, however, that Hampton and Fournier (2000) found a similar reduction in the growth rate of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific. Slower growth at earlier ages is also consistent with a growth model for yellowfin estimated by Wild (1986).

Estimates of the average sizes of bigeye in the EPO are presented in Table 4.2.

4.4. Sensitivity to assumptions

It has frequently been noted that assessments of bigeye tuna in the EPO are sensitive to the assumed level of natural mortality (M) (*e.g.* Anonymous 1999), and that there is substantial uncertainty in the estimates of this important parameter. The results of the current assessment are also sensitive to assumptions about the levels of natural mortality. Estimates of the biomass usually increase when higher values of M are used in the assessment (see Anonymous (1999) for an example). Similarly, the biomass estimates decrease when lower values of M are used.

In previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999), sensitivity to different levels of M was considered, but sensitivity to the shape of the mortality curve is considered in the current assessment. A second stock assessment of bigeye tuna was conducted using the A-SCALA method, with the assumption that M is constant across age (quarterly $M = 0.1$; annual $M = 0.4$). The results of this second assessment are presented in Appendix 1, and, qualitatively, this set of results is similar to the set presented throughout Sections 4-6. The IATTC staff believes that it is more reasonable to assume that M varies with age, rather than being constant across age. This is why the discussion has focused on the results from the assessment conducted under the assumption that the natural mortality curve is that illustrated in Figure 3.1. It is important to note, however, that there is still considerable uncertainty as to the actual age-specific levels of natural mortality affecting bigeye in the EPO.

4.5. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality exerted by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 14 quarters old was negligible until about 1993 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 2-5, 6-9, and 10-13”). Since 1993, the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs has, on average, caused the fishing mortality on these young fish to increase substantially (Figure 4.3). Purse-seine sets on floating objects select mostly young bigeye that are about 5 to 16 quarters old. It is assumed that bigeye from 2 to 5 quarters old are discarded while the catch taken around floating objects is sorted. Purse-seine sets on unassociated schools of tuna select bigeye that span a wide range of ages, and, since 1990, fish that were about 7 to 20 quarters old were most selected by this mode of fishing. In the area north of 15°N, the longline fleet selects bigeye that are about 10 to 26 quarters old; south of this parallel, bigeye become relatively vulnerable to longline fishing after they are about 17 quarters old. The southern longline fishery typically selects bigeye that are older than those selected by any of the other fisheries operating in the EPO. The catchability of bigeye by purse-seine vessels has changed over time, and these changes have been caused mostly by random events that affect the relationship between

fishing effort and fishing mortality. There have, however, been changes in fishing technology and the behavior of the fishermen that have caused the catchability of bigeye by purse-seine vessels to change.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. The abundance of bigeye recruited to the fisheries in the EPO appears to be unrelated to SST anomalies at the time when these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the A-SCALA method, the abundance of bigeye recruited to the fishery also appears to be unrelated to the biomass of adult females present at the time of hatching.

Extremely large numbers of bigeye tuna are estimated to have been recruited to the fisheries in the EPO during 1997 and the first quarter of 1998. These recruitments were about 1.7 to 3.5 times the estimated level of average recruitment (Figure 4.7). Recruitment was estimated to be above average during most of 1995-1997 but below average during most of 1983-1991 and since the second quarter of 1998. There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment. This uncertainty extends over the whole time series, and can be attributed to two factors. First, the available data contain relatively little information about recruitment prior to 1993 (because few small bigeye were caught prior to that time). Second, there is uncertainty in recent estimates of recruitment because most of these fish have been vulnerable only to the surface fishery. Uncertainty in the recent levels of recruitment will probably be reduced when these fish are represented in the catches of the longline fleet. It is likely that the estimates of recruitment for 1997-1999 will be imprecise until about 2002-2004. It is important to note that, in 1999, the surface fleet did not catch many bigeye that were about 50 cm in length. This recent absence of small fish in the catches of the surface fleet can be interpreted as evidence either of reduced recruitment during 1999 or of a change in the age-specific pattern of selectivity by the surface fleet.

It is estimated that the biomass of bigeye tuna that were 1+ year old was relatively stable at about 468,000 mt during 1975-1980 (Figure 4.9), increased steadily during 1981-1984, and reached an historic high level of about 581,000 mt by the second quarter of 1985. It then decreased, and reached an historic low level of around 326,000 mt by the fourth quarter of 1995. Following this historic low, the assessment model estimates that there has been a steady increase in the biomass of 1+ year old bigeye, and that it had reached a level of about 538,000 mt by the start of 2000. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 1+-year-olds. The highest level of spawning biomass was estimated to be about 117,000 mt at the start of the third quarter of 1985, and the lowest level about 45,000 mt at the start of the third quarter of 1997. Spawning biomass at the start of 2000 is estimated to have been about 96,000 mt. There is considerable uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners, and the trends described above should be viewed with caution.

The average weights of bigeye tuna taken by the various surface fisheries that operate in the EPO generally declined from 1993 through 1998, but increased during 1999 (Figure 4.11). In 1999, the average weight of bigeye taken in purse-seine sets on floating objects was about 13 to 17 kg, and in sets on unassociated schools of tuna about 30 kg. The average weights of bigeye taken by the longline fleet have been relatively stable since 1975, at about 35 kg in the area north of 15°N and about 50 kg south of this parallel.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and average maximum sustainable yield (AMSY).

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely developed as guides for fisheries management. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks it manages, but some possible reference points are described in the following three subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The ratio of spawning biomass during a period of harvest to that which might accumulate in the absence of fishing is useful for assessing the status of a stock. This ratio is termed the “spawning biomass ratio” (SBR). The equation defining the SBR is

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

where S_t is the spawning biomass at any time (t) during a period of exploitation and $S_{F=0}$ is the spawning biomass that might be present if there were no fishing for a long period (*i.e.* the equilibrium spawning biomass if $F = 0$). The SBR has a lower bound of zero. If the SBR is zero, or slightly greater than that, the population has been severely depleted, and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the AMSY when the SBR is somewhere in the range 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce the AMSY if the SBR is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR_t can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ($\text{SBR}_{\text{AMSY}} = S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$). S_{AMSY} is the spawning biomass at AMSY (see Section 5.3 for details regarding calculation of the AMSY and related quantities).

Estimates of SBR_t for bigeye 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 2000). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest (S_t) are presented in Section 4.2.2. The equilibrium spawning biomass after a long period with no harvest ($S_{F=0}$) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level. The average level of recruitment used in this calculation is that estimated by the stock assessment model (Section 4.2.2). $S_{F=0}$ is estimated to be about 111,000 mt, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 89,000 and 134,000 mt, and SBR_{AMSY} is estimated to be about 0.38.

At the beginning of 2000, the spawning stock of bigeye tuna in the EPO was only slightly reduced. The estimate SBR at this time was about 0.86, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 0.63 and 1.10. It is important to note that the estimate of the lower confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.38), indicating that, at the start of 2000, the spawning stock of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY.

A time series of SBR estimates for bigeye tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. Between the beginning of 1975 and the beginning of 1982, the SBR averaged about 0.68 (Figure 5.1, bold line). This is consistent with the fact that the stock of bigeye in the EPO was being utilized before 1975. The SBR increased during 1982-1985, and, by the beginning of the third quarter of 1985, it was greater than 1.0 (Figure 5.1, bold line). This increase can probably be attributed to the above-average levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1982 (Figure 4.7). It is interesting to note that this peak in spawning biomass was immediately followed by peaks in the longline catch (Figure 2.2, Fisheries 8 and 9). After 1985, the SBR gradually decreased to about 0.40 by the third quarter of 1997 (Figure 5.1, bold line). This depletion can be attributed mostly to a long period (1983-1992) during which the recruitment was mostly less than its average level (Figure 4.7). It is important to note, however, that the SBR continued to decrease during the period when the fisheries that catch bigeye in association with floating objects were expanding (1993-1998) (Figures 2.2 and 2.3). During 1996 and 1997, the spawning

biomass of bigeye in the EPO was close to the level that might be expected to occur if the stock was producing the AMSY (Figure 5.1, bold and thin lines), but, since the start of 1998, the SBR has increased (Figure 5.1, bold line). This increase can probably be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1995 and 1996 (Figure 4.7), but it is worthwhile to note that, during 1998 and 1999, the IATTC approved management measures that were intended to control the catches of bigeye by the surface fleet.

In general, the SBR estimates for bigeye in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.09. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1975-2000 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that would be expected to occur if the population was producing the AMSY (Section 5.3). This level is shown as the dashed line drawn at 0.38 in Figure 5.1. As previously mentioned, however, there was one period (1996-1998) when the spawning biomass was estimated to be near the AMSY level.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Yield-per-recruit calculations are also useful for assessing the status of a stock. Growth and natural mortality rates define how the total biomass of a cohort changes as the fish in that cohort become older. The total biomass of a cohort is usually a dome-shaped function of age. Just after the age at recruitment, the total biomass of a cohort increases because the gains due to growth exceed the losses due to natural mortality. Later, as the fish age, the losses due to natural mortality exceed the gains due to growth, and the total biomass of the cohort decreases. There is a point, however, when the gains due to growth exactly balance the losses due to natural mortality. This point is termed the “critical age.” If the fish are harvested when they reach this critical age, the fishery will, on average, obtain the maximum yield from each fish that was recruited to the cohort. The critical age can be converted to a “critical weight,” using a growth curve and a weight-length relationship. This conversion makes the concept of maximizing the yield per recruit more practical. If the average weight of the fish in the catch is close to the critical weight, the fishery is probably close to maximizing the yield from each recruit. If the average weight of fish in the catch is less than the critical weight, the fishery is, on average, removing fish before potential gains from growth have been maximized. If the average weight of fish in the catch is greater than the critical weight, the fishery is, on average, losing yield from losses due to natural mortality.

For tuna fisheries, it is not feasible for the average weight of fish in the catch to be equal to the critical weight, and, in general, one should consider that the objective of maximizing the yield per recruit is being satisfactorily achieved if the average weight is close to the critical weight. The yield per recruit is affected both by the amount of fishing effort that is expended and by the age-specific pattern of selectivity. If the average weight of fish in the catch is not close to the critical weight, adjusting either of these controls can help to optimize the yield per recruit. If the fishing effort is less than an optimum level, the yield per recruit will not be maximized because many fish will die from natural mortality. If the fishing effort is greater than an optimum level, the yield per recruit will not be maximized because many fish will be caught before potential gains from growth have been realized. The previous two statements are based on the assumption that there is a fixed pattern of age-specific selectivity. In practice, it is difficult to control the age-specific pattern of selectivity. Nevertheless, the total age-specific pattern of selectivity for all fishing methods combined, and therefore the yield per recruit, can be modified by changing the distribution of effort among fishing methods with different patterns of age-specific selectivity. For example, if the average weight of fish in the catch is less than the critical weight, it would be possible to increase the yield per recruit by decreasing the amount of fishing effort expended by the fisheries that catch young fish. It should be noted that controlling the age-specific pattern of selectivity so that only fish of the critical age are caught is not an appropriate strategy for optimizing the yield per recruit because this strategy implies that the level of fishing mortality should be infinitely high.

The critical weight for bigeye tuna in the EPO has been estimated to be about 35 kg, under the assumption of constant recruitment, using the natural mortality and growth curves from the assessment model (Figures 3.1 and 4.12 respectively). In the following discussion, this weight is used as a reference point and compared to the average weight of fish in the combined catch (from all 13 fisheries for bigeye).

The average weight of bigeye tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 15 kg by the end of 1999 (Figure 5.2); this is considerably less than the critical weight. The average weight of bigeye in the combined catches has, in fact, been substantially less than the critical weight since about the end of 1994 (Figure 5.2). The recent poor performance of the combined fishery, relative to an objective of maximizing yield per recruit, can be attributed to the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs.

Prior to the end of 1994, the average weight of bigeye in the combined catch was mostly greater than the critical weight (Figure 5.2). This suggests that some yield was being lost because many bigeye were dying before they were being captured by the combined fishery. It is, however, important to note that discards have not been included in the catches prior to about 1993 (Section 2.2.3), and, therefore, these earlier estimates of average weight are probably too great.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Reference points based on AMSY are also useful for managing fish stocks, and maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of AMSY is the maximum, long-term yield that can be achieved under average conditions using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. Theoretically, under average conditions, there is a fishing mortality rate that maximizes the yield from the combined fishery. If the fishing mortality rate remains at this level for a long time, the population size, under average conditions, will remain at a constant level. This population size is defined as the biomass at AMSY (B_{AMSY}). There is a similar definition for the spawning biomass at AMSY (S_{AMSY}). If the management objective is to achieve the AMSY, recent catch levels (C_{1999} , defined as the total catch in 1999) should be close to AMSY and recent biomass levels, B_{2000} and S_{2000} (defined as the biomass levels at the start of 2000), should be close to B_{AMSY} and S_{AMSY} , respectively. Therefore, the ratios C_{1999}/AMSY , B_{2000}/B_{AMSY} , and S_{2000}/S_{AMSY} should be close to 1.0. It should be noted that even if the system is close to the levels that can produce the AMSY, fluctuations in the dynamics of the system (*e.g.* fluctuations in recruitment and catchability) may cause these ratios to differ from 1.0. Similarly, fluctuations in the dynamics of the system may also cause these ratios to be close to 1.0 when the system is not close to the levels capable of producing the AMSY.

The AMSY-based calculations for bigeye tuna in the EPO are based on the assumption that there is no relationship between stock size and recruitment (Section 4.2.2). Therefore, the results presented in the following paragraphs will be equivalent to the results from yield-per-recruit analyses conducted in previous assessments of this stock (*e.g.* Anonymous 1999).

It should also be noted that the AMSY-based calculations were computed with the parameter estimates from the stock assessment model. Thus, the AMSY-based results are currently presented as point estimates, but it should be noted that there are uncertainties in these results. The IATTC staff considers that quantifying the uncertainty in the AMSY-based results is an important topic for future work.

At the beginning of 2000, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been above the level that would be expected to produce the AMSY, but the recent catches have been close to the AMSY level. Estimates of the AMSY-based quantities for bigeye in the EPO are as follows:

$$\text{AMSY} = 73,177 \text{ mt per year};$$

$$B_{\text{AMSY}} = 254,908 \text{ mt};$$

$$S_{\text{AMSY}} = 41,884 \text{ mt};$$

$$C_{1999}/\text{AMSY} = 1.07;$$

$$B_{2000}/B_{\text{AMSY}} = 2.11; \text{ and}$$

$$S_{2000}/S_{\text{AMSY}} = 2.29.$$

B_{2000} and B_{AMSY} are defined as the biomasses of bigeye that are 1+ years old, and S_{2000} and S_{AMSY} are defined as the biomasses of mature females.

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.4) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 1.6 times the current level of effort. It is important to note, however, that the curve relating the average sustainable yield to fishing mortality is very flat around the AMSY level, but the spawning stock biomass decreases substantially with increases in fishing mortality (Figure 5.3). This indicates that increasing the effort to 1.6 times its present level would increase the catch by about 7 percent, but decrease the spawning biomass by about 30 percent.

It is important to understand how the recent catches can be close to the AMSY level despite the facts that (1) the biomass is estimated to be about twice the level that is expected to produce the AMSY, and (2) it is estimated that higher levels of fishing effort are required to achieve the AMSY. The recent catches may be close to the AMSY because recruitment was estimated to be above its average level for most of the 1995-1998 period (Figure 4.7). The AMSY-based quantities were estimated by assuming average conditions, but the conditions during 1995-1998 were not average. This has potentially important implications for the surface fisheries; it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. If this is the case, the catches of bigeye taken by the surface fleet may decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the purse-seine fisheries.

Estimation of the AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The AMSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined that was calculated from the current allocation of effort among fisheries. Different allocations of fishing effort would change this combined selectivity pattern. It is possible to increase the AMSY if a fishery catches fish that are close to the critical weight (Section 5.2). To illustrate how the AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. If an additional management objective is to maximize the AMSY, the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) will perform the best, and the fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets mostly on FADs (Fisheries 2, 3, and 5) will perform the worst (Table 5.1). If an additional management objective is to maximize S_{AMSY} , the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) will perform the best, followed by the southern longline fishery (Fishery 9) (Table 5.1). The surface fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets mostly on FADs (Fisheries 2, 3, and 5) will perform the worst at maximizing S_{AMSY} . None of the fisheries operating in the EPO has an age-specific pattern of selectivity that performs best with respect to both AMSY and S_{AMSY} .

The southern longline fishery (Fishery 9) is probably closest to simultaneously satisfying the objectives of maximizing the AMSY and S_{AMSY} . This is particularly true given that the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) takes a very small proportion of the total catch, and it seems unlikely that this fishery would be able to achieve its estimate of AMSY (99,000 mt). It is, however, important to note that changing the current allocation of fishing effort so that only one type of fishery would continue to operate in the EPO is unrealistic given the diverse nature of the fleet and the commercial importance of the other tuna species.

5.4 Summary of stock status

At the beginning of 2000, the spawning stock of bigeye tuna in the EPO was only slightly reduced. The estimate SBR at this time was about 0.86, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 0.63 and 1.10, respectively. Despite the uncertainty in the recent estimate of the SBR, at the beginning of 2000 the spawning stock of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY. There was one period (1996-1998) when the spawning biomass was estimated to be near its expected level at AMSY.

The stock of bigeye tuna in the EPO is currently being exploited in a manner that prevents the combined fishery from maximizing the yield per recruit. At the beginning of 2000, the average weight of fish in the combined catch was less than half the estimated critical weight. The average weight of bigeye in the combined catch has, in fact, been less than the critical weight since about the end of 1994 (Figure 5.2). The recent poor performance of the combined fishery, relative to an objective of maximizing the yield per recruit, can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs.

At the start of 2000, the biomass of bigeye tuna in the EPO is estimated to have been about twice the level required to support the AMSY (based on the current distribution of effort between the different fisheries). The recent catches have, however, been close to the AMSY level (about 73,000 mt). Under average conditions, the fishing mortality would have to be increased to about 1.6 times its present level to achieve the AMSY. It should, however, be noted that such an increase in effort would be expected to increase the average, long-term catches by only about 7 percent, while decreasing the spawning biomass by about 30 percent. Conditions in the recent past have been different from average conditions, and it is possible that the future catches of bigeye by the surface fleet may decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the purse-seine fisheries. It should, however, be noted that the estimates of recruitment during the second half of 1998 and 1999 are less than average (Figure 4.7), but are very uncertain because they are based on limited data. The AMSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N (Fishery 9).

6. 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 bigeye tuna in the EPO and the catches of bigeye by the various fisheries. Several hypothetical scenarios were constructed to define how the various fisheries that take bigeye in the EPO would operate in the future, and also to define the future dynamics of the bigeye stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

The results from simulation studies should be interpreted with caution because these studies are conducted under a set of assumptions that, in the future, may prove to be false. Readers should look for general patterns and trends in the results from a set of simulations, rather than the values predicted by a single simulation. For example, rather than considering the predicted level of future biomass from a single simulation, it is more appropriate to consider whether multiple simulations (*e.g.* conducted under multiple recruitment scenarios) tend to predict that future biomasses will be less than or greater than some level. One hundred simulations were conducted for each of the scenarios outlined in Sections 6.1 and 6.2. It is also appropriate to consider the results of a simulation study by comparing the relative outcomes of making different assumptions about the future.

It is generally best to conduct simulations that make predictions about the short-term future. Short-term simulations are appropriate because it is difficult to accurately predict how, given its past behavior, a system will behave in the future. For example, there has been so much variation in the catchabilities of bigeye tuna taken by the fisheries of the EPO (Figure 4.5) that it is difficult to know how these

parameters might change in the future. Short-term simulations can reduce the degree to which inappropriate assumptions about the future dynamics of the system affect predictions from the model. The simulations discussed below were conducted for a time span of 5 years, covering the period of 2000 through 2004 (with quarterly time steps).

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

The following scenarios have been specified to describe the hypothetical amount of fishing effort that might be exerted by the surface fleet during 2000-2004.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75 percent of the average amount of effort it exerted during 1998-1999.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 1998-1999.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125 percent of the average amount of effort it exerted during 1998-1999.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort in the fourth quarters of 2000, 2001, 2002, 2003, and 2004 is equal to 75 percent of the average effort exerted during the fourth quarters of 1998 and 1999.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2000 through 2004, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 1998 (again by quarter).

6.1.2. Selectivity and catchability

Two assumptions were made about selectivity (the age-specific component of fishing mortality). First, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Second, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation is same as that estimated by the stock assessment model (*i.e.* the selectivity curves are the same as those shown in Figure 4.4).

It was further assumed that the catchability of bigeye tuna for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Future levels of catchability for each fishery were assumed to be equal to the average catchability for that fishery during 1998 and 1999 (the averages for fishing effort are computed on a quarterly basis).

6.1.3. Discards

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded bigeye. In the first scenario, it is assumed that all discarded bigeye will die. In the second scenario, it is assumed that either there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded bigeye survive. It is important to note that the assumption of no discards is not intended to represent a scenario in which small fish are retained in the catch. The retention of small fish that might normally be discarded has not been explicitly modeled in this simulation study. In most instances, assuming that small fish will be retained is equivalent to assuming that discarded fish will die. Therefore, readers interested in the results of retaining fish that would normally be discarded should consider the simulations conducted under the first scenario for describing the status of discards. It should also be noted, however, that future retention of small fish would cause the simulated catches taken by the primary surface fleet (Fisheries 2 through 5 and 7) to be underestimated.

6.2. Assumptions about population dynamics

The simulation study was conducted under the assumption that, in the future, the biological and demographic parameters that govern the population dynamics of bigeye tuna in the EPO would be similar to those that governed the dynamics of the stock during 1975-1999. In particular, the growth function, weight-length relationship, maturity curve, and natural mortality curve were assumed to be the same as those estimated by or used in the stock assessment model (Sections 3 and 4). As for the assessment model, it was also assumed that movement of bigeye around the EPO is rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter (Section 3.1.3), and that there is a single stock of bigeye in the EPO (Section 3.1.5). The recruitment during 2000 through 2004 was assumed to vary randomly around the same average level and to be as variable as the recruitment during 1975-1999. It should be noted that the estimates of recruitment from the stock assessment model appear to be autocorrelated (Figure 4.7), but, in the simulation study, the recruitment was not autocorrelated. Adding autocorrelation to the simulated time series of recruitment would cause the simulation results to be more variable.

6.3. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, the average weight of bigeye tuna in the catch of all fisheries combined, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9). It is important to note that there is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4 and Table 6.1. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the parameters estimated by and used in the stock assessment model correctly describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled.

6.3.1. Predicted SBRs

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the SBR (Figure 6.1 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125 percent of its recent, average level is predicted to cause the median estimate of the SBR to decrease by about 10 percent by the end of 2004 (Table 6.1; compare the 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75 percent of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 16 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under all of the simulated effort scenarios, it is predicted that at the end of 2004 the SBR would probably be greater than SBR_{AMSY} (Table 6.1; compare the 20-percent quantiles for the SBR to the estimated SBR_{AMSY} of 0.38). This result is consistent with the previous estimate that, under average conditions, current levels of fishing effort could be increased to about 1.6 times their previous level to achieve the AMSY (Section 5.3).

It is worthwhile to note that the SBR is always predicted to increase during 2000 and to be at relatively high levels throughout 2000 and 2001 (Figure 6.1). This trend is caused by the series of above-average recruitments that are estimated to have occurred during 1995-1997 (Figure 4.7). During 2000 and 2001, the fish in these strong cohorts will be simultaneously maturing (Section 3.1.2) and reaching the critical age (Section 5.2 and Figure 5.2). Thus, during the next two years, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO may grow to levels that have not been observed since the mid-1980s (Figure 6.1). It should, however, be noted that there is substantial uncertainty in the estimates of recruitment (Section 4.2.2 and Figure 4.7).

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is also predicted to be moderately sensitive to assumptions about the status of discarded bigeye tuna (Figure 6.1 and Table 6.1). If small bigeye that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 16 percent greater than that predicted when the discarded bigeye are as-

sumed to die (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “Average surface effort, no discards”). This is an important result because it suggests that preventing discards of small bigeye from the catches taken around floating objects can increase the spawning stock.

6.3.2. Predicted average weights of bigeye tuna in the combined catch

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the average weight of bigeye tuna caught by fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125 percent of its recent average is, after 5 years, predicted to cause the average weight of fish in the combined catch to decrease by about 13 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75 percent of its recent average is predicted to increase the average weight of bigeye in the catch by about 24 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under all of the simulated effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2004 is predicted to be substantially less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 35 kg to the 80-percent quantiles in Table 6.1). Thus, it appears that it will not be possible to maximize the yield per recruit without substantially reducing the amount of fishing effort exerted by the surface fleet. This conclusion could change if, in the future, the surface fleet is able to catch larger (older) bigeye or if discards are prevented.

If the fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects continue to expend an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) will considerably increase the average weight of fish in the combined catch during 2004 (Figure 6.2 and Table 6.1). This result is to be expected because the discard fisheries (Fisheries 10-13) catch a large number of small fish, and this influences the estimate of average weight. The important point, however, is that preventing discards will substantially increase the yield per recruit. It was previously concluded that a substantial reduction in the amount of surface fishing effort would be needed to maximize the yield per recruit, but this reduction can be moderated if discards are prevented.

6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries

Since the simulation study was conducted under the assumptions that the catchability will remain constant for every fishery continuing to operate in the EPO (Section 6.1.2) and that the recruitment will vary randomly around the average, increases in future levels of surface fishing effort should cause short-term increases in the catches taken by these fisheries (Fisheries 2 through 5 and 7). The reverse is also true: a decrease in the future level of surface fishing effort should cause a short-term decrease in the catch. These results are trivial, and apparent in Figure 6.3. It is, however, important to note that if the future level of effort increases (or decreases) by 25 percent, the catch will not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. For example, if the future level of effort increases by 25 percent, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2004 are predicted to be only about 15 percent greater than those predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “125% surface effort”). Similarly, if the future levels of fishing effort decrease by 25 percent, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2004 are predicted to be about 15 percent less than those predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “75% surface effort”). These results are consistent with the facts that the curve relating average sustainable yield to fishing mortality is nearly flat at the top and that the current amount of fishing effort being exerted in the EPO produces an average yield that is fairly close to the AMSY (Section 5.3 and Figure 5.3).

It should be noted that the predicted catches for 2004 are usually less than those that have been taken by the surface fleet in recent years (Figure 6.3). The surface fleet is clearly capable of catching more than 10 thousand mt of bigeye tuna in a single quarter (Figure 6.3), but most of the simulations predict that the catches taken during 2004 would be less than that amount (Table 6.1; compare 80-percent

quantiles to the value of 10,000 mt). This difference may be caused by the lack of autocorrelation in the simulated time series of recruitments. As mentioned in Section 5.3, the recent large catches of bigeye taken by the surface fleet may have resulted from the series of large recruitments that are estimated to have occurred during 1995-1998 (Figure 4.7).

If the fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) may increase the future catches of the surface fleet (Figure 6.3 and Table 6.1). Preventing discards is predicted to increase the quarterly surface catch during 2004 by about 17 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “Average surface effort, no discards”). Preventing discards can increase the catch taken by the surface fleet because an increased number of small fish can survive and the total biomass of recruiting cohorts can increase from gains due to growth (Section 5.2).

6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet

The results from the simulation study suggest that future changes in the amount of effort exerted by the surface fleet can affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The quarterly longline catch during 2004 is predicted to increase by about 14 percent if surface fishing effort is reduced to 75 percent of its recent average for the next 5 years (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “75% surface effort”). Similarly, the quarterly longline catch during 2004 is predicted to decrease by about 9 percent if the surface fishing effort is increased to 125 percent of its recent average (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “125% surface effort”).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be sensitive to whether the surface fleet continues to discard small bigeye while sorting the catches taken around floating objects (Figure 6.4 and Table 6.1). Preventing discards is predicted to increase the quarterly longline catch during 2004 by about 13 percent (Table 6.1; compare 50% quantiles from “Average surface effort” to those from “Average surface effort, no discards”). This result is consistent with the prediction that the SBR will also increase if discards are prevented, and, therefore, the simulations clearly suggest that preventing discards would increase the biomass of older bigeye. It is interesting to note that this conclusion can be drawn despite the relatively high level of natural mortality affecting bigeye of the sizes that are discarded while sorting catches taken around floating objects (Figure 3.1).

6.4. Summary of the simulation results

The strong cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1995-1998 (Figure 4.7) may cause the SBR to increase during 2000 and be at relatively high levels throughout 2000 and 2001 (Figure 6.1). During the next two years, the spawning biomass of bigeye in the EPO may grow to levels that have not been observed since the mid-1980s.

Future changes in the level of surface fishing effort are predicted to affect the SBR, the average weight of fish in the catch from all fisheries combined, the total catch of the primary surface fleet (Fisheries 2 through 5 and 7), and the total catch of the longline fleet (Fisheries 8 and 9) (Table 6.1). Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent of its recent average is predicted to decrease the SBR (Figure 6.1), decrease the average weight of fish in the combined catch (Figure 6.2), increase the total catch taken by the surface fleet (Figure 6.3), and decrease the total catch taken by the longline fleet (Figure 6.4). Reducing the level of surface fishing effort to 75 percent of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects, particularly around FADs, is predicted to increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Any measure that effectively reduces the mortality of bigeye that are about 2-5 quarters old may help the Commission to achieve a variety of management objectives.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. New data collected during 2000 and updated data from 1999 will be incorporated into the next stock assessment. In addition, as new data become available from the tagging study that is currently being conducted by the IATTC staff, this information will, as far as possible, be incorporated into future stock assessments.

The IATTC staff also intends to screen other types of environmental data for use in the stock assessment model.

7.2. Refinements to assessment model and methods

The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that, if available, information obtained from the current tagging study can be used to obtain estimates of natural mortality and movement rates among areas within the EPO. The staff also intends to develop indices of bigeye abundance from CPUEs of purse seiners fishing in the EPO. If this work is successful, the results will, as far as possible, be integrated into future stock assessments.

The IATTC staff also intends to develop methods for estimating uncertainty in MSY-based quantities.

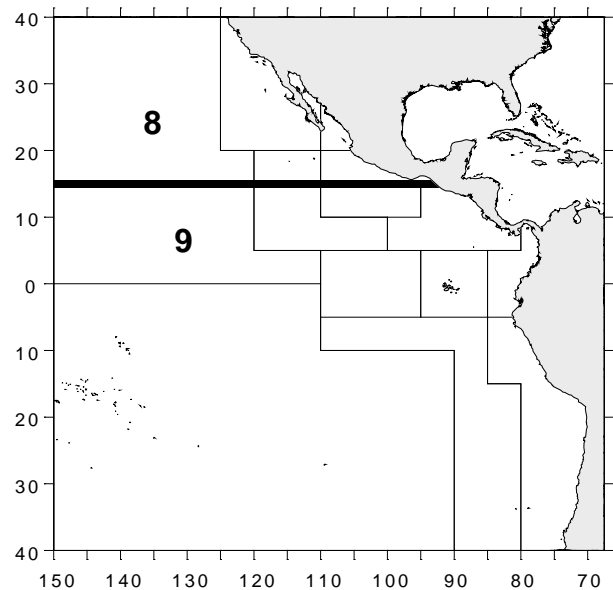
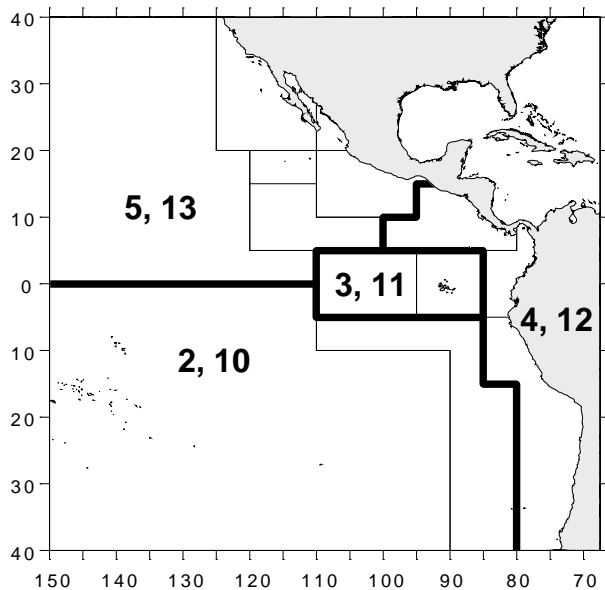
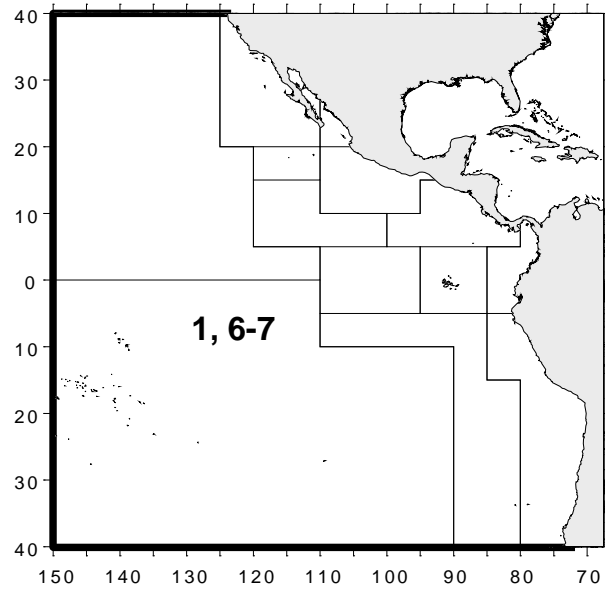


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

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

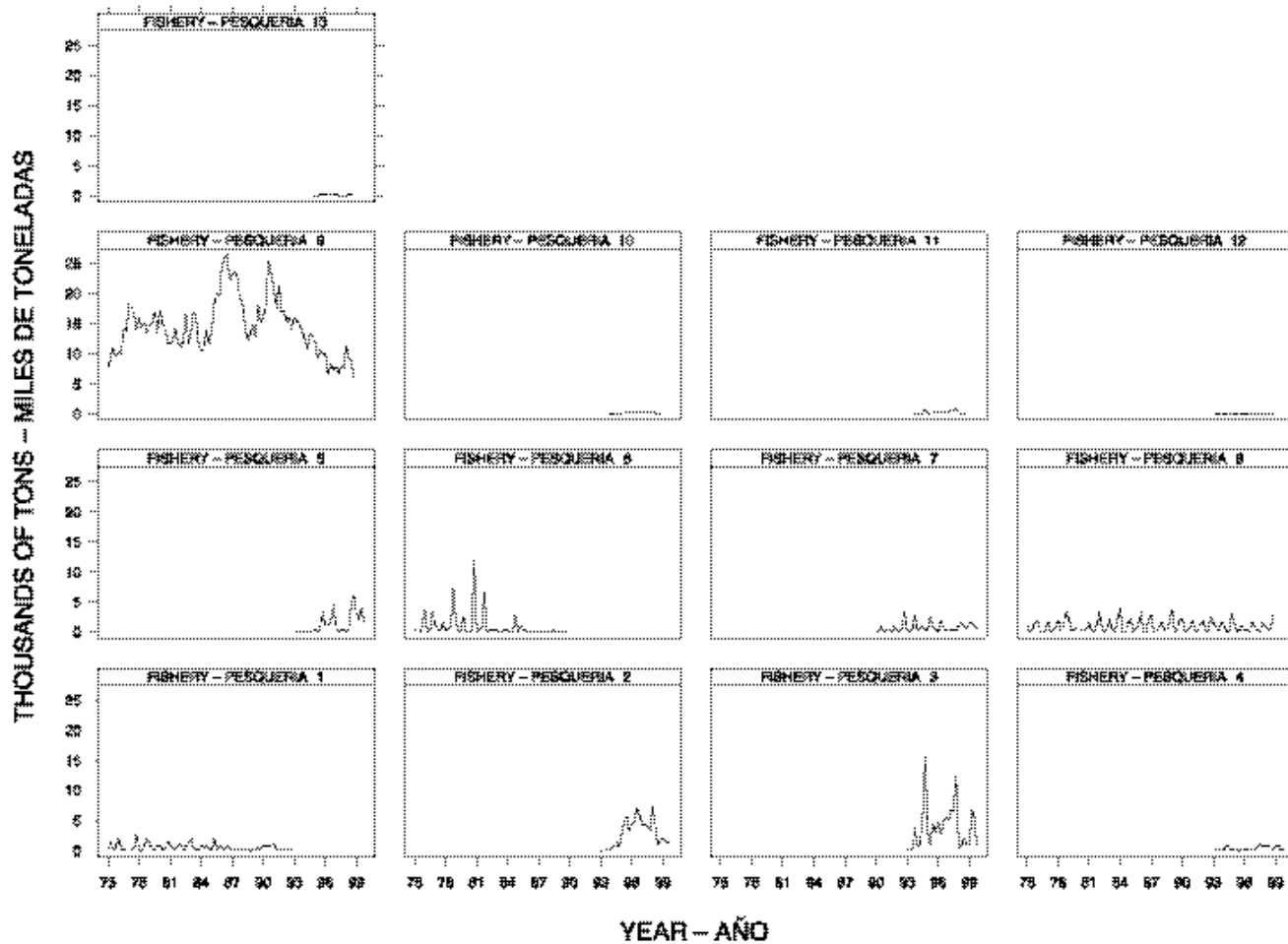


FIGURE 2.2. Catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses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

FIGURA 2.2. Capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación del stock usa captura en número de peces para las Pesquerías 8 y 9. Se estiman las capturas de las Pesquerías 8 y 9 en peso multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

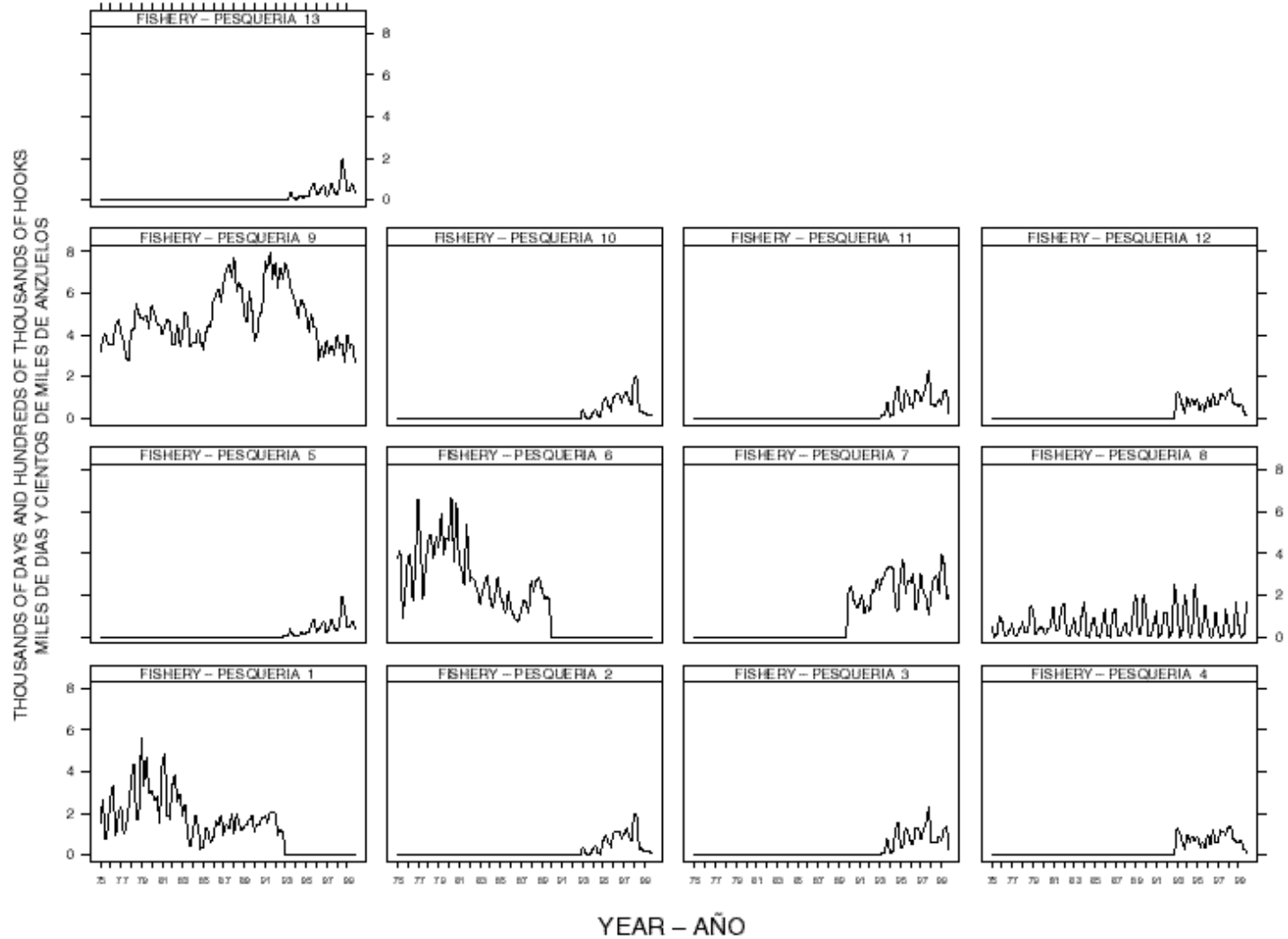


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8 and 9 is in standardized numbers of hooks.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en días de pesca, y el de las Pesquerías 8 y 9 en número estandarizado de anzuelos.

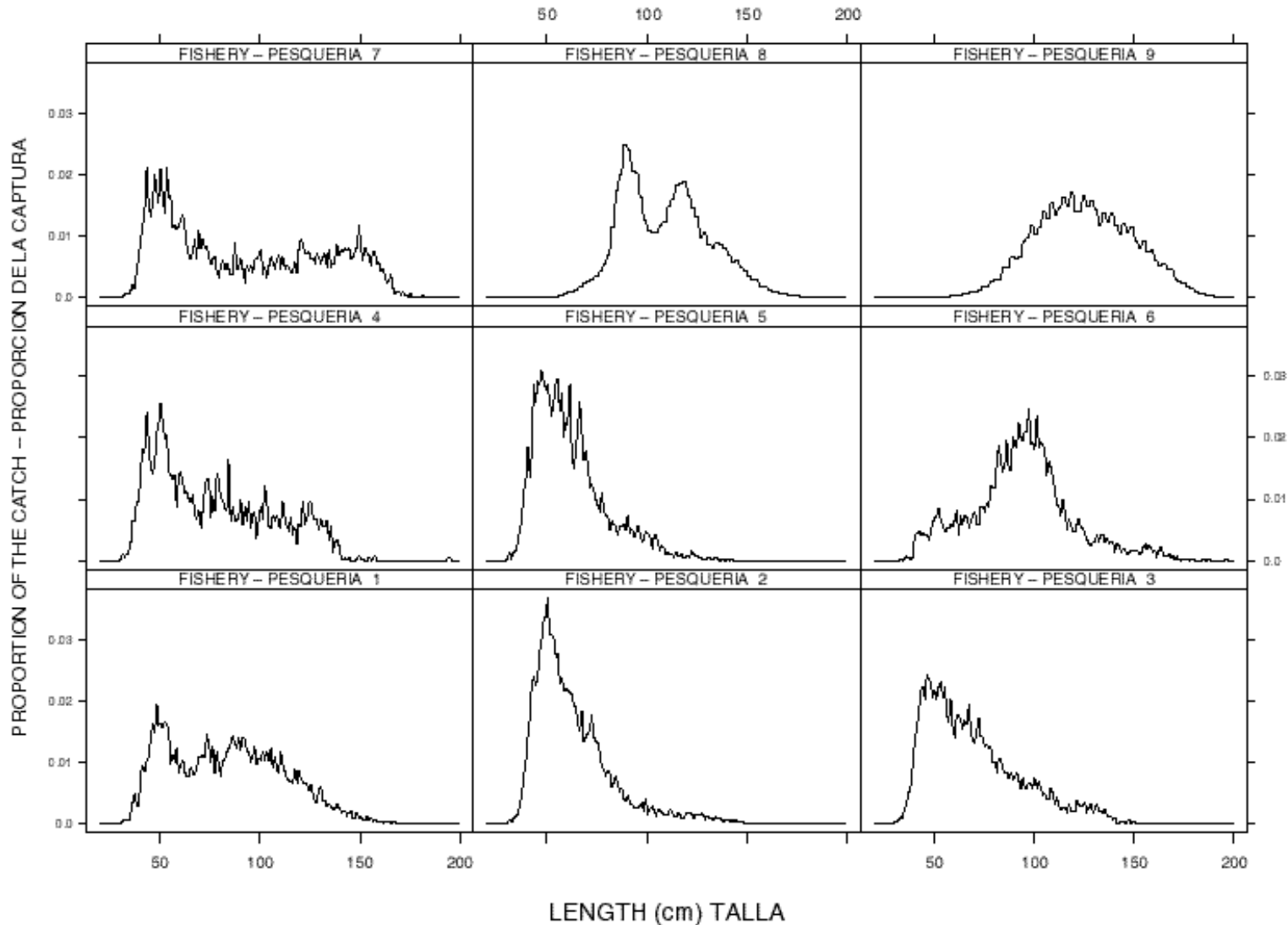


FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1975 through December 1999.

FIGURA 2.4. Composición media por tamaño de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Los datos abarcan el período de enero de 1975 a diciembre de 1999.

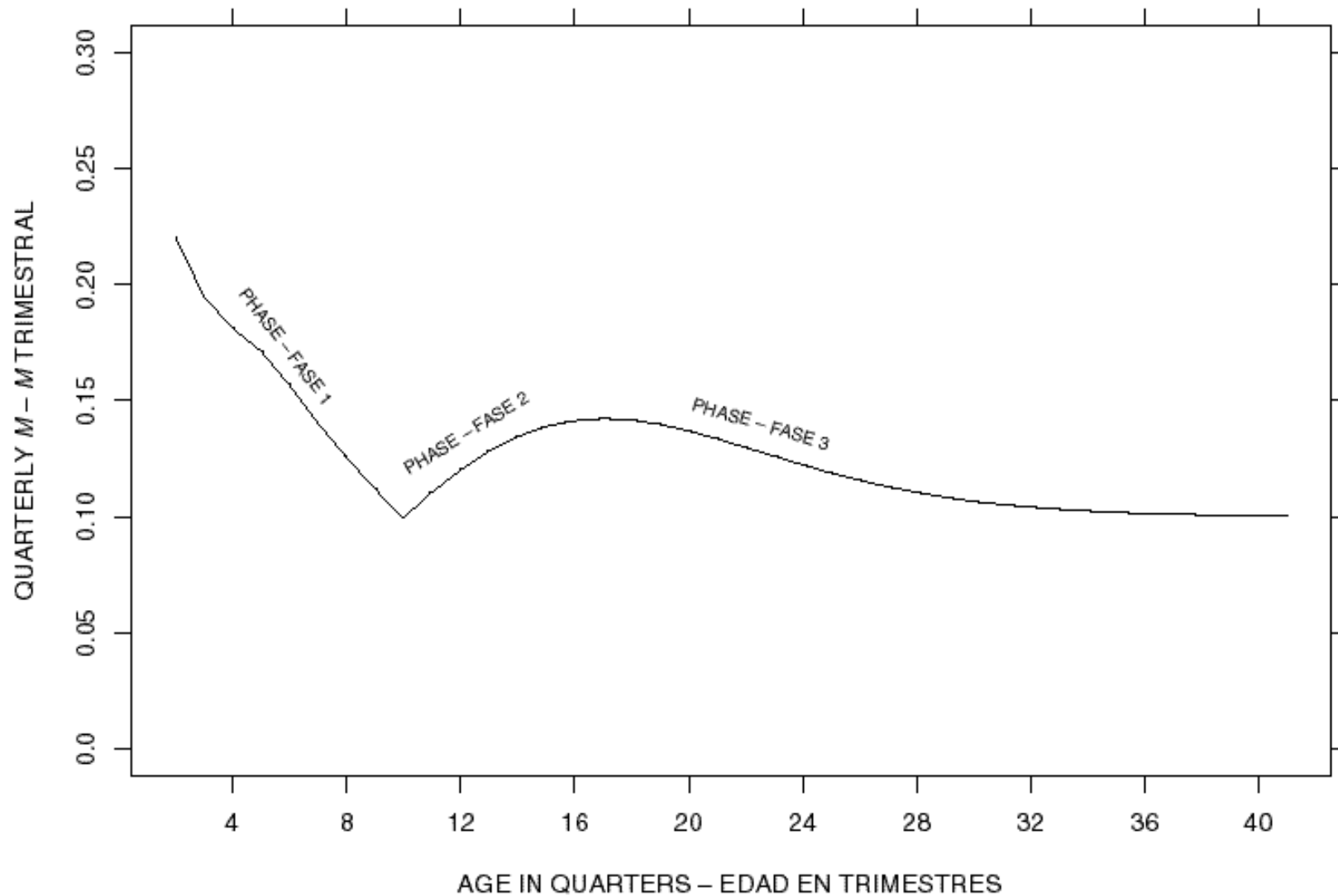


FIGURE 3.1. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of bigeye tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (M), a intervalos trimestrales, usados para la evaluación del atún patudo en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

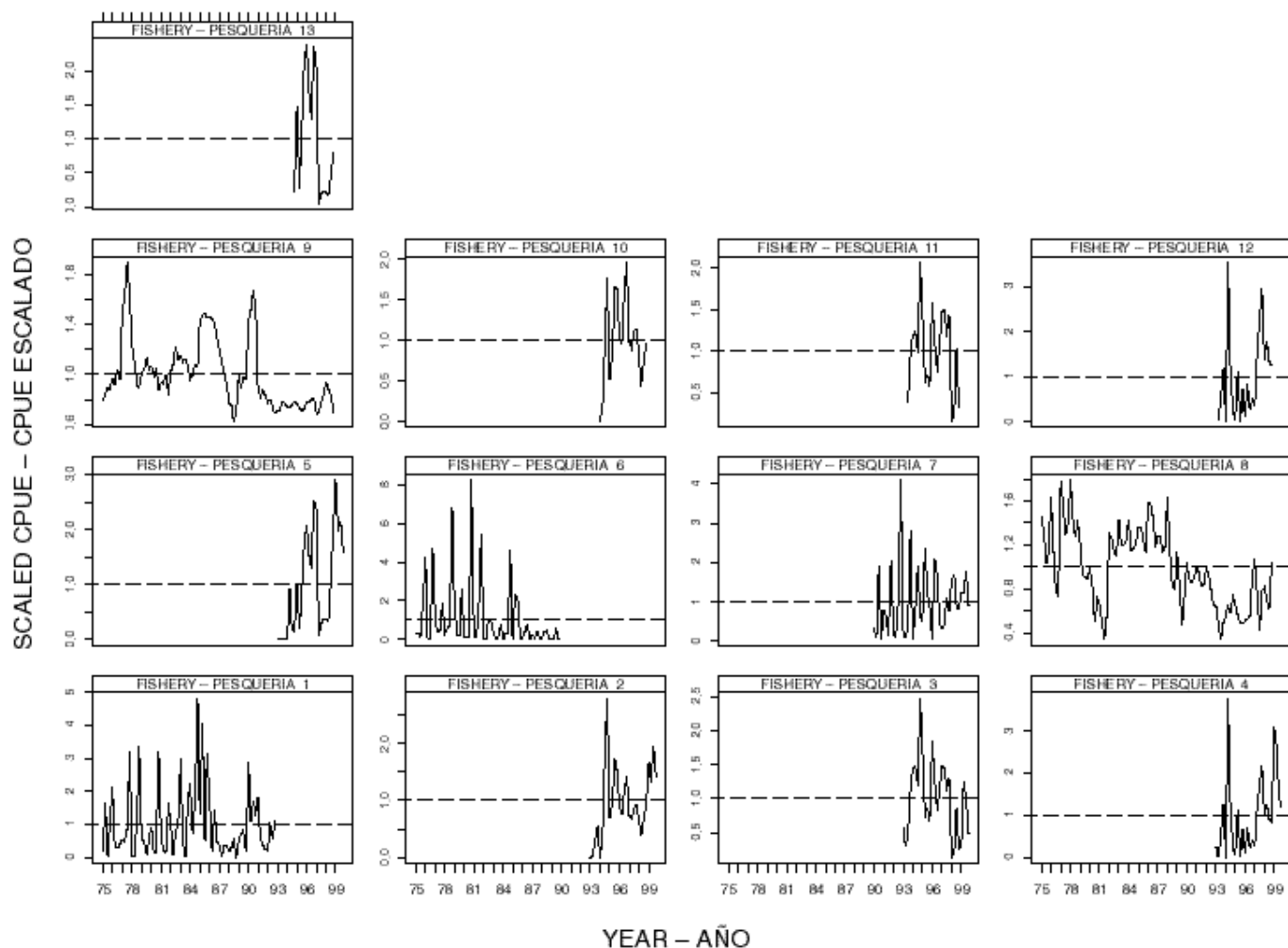


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 8 and 9 are in numbers of fish caught per standardized number of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. It should be noted that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 8 y 9 en número de peces capturados por número estandarizado de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

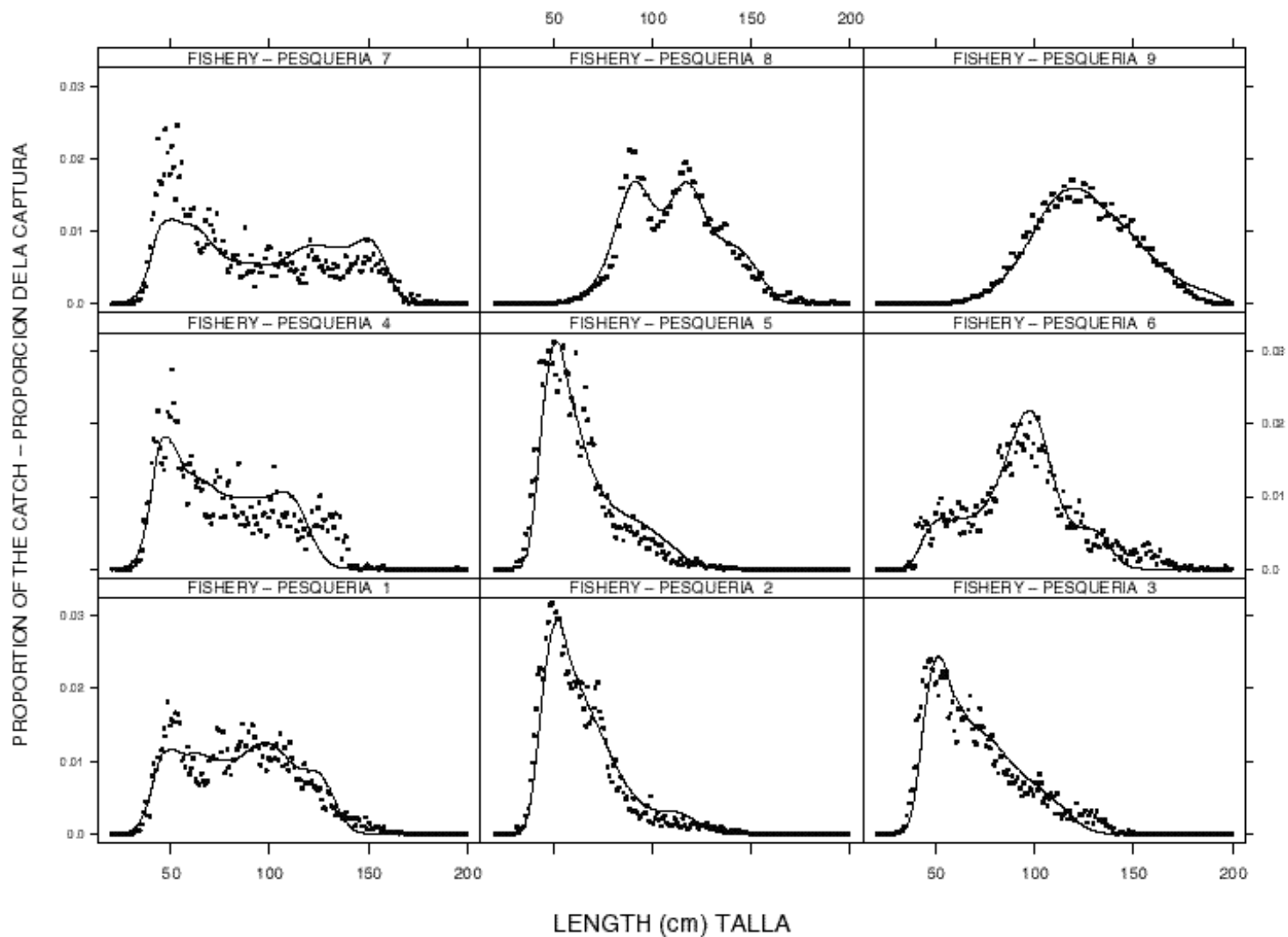


FIGURE 4.2. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (círculos sólidos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO.

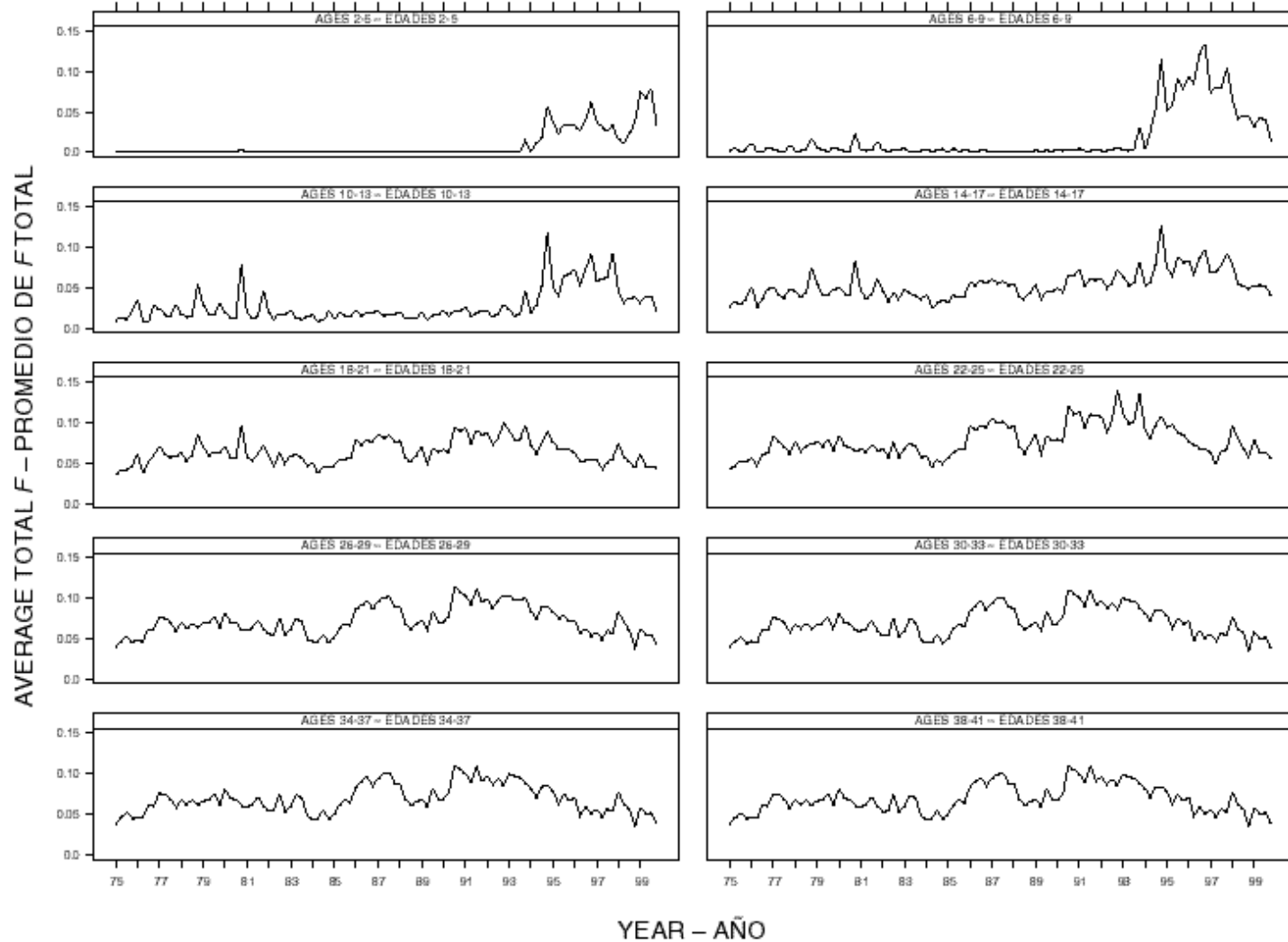
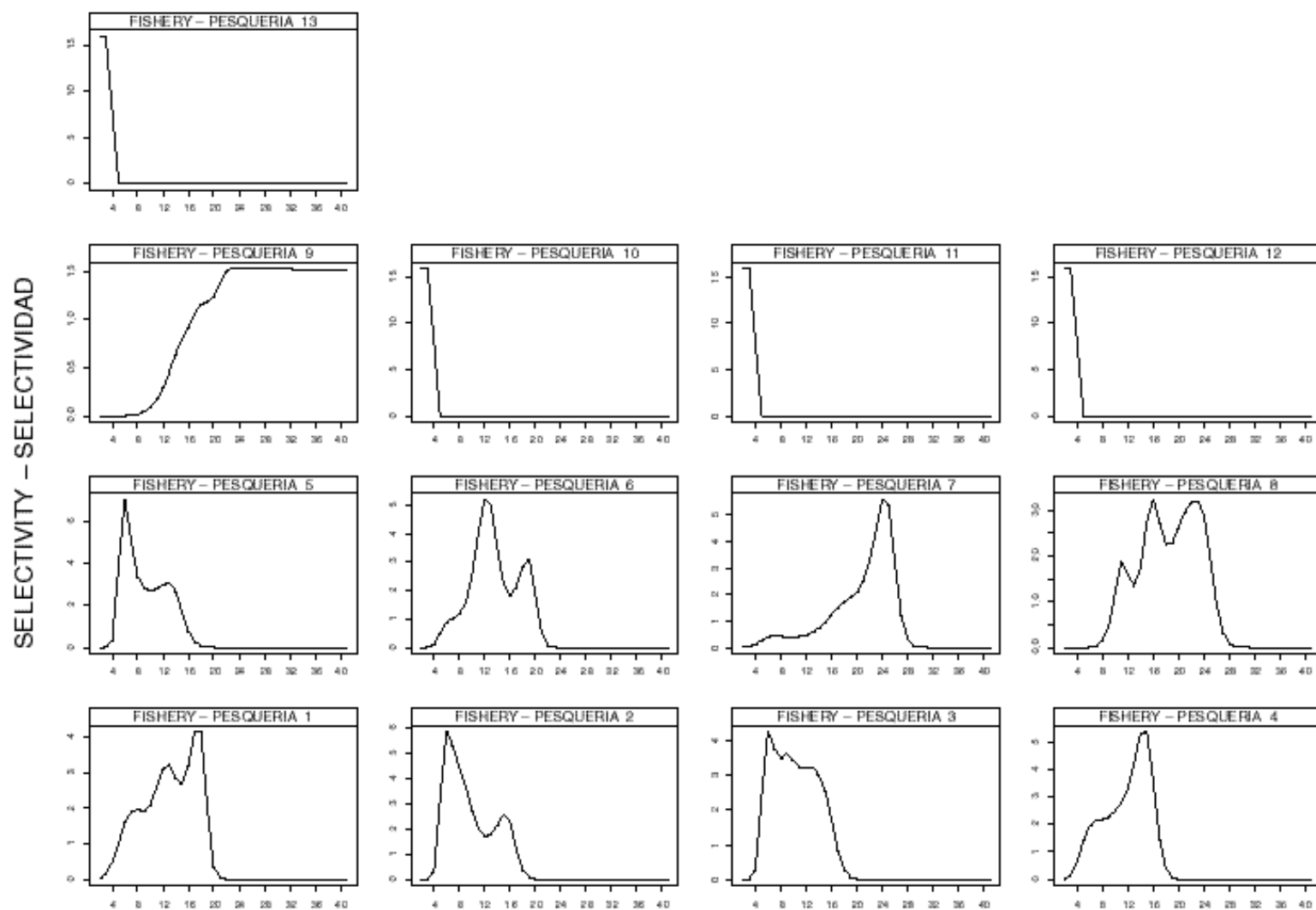


FIGURE 4.3. Time series of average total quarterly fishing mortality of bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.3. Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.



AGE IN QUARTERS – EDAD EN TRIMESTRES

FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

FIGURA 4.4. Curvas de selectividad para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se estimaron las curvas de selectividad de las Pesquerías 1 a 9 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

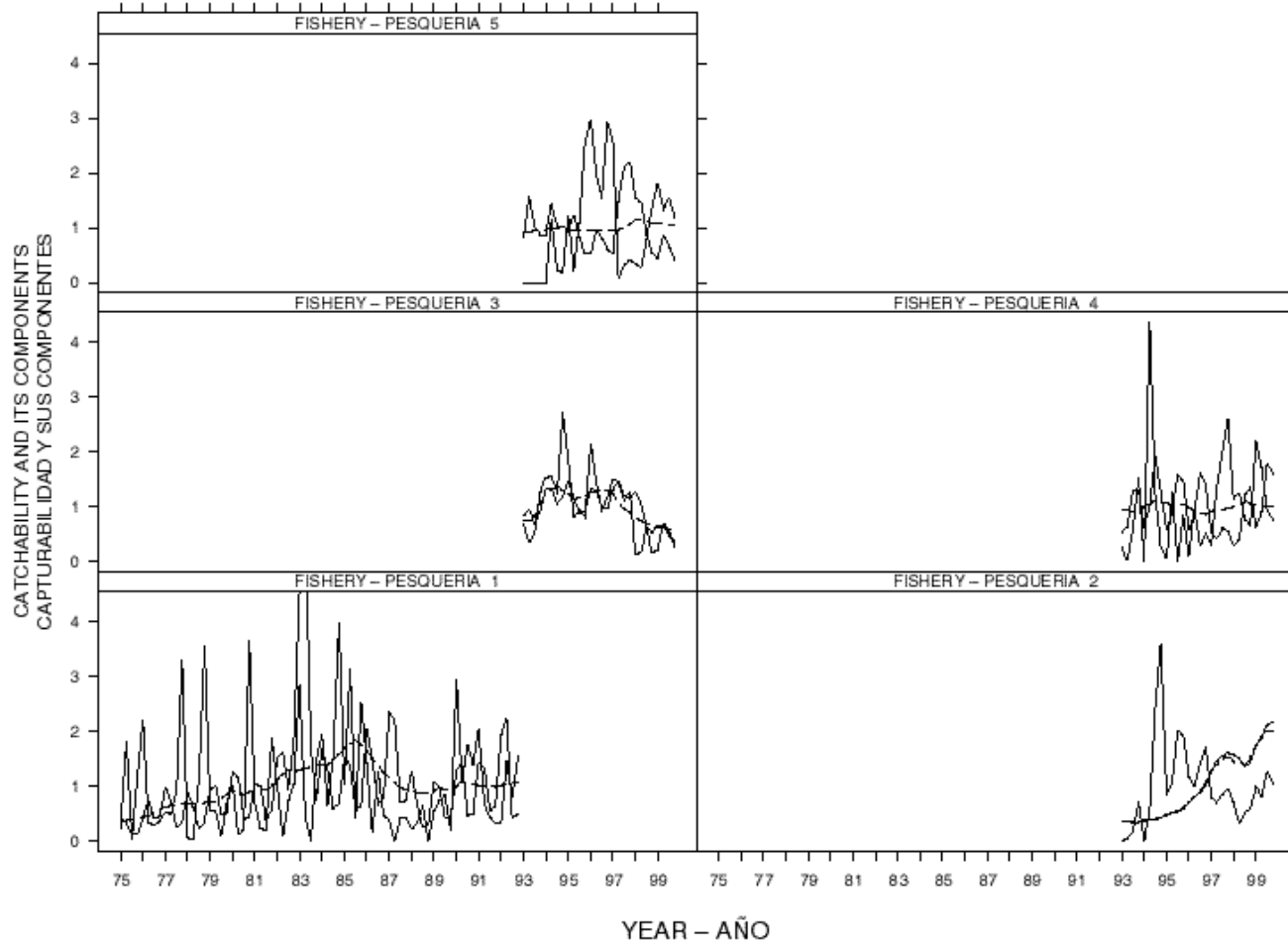


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the initial technological and behavioral components of q . The dashed lines illustrate trends caused by temporal changes in fishing technology and the behavior of fishermen. The thin lines illustrate how environmental effects alter the effects of technology and behavior. The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability. When the thin lines and bold lines follow the same trend the environmental conditions may be considered to affect catchability.

FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a los componentes iniciales tecnológicos y de comportamiento de q . Las líneas de trazos ilustran tendencias causadas por cambios temporales en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores. Las líneas delgadas ilustran cómo los efectos ambientales cambian los efectos de tecnología y comportamiento. Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios, e ilustran las tendencias generales en capturabilidad. Cuando las líneas delgada y gruesa siguen la misma tendencia, se puede considerar que las condiciones ambientales afectan la capturabilidad.

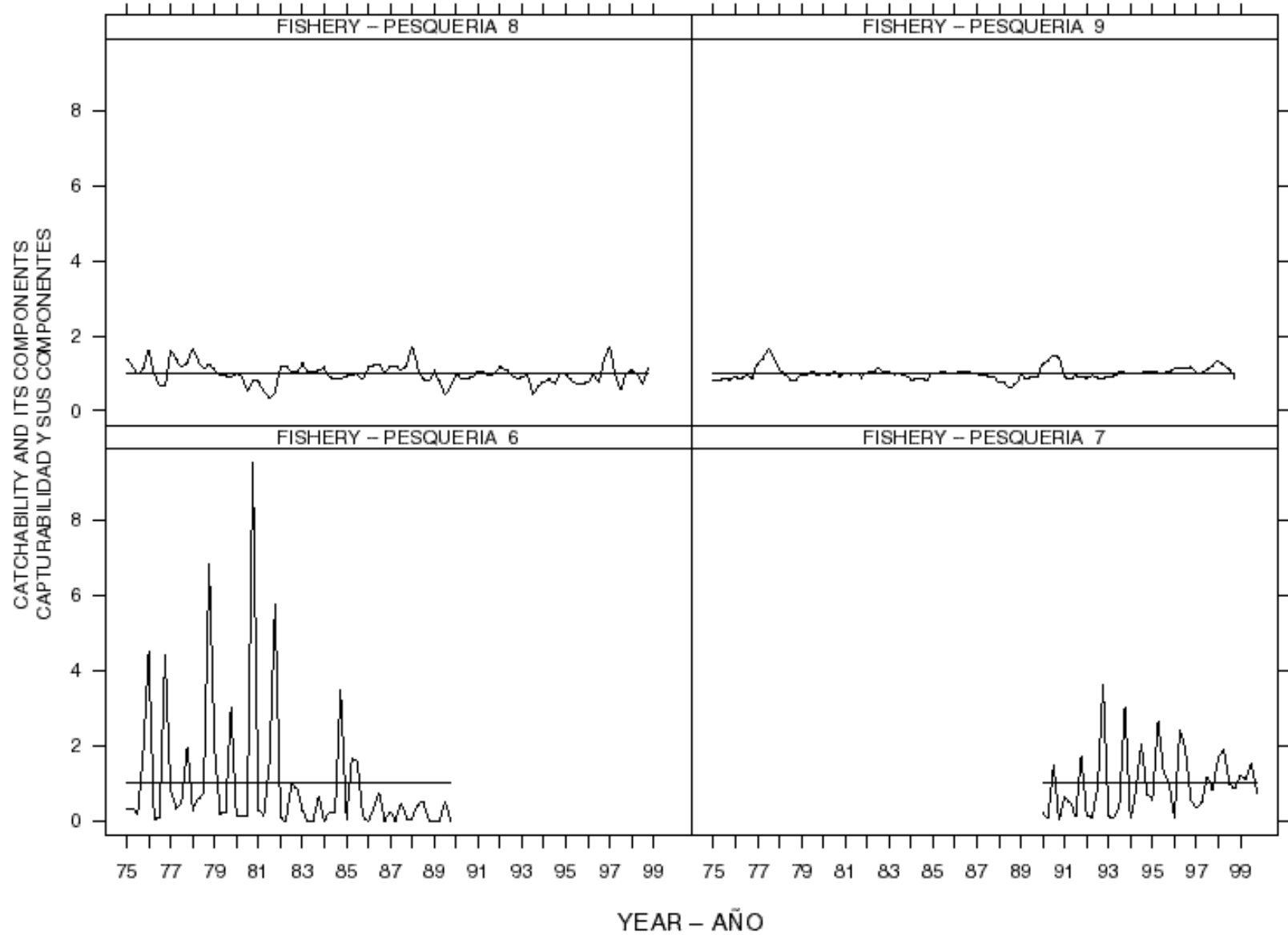


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional details.

FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

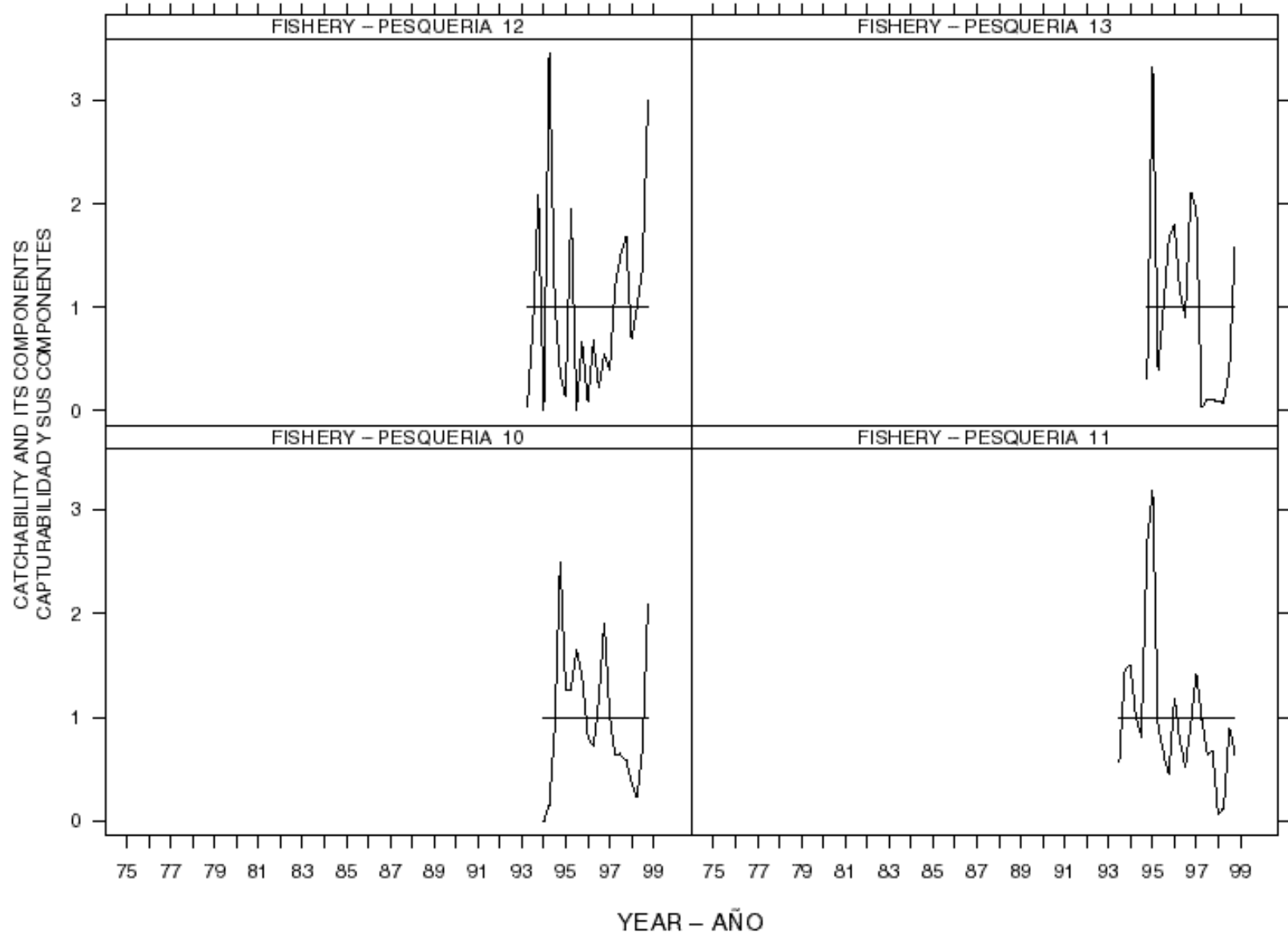


FIGURE 4.5c. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional details.

FIGURA 4.5c. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

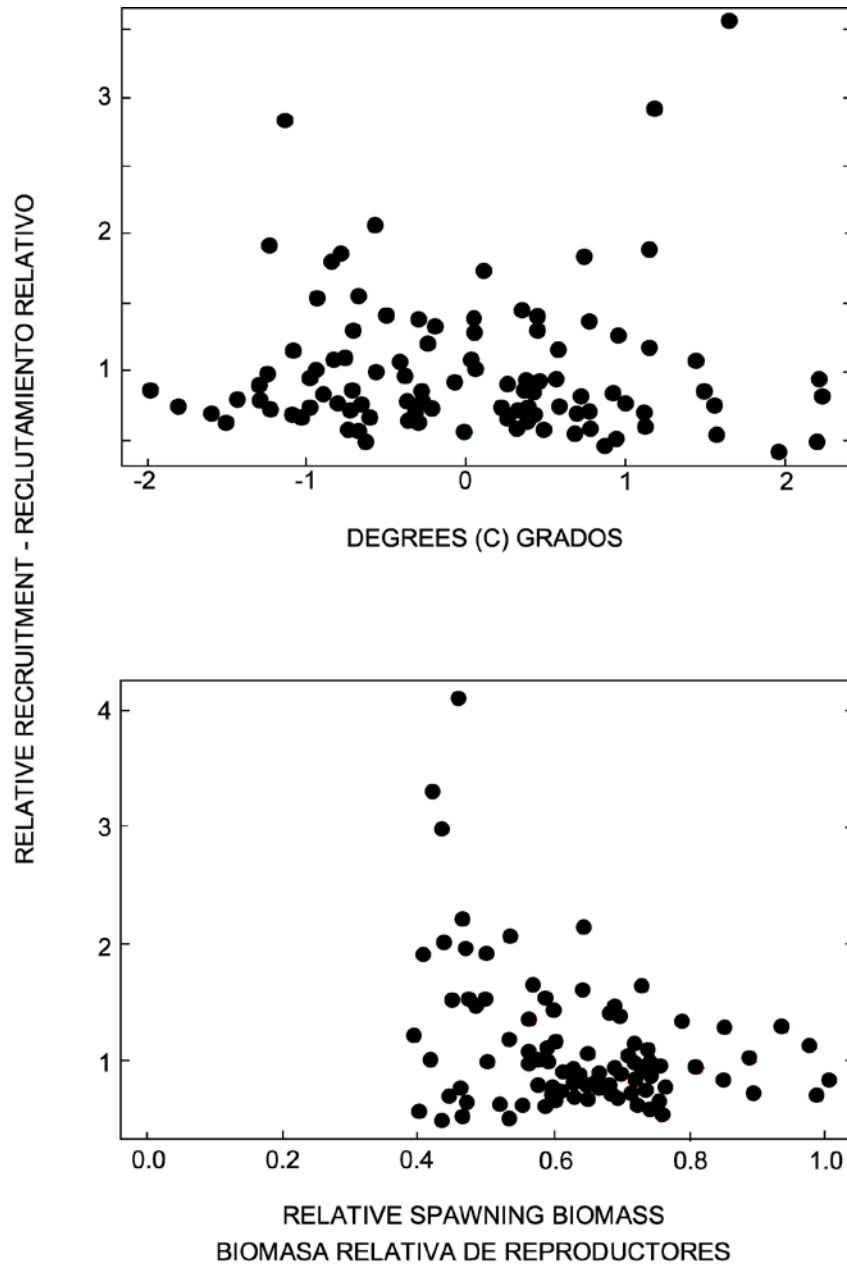


FIGURE 4.6. Estimated relationships between recruitment of bigeye tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel). The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass (females at least 3 years old) is scaled so that the maximum estimated spawning biomass is equal to 1.0. Environmental effects have been removed from the estimates of recruitment illustrated in the lower panel.

FIGURA 4.6. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún patudo y anomalías de las TSM en es momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior). Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora (hembras de al menos 3 años de edad) para que la biomasa reproductora máxima estimada equivalga a 1,0. Se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones de reclutamiento ilustradas en el recuadro inferior

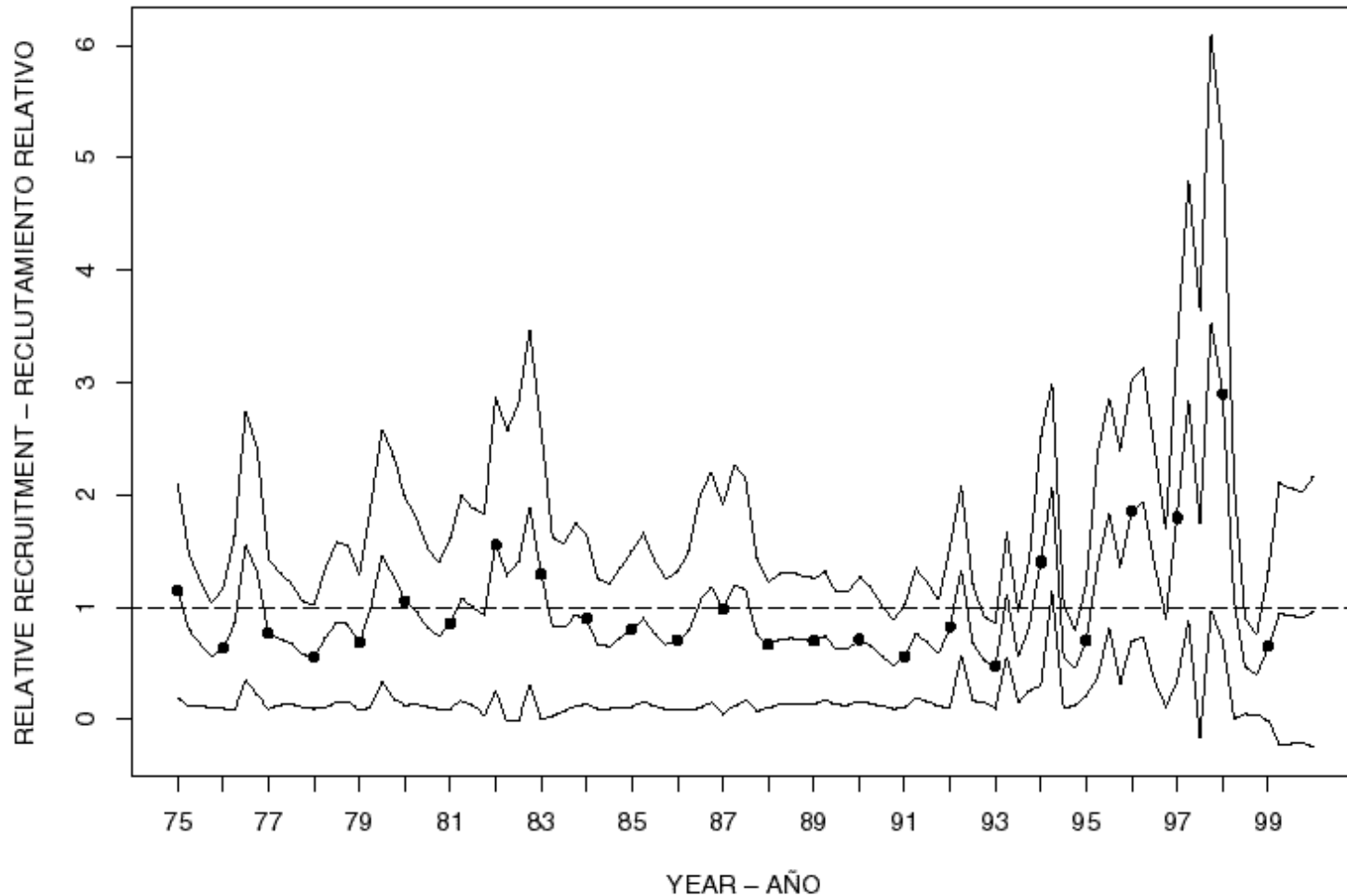


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y las líneas delgadas los intervalos de confianza de 95% aproximados de las 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.

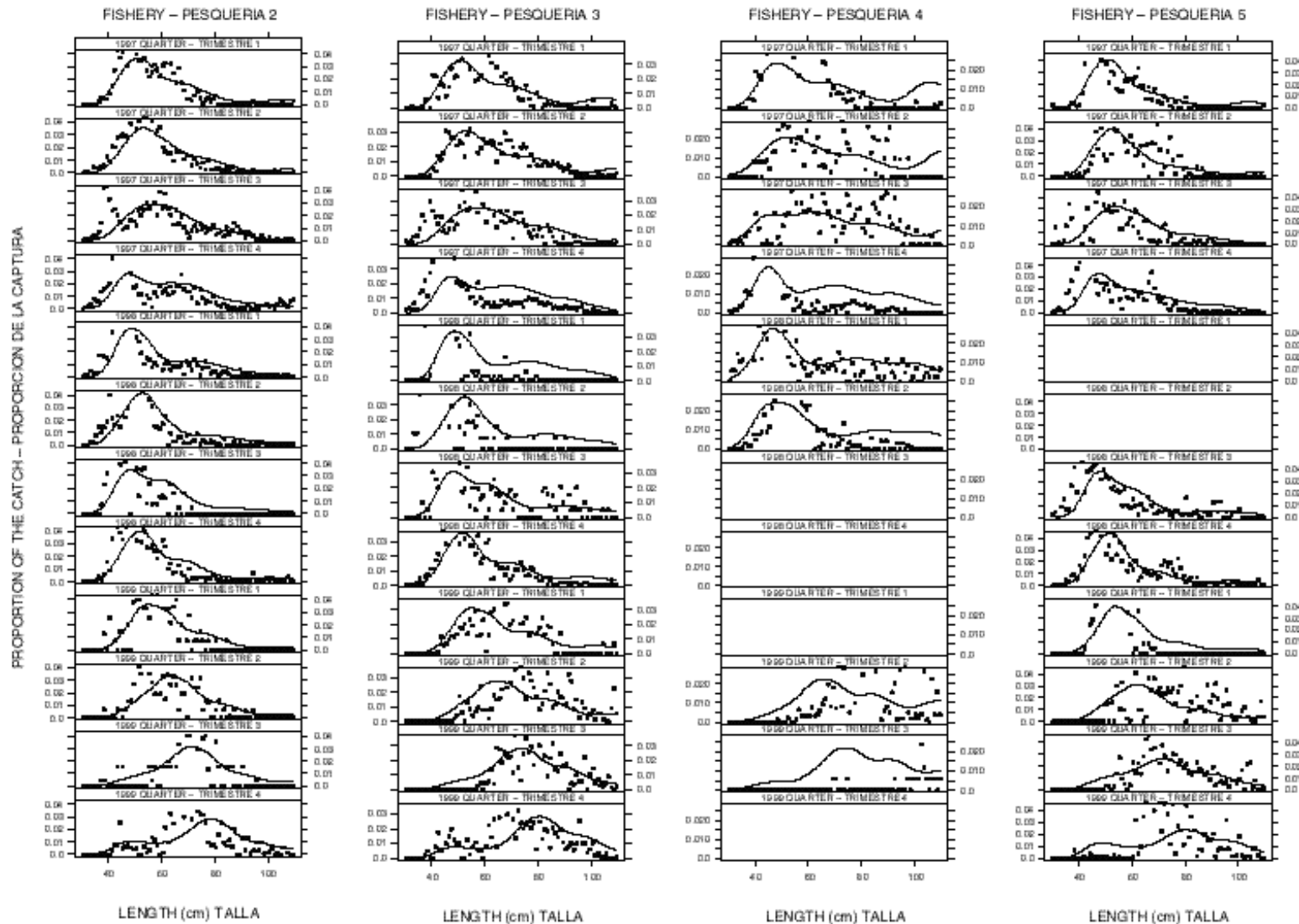


FIGURE 4.8. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take bigeye tuna in association with floating objects.

FIGURA 4.8. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún patudo en asociación con objetos flotantes.

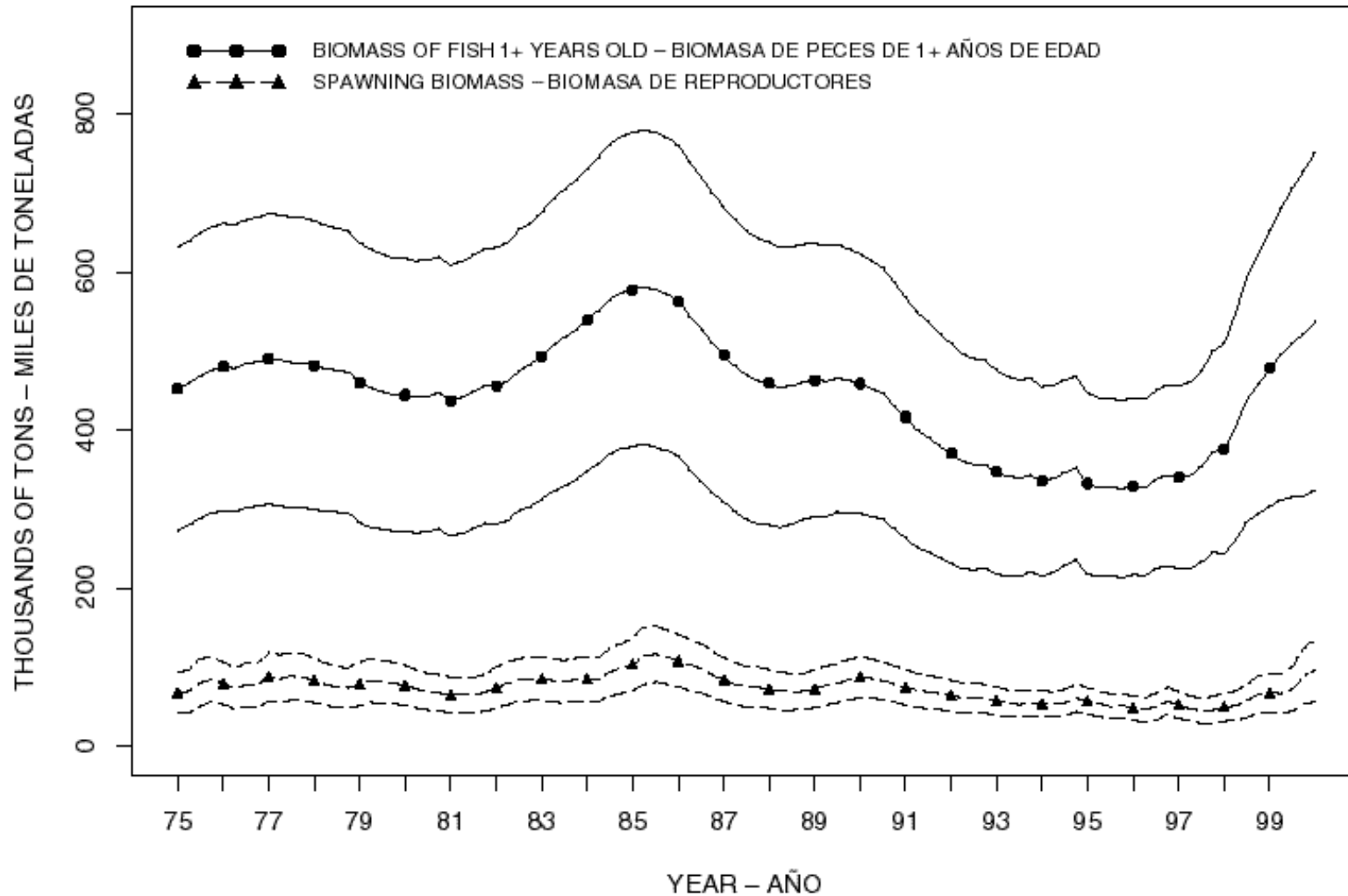


FIGURE 4.9. Estimated biomass and spawning biomass (females that are at least 3 years old) of bigeye tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95 percent-confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9. Biomasa estimada y biomasa reproductora (hembras de la menos 3 años de edad) de atún patudo en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las delgadas 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.

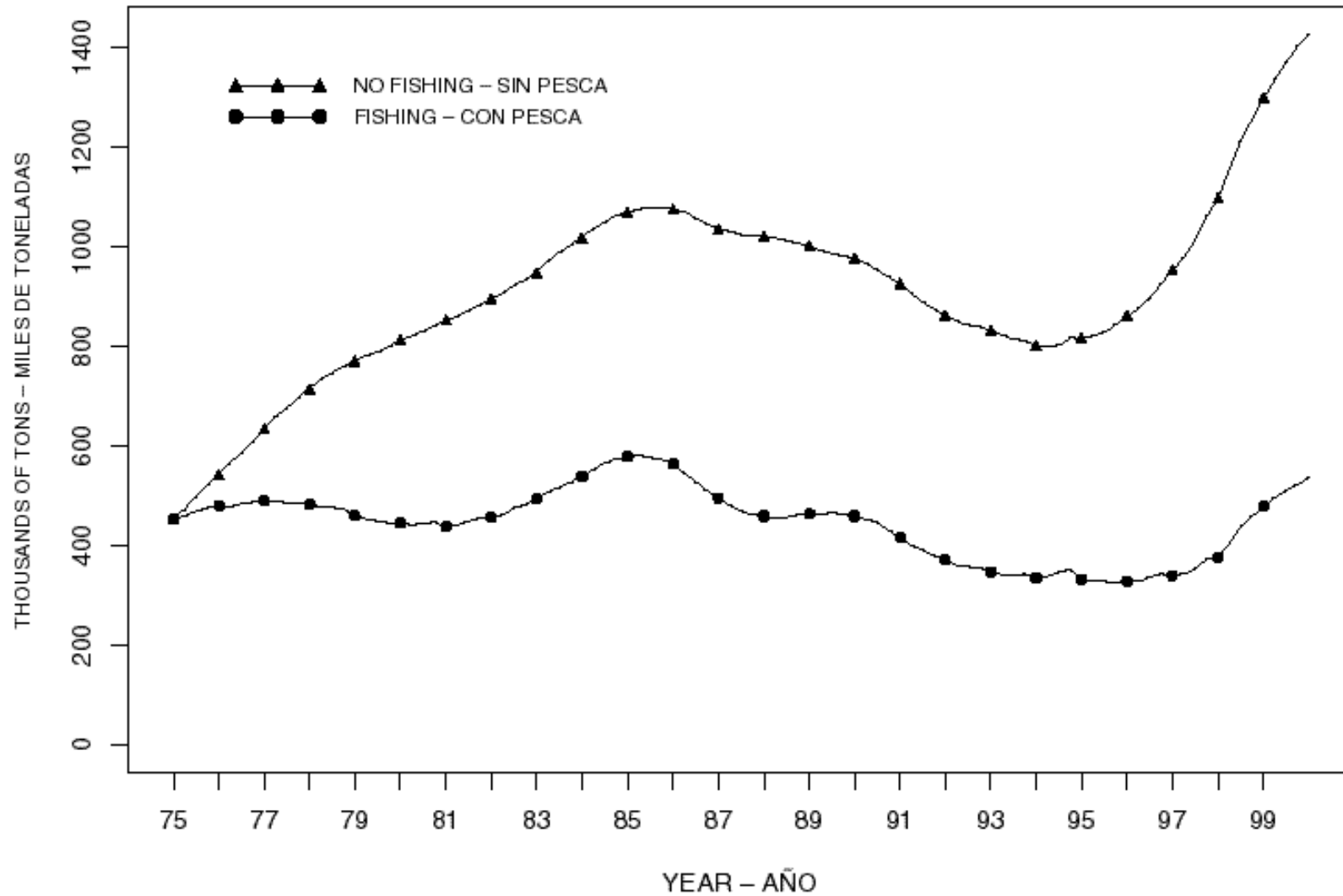


FIGURE 4.10. Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during 1975-1999 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

FIGURA 4.10. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante 1975-1999 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación del stock (“con pesca”).

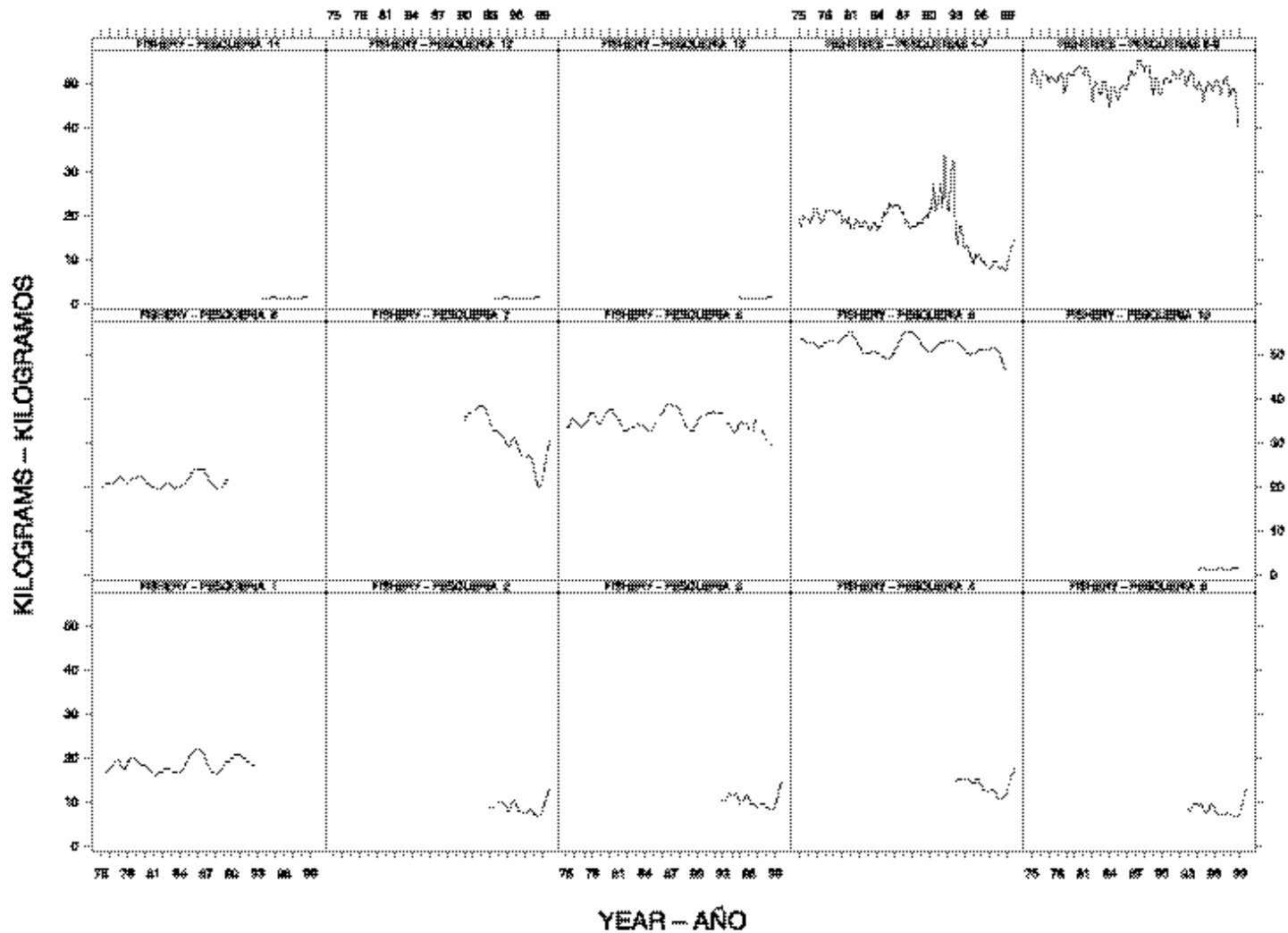


FIGURE 4.11. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 8 and 9.

FIGURA 4.11. Peso medio estimado de atún patudo capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-7” es un promedio de las Pesquerías 1 a 7, y la de “Pesquerías 8-9” un promedio de las Pesquerías 8 y 9.

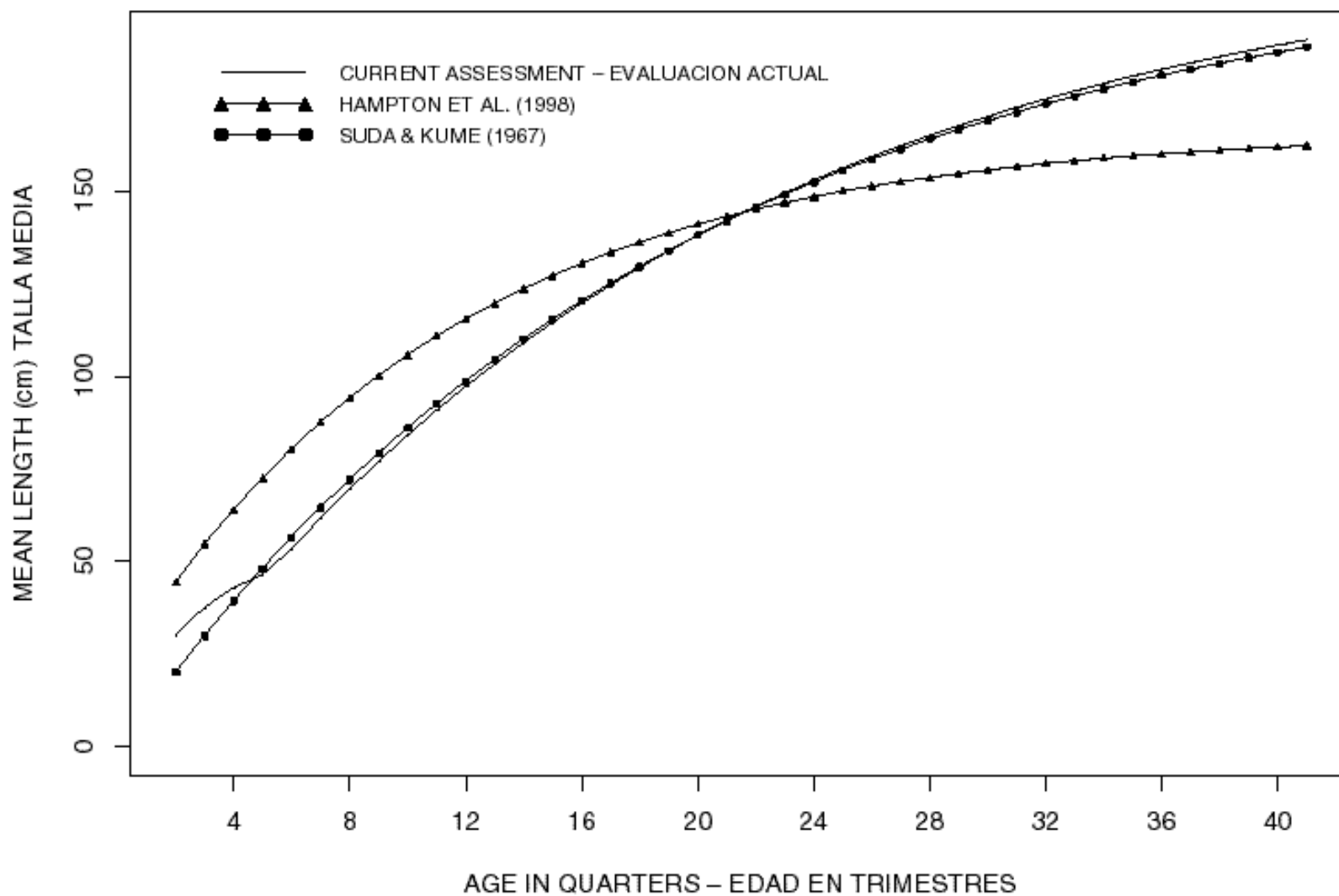


FIGURE 4.12. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO.
FIGURA 4.12. Tallas estimadas a edad para el atún patudo en el OPO.

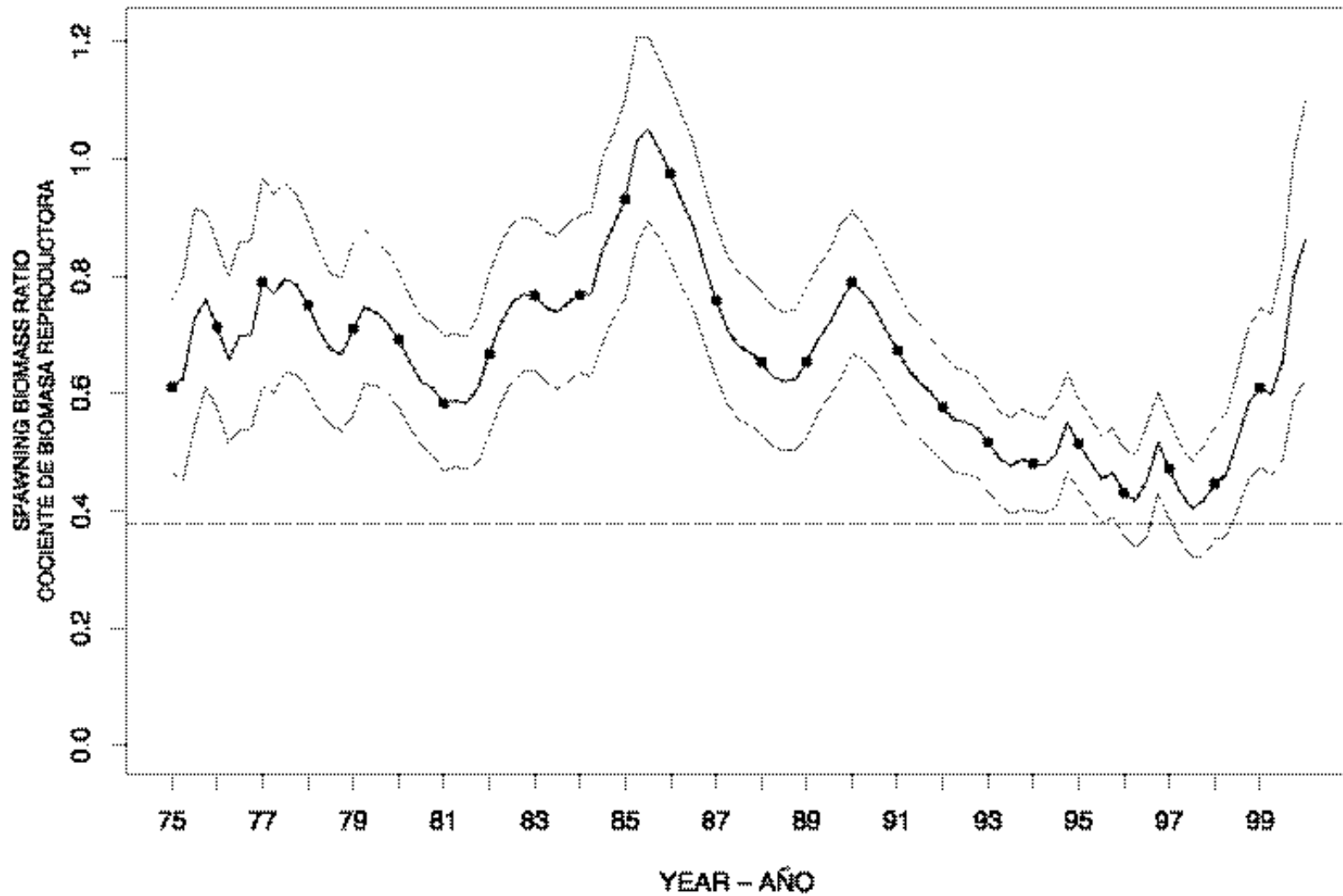


FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.38) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA 5.1. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,38) identifica el SBR en RPMS.

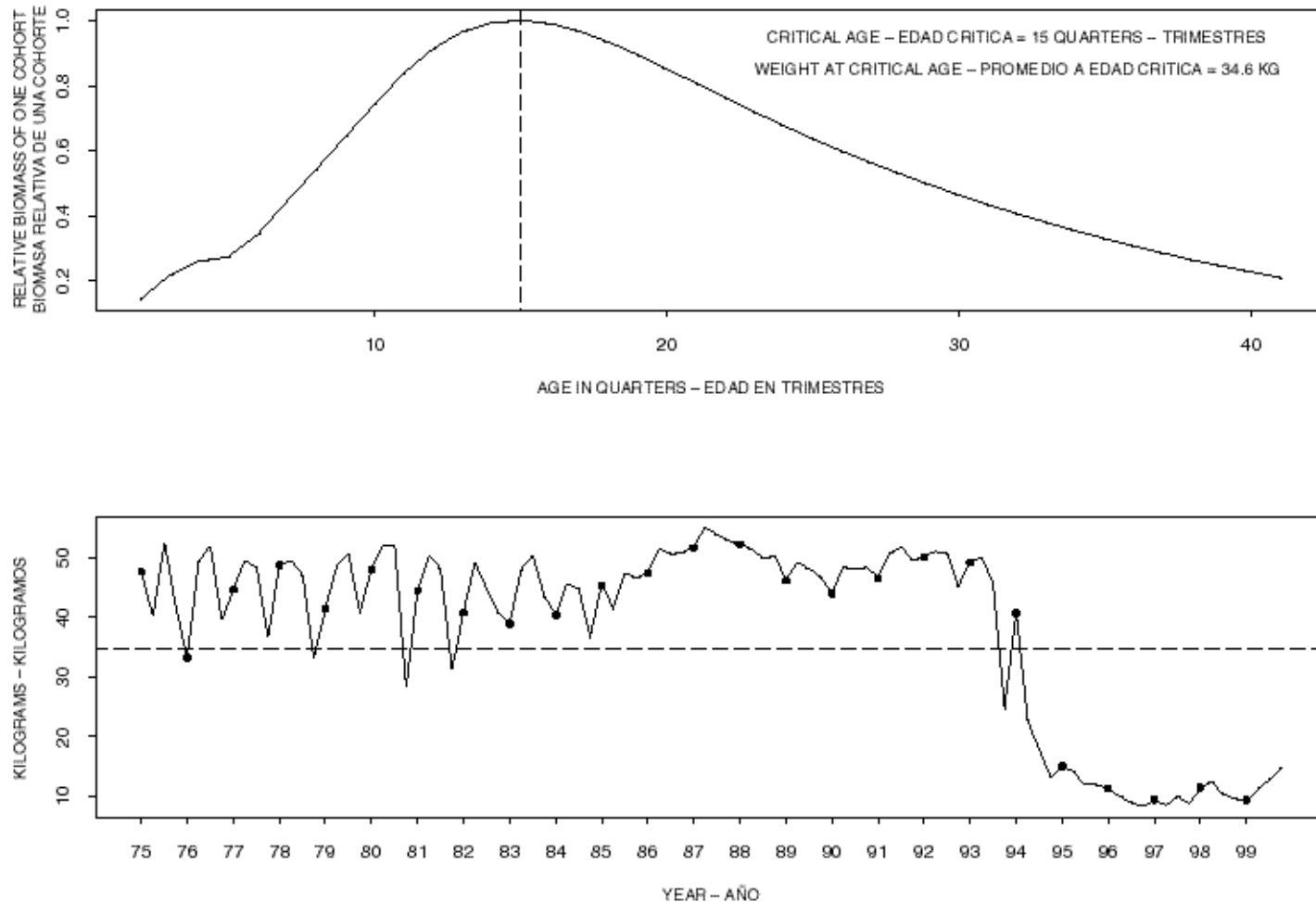


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of bigeye, and identifies the “critical age” and “critical weight” (Section 5). The critical weight is drawn as the horizontal dashed line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit.

FIGURA 5.2. Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de patudo, e identifica la “edad crítica” y el “peso crítico” (Sección 5). El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.

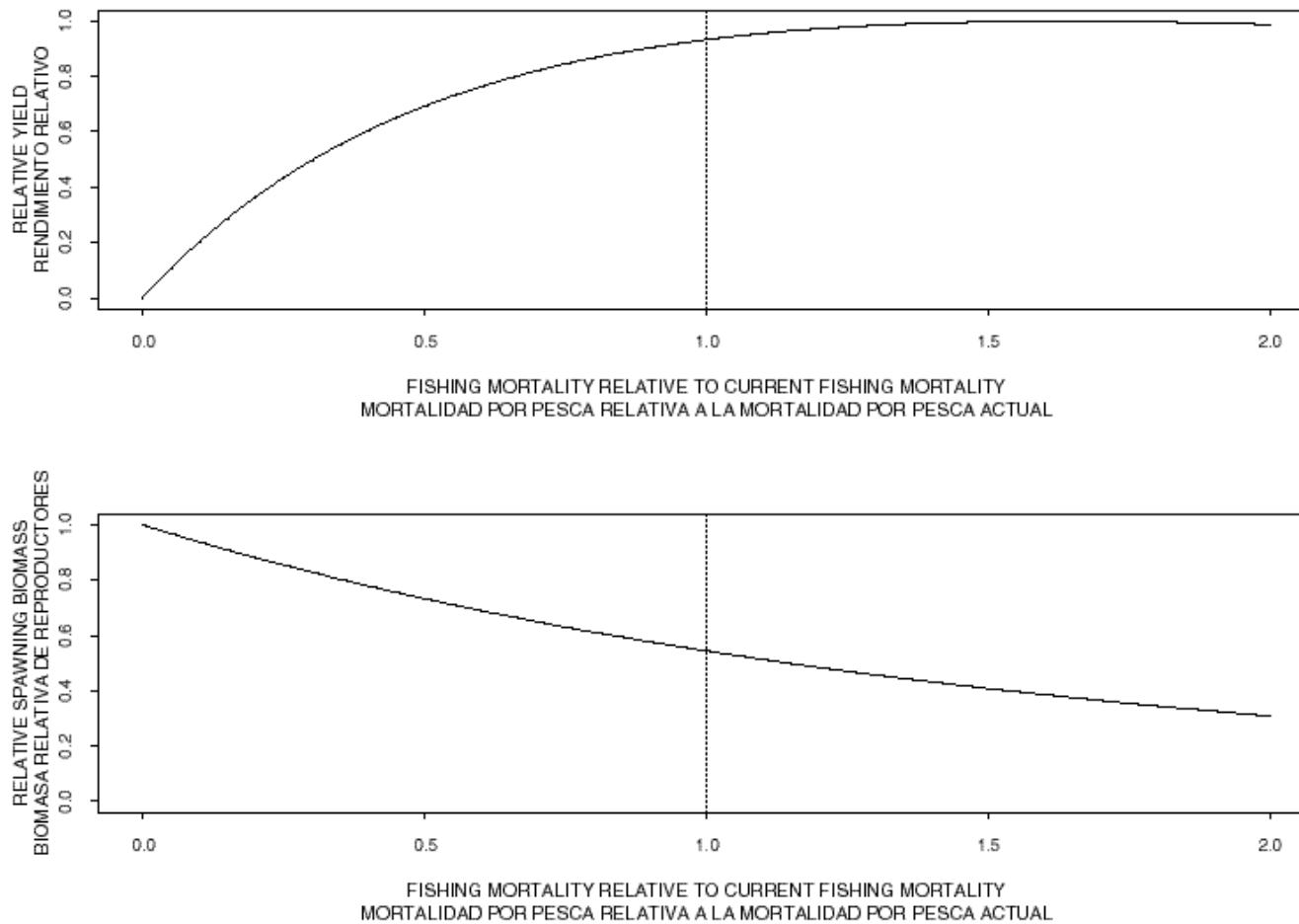


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA 5.3. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

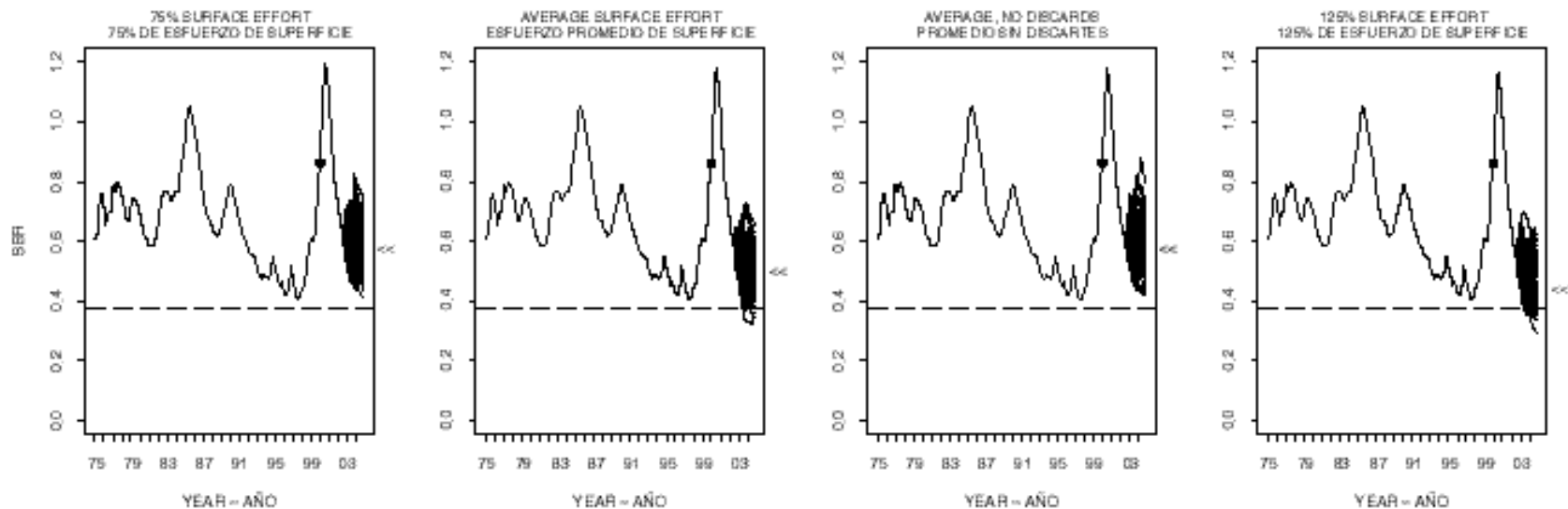


FIGURE 6.1. Simulated SBRs during 2000-2004 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). For the last quarter of 2004, 50 percent of the simulated SBRs are predicted to be greater than and less than the SBR indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel. The dashed horizontal lines (at 0.38) identify SBR_{AMSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.1. SBR simulados durante 2000-2004 para el atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Para el último trimestre de 2004, se predice que el 50% de los SBR simulados serán mayores y menores que el SBR indicado por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro. Las líneas horizontales de trazos (en 0,38) indican el SBR_{RPMS} (Sección 5.3).

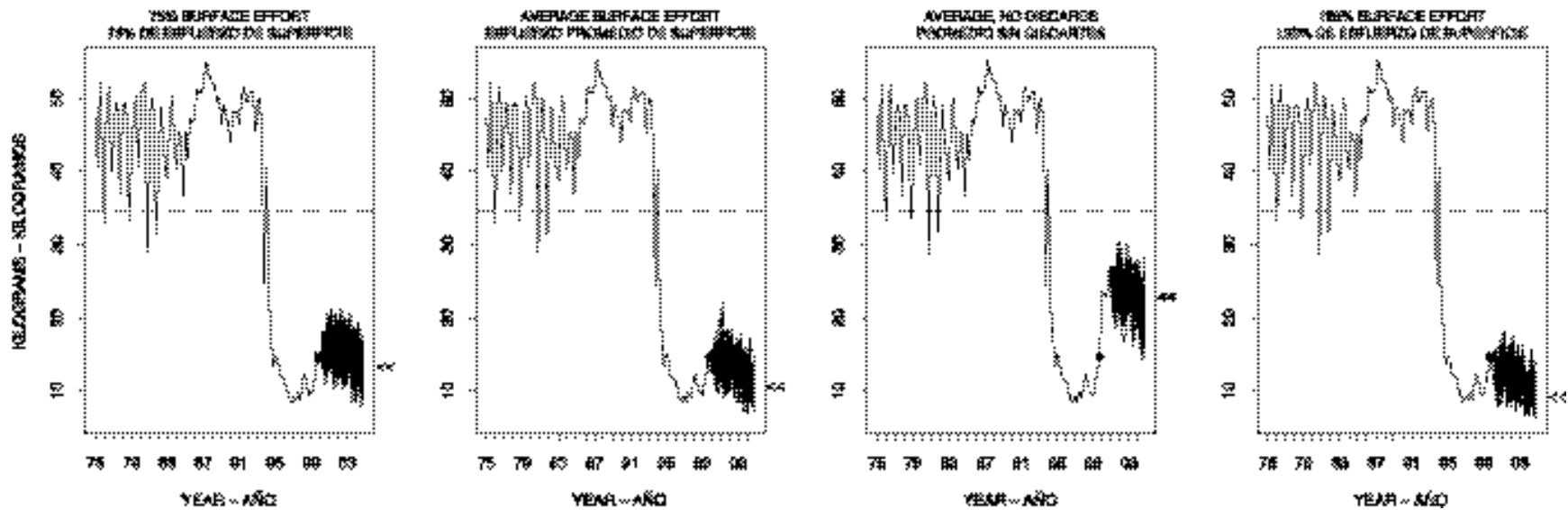


FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of bigeye tuna in the combined catch during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). For the last quarter of 2004, 50 percent of the simulated average weights are projected to be greater than and less than the average weight indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel. The estimated critical weight is drawn as a horizontal dashed line in each panel.

FIGURA 6.2. Estimaciones simuladas del peso medio del atún patudo en la captura combinada durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Para el último trimestre de 2004, se proyecta que el 50% de los pesos medios simulados serán mayores y menores que el peso medio indicado por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro. La línea horizontal de trazos en cada recuadro indica el peso crítico estimado.

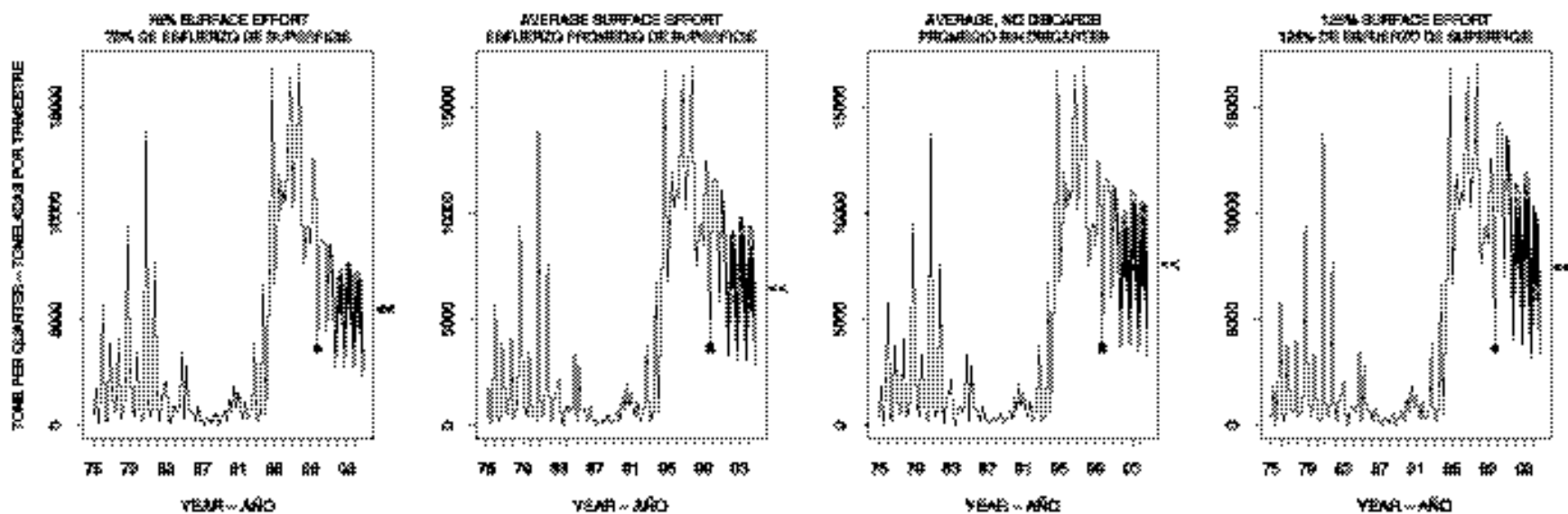


FIGURE 6.3. Simulated catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). During 2004, 50 percent of the simulated quarterly catches are projected to be greater than and less than the catch indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún patudo por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Durante 2004, se proyecta que el 50% de las capturas trimestrales simuladas serán mayores y menores que la captura indicada por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro.

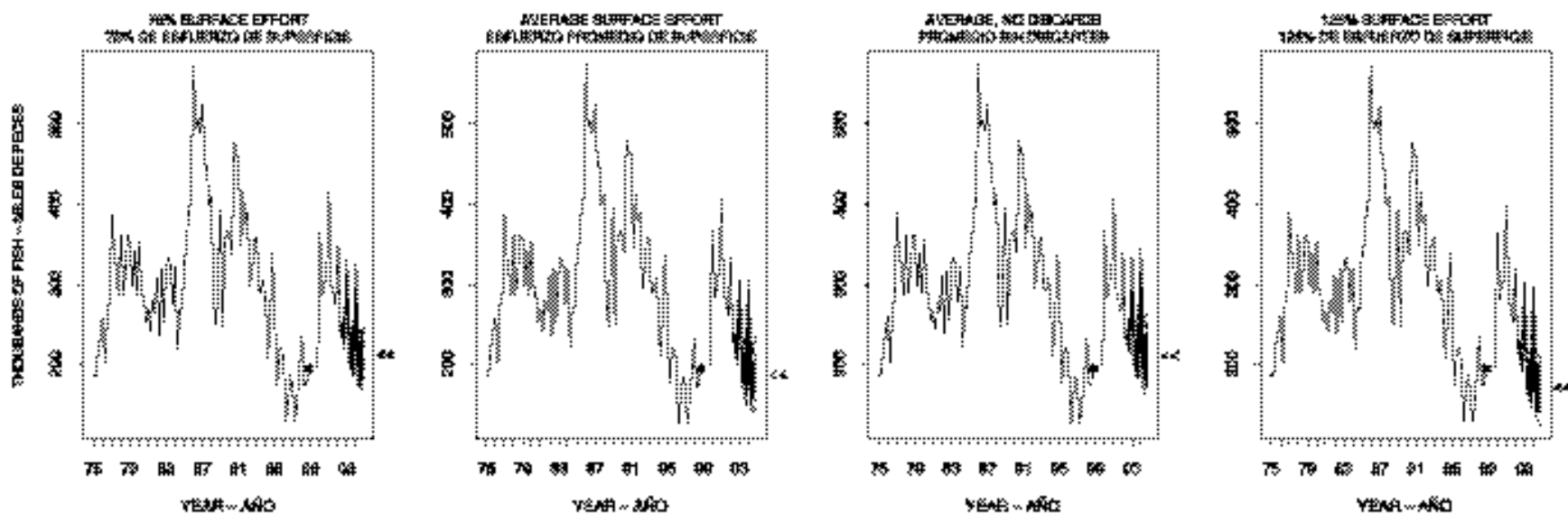


FIGURE 6.4. Simulated catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). During 2004, 50 percent of the simulated quarterly catches are projected to be greater than and less than) the catch indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún patudo por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Durante 2004, se proyecta que el 50% de las capturas trimestrales simuladas serán mayores y menores que la captura indicada por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; LL = palangre; FLT = lance sobre objeto flotante; UNA = lance sobre atunes no asociados; DOL = lances sobre delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1975-1992	1-13	landings only – descargas solamente
2	PS	FLT	1993-1999	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process – descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-1999	7, 9	
4	PS	FLT	1993-1999	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-1999	1-4, 8, 10	
6	PS, BB	UNA DOL	1975-1989	1-13	
7	PS, BB	UNA DOL	1990-1999	1-13	landings + discards from inefficiencies in fishing process – descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1975-1999	N of--de 15°N	landings only – descargas solamente
9	LL		1975-1999	S of--de 15°N	
10	PS	FLT	1993-1999	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
11	PS	FLT	1993-1999	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
12	PS	FLT	1993-1999	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
13	PS	FLT	1993-1999	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5

TABLE 3.1. Estimated age-specific proportions of female bigeye used to define the spawning biomass. Females less than 3 years (12 quarters) old are assumed to be immature.

TABLA 3.1. Proporciones estimadas por edades de patudos hembra usadas para definir la biomasa reproductora. Se supone que hembras de menos de 3 años (12 trimestres) de edad son inmaduras.

Age (quarters)	Proportion female	Age (quarters)	Proportion female
Edad (trimestres)	Proporción hembra	Edad (trimestres)	Proporción hembra
12	0.3934	27	0.0535
13	0.3810	28	0.0425
14	0.3635	29	0.0335
15	0.3417	30	0.0262
16	0.3165	31	0.0204
17	0.2888	32	0.0158
18	0.2596	33	0.0122
19	0.2299	34	0.0093
20	0.2006	35	0.0071
21	0.1725	36	0.0054
22	0.1463	37	0.0041
23	0.1224	38	0.0031
24	0.1012	39	0.0024
25	0.0827	40	0.0018
26	0.0668	41	0.0013

TABLE 3.2. Core areas for which temperature data were summarized and used in the stock assessment model to determine whether there are significant environmental influences on the efficiency of some surface fisheries for bigeye tuna in the EPO.

TABLA 3.2. Zonas núcleo cuyos datos de temperatura fueron resumidos y usados en el modelo de evaluación del stock para determinar si existen influencias ambientales significativas sobre la eficacia de ciertas pesquerías de superficie de atún patudo en el OPO.

Fishery	Approximate boundary	
	Latitude range	Longitude range
Pesquería	Límites aproximados	
	Rango de latitud	Rango de longitud
1	5°N-5°S	81°W-105°W
2	1°N-14°S	84°W-150°W
3	5°N-5°S	84°W-111°W
4	5°N-14°S	81°W-86°W
5	11°N-1°N	111°W-150°W
7	5°N-5°S	81°W-105°W

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish) and initial biomass (metric tons present at the beginning of the year) in the EPO.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (en miles de peces) y biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año) en el OPO.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa de peces reproductores
1975	21,143	452,271	67,907
1976	28,729	480,458	79,362
1977	18,143	490,359	87,789
1978	19,865	482,193	83,454
1979	29,069	460,390	78,922
1980	23,741	444,889	76,924
1981	25,611	437,789	64,826
1982	40,408	456,442	74,169
1983	25,540	493,777	85,256
1984	19,521	538,962	85,404
1985	20,867	578,178	103,579
1986	24,661	563,207	108,299
1987	26,959	495,969	84,295
1988	18,591	459,441	72,646
1989	17,917	463,753	72,682
1990	16,121	459,167	87,763
1991	17,290	416,814	74,873
1992	22,297	370,959	64,062
1993	19,783	347,285	57,394
1994	29,721	335,376	53,451
1995	34,727	332,598	57,110
1996	40,053	328,898	47,906
1997	65,408	340,328	52,459
1998	31,984	377,048	49,655
1999	22,622	478,811	67,756
2000		538,231	95,748

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

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

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	30.00	0.74	22	145.78	69.82
3	37.52	1.40	23	149.40	74.96
4	42.84	2.04	24	152.85	80.08
5	46.41	2.57	25	156.12	85.14
6	53.25	3.81	26	159.22	90.14
7	61.53	5.78	27	162.17	95.06
8	69.40	8.17	28	164.97	99.89
9	76.87	10.97	29	167.63	104.63
10	83.96	14.15	30	170.15	109.26
11	90.70	17.68	31	172.55	113.78
12	97.09	21.54	32	174.83	118.19
13	103.17	25.67	33	176.99	122.47
14	108.94	30.04	34	179.04	126.64
15	114.42	34.62	35	180.99	130.67
16	119.62	39.38	36	182.84	134.59
17	124.56	44.27	37	184.60	138.37
18	129.26	49.28	38	186.27	142.03
19	133.71	54.36	39	187.86	145.57
20	137.94	59.49	40	189.37	148.98
21	141.96	64.65	41	190.80	152.26

TABLE 5.1. Estimates of the AMSY, and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY, B_{AMSY} , and S_{AMSY} are in metric tons.

TABLA 5.1. Estimaciones del RPMS, y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y que cada pesquería es la única operando en el OPO. Se expresan las estimaciones de RPMS, B_{RPMS} , y S_{RPMS} en toneladas métricas.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{\text{RPMS}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RPMS}}/S_{F=0}$
1	81,000	186,000	22,000	0.23	0.20
2	56,000	148,000	16,000	0.18	0.14
3	63,000	155,000	16,000	0.19	0.14
4	77,000	176,000	19,000	0.21	0.17
5	54,000	145,000	15,000	0.18	0.13
6	91,000	178,000	18,000	0.22	0.16
7	99,000	277,000	49,000	0.33	0.45
8	112,000	221,000	30,000	0.27	0.27
9	120,000	247,000	39,000	0.30	0.35

TABLE 6.1. Summary of the outcomes from 100 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. “Quantiles” identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.

TABLA 6.1. Resumen de los resultados de 100 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los “cuantiles” identifican los niveles a los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos son menores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% equivale a la mediana.

Quantile	75% surface effort	Average surface effort	Average surface effort, no discards	125% surface effort
Cuantil	75% del esfuerzo de superficie	Esfuerzo de superficie medio	Esfuerzo de superficie medio, sin descartes	125% del esfuerzo de superficie
SBR for fourth quarter of 2004 – SBR para el cuarto trimestre de 2004				
20%	0.51	0.44	0.52	0.39
50%	0.58	0.50	0.58	0.45
80%	0.64	0.55	0.66	0.51
Average weight (kg) of fish in the combined catch during the fourth quarter of 2004 – Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante el cuarto trimestre de 2004				
20%	12.1	9.6	20.6	8.0
50%	13.4	10.8	23.0	9.4
80%	15.2	12.5	24.1	10.8
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2004 – Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2004				
20%	5528	6425	7382	7414
50%	5912	7088	8156	8066
80%	6380	7673	9141	8907
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2004 – Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2004				
20%	260	232	255	208
50%	278	246	274	221
80%	295	262	297	240

APPENDIX 1—ANEXO 1

Results from a second assessment conducted under the assumption that natural mortality is constant over all ages.

This appendix contains results from a second assessment of bigeye tuna conducted under the assumption that the natural mortality curve is flat (quarterly $M = 0.1$ for all ages). These results are included for completeness, but the IATTC staff does not consider the assumption of constant M to be biologically reasonable (see Section 4.4).

Resultados de una segunda evaluación realizada bajo el supuesto que la mortalidad natural es constante para todas edades.

En este anexo se presentan los resultados de una segunda evaluación de atún patudo realizado bajo el supuesto que la curva de mortalidad natural es plana (M trimestral = 0,1 para todas edades). Se incluyen estos resultados para completar la presentación pero el personal de la CIAT no considera que el supuesto de M constante sea biológicamente razonable (ver Sección 4.4).

TABLE A.1. Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish) and initial biomass (metric tons present at the beginning of the year) in the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages.

TABLA A.1. Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (en miles de peces) y biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año) en el OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa de reproductores 1+
1975	9,165	361,611	52,742
1976	12,610	386,955	62,089
1977	7,978	395,170	68,318
1978	8,798	389,890	65,421
1979	12,774	373,816	61,821
1980	10,268	360,583	60,412
1981	11,035	352,279	51,284
1982	17,411	363,271	57,583
1983	11,063	390,131	66,350
1984	8,482	426,275	67,127
1985	9,035	463,828	81,114
1986	10,731	460,400	85,821
1987	11,770	408,205	67,598
1988	8,151	372,458	57,499
1989	7,889	376,199	57,552
1990	7,158	373,719	68,931
1991	7,819	341,195	59,627
1992	10,696	303,564	50,966
1993	10,185	283,081	45,693
1994	16,474	275,252	42,463
1995	18,802	273,689	45,586
1996	19,877	272,928	38,953
1997	27,784	275,117	42,810
1998	12,291	283,050	38,697
1999	10,126	325,309	47,116
2000		344,757	60,309

TABLE A.2. Estimates of MSY, and its associated quantities, obtained by assuming an age-specific pattern of selectivity that is equal to the recent, average selectivity pattern of all fisheries combined, and based on the assumption that M is constant over all ages. The estimates of the MSY, B_{MSY} , and S_{MSY} are in metric tons.

TABLA A.2. Estimaciones del RMS, y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo un patrón de selectividad por edad igual al patrón de selectividad medio reciente de todas las pesquerías combinadas, y basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Se expresan las estimaciones de RMS, B_{RMS} , y S_{RMS} en toneladas métricas.

MSY	B_{MSY}	S_{MSY}	C_{1999}/MSY	B_{2000}/B_{MSY}	S_{2000}/S_{MSY}	F_{MSY}
RMS	B_{RMS}	S_{RMS}	C_{1999}/RMS	B_{2000}/B_{RMS}	S_{2000}/S_{RMS}	F_{RMS}
57079	254,146	39,208	1.32	1.36	1.54	0.92 x (recent average $F - F$ medio reciente)

TABLE A.3. Estimates of the AMSY, and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO, and based on the assumption that M is constant over all ages. The estimates of the AMSY, B_{AMSY} , and S_{AMSY} are in metric tons.

TABLA A.3. Estimaciones del RPMS, y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y que cada pesquería es la única operando en el OPO, y basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Se expresan las estimaciones de RPMS, B_{RPMS} , y S_{RPMS} en toneladas métricas.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{AMSY}/B_{F=0}$	$S_{AMSY}/S_{F=0}$
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{RPMS}/B_{F=0}$	$S_{RPMS}/S_{F=0}$
1	60,000	172,000	21,000	0.21	0.21
2	41,000	153,000	17,000	0.18	0.17
3	45,000	148,000	15,000	0.18	0.15
4	56,000	160,000	18,000	0.19	0.18
5	38,000	142,000	15,000	0.17	0.15
6	69,000	157,000	17,000	0.19	0.17
7	87,000	258,000	47,000	0.31	0.47
8	92,000	197,000	30,000	0.24	0.30
9	103,000	252,000	48,000	0.30	0.47

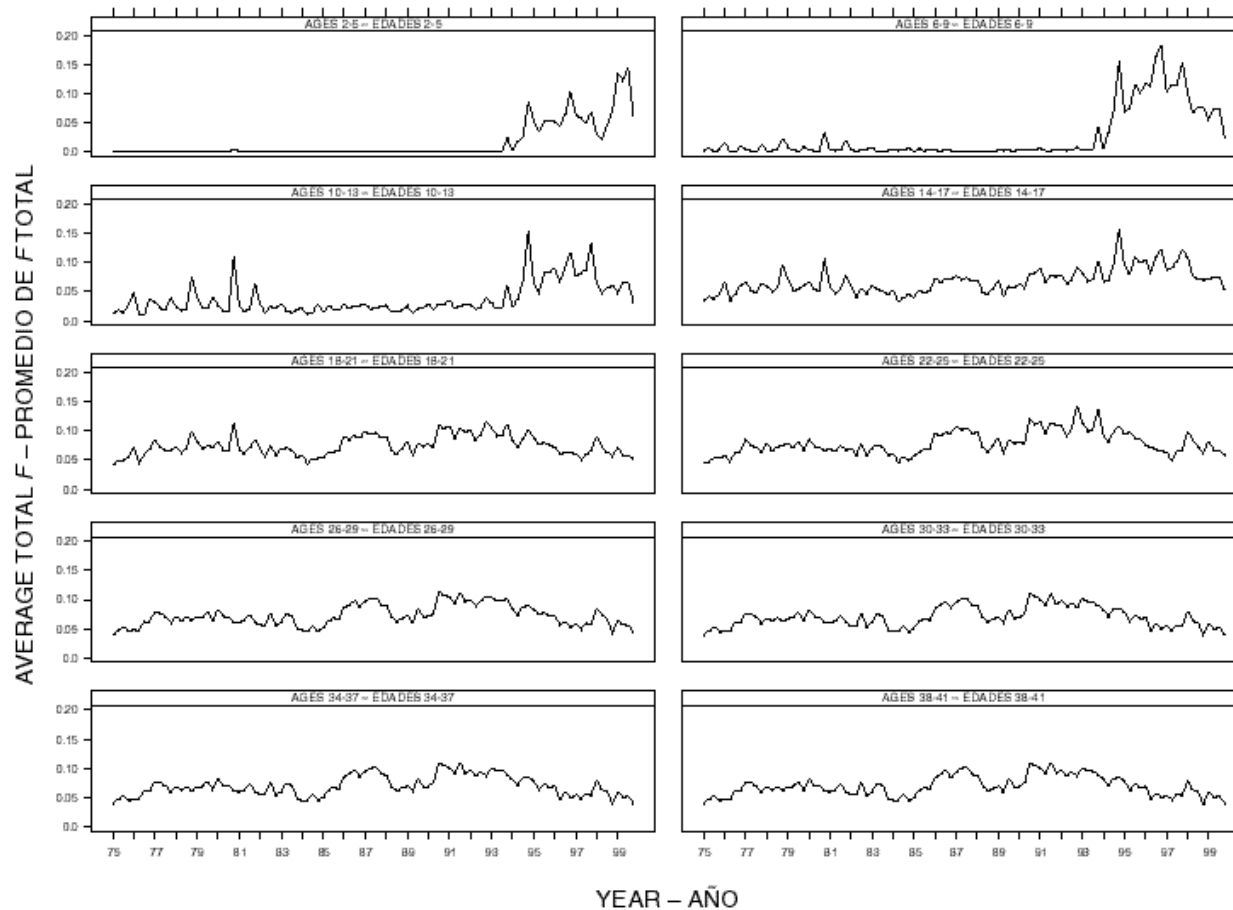


FIGURE A.1. Time series of average total quarterly fishing mortality of bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish of the age range indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA A.1. Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

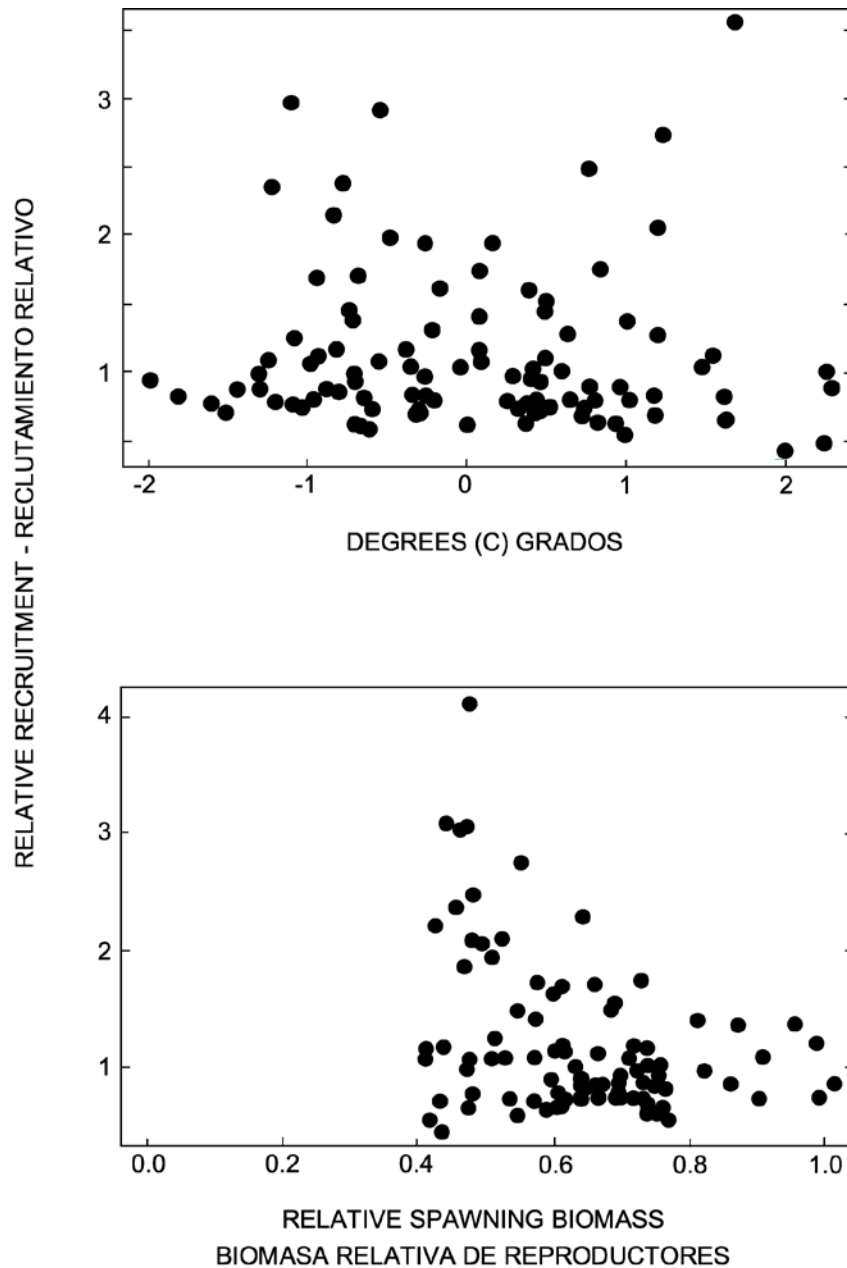


FIGURE A.2. Estimated relationships between recruitment of bigeye tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel), based on the assumption that M is constant over all ages. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass (females at least 3 years old) is scaled so that the maximum estimated spawning biomass is equal to 1.0. Environmental effects have been removed from the estimates of recruitment illustrated in the lower panel.

FIGURA A.2. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún patudo y anomalías de las TSM en es momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior), basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora (hembras de al menos 3 años de edad) para que la biomasa reproductora máxima estimada equivalga a 1,0. Se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones de reclutamiento ilustradas en el recuadro inferior.

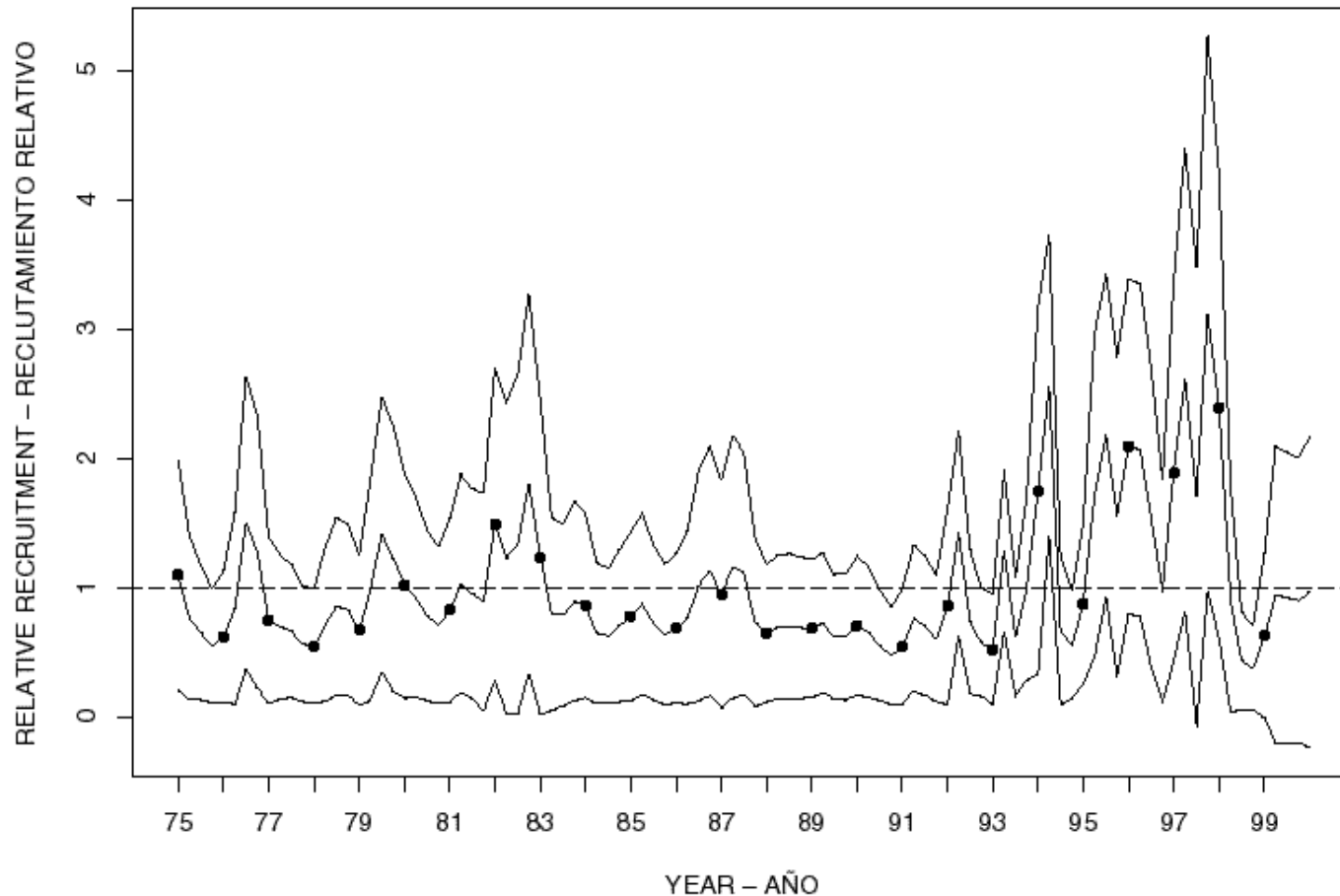


FIGURE A.3. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA A.3. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO, basado en el supuesto que M es constante para todas edades. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y las líneas delgadas los intervalos de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

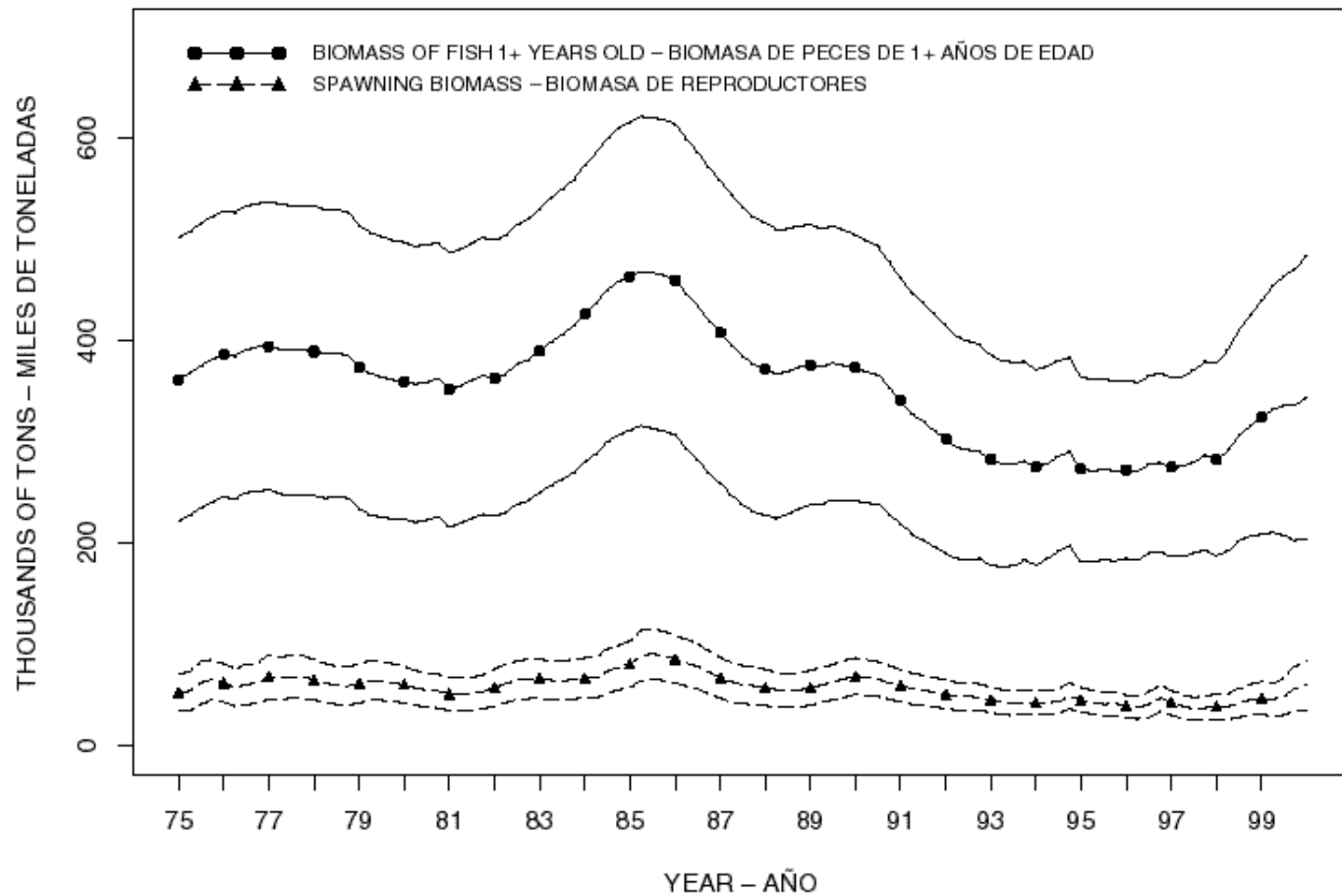


FIGURE A.4. Estimated biomass and spawning biomass (females that are at least 3 years old) of bigeye tuna in the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95 percent-confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA A.4. Biomasa estimada y biomasa reproductora (hembras de la menos 3 años de edad) de atún patudo en el OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las delgadas 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.

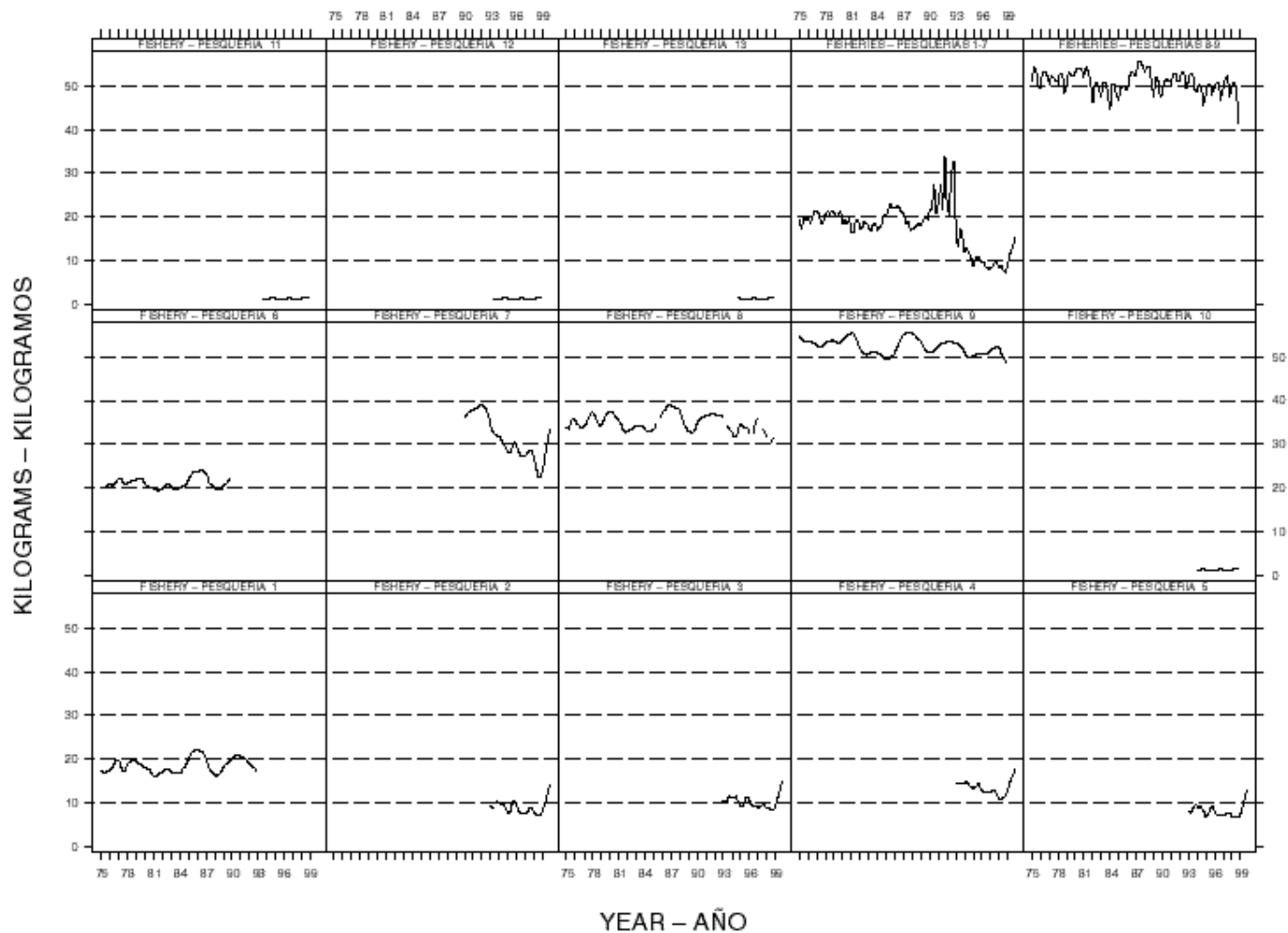


FIGURE A.5. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 8 and 9.

FIGURA A.5. Peso medio estimado de atún patudo capturado en las pesquerías del OPO, basado en el supuesto que M es constante para todas edades. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-7” es un promedio de las Pesquerías 1 a 7, y la de “Pesquerías 8-9” un promedio de las Pesquerías 8 y 9.

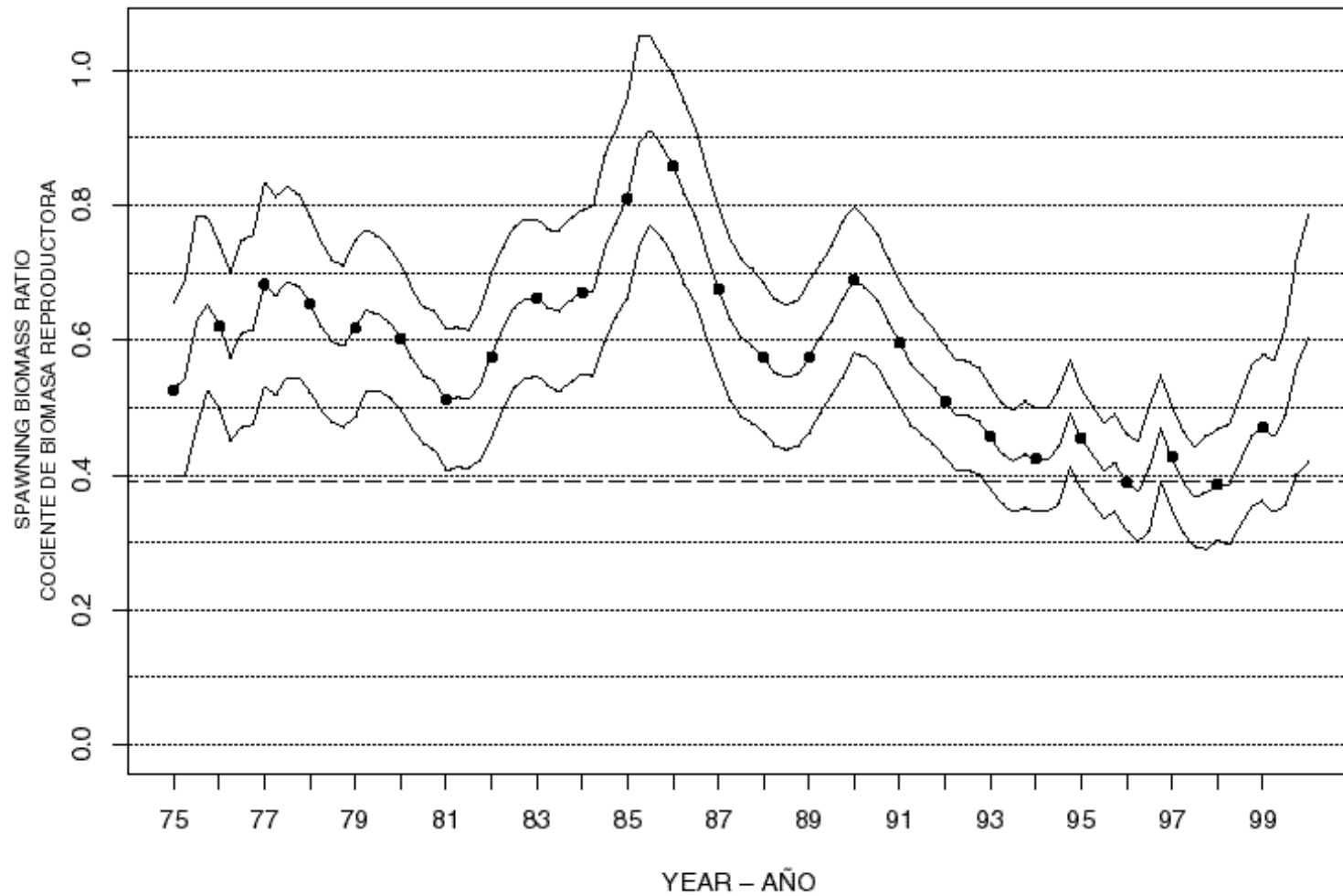


FIGURE A.6. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The dashed horizontal line (at about 0.38) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA A.6. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,38) identifica el SBR en RPMS.

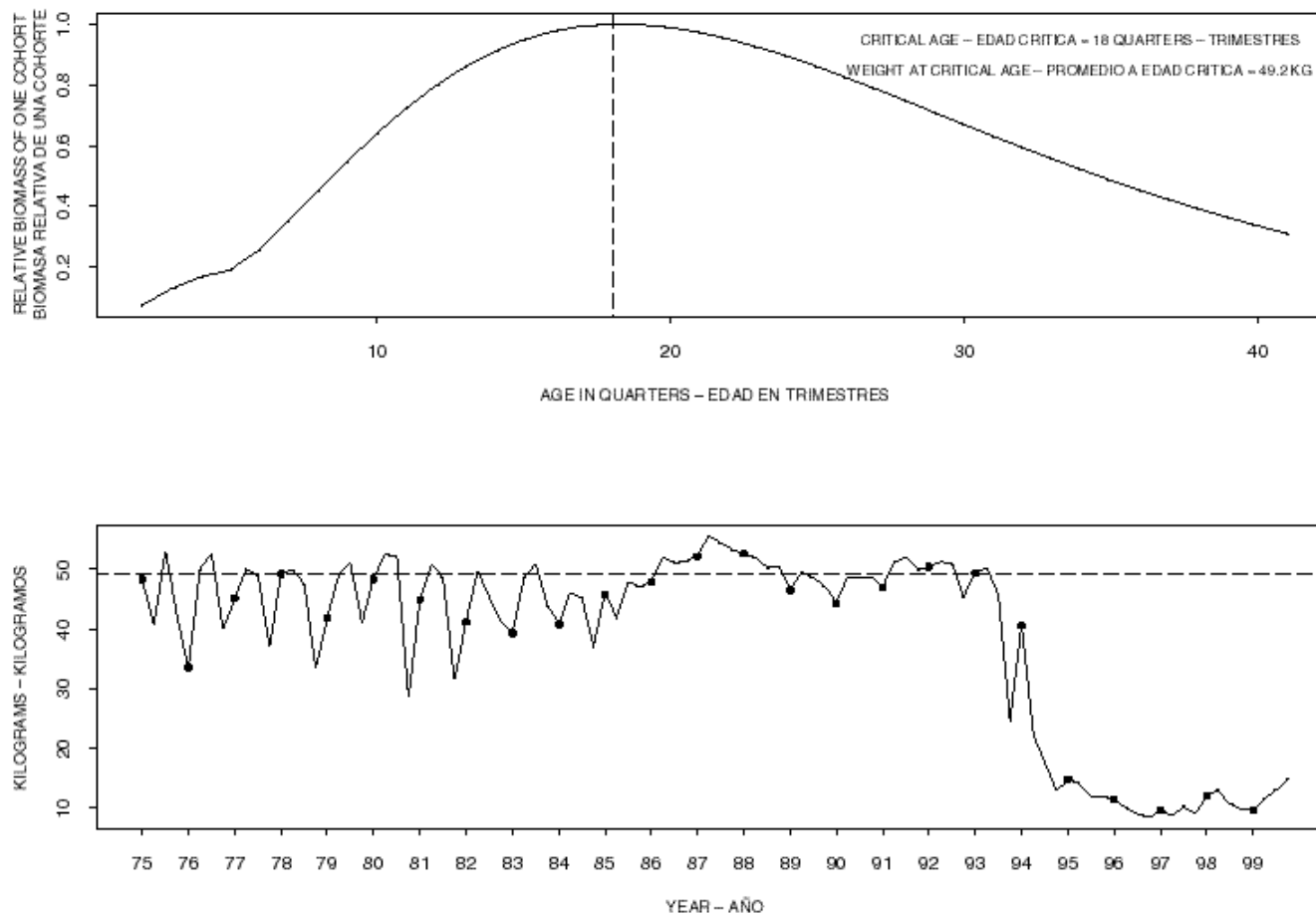


FIGURE A.7. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit, based on the assumption that M is constant over all ages. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of bigeye, and identifies the “critical age” and “critical weight” (Section 5). The critical weight is drawn as the horizontal dashed line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit.

FIGURA A.7. Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo, basado en el supuesto que M es constante para todas edades. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de patudo, e identifica la “edad crítica” y el “peso crítico” (Sección 5). El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.

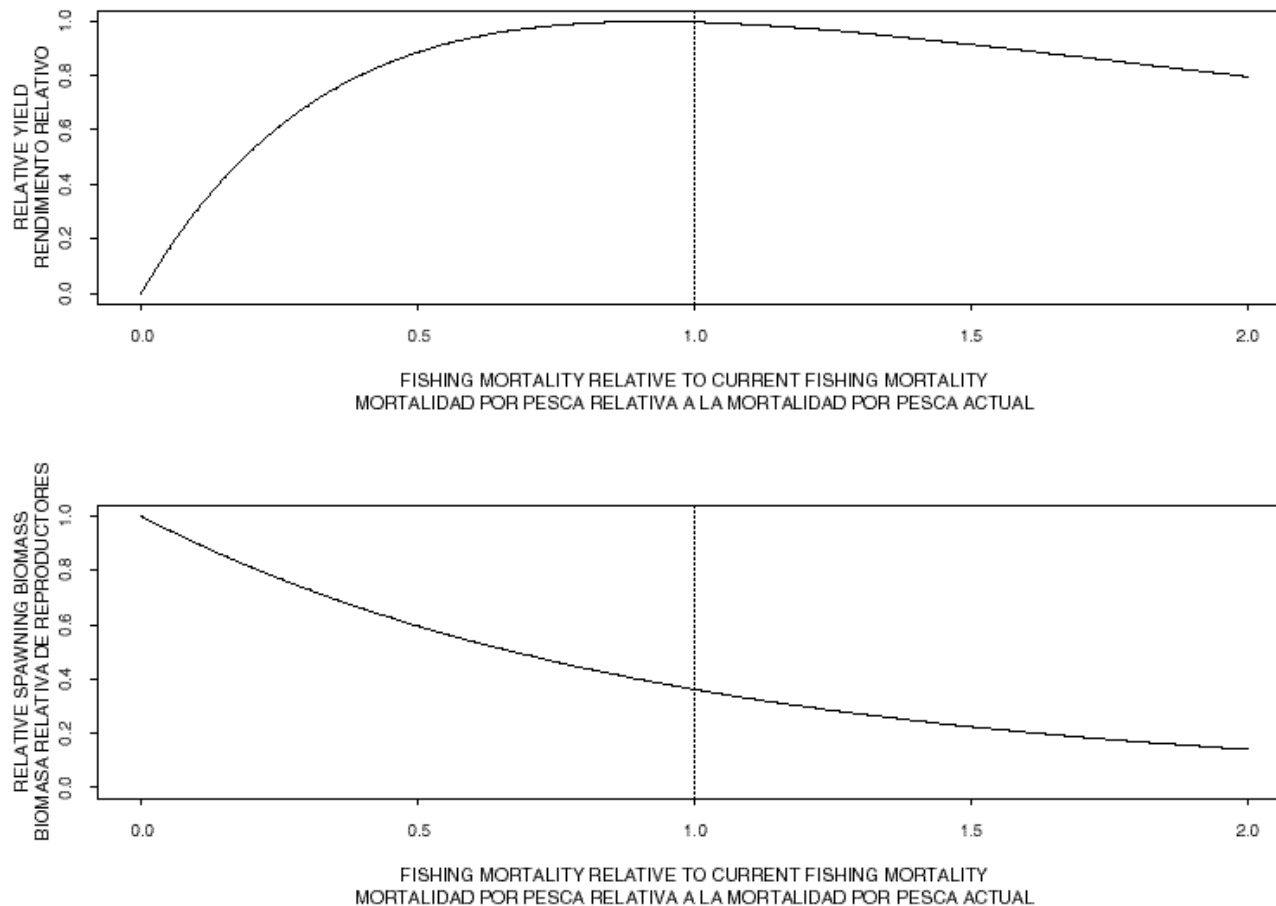


FIGURE A.8. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined, based on the assumption that M is constant over all ages. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA A.8. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas, basados en el supuesto que M es constante para todas edades. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

CONDICION DEL ATUN PATUDO EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

George M. Watters and Mark N. Maunder

INDICE

1. Resumen ejecutivo.....	179
2. Datos.....	181
3. Supuestos y parámetros	185
4. Evaluación del stock.....	188
5. Condición del stock	198
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	203
7. Direcciones futuras	207
Figuras	138
Tablas	164
Anexo 1	171
Referencias.....	209

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental. Se usa A-SCALA, un análisis con estructura de edades y captura a talla, para realizar esta evaluación. El método analítico es descrito por Maunder y Watters (2000), y se refiere a los lectores a dicho manuscrito para los detalles técnicos.

La evaluación de stocks requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de descargas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de stocks. Se consideraron también en la evaluación influencias ambientales sobre el reclutamiento y la eficacia de la pesca.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 14 trimestres de edad fue insignificante hasta aproximadamente 1993 (Figura 4.3, recuadros titulados Edades 2-5, 6-9, y 10-13). Desde 1993, la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y el amplio uso de plantados ha causado en promedio que la mortalidad por pesca de estos peces jóvenes aumente sustancialmente (Figura 4.3). Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente patudos jóvenes de entre unos 5 y 16 trimestres de edad. Se supone que los patudos de entre 2 y 5 trimestres de edad descartados durante la clasificación de la captura sobre objetos flotantes. Lances cerqueros sobre cardúmenes de atunes no asociados seleccionan patudos que abarcan un amplio rango de edades, y desde 1990 esta modalidad de pesca selecciona principalmente peces de entre unos 7 y 20 trimestres de edad. En la zona al norte de 15°N, la flota palangrera selecciona patudos de entre unos 10 y 26 trimestres de edad; al sur de este paralelo, el patudo es relativamente vulnerable a la pesca con palangre a partir de los 17 trimestres de edad. La pesquería palangrera del sur selecciona típicamente patudo de edad mayor que cualquier otra pesquería que opera en el OPO. La capturabilidad de patudo por buques cerqueros ha cambiado con el tiempo, y estos cambios resultan principalmente de eventos aleatorios que afectan la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca. Sin embargo, han ocurrido cambios en tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores que ocasionaron cambios en lo capturabilidad de patudo por buques cerqueros.

El reclutamiento de patudo a las pesquerías del OPO es variable, y no se puede identificar actualmente los mecanismos que expliquen la variación en el reclutamiento. La abundancia de patudo reclutado a las pesquerías del OPO parece no estar relacionada con anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en el momento en que se supone que se criaron los peces. En el rango de biomásas repro-

ductoras estimadas por el método A-SCALA, la abundancia de patudo reclutado a la pesquería también parece no estar relacionado con la biomasa de hembras adultas presentes en el momento de cría.

Se estima que cantidades extremadamente grandes de atunes patudo fueron reclutadas a las pesquerías del OPO durante 1997 y el primer trimestre de 1998. Estos reclutamientos fueron entre 1,7 y 3,5 veces el nivel estimado de reclutamiento medio. Se estima que el reclutamiento fue superior al promedio durante la mayor parte de 1995-1997 pero inferior al mismo durante la mayor parte de 1983-1991 y desde el segundo trimestre de 1998. Los niveles de reclutamiento estimados contienen incertidumbres considerables. Esta incertidumbre abarca la serie de tiempo entera y puede ser atribuida a dos factores. En primer lugar, los datos disponibles contienen relativamente poca información sobre el reclutamiento antes de 1993 (porque se capturaba poco patudo pequeño en esa época). En segundo lugar, hay incertidumbre en las estimaciones recientes de reclutamiento porque hasta ahora la mayoría de los peces fueron vulnerables a la pesquería de superficie solamente. Esta incertidumbre será probablemente reducida cuando estos peces estén representados en las capturas de la flota palangrera. Es probable que las estimaciones de reclutamiento para 1997-1999 sean imprecisas hasta aproximadamente 2002-2004. Es importante notar que, en 1999, la flota de superficie no capturó muchos patudos de unos 50 cm de largo. Esta ausencia reciente de peces pequeños en las capturas de la flota de superficie puede ser interpretada como evidencia de reclutamiento reducido durante 1999 o como evidencia de un cambio en el patrón de selectividad por edad de esta flota.

Se estima que la biomasa de patudo de 1+ años de edad fue relativamente estable en unas 468.000 toneladas durante 1975-1980, aumentó paulatinamente durante 1981-1984, y alcanzó un nivel récord de unas 581.000 toneladas para el segundo trimestre de 1985. Luego disminuyó, a un nivel bajo histórico de unas 326.000 toneladas en el cuarto trimestre de 1995. El modelo de evaluación estima que posteriormente aumentó paulatinamente, y que al principio de 2000 estaba en unas 538.000 toneladas. La biomasa reproductora ha seguido una tendencia generalmente similar a la de la biomasa de peces de 1+ años de edad. Se estima que el nivel más alto fue unas 117.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1985, y el más bajo unas 45.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1997. Se estima que al principio de 2000 estaba en unas 96.000 toneladas. Estas estimaciones de biomasa de peces de 1+ años de edad y de biomasa reproductora contienen incertidumbres considerables, y las tendencias aquí descritas debe ser consideradas con cautela.

El peso promedio del patudo capturado por las varias flotas de superficie que operan en el OPO disminuyó generalmente de 1993 a 1998, pero aumentó durante 1999. En 1999 el peso medio de patudo capturado en lances cerqueros sobre objetos flotantes fue de unos 13 a 17 kg, y en lances sobre atunes no asociados unos 30 kg. El peso promedio del patudo capturado por la flota palangrera ha sido relativamente estable desde 1975, en unos 35 kg en la zona al norte de 15°N y unos 50 kg al sur de este paralelo.

Al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO estaba tan sólo ligeramente reducido. El cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado en ese momento era aproximadamente 0,86, con límites de confianza de 95% inferior y superior de aproximadamente 0,63 y 1,10, respectivamente. Pese a la incertidumbre en la estimación reciente del SBR, al principio de 2000 el stock reproductor de patudo en el OPO estaba probablemente por encima del nivel esperado si el stock produjese el RPMS. Hubo un período (1996-1998) cuando la biomasa reproductora estimada estuvo cerca de su nivel esperado en RPMS.

Se está actualmente explotando el stock de patudo en el OPO de una forma que no permite a la pesquería combinada maximizar el rendimiento por recluta. Al principio de 2000, el peso medio de los peces en la captura combinada era menos de la mitad del peso crítico estimado, y de hecho ha sido inferior al mismo desde el fin de 1994. El desempeño pobre de la pesquería combinada con respecto al objetivo de maximizar el rendimiento por recluta puede ser atribuido a la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

Al principio de 2000, la biomasa estimada de patudo en el OPO estuvo en un nivel dos veces el

necesario para soportar el RPMS (basado en la distribución actual de esfuerzo entre las distintas pesquerías). Sin embargo, las capturas recientes estuvieron cerca del nivel de RPMS (unas 73.000 toneladas). Bajo condiciones medias, la mortalidad por pesca hubiera aumentado a unas 1,6 veces su nivel actual para alcanzar el RPMS. Cabe destacar, sin embargo, que se esperaría que un aumento tal en el esfuerzo incrementaría las capturas medias a largo plazo en solamente un 7% y reduciría la biomasa reproductora en un 30%. Las condiciones en el pasado reciente han sido diferentes a las condiciones medias, y es posible que las capturas futuras de patudo por la flota de superficie disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías cerqueras. Nótese que las estimaciones de reclutamiento durante la segunda mitad de 1998 y 1999 son inferiores al promedio, pero son muy imprecisas porque se basan en datos limitados. Se podría maximizar el RPMS de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar al de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N.

Las cohortes fuertes de patudo que aparentemente fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1995-1998 podrían causar que el SBR aumente durante 2000 y esté en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001. Es posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO crezca a niveles no observados desde mediados de la década de los 1980.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de la flota de superficie primaria, y la captura total de la flota palangrera. Se predice que incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reducirá el SBR, reducirá el peso promedio de peces en la captura combinada, incrementará la captura total de la flota de superficie, y reducirá la captura total de la flota palangrera. Se predice que reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendrá los efectos contrarios.

Evitar la captura de patudo pequeño, que se descarta, sobre objetos flotantes, particularmente plantados, incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Cualquier medida que reduzca eficazmente la mortalidad de patudos de unos 2 a 5 trimestres de edad podría ayudar a la Comisión lograr varios objetivos de ordenación.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 1999 para llevar a cabo la evaluación del stock de patudo en el OPO. Los datos de 1999, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT el 17 de abril de 2000. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

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

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

las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados.

2.2. Datos de captura y esfuerzo

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

El personal de la CIAT ha adoptado las tres definiciones siguientes para datos de captura; se usan estos términos en este informe.

Descargas – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y transportado posteriormente a una instalación de descarga. (Las descargas no son necesariamente llevadas a la instalación de descarga durante el mismo período en el que fueron extraídas de la población.)

Descartes – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y NO transportado posteriormente a una instalación de descarga (pescado que normalmente es tirado al agua).

Captura – la cantidad total de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado (captura = descargas + descartes).

Se usan los tres tipos de datos para evaluar el stock de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1 y 8-9 son simplemente descargas (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son descargas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 10-13 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1).

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 1999. Antes de 1994, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (buques cerqueros y de carnada, Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2), pero desde 1994 las capturas de la flota de superficie han sido a menudo mayores que las de la flota palangrera (Figura 2.2). Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

Hubo variaciones anuales y trimestrales sustanciales en las capturas de patudo por la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2). Antes de comenzar a ampliarse el uso de los DAP, en aproximadamente 1993, la captura de patudo asociado con objetos flotantes nunca superó las 2.600 toneladas en un trimestre, y en muchos trimestres fue menos de 800 toneladas (Figura 2.2, Pesquería 1). Desde la ampliación del uso de los DAP, las capturas de patudo asociados con objetos flotantes han aumentado sustancialmente, y las extracciones totales han superado con frecuencia las 10.000 toneladas en un solo trimestre (Figura 2.2, añadiendo las Pesquerías 2-5). Las capturas de patudo de cardúmenes no asociados fueron máximas antes de 1990, pero durante todo el período de 1975-1999 las capturas en estas pesquerías se han cifrado generalmente en menos de 300 toneladas por trimestre (Figura 2.2, Pesquerías 6 y 7).

Hubo también variaciones anuales y trimestrales sustanciales en las capturas de patudo por la flota palangrera (Figura 2.2). Las capturas palangreras de la zona al norte de 15°N varían mucho con la época del año, y generalmente se logran las mayores capturas durante el primer o cuarto trimestre del año (Figura 2.2, Pesquería 8). Las capturas palangreras de la zona al sur de 15°N han cambiado más de año en año que de trimestre a trimestre (Figura 2.2, Pesquería 9). En la zona sur alcanzaron una máxima de unas 40 mil toneladas durante los trimestres segundo y tercero de 1986 y el tercer trimestre de 1990, y desde esa última fecha han disminuido constantemente. La base de datos de la CIAT no contiene ahora información sobre capturas palangreras durante 1999 (en la Sección 2.2.2 se explica cómo se tratan datos

de esfuerzo para palangreros que pescaron durante 1999). Aunque los datos de captura en la Figura 2.2 están expresados en pesos, se usan capturas en número de peces para tomar en cuenta las extracciones palangreras de patudo en la evaluación de stocks.

2.2.2. Esfuerzo

Se usa un método complicado para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por buques cerqueros. Se presenta aquí una breve descripción del mismo, pero Maunder y Watters (2000) contiene mayor detalle.

Se estima el esfuerzo de pesca de buques cerqueros mediante un proceso de cinco pasos. En el Paso 1, se usa información de la base de datos de bitácora de la CIAT para computar la captura por día de pesca (CPDP) de las tres especies principales (patudo, aleta amarilla, y barrilete) y los tres tipos de lance (objeto flotante, delfín, y no asociado) combinados. Se realiza este cálculo para cada mes y zona de muestreo (Figura 2.1). En el Paso 2, se dividen las estimaciones de la CPDP en estimaciones de las descargas totales (por mes y zona de muestreo para las tres especies combinadas) de la base de datos de descargas de la CIAT (pesos estimados en el mar y estadísticas de enlatadoras). Esta división amplía el esfuerzo de los datos de bitácora para incluir esfuerzo no reportado en los cuadernos de bitácora y arroja una estimación del número total de días de pesca para los tres tipos de lance combinados en cada mes y zona de muestreo. En el Paso 3, se usan modelos de regresión lineal (un modelo para cada año) para determinar el número medio de días de pesca necesario para hacer un solo lance de cada tipo. Para 1990, por ejemplo, se estimó que en promedio se realizó un lance sobre objeto flotante, delfines, y cardumen no asociado cada 1,3, 0,9, y 0,7 días, respectivamente. En el Paso 4, se usan los resultados de los análisis de regresión en conjunto con el número de lances (por tipo) registrados en la base de datos de bitácora para predecir la proporción de días de pesca por tipo de lance. Por último, en el Paso 5, se multiplica el total de días de pesca del Paso 2 por las proporciones del Paso 4 para obtener estimaciones del total de días de pesca por tipo de lance en cada estrato de tiempo-zona.

Se estima el esfuerzo de pesca para barcos de carnada (días de pesca totales) computando la CPDP a partir de la información en la base de datos de bitácoras de la CIAT y dividiendo la CPDP en las descargas totales tomadas de la base de datos de descargas de la CIAT. Se hacen estas estimaciones para cada mes y zona de muestreo (Figura 2.1).

Se estima el esfuerzo palangrero sobre patudo dividiendo estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales tomadas de la base de datos de descargas de la CIAT (estas descargas incluyen datos proporcionados a la CIAT por la República de Corea, Japón, Polinesia Francesa, y Taiwan). Se obtienen estimaciones de la CPUE estandarizada de patudo con árboles de regresión (Watters y Deriso, 2000). Estos árboles eliminan parte de la variación temporal (año y mes) y espacial (cuadrángulos de 5° latitud x 5° longitud) en las CPUE de los buques palangreros.

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 13 pesquerías definidas para la evaluación de stock de patudo en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) en días de pesca, y aquél de palangreros (Pesquerías 8 y 9) en anzuelos estandarizados.

Ha tenido lugar una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las artes de superficie. El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes estuvo a un nivel elevado entre 1978 y 1982 (Figura 2.3, Pesquería 1), y fue relativamente estable durante 1983-1993 (Figura 2.3, Pesquería 1), pero ha aumentado sustancialmente desde 1993 (Figura 2.3, Pesquerías 2-5). Recientemente, este esfuerzo ha estado a un nivel similar a aquél de fines de los años 1970 y principios de los 1980 (Figura 2.3; compárese la suma del esfuerzo de las Pesquerías 2-5 al esfuerzo de la Pesquería 1). El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes en cardúmenes no asociados alcanzó su máxima entre 1977 y 1981 (Figura 2.3, Pesquería 6), desde cuando ha seguido relativamente estable (Figura 2.3, Pesquerías 6 y

7). Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 10-13 es igual a aquél en las Pesquerías 2-5 (Figura 2.3) porque las capturas en las Pesquerías 10-13 se derivan de las capturas en las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.3).

Ha tenido lugar también una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por los palangreros operando en el OPO. En la zona al norte de 15°N hubo siempre grandes variaciones estacionales en el esfuerzo de pesca pero, a escala anual, el esfuerzo fue máximo a principios de la década de los 1990 (Figura 2.3, Pesquería 8). En la zona al sur de 15°N hubo mucho menos variación trimestral en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por palangreros. El esfuerzo palangrero en esta zona fue relativamente estable durante los años 1980, pero aumentó bruscamente entre 1986 y 1988 (Figura 2.3, Pesquería 9). El esfuerzo palangrero dirigido hacia patudo en la zona sur alcanzó su máxima durante 1991, y desde entonces ha disminuido constantemente (Figura 2.3, Pesquería 9). Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 1999. Para llevar a cabo la evaluación del stock de patudo, se supuso que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido durante cada trimestre de 1999 fue igual al esfuerzo del trimestre correspondiente de 1998.

Las grandes variaciones entre trimestres en el esfuerzo de pesca ilustradas en la Figura 2.3 resultan parcialmente de la definición de las pesquerías para la evaluación de stocks. Los buques pesqueros suelen pescar en distintas zonas en distintas épocas del año y, si estas zonas están muy separadas, esto puede incrementar la variabilidad del esfuerzo de pesca en una pesquería en particular.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de stocks, se supone que los buques cerqueros descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2000). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas de los buques cerqueros. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que dichas pesquerías no tenían descartes. Para las pesquerías de superficie que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/descargas) es igual a la tasa de descarte del período más cercano para el cual los datos de observadores fueron adecuados para estimar los descartes. En evaluaciones previas del patudo en el OPO no se añadieron los descartes a las capturas de la flota cerquera.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13). Es importante tratar estos descartes por separado porque los datos de composición por tamaño obtenidos del muestreo en puerto (Sección 2.3) no pueden proveer información sobre el tamaño del pescado descartado. Los descartes que resultan de clasificar la captura representan por lo tanto extracciones para las cuales las composiciones por tamaño necesitan ser obtenidas en el mar. Los observadores de la CIAT recolectan información limitada sobre los tamaños de atunes descartados. Todo lo que se sabe sobre los peces descartados durante la clasificación es que son principalmente pequeños y pesan menos de unos 2,5 kg (ver Sección 2.3 para una estimación del tamaño máximo de estos peces). Mediante la creación de pesquerías cuya captura consiste exclusivamente de peces pequeños descartados, es posible realizar una evaluación del stock sin datos detallados sobre la composición por tamaño de los descartes. Es posible porque es probable que los peces pequeños descartados durante la clasificación pertenecan a solamente unas pocas clases de edad. Las capturas de las Pesquerías 10-13 (Figura 2.2) son actualmente las mejores estimaciones de la cantidad de pescado descartado por clasificación de las capturas de las Pesquerías 2-5. Se calculan estimaciones de las cantidades de pescado descartado durante la

clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudos asociados con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque es infrecuente la clasificación en otras pesquerías cerqueras.

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

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En la Figura 2.4 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Han ocurrido cambios importantes en la composición por tamaño de las capturas de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-5). Antes de 1993, se capturaba casi tanto patudo mediano (75 a 125 cm) como pequeño (de menos de 75 cm) en asociación con objetos flotantes (Figura 2.4, Pesquería 1). Desde 1993, la pesquería sobre objetos flotantes que opera frente a la costa de América del Sur (Pesquería 4) es la única que sigue capturando cantidades importantes de patudo mediano. Peces pequeños predominan en las capturas de todas las otras zonas donde se captura patudo en asociación con objetos flotantes (Figura 2.4, Pesquerías 2, 3, y 5).

Han ocurrido también cambios sustanciales en la composición por tamaño de patudo capturado en cardúmenes no asociados. Antes de 1990, este método de pesca capturaba principalmente patudo mediano (Figura 2.4, Pesquería 6), pero desde esa fecha ha capturado principalmente patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.4, Pesquería 7).

Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona norte, los palangreros capturan principalmente patudo mediano (Figura 2.4, Pesquería 8); en la zona sur, capturan principalmente patudo grande (Figura 2.4, Pesquería 9). Las composiciones por tamaño de las capturas de estas dos pesquerías han cambiado relativamente poco desde 1975.

Los datos sobre las composiciones por tamaño de los descartes de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 10-13) son limitados. Observadores de la CIAT toman datos sobre la composición por tamaño de los descartes, pero no miden los peces. Clasifican los peces en las siguientes categorías: grandes (más de 15 kg), medianos (2,5-15 kg), y pequeños (menos de 2,5 kg). Se supone que las capturas en las Pesquerías 10-13 consisten exclusivamente de peces de la categoría pequeña, por lo cual, usando la relación peso-talla presentada en la Sección 3.1.1, este supuesto implica que las capturas en las Pesquerías 10-13 consisten exclusivamente de peces de menos de unos 46 cm (de unos 2 trimestres de edad, de acuerdo a la curva de crecimiento de Hampton *et al.* (1998)).

2.4. Datos auxiliares

No se dispuso de datos auxiliares (de estudios de marcado, por ejemplo) para usar en esta evaluación del patudo del OPO.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Para los propósitos de evaluación del stock, se supone que el crecimiento del patudo ocurre en dos fases. En la primera, no se supone que la talla media de peces de entre 2 y 6 trimestres de edad siga una curva de crecimiento particular. Se hacen dos supuestos acerca del crecimiento durante esta fase. En primer lugar, se supone que la talla de los patudos aumenta a medida que crecen. En segundo lugar, se supone que la talla media de los patudos reclutados a las pesquerías de descarte debe ser menos de unos 46 cm, el tamaño máximo estimado de peces descartados (Sección 2.3). Durante la segunda fase de crecimiento, se supone que las tallas medias de patudos de entre 7 y 42 trimestres de edad aumentan de acuerdo a una curva de von Bertalanffy. Suda y Kume (1967) calcularon parámetros de crecimiento de von Bertalanffy ($L_{\infty} = 214,8$ cm; k anual = 0,2066; y $t_0 = 0,0249$ años) que predicen tallas medias a edad

similares a aquéllas usadas en evaluaciones previas del patudo en el OPO (Uosaki y Bayliff 1999), y por lo tanto se usó la estimación de Suda y Kume (1967) de k en la presente evaluación. Se usó también su estimación de L_∞ para constreñir la talla media de patudo de 42 trimestres de edad. Se usó una curva de crecimiento de dos fases en la evaluación porque curvas de von Bertalanffy puras, tales como las de Kume y Joseph (1966), Suda y Kume (1967), y Hampton *et al.* (1998), no brindaron ajustes buenos a los datos de composición por tamaño usados en la evaluación del stock, particularmente con respecto a los peces más jóvenes y más viejos.

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

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

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

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Cabe destacar que este supuesto es diferente a uno hecho en evaluaciones previas del patudo del OPO (por ejemplo, Anónimo, 1999), en las que se supuso que los patudos eran reclutados a la pesquería solamente dos veces al año. Es posible que el reclutamiento ocurra más de dos veces al año porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967).

No se hacen supuestos acerca de la relación entre biomasa de adultos (o abundancia) y reclutamiento en la evaluación del stock de patudo. Sin embargo, sí se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel promedio. Se supone que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel promedio más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 2 trimestres de edad) (Sección 2.3). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a ser descartados de pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 10-13).

Para los propósitos de esta evaluación del stock, se define biomasa adulta como la biomasa de patudos hembra de al menos 3 años de edad. Se estimaron las proporciones por edad de patudos hembra en el OPO ajustando un modelo de variación por edad en la tasa de mortalidad natural a los datos de proporciones de sexos de Hampton *et al.* (1998) (Sección 3.1.4). En la Tabla 3.1 se presentan las estimaciones de las proporciones de hembras por edad.

3.1.3. Desplazamientos

No se sabe casi nada acerca de los desplazamientos de patudo dentro del OPO, por lo que la presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente. Para los propósitos de la misma, se supone que las tasas de desplazamiento del patudo en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año.

3.1.4. Mortalidad natural

En gran parte del Pacífico, la proporción de patudo macho a hembra en la captura cambia a favor de los machos a medida que aumenta el tamaño de los peces en la captura (Iversen 1955, Kikawa 1966, Kume 1969, y Hampton *et al.* 1998). Se puede interpretar esta tendencia de al menos tres maneras. La primera es que las hembras grandes sean menos vulnerables a la pesca que los machos grandes (tal vez porque las hembras grandes no ocurran en las zonas principales de pesca). La segunda es que las hembras crezcan más lentamente que los machos, y la tercera es que la tasa de mortalidad de hembras grandes sea mayor que la de machos grandes (tal vez porque los costos fisiológicos de la reproducción sean mayores

para las hembras). Se usó la tercera interpretación en la presente evaluación del stock de patudo del OPO.

Para la presente evaluación del stock, se supone que, a medida que envejece el patudo, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es diferente al que se hizo en evaluaciones previas, en las que se supuso que la tasa de mortalidad natural era constante (con valores anuales de $M = 0,4, 0,6, \text{ ó } 0,8$) para todas las edades (por ejemplo, Anónimo 1999). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se trata la tasa de mortalidad natural como una sola tasa para ambos sexos combinados.

Una curva de mortalidad natural combinada que cambia con la edad es biológicamente justificable. Se supone que la curva de mortalidad está compuesta de tres fases (Figura 3.1). Al principio del ciclo vital, en la primera fase de la curva de mortalidad, se supone que M es alta porque los patudos de ambos sexos son pequeños y vulnerables a depredación por otros peces. A medida que crecen los peces por la primera fase, se hacen menos vulnerables a la depredación, y se supone que la tasa de mortalidad natural disminuye (Figura 3.1). Datos de patudos marcados y recapturados en el Pacífico occidental y central sugieren que esta tendencia es razonable (Hampton, 2000).

Después del comienzo de la madurez sexual, en la segunda fase de la curva de mortalidad natural, se supone que la M combinada aumenta con la edad (Figura 3.1). Este aumento es consistente con la tercera interpretación de cambios en las proporciones de sexos por tamaño descritas en el primer párrafo de esta sección. Se supone que la tasa anual de mortalidad natural de los machos maduros es constante en 0,4.

Más tarde, en la tercera fase de la curva de mortalidad, se supone que la tasa combinada de mortalidad natural disminuye (Figura 3.1). Esta disminución ocurre porque la alta mortalidad de las hembras durante la segunda fase de la curva de mortalidad habría extraído la mayoría de las hembras de la población. Bajo estas condiciones, la tasa combinada de mortalidad natural disminuye y finalmente acaba igual a la tasa supuesta para machos (M anual = 0,4) cuando todas las hembras han muerto.

En la Figura 3.1 se grafican los valores de M usados en la presente evaluación del stock. Se obtuvieron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos y ajustando una curva a algunas de las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) y los datos de proporciones de sexos en Hampton *et al.* (1998).

3.1.5. Estructura del stock

No se dispone de suficientes datos para poder determinar si hay uno o varios stocks de patudo en el Océano Pacífico. Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos stocks, uno en el OPO y el otro en el Pacífico occidental y central.

3.2. Influencias ambientales

La presente evaluación del stock incluye el supuesto que condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo en el OPO. Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del patudo depende de la temperatura (Kume 1967). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de patudo en el OPO, se incorpora una variable de temperatura en el modelo de evaluación del stock, y se determina si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona desde aproximadamente latitud 11°N-14°S y longitud 81°O-150°O como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se incluyeron estos datos en el modelo de evaluación tras retrasarlos dos trimestres. Se retrasaron porque se supuso que el reclutamiento de patudo en cualquier trimestre del año podría depender de la temperatura en el trimestre durante el cual fueron criados los peces (por ejemplo, el reclutamiento en el trimestre 4 podría depender de la temperatura media que vivieron los peces criados en el trimestre 2). Se obtuvieron los datos de TSM del *Climate Diagnostics Center* de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU.

en <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl> (Kalnay *et al.* 1996).

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1. Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca. Por ejemplo, la fuerza de las corrientes cambia la forma de los palangres atuneros y afecta la profundidad de pesca efectiva de esta arte (Mizuno *et al.* 1997). En la presente evaluación del patudo en el OPO, se supone que las condiciones ambientales podrían afectar la eficacia de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). Aunque hay muchas variables oceanográficas que podrían afectar el desempeño de estas pesquerías (la profundidad de la termoclina o la presión del viento), se supone que se pueden usar datos de TSM para aproximar los efectos de estas variables. A fin de incorporar la posibilidad de influencias ambientales sobre el desempeño de la pesquería, se incluyen datos de temperatura en la evaluación, y se determina si existen relaciones estadísticamente significativas entre estos datos y estimaciones de la eficacia de varias pesquerías. Para la presente evaluación, se incluyeron anomalías de las TSM de “zonas núcleo” dentro de los límites de la pesquería (ilustradas en la Figura 2.1) como candidatos de variable ambiental. Se detallan los límites de estas zonas núcleo en la Tabla 3.1, y se obtuvieron los datos de temperatura de Kalnay *et al.* (1996).

Cabe destacar que se supuso que las condiciones ambientales no afectan la eficacia de las pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), palangreras (Pesquerías 8 y 9), y “de descarte” (Pesquerías 10-13). Se hizo este supuesto en el caso de las pesquerías palangreras porque, al estandarizar las CPUE de esas pesquerías (Sección 2.2.1), se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones del esfuerzo de pesca. Se hizo este supuesto en el caso de las Pesquerías 6-7 y 10-13 porque se supone que los datos de captura y esfuerzo de esas pesquerías son tan variables que no pueden proporcionar la información necesaria para determinar si existe un efecto ambiental significativo (Sección 4).

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan un modelo de dinámica de población estructurado por edades e información contenida en datos de captura, esfuerzo, y composición de tamaños para evaluar la condición del stock de patudo en el OPO. El modelo es descrito por Maunder y Watters (2000), y se refiere al lector a dicho manuscrito para los detalles técnicos. El modelo de evaluación de stocks, denominado A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*, o análisis estadístico estructurado por edad de captura a talla), se basa en el método descrito por Fournier *et al.* (1998). El término “estadístico” indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación entre los datos observados y la población real. El modelo de evaluación usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación del stock comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros del modelo, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación del stock.

El método A-SCALA incluye varios aspectos que incrementan la capacidad del modelo de evaluación de arrojar predicciones que concuerdan con los datos observados (es decir, proporcionan un buen ajuste). El método A-SCALA reconoce que, de trimestre a trimestre, ocurren cambios aleatorios a corto plazo en la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca, y que existen también tendencias a largo plazo en la eficacia de distintas pesquerías. El método A-SCALA reconoce también que ocurre variación temporal en el reclutamiento, que el ambiente puede afectar el reclutamiento y la eficacia de distintas artes de pesca, y que distintos métodos de pescan suelen capturar peces de distintas edades.

El método A-SCALA incluye el supuesto de que las tasas de mortalidad por pesca pueden ser separadas en un efecto específico a la edad (selectividad) y un efecto temporal (capturabilidad). Se supone que el efecto específico a la edad no cambia con el tiempo. En este sentido el método A-SCALA es diferente al método de análisis de cohortes usado para realizar las evaluaciones previas del patudo en el

OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). El análisis de cohortes permite al componente específico a la edad de la mortalidad por pesca variar con el tiempo. En el método A-SCALA, si hay indicios de que la selectividad debería cambiar con el tiempo, se definen dos pesquerías a partir de los datos para que haya curvas de selectividad diferentes para los dos períodos. En la evaluación de patudo, por ejemplo, hay dos pesquerías que capturan patudo de cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Estas pesquerías están separadas temporalmente (Tabla 2.1) porque la composición por tamaño de las capturas para este tipo de lance ha cambiado con el tiempo (Figura 2.4). Se supone que la capturabilidad (el efecto temporal sobre la mortalidad por pesca) consiste de tres componentes: (1) el efecto combinado de la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores; (2) el efecto ambiental; y (3) un efecto aleatorio que cambia la relación entre el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca de trimestre a trimestre. Se multiplican juntos estos tres componentes para obtener estimaciones generales de capturabilidad para una sola pesquería.

A diferencia del análisis de cohortes, el método A-SCALA no requiere datos de composición por tamaño de cada pesquería en cada período. Usa un modelo de dinámica de población para predecir la composición por tamaño de la población durante períodos para los que no hay datos. Este método reconoce que los datos de composición por tamaño obtenidos para una sola pesquería no representan los tamaños de los peces en la captura de esa pesquería. Esta supuesta es consistente con el hecho que el personal de la CIAT obtiene los datos de composición por tamaño de una proporción muy pequeña de los peces capturados. Concretamente, se toman solamente unas pocas muestras de cada estrato de zona-tiempo-método de pesca, y la muestra típica consiste de solamente 50 peces. Ya que los datos de composición por tamaño provienen de muestras pequeñas de la captura, habrá ocasiones cuando los datos de composición por tamaño observados serán considerablemente diferentes de los que predice el modelo de evaluación.

Ya que los datos de pesquerías son complejos, se constriñen las formas en las que se permite al modelo de evaluación ajustarse a los datos observados. Se ajusta el modelo a los datos observados con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo la probabilidad de haber observado los datos de captura y de composición por tamaño, dada la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Se calcula esta probabilidad bajo un conjunto de constreñimientos. Muchos de éstos son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación a los datos observados sobre el patudo:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte 2 trimestres después de la cría, y estas pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) capturan peces de solamente las primeras pocas clases de edad.
2. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte antes de ser reclutado a las otras pesquerías del OPO.
3. Si una pesquería puede capturar peces de una edad particular, es también capaz de capturar peces de edades algo mayores y menores.
4. El patudo se vuelve más vulnerable a los palangres a medida que envejece, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a esta arte.
5. La eficacia de los pescadores en la captura de pescado suele cambiar con el tiempo. Cabe destacar que su eficacia en capturar una especie podría disminuir si dirigieran su esfuerzo hacia otra especie.
6. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre trimestres.
7. Los datos de pesquerías que capturan patudo de cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7) y pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relati-

vamente poca información sobre niveles de biomasa. Este constreñimiento se basa en que estas pesquerías no dirigen su esfuerzo hacia el patudo.

8. Es extremadamente difícil para los pescadores capturar más de un 60% de los peces de una sola cohorte durante un solo trimestre del año.

Es importante notar que el modelo de evaluación puede hacer predicciones que no se atienen estrictamente a los Constreñimientos 3-8 ni a aquéllos detallados en la Sección 3. Los constreñimientos están diseñados de tal forma que pueden ser violados si los datos observados brindan buena evidencia en contra de ellos.

Se estimaron los parámetros siguientes en la evaluación actual del stock de patudo del OPO:

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2000 (incluye estimación del reclutamiento medio, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);
2. Coeficientes de capturabilidad para las 13 pesquerías que capturan patudo del OPO (incluye estimación de efectos tecnológicos y de comportamiento, ambientales, y aleatorios);
3. Curvas de selectividad para 9 de las 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. Tallas medias a edad durante la primera fase de crecimiento (Sección 3.1.1);
5. Tallas medias a edad durante la segunda fase de crecimiento (Sección 3.1.1);
6. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual del stock de patudo en el OPO:

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);
2. proporción de sexos a edad (Tabla 3.1);
3. calendario de maduración por edad (Sección 3.1.2);
4. tasa de crecimiento (Sección 3.1.1);
5. grado de variación en la talla a edad;
6. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13).

Es importante reconocer que hay incertidumbre en los resultados de la evaluación del stock. Esta incertidumbre resulta de que, tal como se comentó, los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación del stock no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. En la evaluación actual se expresa incertidumbre en la forma de (1) intervalos de confianza alrededor de estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y un valor denominado el cociente de biomasa reproductora (SBR; Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza son estimaciones de los límites inferior y superior que se espera rodeen los valores reales de resultados tales como reclutamiento y biomasa en un 95% de los casos. Intervalos de confianza relativamente estrechos indican que hay relativamente menos incertidumbre en un resultado estimado, e intervalos de confianza relativamente anchos que hay relativamente más incertidumbre en un resultado estimado. El CV es útil para cuantificar la incertidumbre en un resultado estimado. Una estimación con un CV grande contiene incertidumbre. El límite inferior del CV es cero; si una estimación tiene un CV de cero, no contiene incertidumbre. Se pueden usar los CV para comparar el grado de incertidumbre en una estimación con la de otra. Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación del stock representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que, tal como se mencionó,

es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual del stock.

4.1. Índices de abundancia

Se han usado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones posibles; por ejemplo, si la eficacia de captura de pescado de los pescadores aumenta mientras que la biomasa no cambia, las CPUE se incrementarán a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 13 pesquerías definidas en esta evaluación del patudo en el OPO, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

Las CPUE de patudo de la flota de superficie han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 1-7). Las CPUE en lances sobre objetos flotantes fueron generalmente superiores al promedio durante 1984, 1985, y 1990 y generalmente inferiores al promedio durante 1986-1990 (Figura 4.1, Pesquería 1). Desde principios de 1993, las tendencias en las CPUE de patudo asociado con objetos flotantes son complicadas por diferencias entre zonas de pesca, pero generalmente, las CPUE fueron inferiores al promedio durante 1993 (cuando el uso de plantados comenzó a ser importante) y superiores al promedio durante 1999 (cuando se usaban ampliamente los plantados) (Figura 4.1, Pesquerías 2-5). Durante 1975-1989 las CPUE de patudo capturado en cardúmenes no asociados fueron variables, pero generalmente disminuyeron (Figura 4.1, Pesquería 6); durante la década de los 1990 fueron asimismo variables, pero relativamente constantes (Figura 4.1, Pesquería 7). Las tendencias en la CPUE de patudo descartado durante la clasificación de las capturas de las Pesquerías 2 a 5 siguen aproximadamente las tendencias de estas pesquerías (Figura 4.1, compárese Pesquerías 10-13 con Pesquerías 2-5).

Las CPUE de la flota palangrera también han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9). Las CPUE de patudo para buques palangreros pescando en la zona al norte de 15°N fueron generalmente superiores al promedio durante 1975-1989, pero hubo un período corto (1979-1981) cuando fueron inferiores al mismo (Figura 4.1, Pesquería 8). Desde 1989 han sido generalmente inferiores al promedio. En la zona al sur de 15°N las CPUE de patudo capturado con palangre aumentaron generalmente durante 1975-1986 (Figura 4.1, Pesquería 9). Entre 1987 y 1991 fueron extremadamente variables en esta zona, pero desde 1991 han sido inferiores al promedio. Se debe tener en cuenta que las dos series de tiempo de esfuerzo de pesca palangrero fueron estandarizadas antes de ser incorporadas en el modelo de evaluación.

4.2. Resultados de la evaluación

El ajuste del método A-SCALA a los datos de captura y de composición por tamaño tomados para las 13 pesquerías que capturan patudo en el OPO es bastante bueno. Se constriñe el modelo de evaluación para ajustarlo a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente, y las 13 series de tiempo de capturas de patudo predichas con el método A-SCALA son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2. Es importante predecir los datos de captura con precisión porque es difícil estimar la biomasa si no se sabe bien la cantidad total de pescado extraído del stock.

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante predecir estos datos con precisión porque contienen la mayor parte de la información necesaria para modelar el reclutamiento y el crecimiento, y por ende para estimar el impacto de la pesca sobre el stock. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de patudo capturado por las Pesquerías 1-9. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y las composiciones por tamaño medias predichas de las capturas de estas nueve pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 10-13 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño de las pesquerías que cap-

turan la mayoría del patudo proveniente del OPO son razonablemente buenas (Figura 4.2, Pesquerías 2, 3, 5, 8, y 9). El método A-SCALA predice que, desde 1993, se ha capturado en asociación con objetos flotantes principalmente patudo pequeño (de menos de 75 cm de largo), y que las pesquerías palangreras capturan principalmente patudo mediano (75-125 cm) en la zona al norte de 15°N y principalmente patudo grande (de más de 125 cm) al sur de dicho paralelo. Predice las composiciones por tamaño de las Pesquerías 1, 4, y 6 también bastante bien.

A menos que se indique lo contrario, todas las edades reportadas en las secciones siguientes se refieren al período después de la cría. Se determinan estas edades bajo el supuesto que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte 2 trimestres después de la cría (Sección 3.1.2).

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

4.2.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO (Figura 4.3). En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 14 trimestres de edad fue insignificante hasta aproximadamente 1993 (Figura 4.3, recuadros titulados Edades 2-5, 6-9, y 10-13). Desde 1993, la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y el amplio uso de plantados ha causado en promedio que la mortalidad por pesca de estos peces jóvenes aumente sustancialmente (Figura 4.3). En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de 14+ trimestres de edad fue máxima durante 1986-1995 y mínima durante 1975-1985 y 1996-1999 (Figura 4.3, recuadros titulados “Edades 14-17, 18-21, 22-25, 26-29, 30-33, 34-37, y 38-41”).

Las tasas de mortalidad por pesca varían porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan patudo de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de capturabilidad). En lo siguiente se comentan estos dos últimos efectos; se trata el primero (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3).

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 13 pesquerías definidas en la evaluación del stock de patudo. Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente patudo de unos 5 a 16 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-5), pero antes de 1993 esta pesquería también seleccionaba algunos peces de entre 17 y 19 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 1). Lances cerqueros sobre cardúmenes no asociados seleccionan patudos de un amplio rango de edades (Figura 4.4, Pesquerías 6 y 7). Antes de 1990, parece que muchos patudos seleccionados por esta pesquería eran de entre 7 y 20 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 6). Alrededor de 1990 ocurrió un cambio en la selectividad de este tipo de lance, y muchos de los patudos seleccionados por este método ahora parecen ser de entre 16 y 27 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 7).

Las pesquerías palangreras de patudo también seleccionan una amplia variedad de clases de edad (Figura 4.4, Pesquerías 8 y 9). En la zona al norte de 15°N los peces más seleccionados parecen ser de entre unos 10 y 26 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 8). El esfuerzo palangrero en la zona norte es altamente estacional (Figura 2.3, Pesquería 8), y es posible que el aspecto estacional de esta pesquería cause que su curva de selectividad muestre picos múltiples, si patudos de distintos tamaños ocurren en la zona norte en distintas épocas del año. En la zona al sur de 15°N, el patudo es más vulnerable a los palangres a partir de unos 17 trimestres de edad, y a medida que envejecen suelen hacerse más y más vulnerables a esta pesquería (Figura 4.4, Pesquería 9). (Nótese que se constriñó el modelo para que ocurriese esto.) La pesquería palangrera del sur típicamente selecciona patudos de mayor edad que cualquier otra pesquería que opera en el OPO.

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de patudo capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 10-13). (En la Sección 2.2.2 se presenta información adicional sobre los descartes.)

La capacidad de los buques cerqueros de capturar patudo en asociación con objetos flotantes ha cambiado sustancialmente con el tiempo. Antes de 1993, cuando la pesca sobre objetos flotantes tenía lugar principalmente frente a América Central y del Sur, la capturabilidad (q) de patudo por buques cerqueros pescando sobre objetos flotantes era afectada principalmente por eventos aleatorios que cambiaban la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea gruesa). La capturabilidad durante este período también fue afectada por cambios en la tecnología pesquera y el comportamiento de los pescadores (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea de trazos), pero generalmente no por anomalías en las TSM (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea delgada). Antes de 1993 la capturabilidad general fue máxima durante 1977-1985, período durante el cual la capturabilidad fue frecuentemente más del doble del componente tecnológico y de comportamiento estimado de la capturabilidad durante el primer trimestre de 1975 (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea gruesa). Desde 1993, la capacidad de los buques cerqueros de capturar patudo en asociación con objetos flotantes ha variado por zona. En la zona de altura principalmente al sur de la línea ecuatorial, la capturabilidad ha sido afectada por eventos aleatorios (Figura 4.5a, Pesquería 2, línea gruesa), pero no por la tecnología ni el comportamiento de los pescadores, ni tampoco por el ambiente (Figura 4.5a, Pesquería 2, líneas de trazos y delgada). Para esta pesquería, eventos aleatorios que afectan la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca causaron que la tendencia general en la capturabilidad fuese diferente a la tendencia basada solamente en tecnología y comportamiento (Figura 4.5a, Pesquería 2, líneas gruesa y de trazos). Alrededor de las Islas Galápagos, la capturabilidad aumentó durante 1993-1995 y disminuyó durante 1996-1999 (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea gruesa). La variación en capturabilidad para esta pesquería es explicada por cambios en tecnología y comportamiento (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea de trazos) y eventos aleatorios que afectan la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea gruesa), pero no por variaciones en anomalías de las TSM (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea delgada). Frente a América Central y del Sur, la capturabilidad ha sido altamente variable, con poca o ninguna tendencia con el tiempo (Figura 4.5a, Pesquería 4, línea gruesa). Ni los efectos tecnológicos y de comportamiento ni las anomalías de las TSM parecen haber afectado la capturabilidad de patudo por esta pesquería (Figura 4.5a, Pesquería 4, líneas de trazos y delgada), y los cambios en capturabilidad son dominados por los efectos de eventos aleatorios (Figura 4.5a, Pesquería 4, línea gruesa). En zonas de altura principalmente al norte de la línea ecuatorial, la capturabilidad estuvo a más de dos veces su nivel inicial (basado solamente en tecnología y comportamiento) durante la mayor parte de 1995 y 1996 (Figura 4.5a, Pesquería 5, línea gruesa). Se estimó que ni los cambios tecnológicos y de comportamiento ni las anomalías de la TSM ejercieron efectos sustanciales sobre la capturabilidad de patudo en esta pesquería (Figura 4.5a, Pesquería 5, líneas de trazos y delgada).

Ha ocurrido relativamente poco cambio con el tiempo en la capacidad de los buques cerqueros de capturar patudo en cardúmenes no asociados. Antes de 1990, el período de mayor capturabilidad de patudo por este método de pesca fue 1975-1981, cuando la capturabilidad fue frecuentemente más de cuatro veces la estimación inicial de este parámetro basada en tecnología y comportamiento solamente (Figura 4.5b, Pesquería 6, línea gruesa). Durante 1982-1989 el patudo fue relativamente menos capturable por este método de pesca (Figura 4.5b, Pesquería 6, línea gruesa). Desde 1990 la capturabilidad por este método ha sido variable, pero relativamente estable (Figura 4.5b, Pesquería 7, línea gruesa). No se estimaron efectos tecnológicos y de comportamiento ni ambientales sobre la capturabilidad para las dos pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7).

El modelo de evaluación predice que no han ocurrida apenas cambios en la capturabilidad de patudo por la flota palangrera (Figura 4.5b, Pesquerías 8 y 9, líneas gruesas). Este resultado es de esperar, ya que los datos de esfuerzo de estas pesquerías fueron estandarizados antes de ser incorporados en el modelo de evaluación del stock (Sección 2.2.2).

La capturabilidad de patudo pequeño por las pesquerías de descarte es determinada por eventos

aleatorios que afectan la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca (Figura 4.5c, Pesquerías 10-13, líneas gruesas). Han ocurrido variaciones sustanciales con el tiempo y entre zonas de pesca en la capturabilidad de patudo pequeño descartado. No se estimaron efectos tecnológicos y de comportamiento ni ambientales sobre la capturabilidad para este tipo de patudo.

4.2.2. Reclutamiento

La abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO no parece estar relacionada con anomalías de las TSM en el momento en el que se supone que se criaron los peces (Figura 4.6, recuadro superior). Es sin embargo posible que otras variables oceanográficas influyan sobre el reclutamiento, y el personal de la CIAT piensa considerar otros índices ambientales como candidatos para explicar la variación en el reclutamiento. Esto incluirá retrasar el índice ambiental un trimestre (en lugar de dos), para ver si el reclutamiento está relacionado con las condiciones ambientales durante la fase juvenil temprana (en lugar de la fase larval). Identificar una o más variables ambientales correlacionadas con el reclutamiento sería útil al hacer predicciones sobre el reclutamiento futuro.

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimado por el método A-SCALA e ilustrado en la Figura 4.9, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa de hembras adultas en el momento de cría (definiendo hembras adultas provisionalmente como peces de al menos 3 años de edad) (Figura 4.6, recuadro inferior). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras.

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La estimación del reclutamiento medio entre el principio de 1975 y el principio de 2000 es de aproximadamente 6,6 millones de patudos por trimestre, con límites de confianza de 95% inferior y superior de unos 5,4 millones y 8,1 millones, respectivamente. La característica más conspicua de la serie de tiempo ilustrada en la Figura 4.7 son los reclutamientos extremadamente grandes que se estima ocurrieron durante 1997 y el primer trimestre de 1998. Se estima que estos reclutamientos fueron entre 1,7 y 3,5 veces el reclutamiento medio estimado (Figura 4.7, líneas gruesa y delgadas). Antes de 1997, el reclutamiento no fue nunca más del doble de su nivel medio. En muchos trimestres durante 1975-1999 el reclutamiento fue inferior al promedio, pero destacan dos períodos de reclutamiento bajo. El reclutamiento fue generalmente inferior al promedio durante 1983-1991 y desde el segundo trimestre de 1998. No se pueden identificar los mecanismos que produjeron los reclutamientos ilustrados en la Figura 4.7. Tal como se notó en los dos primeros párrafos de esta sección, ni la serie candidato de anomalías de las TSM ni la biomasa de hembras maduros en el momento de cría parece afectar el reclutamiento.

Es importante notar que existe una incertidumbre considerable en los niveles estimados de reclutamiento para el patudo en el OPO. Esta incertidumbre abarca la serie de tiempo entera de estimaciones de reclutamiento (Figura 4.7, líneas delgadas), y el CV medio de las estimaciones de reclutamiento es aproximadamente 0,42. Para los años previos a 1993, antes de la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes, esta incertidumbre resulta probablemente de que se capturaran relativamente pocos patudos pequeños (Figuras 2.2 y 2.4, Pesquería 1). Los datos disponibles contienen por lo tanto relativamente poca información sobre el reclutamiento antes de 1993. Desde 1993, hay incertidumbre en las estimaciones del reclutamiento de patudo porque la mayoría de los peces reclutados durante este período fueron vulnerables a la pesquería de superficie solamente. Nótese que en la zona al sur de 15°N, donde se captura la mayoría del pescado grande (Figuras 2.2 y 2.4, Pesquería 9), el patudo es relativamente invulnerable a los palangres hasta unos 4 años después de ser reclutado a la pesquería de superficie (Sección 4.2.1 y Figura 4.4). En evaluaciones futuras se reducirá probablemente la incertidumbre en las estimaciones de los niveles de reclutamiento ocurridos desde 1993, ya que estos peces estarán representados en las capturas de las pesquerías palangreras. Dados los patrones de selectividad actuales de las pesquerías que capturan patudo en el OPO (Figura 4.4), parece probable que las esti-

maciones de reclutamiento sigan inciertas hasta unos 5 a 7 años después de que los peces sean vulnerables por primera vez a la flota de superficie. Esta conclusión implica que las estimaciones de reclutamiento para 1997 a 1999 serán probablemente imprecisas hasta aproximadamente 2002-2004.

La Figura 4.8 ilustra asimismo la incertidumbre en las estimaciones recientes del reclutamiento. La figura presenta las composiciones por tamaño observadas y predichas de las capturas de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 2-5). Hay tendencias temporales claras en las composiciones por tamaño observadas y predichas de las capturas de estas cuatro pesquerías. Antes del primer trimestre de 1999, estas pesquerías capturaban muchos patudos de unos 50 cm de largo, pero desde ese trimestre éste no ha sido el caso. Esto sugiere que el reclutamiento fue inferior al promedio durante la segunda mitad de 1998 y 1999. Una interpretación alternativa sería que los datos de composición por tamaño observados no brindan información sobre el reclutamiento durante 1999 porque los métodos usados en esas cuatro pesquerías fueron modificados para capturar patudos mayores (es decir, han cambiado las curvas de selectividad para esas pesquerías). Esta segunda interpretación es asimismo problemática. Hubieron ocasiones antes de 1999 cuando el patudo capturado en asociación con objetos flotantes abarcaba un amplio rango de tamaños, inclusive peces de unos 50 cm (por ejemplo, el tercer trimestre de 1997, Figura 4.8). Esta observación apoya la hipótesis de reclutamiento reducido porque, de haber cantidades normales de reclutas presentes durante 1999, las pesquerías sobre objetos flotantes hubieran capturado algunos de ellos.

4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Se estima que la biomasa de patudo de 1+ años de edad durante 1975-1980 fue relativamente estable, en unas 468.000 toneladas. La biomasa de este grupo de edad aumentó paulatinamente durante 1981-1984, y alcanzó una máxima histórica de unas 581.000 toneladas durante el segundo trimestre de 1985. Luego disminuyó, hasta alcanzar una mínima histórica de unas 326.000 toneladas durante el cuarto trimestre de 1995. El modelo de evaluación indica que desde entonces ha subido constantemente, y que para el principio de 2000 estaba en unas 538.000 toneladas.

En la Figura 4.9 se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Tal como se nota en la Sección 4.2.2, se supone que los reproductores son hembras de al menos 3 años de edad. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de 1+ años (ver párrafo anterior), pero hay ligeras diferencias en cuándo ocurren las estimaciones máxima y mínima de biomasa reproductora porque los reproductores son relativamente mayores. El nivel máximo de biomasa reproductora, unas 117.000 toneladas, ocurrió al principio del tercer trimestre de 1985, y el mínimo, unas 45.000 toneladas, al principio del tercer trimestre de 1997. Se estima la biomasa reproductora al principio de 2000 en unas 96.000 toneladas.

Existe incertidumbre en las biomásas estimadas de patudo de 1+ años y de reproductores también. Los intervalos de confianza para ambas series de tiempo son tan amplios que las tendencias descritas en los dos párrafos previos deben ser consideradas con cautela (Figura 4.9). Es importante notar que, pese a que los intervalos de confianza ilustrados en la Figura 4.9 parecen ser relativamente estrechos para las estimaciones de biomasa reproductora, los CV medios de las estimaciones de biomasa de patudos de 1+ años y reproductores fueron muy similares (0,18 y 0,17, respectivamente). Esto indica que hay tanta incertidumbre en las estimaciones de biomasa de reproductores como en las estimaciones de biomasa de peces de 1+ años.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de biomasa y en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), resulta difícil determinar si, en el OPO, las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o por variación en el reclutamiento. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se permitió crecer a la población

de patudo que se estima estuvo presente en el OPO al principio de 1975, usando la serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento ilustrada en la Figura 4.7, sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del stock (Figura 4.10).

4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

Han ocurrido cambios importantes, ilustrados en la Figura 4.11, en el peso promedio del patudo capturado por la flota de superficie. Antes de 1993, el peso promedio del patudo capturado en asociación con objetos flotantes era unos 18 kg (Figura 4.11, Pesquería 1); disminuyó durante 1993-1998, pero durante 1999 estas pesquerías capturaron peces más grandes (Figura 4.11, Pesquerías 2-5). El peso promedio de patudo capturado en asociación con objetos flotantes durante el cuarto trimestre de 1999 fue 13, 15, 17, y 13 kg para las Pesquerías 2 a 5, respectivamente. Antes de 1990, el peso promedio del patudo capturado en cardúmenes no asociados permaneció estable en unos 21 kg (Figura 4.11, Pesquería 6), pero desde 1990 ha variado entre unos 20 y 35 kg, con un promedio de unos 31 kg (Figura 4.11, Pesquería 7), y durante 1999 aumentó. El peso promedio de patudo capturado por la flota de superficie combinada, excluidas las pesquerías de descarte, durante 1975-1999 fue de unos 18 kg (Figura 4.11, Pesquerías 1-7). El aumento en el peso promedio de patudo capturado por la flota de superficie durante 1999 es importante, porque indica que dicha flota está ahora capturando peces que, en promedio, son mayores que los que capturó durante 1993-1998. Se pudo observar esta tendencia también en los datos de composición por tamaño para las Pesquerías 2 a 5 (Figura 4.8). El modelo de evaluación trata este aumento como evidencia de reclutamiento bajo desde la segunda mitad de 1998 hasta fines de 1999 (Figura 4.7), pero es también posible que la flota de superficie se haya hecho capaz de capturar proporciones mayores de patudo más grande (Sección 4.2.2).

Los pesos promedio del patudo capturado por palangreros pescando en el OPO han permanecido relativamente estables (Figura 4.11, Pesquerías 8 y 9), en unos 35 y 52 kg para las zonas al norte y al sur de 15°N, respectivamente. Si se combinan las dos pesquerías palangreras, se estima que el peso promedio del patudo en la captura ha permanecido estable en unos 50 kg (Figura 4.11, Pesquerías 8 y 9).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

La curva de crecimiento estimado para patudo en esta evaluación es similar a aquéllas de otros investigadores (Figura 4.12). Las tallas medias a edad estimadas con el modelo de evaluación son similares a aquéllas estimadas por Suda y Kume (1967), resultado que se esperaba ya que se constriñó la curva para que fuese como la suya (Sección 3.1.1). El modelo de evaluación indica que las tallas medias a edad son menores que las que estimaron Hampton *et al.* (1998) para patudo de menos de unos 21 trimestres de edad, pero mayores que las que estimaron para peces de más de unos 22 trimestres de edad. La curva de crecimiento de Hampton *et al.* era para el patudo en el Pacífico central y occidental.

La curva de crecimiento bifásica para el patudo en el OPO es de una forma inusual (Figura 4.12) que implica que ocurre una reducción sustancial en la tasa de crecimiento de patudo de 3 y 4 trimestres de edad. No se ha identificado un mecanismo biológico que explique esta reducción en la tasa de crecimiento. Cabe destacar, sin embargo, que Hampton y Fournier (2000) encontraron una reducción similar en la tasa de crecimiento del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Pacífico central y occidental. Un crecimiento más lento a edad menor es asimismo consistente con un modelo de crecimiento para aleta amarilla estimado por Wild (1986).

En la Tabla 4.2 se presentan estimaciones del tamaño medio del patudo en el OPO.

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se ha notado frecuentemente que las evaluaciones del patudo en el OPO son sensibles al nivel supuesto de mortalidad natural (M) (por ejemplo, Anónimo 1999), y que existe una incertidumbre sustancial en las estimaciones de este importante parámetro. Los resultados de la presente evaluación son también sensibles a supuestos sobre los niveles de mortalidad natural. Las estimaciones de la biomasa suelen

aumentar si se usan valores mayores de M en la evaluación (ver ejemplo en Anónimo (1999)), y disminuir si se usan valores de M más bajos.

En evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999) se consideró la sensibilidad a distintos niveles de M , pero en la presente evaluación se considera la sensibilidad a la forma de la curva de mortalidad. Se realizó una segunda evaluación del stock de patudo usando el método A-SCALA, con el supuesto que M no varía con la edad (M trimestral = 0,1; M anual = 0,4). En el Anexo 1 se presentan los resultados de esta segunda evaluación, y, cualitativamente, son similares a los que se presentan en las Secciones 4-6. El personal de la CIAT cree que es más razonable suponer que M varía con la edad, no que sigue constante. Por este motivo la discusión se ha enfocado en los resultados de la evaluación realizada bajo el supuesto que la curva de mortalidad natural es aquella ilustrada en la Figura 3.1. Es importante notar, sin embargo, que existe todavía una incertidumbre considerable sobre los niveles actuales de mortalidad natural por edad que afectan al patudo en el OPO.

4.5. Resumen de resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 14 trimestres de edad fue insignificante hasta aproximadamente 1993 (Figura 4.3, recuadros titulados Edades 2-5, 6-9, y 10-13). Desde 1993, la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y el amplio uso de plantados ha causado en promedio que la mortalidad por pesca de estos peces jóvenes aumente sustancialmente (Figura 4.3). Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente patudos jóvenes de entre unos 5 y 16 trimestres de edad. Se supone que los patudos de entre 2 y 5 trimestres de edad descartados durante la clasificación de la captura sobre objetos flotantes. Lances cerqueros sobre cardúmenes de atunes no asociados seleccionan patudos que abarcan un amplio rango de edades, y desde 1990 esta modalidad de pesca selecciona principalmente peces de entre unos 7 y 20 trimestres de edad. En la zona al norte de 15°N, la flota palangrera selecciona patudos de entre unos 10 y 26 trimestres de edad; al sur de este paralelo, el patudo es relativamente vulnerable a la pesca con palangre a partir de los 17 trimestres de edad. La pesquería palangrera del sur selecciona típicamente patudo de edad mayor que cualquier otra pesquería que opera en el OPO. La capturabilidad de patudo por buques cerqueros ha cambiado con el tiempo, y estos cambios resultan principalmente de eventos aleatorios que afectan la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca. Sin embargo, han ocurrido cambios en tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores que ocasionaron cambios en la capturabilidad de patudo por buques cerqueros.

El reclutamiento del patudo a las pesquerías del OPO es variable, y no se puede identificar actualmente los mecanismos que expliquen la variación en el reclutamiento. La abundancia de patudo reclutado a las pesquerías del OPO parece no estar relacionada con anomalías de la TSM en el momento en que se supone que se criaron los peces. En el rango de biomásas reproductoras estimadas por el método A-SCALA, la abundancia de patudo reclutado a la pesquería también parece no estar relacionado con la biomasa de hembras adultas presentes en el momento de cría.

Se estima que cantidades extremadamente grandes de atunes patudo fueron reclutadas a las pesquerías del OPO durante 1997 y el primer trimestre de 1998. Estos reclutamientos fueron entre 1,7 y 3,5 veces el nivel estimado de reclutamiento medio (Figura 4.7). Se estima que el reclutamiento fue superior al promedio durante la mayor parte de 1995-1997 pero inferior al mismo durante la mayor parte de 1983-1991 y desde el segundo trimestre de 1998. Los niveles de reclutamiento estimados contienen incertidumbres considerables. Esta incertidumbre abarca la serie de tiempo entera y puede ser atribuida a dos factores. Es primer lugar, los datos disponibles contienen relativamente poca información sobre el reclutamiento antes de 1993 (porque se capturaba poco patudo pequeño en esa época). En segundo lugar, hay incertidumbre en las estimaciones recientes de reclutamiento porque hasta ahora la mayoría de los peces fueron vulnerables a la pesquería de superficie solamente. Esta incertidumbre será probablemente reducida cuando estos peces estén representados en las capturas de la flota palangrera. Es probable que las es-

timaciones de reclutamiento para 1997-1999 sean imprecisas hasta aproximadamente 2002-2004. Es importante notar que, en 1999, la flota de superficie no capturó muchos patudos de unos 50 cm de largo. Esta ausencia reciente de peces pequeños en las capturas da la flota de superficie puede ser interpretada como evidencia de reclutamiento reducido durante 1999 o como evidencia de un cambio en el patrón de selectividad por edad de esta flota.

Se estima que la biomasa del patudo de 1+ años de edad fue relativamente estable en unas 468.000 toneladas durante 1975-1980 (Figura 4.9), aumentó paulatinamente durante 1981-1984, y alcanzó un nivel récord de unas 581.000 toneladas para el segundo trimestre de 1985. Luego disminuyó, a un nivel bajo histórico de unas 326.000 toneladas en el cuarto trimestre de 1995. El modelo de evaluación estima que posteriormente aumentó paulatinamente, y que al principio de 2000 estaba en unas 538.000 toneladas. La biomasa reproductora ha seguido una tendencia generalmente similar a la de la biomasa de peces de 1+ años de edad. Se estima que el nivel más alto fue unas 117.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1985, y el más bajo unas 45.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1997. Se estima que al principio de 2000 estaba en unas 96.000 toneladas. Estas estimaciones de biomasa de peces de 1+ años de edad y de biomasa reproductora contienen incertidumbres considerables, y las tendencias aquí descritas debe ser consideradas con cautela.

El peso promedio del patudo capturado por las varias flotas de superficie que operan en el OPO disminuyó generalmente de 1993 a 1998, pero aumentó durante 1999 (Figura 4.11). En 1999 el peso medio de patudo capturado en lances cerqueros sobre objetos flotantes fue de unos 13 a 17 kg, y en lances sobre atunes no asociados unos 30 kg. El peso promedio del patudo capturado por la flota palangrera ha sido relativamente estable desde 1975, en unos 35 kg en la zona al norte de 15°N y unos 50 kg al sur de este paralelo.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Se evalúa la condición del stock de patudo en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS).

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para los stocks de los que responde, pero en las tres subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición del stock basada en biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se podría acumular en ausencia de pesca es útil para evaluar la condición de un stock. Se denomina este cociente el cociente de biomasa reproductora, o SBR (*spawning biomass ratio*), y se define con la siguiente ecuación:

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

donde S_t es la biomasa reproductora en cualquier momento (t) durante un período de explotación y $S_{F=0}$ es la biomasa reproductora que estaría presente si no se pescase durante un período largo (es decir, la biomasa reproductora de equilibrio si $F = 0$). El límite inferior del SBR es cero. Si el SBR es cero, o un poco más que cero, la población ha sido severamente reducida y se encuentra probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, la pesquería probablemente no ha reducido el stock de reproductores. Si el SBR es más que 1, es posible que el stock haya emprendido un régimen de producción incrementada.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (por ejemplo, Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) sugieren que algunas poblaciones de

peces pueden producir el RPMS con un SBR entre 0,3 y 0,5, y que otras no lo pueden producir si el SBR es menos de 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica de poblaciones que caracterizan las poblaciones de atunes generalmente no han sido consideradas en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y tasas de reclutamiento, mortalidad natural, y crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados para atunes basados en SBR, se pueden comparar estimaciones de SBR_t con una estimación de SBR para una población que está produciendo el RPMS ($SBR_{RPMS} = S_{RPMS}/S_{F=0}$). S_{RPMS} es la biomasa reproductora en RPMS (ver Sección 5.3 para detalles del cálculo del RPMS y valores relacionados).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación del stock (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2000). En la Sección 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t). Se estimó la biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre a nivel promedio. El nivel promedio de reclutamiento usado en este cálculo es aquél estimado por el modelo de evaluación del stock (Sección 4.2.2). Se estima $S_{F=0}$ en unas 111.000 toneladas, con límites de confianza de 95% inferior y superior de unas 89.000 y 134.000 toneladas, y SBR_{RPMS} en 0,38.

Al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO estaba tan sólo ligeramente reducido. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0,86, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,63 y 1,10. Es importante notar que la estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,38), señalando que, al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO era probablemente mayor de lo que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RPMS.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para el patudo en el OPO. Entre el principio de 1975 y el principio de 1982, el SBR medio era aproximadamente 0,68 (Figura 5.1, línea gruesa). Esto es consistente con el hecho que el stock de patudo en el OPO fue explotado antes de 1975. El SBR aumentó durante 1982-1985 y, al principio del tercer trimestre de 1985, fue mayor que 1,0 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede probablemente ser atribuido a los niveles de reclutamiento superiores al promedio que se estima ocurrieron durante 1982 (Figura 4.7). Es interesante notar que este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por picos en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquerías 8 y 9). Después de 1985, el SBR disminuyó paulatinamente a aproximadamente 0,40 en el tercer trimestre de 1997 (Figura 5.1, línea gruesa). Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1983-1992) durante el cual el reclutamiento fue generalmente inferior a su nivel promedio (Figura 4.7). Es importante notar, sin embargo, que el SBR siguió disminuyendo durante el período en el cual las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes estaban creciendo (1993-1998) (Figuras 2.2 y 2.3). Durante 1996 y 1997, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue cercano al nivel que se esperaría si el stock produjese el RPMS (Figura 5.1, líneas gruesa y delgadas) pero, desde el principio de 1998, el SBR ha aumentado (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede ser atribuido probablemente a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1995 y 1996 (Figura 4.7), pero cabe destacar que, en 1998 y 1999, la CIAT aprobó medidas de ordenación ideadas para limitar las capturas de patudo por la flota de superficie.

En general, las estimaciones del SBR para el patudo en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,09. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1975-2000 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población produjese el RPMS (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,38 en la Figura 5.1. Sin embargo, tal como se comentó anteriormente, hubo un período (1996-1998) cuando se estimó que la biomasa reproductora estaba cerca del nivel de RPMS.

5.2. Evaluación de la condición del stock con base en el rendimiento por recluta

Cálculos del rendimiento por recluta también son útiles para evaluar la condición de un stock. Las tasas de crecimiento y mortalidad natural definen cómo cambia la biomasa total de una cohorte a medida que envejecen los peces en esa cohorte. La biomasa total de una cohorte es generalmente una función en forma de domo de la edad. Justo después de la edad de reclutamiento, la biomasa total de una cohorte aumenta porque las ganancias debidas al crecimiento superan las pérdidas debidas a mortalidad natural. Luego, a medida que crecen los peces, las pérdidas debidas a mortalidad natural superan las ganancias debidas al crecimiento, y la biomasa total de la cohorte disminuye. Hay un punto, denominado la “edad crítica”, en el cual las ganancias debidas al crecimiento compensan exactamente las pérdidas debidas a mortalidad natural. Si se capturan los peces cuando alcanzan esta edad crítica, la pesquería obtendrá, en promedio, el rendimiento máximo de cada pez reclutado a la cohorte. Se puede convertir la edad crítica en un “peso crítico,” usando una curva de crecimiento y una relación peso-talla. Con esta conversión el concepto de maximizar el rendimiento por recluta se hace más práctico. Si el peso medio de los peces en la captura es cercano al peso crítico, la pesquería está probablemente cerca de maximizar el rendimiento de cada recluta. Si es inferior al peso crítico, la pesquería está, en promedio, extrayendo los peces antes de que se maximicen las ganancias potenciales debidas al crecimiento, y si es superior al peso crítico, la pesquería está, en promedio, perdiendo rendimiento a pérdidas por mortalidad natural.

Para las pesquerías de atún no es factible que el peso medio de los peces en la captura equivalga al peso crítico y, en general, se puede considerar que se está logrando satisfactoriamente la meta de maximizar el rendimiento por recluta si el peso medio es cercano al peso crítico. El rendimiento por recluta es afectado por la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido y por el patrón de selectividad por edad. Si el peso medio de los peces en la captura no es cercano al peso crítico, ajustar uno de estos dos controles puede ayudar a optimizar el rendimiento por recluta. Si el esfuerzo de pesca es inferior a un nivel óptimo, no se maximizará el rendimiento por recluta porque muchos peces morirán por mortalidad natural. Si el esfuerzo de pesca es superior a un nivel óptimo, tampoco se maximizará el rendimiento por recluta porque muchos peces serán capturados antes de que se realicen las ganancias potenciales del crecimiento. Estas dos afirmaciones se basan en el supuesto de que hay un patrón fijo de selectividad por edad. En realidad, es difícil controlar ese patrón, pero el patrón total de selectividad por edad para todos los métodos de pesca combinados, y por ende el rendimiento por recluta, puede ser modificado cambiando la distribución de esfuerzo entre métodos de pesca con distintos patrones de selectividad por edad. Por ejemplo, si el peso medio de los peces en la captura es inferior al peso crítico, sería posible incrementar el rendimiento por recluta reduciendo la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por las pesquerías que capturan peces jóvenes. Cabe destacar que controlar el patrón de selectividad por edad para que se capturen solamente peces de edad crítica no es una estrategia apropiada para optimizar el rendimiento por recluta porque implica que el nivel de mortalidad por pesca debería ser infinitamente alto.

Se estimó el peso crítico para el patudo en el OPO en unos 35 kg, bajo el supuesto de reclutamiento constante, usando las curvas de mortalidad natural y crecimiento del modelo de evaluación (Figuras 3.1 y 4.12, respectivamente). En lo sucesivo, se usa este peso como punto de referencia y se compara con el peso medio de los peces en la captura combinada (de las 13 pesquerías de patudo).

El peso medio del patudo en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 15 kg al fin de 1999 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico desde fines de 1994 (Figura 5.2). Este desempeño pobre de la pesquería combinada con respecto al objetivo de maximizar el rendimiento por recluta puede ser atribuido a la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y al uso extenso de plantados.

Antes del fin de 1994, el peso medio del patudo en la captura combinada fue generalmente superior al peso crítico (Figura 5.2). Esto sugiere que se estaba perdiendo cierto rendimiento porque muchos patudos morían antes de que fuesen capturados por la pesquería combinada. Es sin embargo importante

notar que no se incluyeron descartes en las capturas antes de aproximadamente 1993 (Sección 2.2.3), y que por lo tanto estas estimaciones previas son probablemente demasiado altas.

5.3. Evaluación de la condición del stock con base en RPMS

Puntos de referencia basados en RPMS también son útiles para la ordenación de stocks de peces, y mantener los stocks de atunes a niveles capaces de producir el RPMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RPMS es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Teóricamente, bajo condiciones medias, hay una tasa de mortalidad por pesca que maximiza el rendimiento de la pesquería combinada. Si dicha tasa permanece en este nivel durante un período largo, el tamaño de la población, bajo condiciones medias, permanecerá en un nivel constante. Se define este tamaño de población como la biomasa en RPMS (B_{RPMS}). Hay una definición similar para la biomasa reproductora en RPMS (S_{RPMS}). Si el objetivo de la ordenación es lograr el RPMS, los niveles recientes de captura (C_{1999} , definido como la captura total en 1999) deberían ser cercanos al RPMS y los niveles recientes de biomasa, B_{2000} y S_{2000} (definidos como los niveles de biomasa al principio de 2000), deberían ser cercanos a B_{RPMS} y S_{RPMS} , respectivamente. Por lo tanto, los cocientes $C_{1999}/RPMS$, B_{2000}/B_{RPMS} , y S_{2000}/S_{RPMS} deberían ser cercanos a 1,0. Nótese que aun si el sistema está cerca de los niveles capaces de producir el RPMS, fluctuaciones en la dinámica del sistema (por ejemplo, fluctuaciones en reclutamiento y capturabilidad) pueden causar que estos cocientes varíen de 1,0. Similarmente, fluctuaciones en la dinámica del sistema pueden también causar que estos cocientes sean cercanos a 1,0 cuando el sistema no está cercano a los niveles capaces de producir el RPMS.

Los cálculos basados en RPMS para el patudo en el OPO se basan en el supuesto de que no existe una relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento (Sección 4.2.2). Por lo tanto, los resultados presentados en lo sucesivo serán equivalentes a los resultados de los análisis de rendimiento por recluta realizados con evaluaciones previas de este stock (por ejemplo, Anónimo 1999).

Cabe también destacar que se hicieron los cálculos basados en RPMS con los parámetros estimados del modelo de evaluación del stock. Por tanto, se presentan los resultados basados en RPMS como estimaciones de punto, pero se debe notar que estos resultados contienen incertidumbres. El personal de la CIAT considera que cuantificar la incertidumbre en los resultados basados en RPMS es un tema importante para estudios futuros.

Al principio de 2000, la biomasa de patudo en el OPO parece haber estado por encima del nivel que se espera produciría el RPMS, pero las capturas recientes han estado cerca del nivel de RPMS. Las estimaciones de las cantidades de patudo en el OPO basadas en RPMS son las siguientes:

$$RPMS = 73.177 \text{ toneladas por año};$$

$$B_{RPMS} = 254.908 \text{ toneladas};$$

$$S_{RPMS} = 41.884 \text{ toneladas};$$

$$C_{1999}/RPMS = 1,07;$$

$$B_{2000}/B_{RPMS} = 2,11; \text{ y}$$

$$S_{2000}/S_{RPMS} = 2,29.$$

Se definen B_{2000} y B_{RPMS} como las biomazas de patudo de 1+ años de edad, y S_{2000} y S_{RPMS} como las biomazas de hembras maduras.

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.4), el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RPMS es aproximadamente 1,6 veces el nivel actual de esfuerzo. Es importante notar, sin embargo, que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RPMS, pero la biomasa del stock reproductor disminuye sustancialmente con aumentos

en la mortalidad por pesca (Figura 5.3). Esto indica que aumentar el esfuerzo a 1,6 veces su nivel actual incrementaría la captura en un 7%, pero reduciría la biomasa reproductora en un 30%.

Es importante saber cómo las capturas recientes han podido estar cerca del nivel de RPMS a pesar de que se estima que (1) la biomasa está alrededor del doble del nivel que se espera produzca el RPMS, y (2) que niveles mayores de esfuerzo de pesca son necesarios para lograr el RPMS. Es posible que las capturas recientes estén cerca del RPMS porque el reclutamiento estimado estuvo por encima de su nivel medio durante la mayor parte del período de 1995-1998 (Figura 4.7). Las cantidades basadas en RPMS fueron estimadas suponiendo condiciones medias, pero las condiciones durante 1995-1998 fueron atípicas. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie; sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. De ser éste el caso, las capturas de patudo por dicha flota podrían disminuir cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a la pesca con cerco.

La estimación del RPMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RPMS descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas calculado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías. Distribuciones de esfuerzo de pesca diferentes cambiarían este patrón de selectividad combinado. Es posible aumentar el RPMS si una pesquería captura peces de peso cercano al crítico (Sección 5.2). A fin de ilustrar cómo cambiaría el RPMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada pesquería. Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar el RPMS, las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) producirán los mejores resultados, y las que capturan patudo principalmente en lances cerqueros sobre plantados (Pesquerías 2, 3, y 5) los peores (Tabla 5.1). Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar S_{RPMS} , la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) producirá los mejores resultados, seguida por la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) (Tabla 5.1), y las pesquerías de superficie que capturan patudo principalmente en lances cerqueros sobre plantados (Pesquerías 2, 3, y 5) los peores. Ninguna de las pesquerías operando en el OPO tiene un patrón de selectividad por edad que sea óptimo con respecto a RPMS y S_{RPMS} también.

La pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) es probablemente la que más se aproxima a los objetivos simultáneos de maximizar RPMS y S_{RPMS} . Esto vale particularmente en vista de que la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) captura una proporción muy pequeña de la captura total, y parece poco probable que sea capaz de alcanzar su RPMS estimado (99.000 toneladas). Es sin embargo importante notar que cambiar la distribución actual de esfuerzo de pesca para que solamente un tipo de pesquería continúe operando en el OPO es poco realista, dado el carácter diverso de la flota y la importancia comercial de las otras especies de atún.

5.4 Resumen de la condición del stock

Al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO estaba tan sólo ligeramente reducido. El SBR estimado en ese momento era aproximadamente 0,86, con límites de confianza de 95% inferior y superior de aproximadamente 0,63 y 1,10, respectivamente. Pese a la incertidumbre en la estimación reciente del SBR, al principio de 2000 el stock reproductor de patudo en el OPO estaba probablemente por encima del nivel esperado si el stock produjese el RPMS. Hubo un período (1996-1998) cuando la biomasa reproductora estimada estuvo cerca de su nivel esperado en RPMS.

Se está actualmente explotando el stock de patudo en el OPO de una forma que no permite a la pesquería combinada maximizar el rendimiento por recluta. Al principio de 2000, el peso medio de los peces en la captura combinada era menos de la mitad del peso crítico estimado, y de hecho ha sido inferior al mismo desde el fin de 1994 (Figura 5.2). El desempeño pobre de la pesquería combinada con respecto al objetivo de maximizar el rendimiento por recluta puede ser atribuido a la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y al uso extenso de plantados.

Al principio de 2000, la biomasa estimada de patudo en el OPO estuvo en un nivel dos veces el necesario para soportar el RPMS (basado en la distribución actual de esfuerzo entre las distintas pesquerías). Sin embargo, las capturas recientes estuvieron cerca del nivel de RPMS (unas 73.000 toneladas). Bajo condiciones medias, la mortalidad por pesca hubiera aumentado a unas 1,6 veces su nivel actual para alcanzar el RPMS. Cabe destacar, sin embargo, que se esperaría que un aumento tal en el esfuerzo incrementaría las capturas medias a largo plazo en solamente un 7% y reduciría la biomasa reproductora en un 30%. Las condiciones en el pasado reciente han sido diferentes a las condiciones medias, y es posible que las capturas futuras de patudo por la flota de superficie disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías cerqueras. Nótese que las estimaciones de reclutamiento durante la segunda mitad de 1998 y 1999 son inferiores al promedio (Figura 4.7), pero son muy imprecisas porque se basan en datos limitados. Se podría maximizar el RPMS del patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar al de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9).

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

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

Se debe interpretar con cautela los resultados de los estudios de simulación porque se realizan bajo una serie de supuestos que, en el futuro, podrían resultar ser falsos. Se deben considerar los patrones y tendencias generales en los resultados de una serie de simulaciones, no los valores predichos por una sola simulación. Por ejemplo, en lugar de considerar el nivel predicho de biomasa futura de una sola simulación, es más apropiado considerar si simulaciones múltiples (por ejemplo, realizadas bajo varios escenarios de reclutamiento) suelen pronosticar que biomasa futura serán mayores o menores que un cierto nivel. Se realizaron cien simulaciones para cada uno de los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Es asimismo apropiado considerar los resultados de un estudio de simulación comparando los resultados relativos de distintos supuestos acerca del futuro.

Generalmente, lo más adecuado es realizar simulaciones que arrojan predicciones sobre el futuro a corto plazo. Simulaciones a corto plazo son apropiadas porque es difícil predecir con precisión cómo un sistema se comportará en el futuro a partir de lo que hizo en el pasado. Por ejemplo, hay tanta variación en la capturabilidad del patudo capturado por las pesquerías del EPO (Figura 4.5) que es difícil saber cómo estos parámetros podrían cambiar en el futuro. Realizar simulaciones a corto plazo puede reducir el grado al cual supuestos no apropiados sobre la dinámica futura del sistema afectan las predicciones del modelo. Las simulaciones comentadas a continuación fueron realizadas para un período de 5 años, 2000 a 2004 (con intervalos trimestrales).

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se especificaron los escenarios siguientes para describir la cantidad hipotética de esfuerzo de pesca que podría ejercer la flota de superficie durante 2000-2004.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media

de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo en el cuarto trimestre de 2000, 2001, 2002, 2003, y 2004 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 1998 y 1999.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2000 a 2004, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 1998 (también por trimestre).

6.1.2. Selectividad y capturabilidad

Se hicieron dos supuestos acerca de la selectividad (el componente por edad de la mortalidad por pesca). En primer lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. En segundo lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación es la misma que estimó el modelo de evaluación del stock (es decir, las curvas de selectividad son las mismas que se presentan en la Figura 4.4).

Se supuso además que la capturabilidad del patudo para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. Se supuso que los niveles futuros de capturabilidad para cada pesquería eran iguales a la capturabilidad media para esa pesquería durante 1998 y 1999 (se computan los promedios de esfuerzo de pesca por trimestre).

6.1.3. Descartes

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de patudo. En el primero se supone que todo el patudo descartado muere; en el segundo, que no hubo descartes porque los peces que normalmente se descartan no son capturados o, al mismo efecto, que todos los patudos descartados sobreviven. Es importante notar que la intención no es que el supuesto de no haber descartes represente un escenario en el cual los peces pequeños son retenidos en la captura. La retención de peces pequeños que normalmente serían descartados no fue modelada explícitamente en este estudio de simulación. En la mayoría de los casos, suponer que los peces pequeños serán retenidos es equivalente a suponer que los peces descartados morirán. Por lo tanto, se deben considerar las simulaciones realizadas bajo el primer escenario para ver los resultados de retener peces que normalmente serían descartados. Sin embargo, cabe también destacar que retención futura de peces pequeños causaría que se subestimaran las capturas simuladas de la flota primaria de superficie (Pesquerías 2 a 5 y 7).

6.2. Supuestos sobre la dinámica de población

Se realizó el estudio de simulación bajo el supuesto que, en el futuro, los parámetros biológicos y demográficos que rigen la dinámica de la población de patudo en el OPO serían similares a los que rigieron durante 1975-1999. En particular, se supuso que la función de crecimiento, relación peso-talla, curva de madurez, y curva de mortalidad natural eran iguales a las que se estimaron con o usaron en el modelo de evaluación del stock (Secciones 3 y 4). Con respecto al modelo de evaluación, se supuso también que el patudo se desplaza por el OPO con suficiente rapidez como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre (Sección 3.1.3), y que hay un solo stock de patudo en el OPO (Sección 3.1.5). Se supuso que el reclutamiento durante 2000 a 2004 varía al azar alrededor del mismo nivel promedio y es igual de variable que el reclutamiento durante 1975-1999. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación del stock parecen estar autocorrelacionadas (Figura 4.7) pero, en el estudio de simulación, el rendimiento no estuvo autocorrelacionado. Añadir autocorrelación a las series de tiempo de reclutamiento simuladas causaría que los resultados de la simulación fuesen más variables.

6.3. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, el peso medio del patudo en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura total de la flota palan-

grera (Pesquerías 8 y 9). Es importante notar que hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4 y la Tabla 6.1. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que los parámetros estimados por y usados en el modelo de evaluación del stock describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

6.3.1. SBR predichos

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrán efectos moderados sobre el SBR (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Se predice que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que la estimación mediana del SBR disminuya en un 10% para el fin de 2004 (Tabla 6.1, compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la estimación mediana del SBR en un 16% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que al fin de 2004 el SBR será probablemente mayor que SBR_{RPMS} (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 20% del SBR el SBR_{RPMS} estimado de 0,38). Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca podrían ser incrementados a unas 1,6 veces su nivel previo para lograr el RPMS (Sección 5.3).

Merece notar que siempre se predice que el SBR aumentará durante 2000 y estará en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001 (Figura 6.1). Esta tendencia es causada por la serie de reclutamientos superiores al promedio que se estima ocurrieron durante 1995 a 1997 (Figura 4.7). Durante 2000 y 2001, los peces en esas cohortes fuertes estarán simultáneamente madurando (Sección 3.1.2) y alcanzando la edad crítica (Sección 5.2 y Figura 5.2). Es por lo tanto posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO crezca a niveles no observados desde mediados de la década de los 1980 (Figura 6.1). Cabe sin embargo destacar que existe incertidumbre sustancial en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2 y Figura 4.7).

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice también que el SBR será moderadamente sensible a supuestos sobre la situación del atún patudo descartado (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Si no se captura el patudo pequeño que normalmente se descarta, o si los peces descartados sobreviven, se predice que el SBR será un 16% mayor que lo que se predice si se supone que el patudo descartado muere (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es importante porque sugiere que evitar descartes de patudo pequeño de las capturas sobre objetos flotantes puede incrementar el stock reproductor.

6.3.2. Peso promedio predicho del patudo en la captura combinada

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrá efectos moderados sobre el peso promedio del patudo capturado por pesquerías operando en el OPO (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Se predice que, al cabo de 5 años, incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que el peso promedio de peces en la captura combinada disminuya en un 13% (Tabla 6.1, compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará el peso promedio de peces en la captura en un 24% (Tabla 6.1, compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2004 será sustancialmente inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 35 kg con los cuanti-

les de 80% en la Tabla 6.1). Parece por tanto que no será posible maximizar el rendimiento por recluta sin reducir sustancialmente la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie. Esta conclusión podría cambiar si, en el futuro, la flota de superficie puede capturar patudos más grandes (de mayor edad) o si se evitan los descartes.

Si las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementará considerablemente el peso promedio de peces en la captura combinada durante 2004 (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Este resultado es de esperar porque las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) capturan grandes cantidades de peces pequeños, y esto influye sobre la estimación del peso promedio. El punto importante es que evitar descartes aumentará sustancialmente el rendimiento por recluta. Se concluyó previamente que sería necesaria una reducción sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca de superficie para maximizar el rendimiento por recluta, pero se puede moderar esta reducción si se evitan los descartes.

6.3.3. Capturas predichas de las pesquerías de superficie primarias

Ya que se realizó el estudio de simulación bajo los supuestos que la capturabilidad permanecería constante para cada pesquería que siga operando en el OPO (Sección 6.1.2) y que el reclutamiento variaría al azar alrededor del promedio, aumentos en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie deberían causar aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 2 a 5 y 7). También vale lo contrario: una reducción en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie debería causar una reducción a corto plazo en la captura. Estos resultados son triviales, y aparentes en la Figura 6.3. Es sin embargo importante notar que si el nivel futuro de esfuerzo aumenta (o disminuye) un 25%, la captura no necesariamente aumentará (o disminuirá) por el mismo porcentaje. Por ejemplo, si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2004 serán solamente un 15% mayores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2004 serán un 15% menores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Estos resultados son consistentes con que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca sea casi plana en su cima y que la cantidad actual de esfuerzo de pesca ejercida en el OPO produzca un rendimiento promedio bastante cercano al RPMS (Sección 5.3 y Figura 5.3).

Cabe destacar que las capturas predichas para 2004 son generalmente inferiores a las que viene logrando la flota de superficie en los últimos años (Figura 6.3). Esta flota es evidentemente capaz de capturar más de 10 mil toneladas de patudo en un solo trimestre (Figura 6.3), pero la mayoría de las simulaciones predicen que las capturas durante 2004 serían inferiores a ese nivel (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 80% con el valor de 10.000 toneladas). Esta diferencia podría ser causada por la falta de autocorrelación en las series de tiempo de reclutamientos simuladas. Tal como se comenta en la Sección 5.3, las grandes capturas recientes de patudo por la flota de superficie podrían ser resultado de la serie de reclutamientos grandes que se estima ocurrieron durante 1995-1998 (Figura 4.7).

Si las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) podría incrementar las capturas futuras de la flota de superficie (Figura 6.3 y Tabla 6.1). Se predice que evitar descartes aumentará la captura trimestral de superficie durante 2004 en un 17% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Evitar descartes puede incrementar la captura de la flota de superficie porque un mayor número de peces pequeños puede sobrevivir y la biomasa total de las cohortes a las que son reclutados puede aumentar gracias a ganancias debidas a crecimiento (Sección 5.2).

6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera

Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie pueden afectar las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Se predice que la captura palangrera trimestral durante 2004 aumentará en un 14% si se reduce el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, se predice que la captura palangrera trimestral durante 2004 disminuirá en un 9% si se aumenta el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”).

Se predice que la captura futura palangrera es sensible a que la flota de superficie continúe descartando patudo pequeño al clasificar las capturas sobre objetos flotantes (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Se predice que evitar descartes aumenta la captura palangrera trimestral durante 2004 en un 13% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es consistente con la predicción que el SBR también aumentará si se evitan los descartes, y por tanto las simulaciones sugieren claramente que evitar descartes incrementaría la biomasa de patudo mayor. Es interesante notar que se puede formar esta conclusión a pesar del nivel relativamente alto de mortalidad natural de patudo del tamaño descartado durante la clasificación de capturas sobre objetos flotantes (Figura 3.1).

6.4. Resumen de resultados de la simulación

Las cohortes fuertes de patudo que aparentemente fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1995-1998 (Figura 4.7) podrían causar que el SBR aumente durante 2000 y esté en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001 (Figura 6.1). Es posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO crezca a niveles no observados desde mediados de la década de los 1980.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de la flota de superficie primaria (Pesquerías 2 a 5 y 7), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) (Tabla 6.1). Se predice que incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reducirá el SBR (Figura 6.1), reducirá el peso promedio de peces en la captura combinada (Figura 6.2), incrementará la captura total de la flota de superficie (Figura 6.3), y reducirá la captura total de la flota palangrera (Figura 6.4). Se predice que reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendrá los efectos contrarios.

Se predice que evitar los descartes de patudo pequeño de capturas sobre objetos flotantes, particularmente plantados, incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Cualquier medida que reduzca eficazmente la mortalidad de patudos de unos 2 a 5 trimestres de edad podría ayudar a la Comisión lograr varios objetivos de ordenación.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2000 y datos actualizados de 1999. Además, a medida que se obtengan datos nuevos del estudio de marcado que realiza actualmente el personal de la Comisión, se incorporará esta información, al grado posible, en evaluaciones futuras.

El personal de la CIAT piensa también considerar otros tipos de datos ambientales para uso en el modelo de evaluación del stock.

7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa continuar desarrollando el método A-SCALA y refinar la evaluación del stock de patudo en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para que se pueda usar información obtenida del estudio de mercado actual para obtener estimaciones de mortalidad natural y tasas de desplazamiento entre zonas en el OPO. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de patudo a partir de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si este proyecto tiene éxito, se incorporarán los resultados, al grado posible, en evaluaciones futuras del stock.

El personal de la CIAT piensa también elaborar métodos para estimar incertidumbre en cantidades basadas en RMS.

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Fournier, D.A., J. Hampton, y 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. *En Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, edited by S.J. Smith, J.J. Hunt, and D. Rivard. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Presentado a Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., K. Bigelow, y M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries, and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. Secretariat of the Pacific Community. Oceanic Fisheries Programme Technical Report No. 36. 46 pp.
- Hampton, J. y D.A. Fournier. 2000. Stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean using a spatially-disaggregated, length-based, age-structured model. Draft of a document to be presented to the Standing Committee on Tunas and Billfishes.
- Iversen, E.S. 1955. Size frequencies and growth of central and western Pacific bigeye tuna. *U.S. Fish Wildl. Serv., Spec. Sci. Rept. Fish.* 162: 40 pp.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR Reanalysis 40-year Project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77: 437-471.
- Kikawa, S. 1966. The distribution of maturing bigeye and yellowfin and an evaluation of their spawning potential in different areas in the tuna longline grounds in the Pacific. *Rept. Nankai Reg. Fish. Res. Lab.* 23: 131-208.
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Rept. Nankai Reg. Fish. Res. Lab.* 25: 75-80.
- Kume, S. 1969. Ecological studies on bigeye tuna – VI. A review on distribution and size composition of bigeye tuna in the equatorial and south Pacific Ocean. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.* 1: 77-98.
- Kume, S. and J. Joseph. 1966. Size composition, growth and sexual maturity of bigeye tuna, *Thunnus obesus* (Lowe), from the Japanese longline fishery in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 11: 45-99.
- 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. y G. Watters. 2000. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Draft manuscript presented to the Scientific Working Group of the Inter-American Tropical Tuna Commission.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, y H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish.* 34: 1-24.
- Nakamura, E.L. y J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *En Proc., Governor's*

- Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources, edited by T.A. Manar, Hawaii. 197-201.
- Suda, A. y S. Kume. 1967. Survival and recruit of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. Rept. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 1: 99-114.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *En Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, editado por S.J. Smith, J.J. Hunt, y D. Rivard. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Uosaki, K. and W.H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 273-488.
- Watters, G. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 527-571.
- 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 BLUEFIN TUNA IN THE PACIFIC OCEAN

by

William H. Bayliff

CONTENTS

1. Executive summary.....	211
2. Data.....	212
3. Assumptions and parameters	213
4. Stock assessment.....	215
5. Stock status	219
6. Future directions	220
Figures	221
Tables.....	232
References.....	253

1. EXECUTIVE SUMMARY

Most of the catches of bluefin, *Thunnus orientalis*, in the eastern Pacific Ocean (EPO) are taken by purse seiners. Nearly all of the purse-seine catch is made west of Baja California and California, within about 100 nautical miles of the coast, between about 23°N and 33°N. Lesser amounts of bluefin are caught by recreational, gillnet, and longline gear. Bluefin have been caught during every month of the year, but most of the fish are taken during May through October.

Bluefin are exploited by various gears in the western Pacific Ocean (WPO) from Taiwan to Hokkaido. Age-0 fish about 15 to 30 cm in length are caught by trolling during July-October south of Shikoku Island and south of Shizuoka Prefecture. During November-April age-0 fish about 35 to 60 cm in length are taken by trolling south and west of Kyushu Island. Age-1 and older fish are caught by purse seining, mostly during May-September between about 30°-42°N and 140°-152°E. Bluefin of various sizes are also caught by traps, gillnets, and other gear, especially in the Sea of Japan. Small amounts of bluefin are also caught near the southeastern coast of Japan by longlining.

The high-seas longline fisheries are directed mainly at tropical tunas, albacore, and billfishes, but small amounts of Pacific bluefin are caught by these fisheries. Small amounts of Pacific bluefin are also caught by Japanese pole-and-line vessels on the high seas.

Larvae of Pacific bluefin have been found only between the Philippines and southern Japan and in the Sea of Japan, and it is assumed that spawning occurs only in those areas. Some fish apparently remain their entire lives in the WPO. Others migrate to the EPO; these migrations begin mostly, or perhaps entirely, during the first and second years of life. The first- and second-year migrants are exposed to various fisheries before beginning their journey to the EPO. The migrants, after crossing the ocean, are exposed to commercial and recreational fisheries off California and Baja California. Eventually, the survivors return to the WPO.

Bluefin are most often found in the EPO in waters where the sea-surface temperatures (SSTs) are between 17° and 23°C. Fish 15 to 31 cm in length are found in the WPO in waters where the SSTs are between 24° and 29°C. The survival of larval and early juvenile Pacific bluefin is undoubtedly strongly influenced by the environment. Conditions in the WPO probably influence the portions of the juvenile fish there that move to the EPO, and also the timing of these movements. Likewise, conditions in the EPO probably influence the timing of the return of the juvenile fish to the WPO.

In the absence of evidence to the contrary, it has been assumed that there is a single stock of Pacific bluefin.

Various indices of abundance of Pacific bluefin in the EPO have been calculated, but none of these is entirely satisfactory. The IATTC has calculated “bluefin-vessel” and “habitat” indices for the EPO routinely for several years. No indices of abundance of bluefin are available for the WPO.

Even though the total catches of Pacific bluefin have not declined, the results of the yield-per-recruit and cohort analyses indicate that greater catches could be obtained if the catches of age-0 and age-1 fish in the EPO and WPO were reduced or eliminated.

The spawner-recruit analyses do not indicate that the recruitment of Pacific bluefin could be increased by permitting more fish to spawn.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Eastern Pacific Ocean

Most of the catches of bluefin, *Thunnus orientalis*, in the eastern Pacific Ocean (EPO) are taken by purse seiners. Nearly all of the purse-seine catch is made west of Baja California and California, within about 100 nautical miles of the coast, between about 23°N and 33°N (Bayliff, 1994: Figure 1). Lesser amounts of bluefin are caught by recreational fishermen; this fishery is pursued in the same area, but mostly north of about 29°N. Small amounts of bluefin are caught off California by gillnet vessels fishing at least as far north as 39°N and by U. S. and Mexican longline vessels fishing west of California and northern Baja California, respectively. Bluefin have been caught during every month of the year, but most of the fish are taken during May through October (Bayliff, 1994: Figure 6 and Table 8).

2.1.2. Western Pacific Ocean

Bluefin are exploited by various gears in the western Pacific Ocean (WPO) from Taiwan to Hokkaido. Age-0 fish about 15 to 30 cm in length are caught by trolling during July-October south of Shikoku Island and south of Shizuoka Prefecture. During November-April age-0 fish about 35 to 60 cm in length are taken by trolling south and west of Kyushu Island. Age-1 and older fish are caught by purse seining, mostly during May-September between about 30°-42°N and 140°-152°E. Bluefin of various sizes are also caught by traps, gillnets, and other gear, especially in the Sea of Japan. Small amounts of bluefin are also caught near the southeastern coast of Japan by longlining.

2.1.3. High seas

The high-seas Japanese longline fishery (Uosaki and Bayliff, 1999), and also those of the Republic of Korea (Park *et al.*, 1994), Taiwan, and the United States (Ito and Machado, 1997) are directed mainly at tropical tunas, albacore, and billfishes, but small amounts of Pacific bluefin (Tomlinson, 1996) are caught by this fishery.

Small amounts of Pacific bluefin are also caught by Japanese pole-and-line vessels on the high seas (Bayliff *et al.*, 1991: Table 6).

2.2. Catch and effort data

Catch data for all the major fisheries for Pacific bluefin are available for 1952-1998 (Table 2.2a), and data for the commercial and recreational fisheries of the EPO are available as far back 1918 and 1936, respectively (Bayliff, 1994: Table 7).

Bayliff (1996) discussed four indices of purse-seine fishing effort for bluefin in the EPO (Table 2.2b), but none of these is entirely satisfactory. His criteria for classification of boats as “bluefin vessels” was subsequently modified (Anonymous, 1997: pages 4-5). Tomlinson (1996) estimated the amount of effort by Japanese longline vessels in a “core area” (his Figure 13), in which most of the high-seas catches of bluefin by Japanese longline vessels are made, during 1952-1986. Effort data for the Hawaiian long-

line fishery for 1991-1994, by 5-degree areas and quarters, are given by Curran *et al.* (1996). No effort data are available for any of the fisheries of the WPO.

2.3. Size composition data

Length-frequency data for the purse-seine fishery of the EPO, which takes place in IATTC sampling area 1 (Anonymous, 2000: Figure 9), are available for 1923-1925, 1952-1971, and 1973-1999 (Bayliff, 1993: Table 1; Anonymous 1999a: Figure 8). Data for 1994-1999 are shown in Figure 2.3a, which includes measurements of fish caught by the recreational fishery.

Length-frequency data for the surface fisheries of the WPO are given by Yokota *et al.* (1961: 210) and Yukinawa and Yabuta (1967), and length and weight composition data for various fisheries of the WPO and CPO are given by Yamanaka (1958 and 1982), Nakamura (1969), and Shingu *et al.* (1974). Data for small and large fish caught by surface gear in the WPO and for fish caught by longline gear in the WPO and CPO are shown in Figures 2.3b, 2.3c, and 2.3d, respectively.

2.4. Auxiliary data

The most important auxiliary data are probably those obtained from tagging of bluefin in the EPO and WPO with conventional tags (Bayliff *et al.*, 1991). Staff members of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan have tagged bluefin in the WPO with archival tags, and data for 40 of these that were recaptured in the WPO and for 1 that was recaptured in the EPO have been obtained (Itoh *et al.*, 1999). It is anticipated that when more data from experiments with archival and/or pop-up tags are obtained the information from these will be valuable for stock assessment.

Oceanographic data have been used to calculate the “habitat indices” (of abundance) for bluefin in the EPO described in Section 4.1.

Data from aerial surveys over waters of the EPO (Squire, 1972, 1983, and 1993) have been used to calculate indices of abundance of bluefin in the EPO (Bayliff, 1996).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Bayliff *et al.* (1991) used tag-and-recapture data to study the growth of Pacific bluefin, and found that it is best represented by a two-stanza model (Table 3.1.1a). For fish between 191 and 564 mm in length the Gompertz curve, with values of 581 mm and 4.32 for L_{∞} and K (annual), respectively, is used. The fish between 564 and 1530 mm grow linearly, at the rate of 0.709 mm per day.

Data on the weight-length relationships of Pacific bluefin of various sizes in the EPO and the WPO are shown in Table 3.1.1b.

The growth and weight-length equations used to calculate estimates of the lengths and weights of fish at various ages for the yield-per-recruit and cohort analyses discussed in Section 4.2 are shown in Tables 3.1.1a and 3.1.1b.

3.1.2. Reproduction

Little is known of the reproduction of Pacific bluefin. Harada (1980) stated that spawning occurs at about 5 years of age, and that the lengths and weights of these fish are about 150 cm and 60 kg, respectively. According to Yamanaka and staff (1963), fish of 270 to 300 kg have about 10 million “eggs.” No information on the frequency of spawning is available.

3.1.3. Movement

The movements and migrations of immature Pacific bluefin tuna are discussed by Bayliff *et al.* (1991). Larvae of Pacific bluefin have been found only between the Philippines and southern Japan and

in the Sea of Japan, and it is assumed that spawning occurs only in those areas. Spawning occurs during the spring and summer, but in this section, for simplicity, it is assumed that the fish are hatched on January 1. Some fish apparently remain their entire lives in the WPO. Others migrate to the EPO; these migrations begin mostly, or perhaps entirely, during the first and second years of life. The first-year migrants are exposed to the summer and fall troll fisheries for small bluefin and other species off Japan before beginning their journey to the EPO in the fall or winter. The second-year migrants are also exposed to the winter troll fishery and other fisheries that take place in the vicinity of Japan before beginning their journey to the EPO in the spring, summer, or fall. The migrants, after crossing the ocean, are exposed to commercial and recreational fisheries off California and Baja California. Eventually, the survivors return to the WPO.

The catches of bluefin in the EPO consist mostly of age-1 and age-2 fish. The catches of age-2 fish in the EPO exceed those of age-2 fish in the WPO in most years, whereas the opposite is the case for age-3 fish (Table 3.1.3). This probably indicates that the population of age-2 fish is greater in the EPO and that that of age-3 fish is greater in the WPO, although it is possible that area- and/or size-related differences in fishing effort and/or vulnerability to capture are responsible for the differences in the catches. Studies of statistical, length-frequency, and tagging data have resulted in the formulation of the following scenarios for the migration of fish between the EPO and the WPO:

1. The fish arrive in the EPO as 1-year-olds during year i , mostly in June or July, and begin their return journey to the WPO as 2-year-olds late in year $i + 1$ or as 3-year-olds early in year $i + 2$;
2. The fish arrive in the EPO as 1-year-olds during year i , mostly in June or July, and begin their return journey to the WPO as 1-year-olds late in year i or as 2-year-olds early in year $i + 1$;
3. The fish arrive in the EPO as 2-year-olds early in year $i + 1$ and begin their return journey to the WPO as 2-year-olds late in year $i + 1$ or as 3-year-olds early in year $i + 2$;
4. The fish arrive in the EPO as 1-year-olds early in year i and begin their return journey as older fish;
5. The fish arrive in the EPO as 2-year-olds early in year $i + 1$ and begin their return journey as older fish;
6. The fish arrive in the EPO at ages greater than 2 and subsequently return to the WPO;
7. The fish do not migrate to the EPO at all.

Scenario 7 probably applies to most of the fish of some year classes. This could at least partly explain the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and 1990s. An eighth scenario is a combination of Scenarios 1, 2, 3, 4, or 5 with Scenario 6, *i.e.* the fish migrate more than once from the WPO to the EPO.

The above does not take into account the possibility that some fish may begin trans-Pacific migrations, but turn back before reaching their destination. The fact that bluefin tuna nearly disappear from the EPO during the winter and early spring may indicate that these fish occupy areas outside the range of the surface fishery during this period. Considerably more data for the central Pacific Ocean (CPO) would be required to establish whether this occurs and, if so, to what extent.

Tomlinson (1996) discusses the movements of adult Pacific bluefin on the high seas, as inferred from data for the Japanese high-seas longline fishery. The fish are distributed furthest to the west during the spring and furthest to the east during the fall (Figure 3.1.3). It is not surprising that the fish are concentrated in the vicinity of Japan during the spring, as bluefin spawn mostly during the spring, and bluefin larvae have been found only in the open ocean between the Philippines and southern Japan during the spring and in the Sea of Japan during the summer. Exceptionally large bluefin were caught by purse seiners in the EPO during November and December of 1988 (Foreman and Ishizuka, 1990). These fish

may have appeared in the EPO fishery because they were distributed further to the east during the fall of 1988 than is usually the case.

3.1.4. Natural mortality

Bayliff *et al.* (1991) used the method of Pauly (1980) to obtain an estimate of 0.276, with 90-percent confident limits of about 0.161 and 0.471, for the coefficient of annual natural mortality of Pacific bluefin in the range of about 16 to 153 cm. It is likely, however, that the natural mortality varies with age, being greater for young and very old fish than for fish of intermediate ages.

3.1.5. Stock structure

Spawning of Pacific bluefin occurs between southern Japan and the Philippines and in the Sea of Japan. In the absence of evidence to the contrary, it has been assumed that these constitute a single stock. Tagging data (Bayliff *et al.*, 1991) seem to indicate that there are not separate migrant and non-migrant stocks.

3.2. Environmental influences

According to Bell (1963), bluefin are most often found in the EPO in waters where the sea-surface temperatures (SSTs) are between 17° and 23°C. Fish 15 to 31 cm in length are found in the WPO in waters where the SSTs are between 24° and 29°C (Bayliff, 1994).

The survival of larval and early juvenile Pacific bluefin is undoubtedly strongly influenced by the environment, but no data on this are available. Conditions in the WPO probably influence the portions of the juvenile fish there that move to the EPO, and also the timing of these movements. Likewise, conditions in the EPO probably influence the timing of the return of the juvenile fish to the WPO.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance

The following indices of abundance, which are shown in Table 4.1, have been calculated for bluefin in the EPO:

1. catch

- a. commercial catch (Calkins, 1982)

- b. recreational catch (Bayliff, 1996)

2. catch per unit of effort

- a. Calkins index – Calkins (1982) decided that all purse-seine effort would be considered to be bluefin effort unless (1) it was exerted south of 23°N or in the Gulf of California, (2) it was exerted during the November-April period, or (3) it was exerted in a 1-degree area-month stratum in which no sets directed at bluefin were made. The catches of bluefin north of 23°N and west of California and Baja California during May-October of each year were divided by the bluefin effort to obtain catches per unit of effort (CPUEs) of bluefin.

- b. bluefin-vessel index – Bayliff (1996) designated all tuna purse-seine vessels as “bluefin vessels” or “non-bluefin vessels,” on the basis of their catches of bluefin during five-year periods. He then divided the *total commercial catches of bluefin* during each year by the corresponding number of bluefin vessels to obtain CPUEs of bluefin by those vessels (Figure 4.1: upper panel). This index was subsequently modified, as described by Anonymous (1997: 4-5). The criteria for classification of boats as “bluefin vessels” was changed, and the index is now calculated by dividing the *total catches of bluefin by bluefin vessels* during each year by the corresponding number of such vessels.

- c. bluefin habitat index – Since Bell (1963) had demonstrated that bluefin are most often found in waters where the SSTs are between 17° and 23°C, Bayliff (1996) considered the 1-degree areas north of

23°N and west of California and Baja California in which the SSTs were in that range during May through October to be “bluefin habitat.” He then divided the catches of bluefin in those 1-degree areas during each year by the corresponding numbers of unstandardized days of fishing effort to obtain CPUEs of bluefin (Figure 4.1: lower panel).

3. aerial surveys – Bayliff (1996) discussed the use of data from aerial surveys conducted by the U.S. National Marine Fisheries Service during 1962-1990 (Squire, 1972, 1983, and 1993) as indices of abundance. Such surveys are still being conducted. These results could be valuable, because there is anecdotal evidence that bluefin are often difficult or impossible to catch with purse-seine gear when they are relatively abundant. It should be noted, however, that the aerial survey indices are extremely low for some years in which substantial catches have been made (Table 4.1). Also, the survey aircraft do not search south of 28°N.

4.2. Assessment models

4.2.1. Yield-per-recruit analyses

Yield-per-recruit analyses for Pacific bluefin are described by Anonymous (1994). These require a vector of estimates of the weights of the individual fish from the time they are recruited into the fishery until the time they disappear from it and vectors of the natural and fishing mortalities during that period. A vector of weights, calculated from the data in Table 3.1.1a, is shown in Table 4.2.1a, and vectors of fishing and natural mortality, which are little more than guesses, are shown in Tables 4.2.1b and 4.2.1c. It is assumed that the fish either remain in the western Pacific Ocean throughout their lives (Option 0), begin a west-east migration during their first year of life and then begin an east-west migration during their third year of life (Option 1), or begin a west-east migration during their second year of life and then begin an east-west migration during their third year of life (Option 2). The corresponding values of F were set at 0.4 for periods of substantial catches, 0.0 for periods of zero or very low catches, and 0.2 for periods of transition. Graphs showing the yields per recruit obtainable with different ages of entry into the fishery, different vectors of natural mortality, and three multipliers of the vectors of fishing effort are shown in Figure 4.2.1. Because the values of the natural and fishing mortality, especially the latter, are little more than guesses, the results of these analyses should not be taken literally. In every case the data show that the maximum yields per recruit are obtainable with ages at entry of 3 to 5 years (lengths of about 108 to 159 cm and weights of about 26 to 78 kg. With natural mortality rates of 0.6, 0.5, 0.4, and 0.3 for age-0, age-1, age-2, and older fish, respectively (M vector 6 in Figure 4.2.1), the curves are relatively flat, especially for the lowest level of fishing effort. If such is the case, not much increase in the catch would be expected if the age at entry were increased. This vector and M vector 3 were selected to illustrate extreme cases; M vectors 2 and 5 are probably more realistic, assuming that the natural mortality decreases with age.

4.2.2. Cohort analyses

Cohort analyses for Pacific bluefin were carried out with data for the 1966-1986 period. Data on the quarterly catches in the EPO were obtained from Bayliff (1993: Appendix 1). Annual catch data for fish of the various age groups for the WPO were obtained from Bayliff (1994: Table 12). The quarterly catches for the first, second, third, and fourth quarters were estimated by multiplying the annual catches by 0.10, 0.30, 0.50, and 0.10, respectively. Data on the average weights of the fish are given in Table 4.2.1a. Because of lack of information on natural mortality, six trial vectors of natural mortality, M (Table 4.2.1c), were used. The analyses were conducted for 37 cohorts (1950 through 1986). The estimations were carried out using backward calculations, so it was necessary to estimate the final fishing mortality rate (F) for each of the cohorts. The final values of F were selected by a dual procedure that consisted of (1) estimating the minimum recruitment by choosing a high final value of F and (2) comparing the within-quarter values of F for different cohorts of the same age and adjusting them to obtain what appeared to be reasonable values. The objective of this type of search is to reduce the differences among the F values for fish of similar ages being fished at the same time. This procedure does not have an algorithm

that would allow different users to arrive at identical answers, so it is somewhat subjective. The method works well for cohorts with long catch histories, *e.g.* those of 1959 through 1981, but less well for the others.

The cohort analyses produced estimates of the recruitment during each year of the 1966-1986 period and the values of F for each age group during each quarter of that period. These estimates were combined with estimates of M (Table 4.2.1c) to estimate the catches obtainable for the 1966-1986 period with various combinations of M , multipliers of F , and age at entry into the fishery (Figure 4.2.2). (A multiplier of 1 for F corresponds to the best estimate of the average F that existed during this period.) With a multiplier of 1 the catch would have been greater in every case if the age at entry were increased from age 0 to age 1, age 2, or age 3. The gains would be greater for natural mortality vectors 1, 2, or 3 than for natural mortality vectors 4, 5, or 6. If the natural mortality vector is 1, 2, or 3 and the age at entry is to remain at 0 or to be increased to 1, greater catches would be realized if the effort were reduced to about half its present level. With natural mortality vectors 4, 5, or 6, however, reduction in effort to half its present level would result in little or no increase in catch (age at entry = 0) or a decrease in catch (age at entry = 1).

4.2.3. Spawner-recruit and recruit-spawner relationships

Exploitation of a stock of fish reduces the population size, and consequently the numbers of spawners and of eggs produced. If the number of eggs produced is sufficiently reduced, the numbers of recruits to the fishery will also be reduced. When that happens, recruitment overfishing is said to occur. Fortunately, reduction of the numbers of eggs produced does not always reduce the numbers of recruits because, in general, the survival rates of larval and early-juvenile fish are greater when their numbers are reduced. One of the goals of stock assessment is to determine the point at which reduction of the number of spawners is sufficient to reduce the numbers of recruits to the fishery. If and when this point is determined, the fishery can be managed so as to maintain the number of spawners at or above that critical level. (This is not the only goal of stock assessment and management. For example, even if the number of spawners is sufficient, it may be necessary to manage the fishery so as to minimize the capture of small fish, as greater yields per recruit can usually be obtained if the smaller fish are allowed to grow larger before they are harvested.)

Spawner-recruit analyses involve comparison of the numbers of recruits produced at various levels of spawning to attempt to determine, among other things, the level at which a stock should be maintained to avoid recruitment overfishing. Recruit-spawner analyses involve comparison of the numbers of eggs produced by a stock of fish under exploited and unexploited conditions to attempt to determine schemes for exploiting the stock without causing recruitment overfishing.

4.2.3.1. Spawner-recruit relationship

Good estimates of the numbers or densities of spawners and recruits of bluefin in the Pacific Ocean are not available. The best available substitute for the latter is the catches of age-0 bluefin, in numbers of fish, in the WPO (Table 3.1.3). These provide a valid index of the recruitment if the fishing effort and vulnerability of the fish to capture did not change during the period in question. No information about these is available, however. If they provide an adequate index of recruitment of bluefin, there does not seem to be a relationship between spawning and recruitment *within the range of abundance of spawners observed*.

4.2.3.2. Recruit-spawner relationship

The reduction in spawning potential when a stock of fish is exploited can be expressed as the ratio between the number of eggs produced when the stock is exploited and the number of eggs produced in the absence of exploitation. This ratio, called the spawning potential ratio (SPR) by scientists who have studied the recruit-spawner relationships of other species of fish, can be estimated by estimating the relative numbers of eggs produced from estimates of the relative weights of the stock of mature fish in the

population under exploited and unexploited conditions and calculating the ratio of the former to the latter. The following requirements must be satisfied:

1. The growth of the fish is not affected by the population density.
2. The ratio of males to females is not affected by exploitation that changes the age composition of the stock.
3. The numbers of eggs produced per year by the females are proportional to their weights.
4. The quality of the germ cells (eggs and spermatozoa) does not differ for fish of different ages.

This method was applied to bluefin in the Pacific Ocean, using growth and mortality data listed in Tables 3.1.1, 4.2.1b, and 4.2.1c. In the absence of information to the contrary, it was assumed that the four requirements listed above are satisfied. It was assumed that the fish either remain in the WPO throughout their lives (Option 0), begin a west-east migration to the EPO during their first year of life and then begin an east-west migration to the WPO during their third year of life (Option 1), or begin a west-east migration during their second year of life and then begin an east-west migration during their third year of life (Option 2). The annual coefficients of fishing mortality were set at 0.4 for periods of substantial catches, 0.0 for periods of zero or very low catches, and 0.2 for periods of transition. The two principal values of natural mortality, 0.2 and 0.3, were selected to bracket the estimate of 0.276 given in Section 3.1.4. In addition, because it seems likely that the natural mortality decreases with age, somewhat higher values were substituted for 0.2 and 0.3 for the early years of life. It was also assumed that the fish reach maturity at 5 years of age. Finally, it was assumed that the fish remaining alive through their 14th year of life die on their 14th birthday.

The relative weights of the stock of mature bluefin under exploited and unexploited conditions and the corresponding SPRs are shown in Table 4.2.3.2. It can be seen that relative weights of the stock of exploited mature fish are much less than those of the stock of unexploited mature fish, and that the SPRs are low, ranging from 0.05 to 0.23. It can also be seen that the SPRs are considerably greater for Options 1 and 2 than for Option 0. This is because it was assumed that the fishing mortality rate is less in the EPO than in the WPO during some quarters and that there is no fishing mortality on fish that are crossing the ocean. It apparently takes a fish about two years to migrate from the EPO to the WPO (Bayliff *et al.*, 1991: Table 9), so it was assumed that there is no fishing mortality for the migrants (Options 1 and 2) during the period between their third and fifth birthdays (Table 4.2.1c).

It has been suggested (Goodyear, 1990) that, as a rule of thumb, SPRs should be maintained at levels greater than 0.20. Most of the estimates of the SPRs for bluefin calculated above are less than 0.20, but there is no evidence that this has reduced the recruitment.

4.2.4. Predicting the abundance of bluefin

Age composition data (Table 3.1.3) provide data with which to examine the possibility that the abundance of bluefin in the EPO can be predicted. Correlation coefficients were calculated for 12 pairs of data (Table 4.2.4, upper panel) obtained from Table 3.1.3. Six of the 12 tests produced absolute values of r greater than 0.4. The numbers of age-2 fish in the EPO and WPO are negatively correlated (Test 6), indicating that the poor catches in the EPO could be due at least partly to less-than-normal proportions of the total population migrating from the WPO to the EPO. The catches of age-1 and -2 fish in the EPO are positively correlated (Test 7), indicating that the catch of age-2 fish in the EPO can be predicted, albeit poorly, from the catch of age-1 fish in the EPO one year previously. The catches of age-0 and -1 fish in the WPO are highly correlated (Test 8), indicating that the catch of age-1 fish in the WPO can be predicted from the catch of age-0 fish in the WPO one year previously.

Test 11 gave an r value that is significant at the 1-percent level, which is not surprising in view of the fact that an even higher r value was obtained from Test 8. An r value that is significant at the 5-

percent level was obtained for Test 12; this, also, is not surprising in view of the fact that a value that is nearly significant was obtained from Test 2.

The coefficient of correlation for the catches of age-0 fish in the WPO and the catches of age-2 fish in the EPO two years later is 0.442 (Table 4.2.4, Test 2). Although this relationship is not significant at the 5-percent level, it may indicate that the catch of age-2 fish in the EPO is related to recruitment two years previously, assuming that the catch of age-0 fish in the WPO is a valid index of recruitment. Since the catch of age-2 fish in the EPO appears to be related to the recruitment two years previously (Test 2) and the catch of age-2 fish in the WPO in the same year (Test 6), a multiple correlation coefficient was calculated (Test 13). The resulting coefficient of multiple determination is highly significant, indicating that 55.7 percent ($0.746^2 \times 100$) of the variation of the catches of age-2 fish in the EPO is explained by (1) a positive relationship to recruitment in the WPO and (2) a negative relationship to the catch of age-2 fish in the WPO. Since the catches of age-2 fish make up the majority of the catch by weight in the EPO in most years, recruitment two years previously and emigration from the WPO appear to have major influences on the total catches in the EPO.

4.3. Comparisons to external data sources

Estimates of the growth of Pacific bluefin obtained by analyses of hard-part, length-frequency, and tagging data appear in Bayliff (1994: Table 1) and in Foreman (1996: Table 6). These do not agree closely with one another, nor with the two-stanza relationship of Bayliff *et al.* (1991).

4.4. Sensitivity to assumptions

As mentioned in Section 4.3, the various estimates of the growth of Pacific bluefin do not agree with one another. These differences are not sufficient, however, to cause serious differences in the results of age-structured modeling obtained with different parameters of growth. In contrast, different vectors of age-specific natural mortality (Table 4.2.1c) produce considerably different results of age-structured modeling (Figures 4.2.1 and 4.2.2).

5. STOCK STATUS

5.1. Comparisons between the results for the current year and those for previous years

The conclusions resulting from the analyses described in this report are essentially the same as those presented in Annual Reports of the IATTC for previous years.

5.2. Comparisons between the results for the current year and management objectives

The IATTC Convention states that the objective of the IATTC staff, as far as management is concerned, is to “recommend ... proposals ... designed to keep the populations of fishes covered by this Convention at those levels of abundance which will permit the maximum sustained catches.” Section 5.3 describes how that objective might be realized.

5.3. Summary statement

The total catches of Pacific bluefin by all gear have not declined (Table 2.2a), but during the 1952-1986 period the catches in the core areas by the longline fishery declined precipitously, while the effort in that area declined less precipitously (Tomlinson, 1996: Tables 1 and 4). This probably indicates that large bluefin became less abundant during the 1952-1986 period. The catches of juvenile fish in the EPO were less during the 1980s and 1990s than during the 1950s, 1960s, and 1970s, but this decline could be at least partly due to the decline in the numbers of bluefin vessels in the EPO, as neither the bluefin-vessel index nor the habitat index indicates a decline in the abundance of fish. Also, it is possible that long-term changes in oceanographic conditions have affected the proportions of the juveniles that migrate from the WPO to the EPO and/or the average length of the sojourn in the EPO.

Even though the total catches of Pacific bluefin have not declined, the results of the yield-per-recruit and cohort analyses indicate that greater catches could be obtained if the catches of age-0 and age-1 fish in the EPO and WPO were reduced or eliminated.

The spawner-recruit analyses do not indicate that the recruitment of Pacific bluefin could be increased by permitting more fish to spawn.

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Collection of new and/or updated information

Better catch and effort data and size-frequency data are needed for the WPO. The acquisition of such data would make it possible to calculate indices of abundance for the WPO and to perform cohort analyses for the WPO and for the entire Pacific Ocean.

Reliable estimates of the age-specific natural mortality are urgently needed. The present estimates, which are little more than guesses, could probably be improved if better catch and effort data and size-frequency data for the WPO were available.

Little is known about migration between the WPO and the EPO. Studies of the oceanography of the WPO, coupled with information on migration from the WPO to the EPO, might yield information on what causes the fish to migrate and on the timing of the migrations. Conventional tags, at best, give only information on locations and dates of release and recapture and sizes of the fish at release and recapture. All of the releases have taken place in the EPO or the WPO, and the great majority of the recaptures have been made in the EPO or the WPO. Archival and pop-up tags yield much more information. Archival tags give the position of the fish at frequent intervals between release and recapture, so it is possible to tell when the transoceanic migrations were begun and completed and where the fish are when they are in transit. Pop-up tags can be programmed to come to the surface at specified intervals so it is possible to tell where the fish were at various intervals after release. The archival tags give more information, but the recovery rate is only about 5 to 10 percent. The recovery rates for the pop-up tags would be 100 percent, provided they are properly made and the detection equipment works properly.

It may be possible to collect better catch and effort and size-frequency data, particularly that for the WPO, for previous years. The length-frequency data for purse seine-caught and sport-caught fish for the EPO should be separated, and the possibility of obtaining more reliable catch and effort data for the sport fishery of the EPO for previous years should be explored.

6.2. Refinements to assessment models and methods

If better data, as discussed in Section 6.1, were available it would be possible to calculate better indices of abundance and perform more reliable yield-per-recruit, cohort, and spawner-recruit analyses.

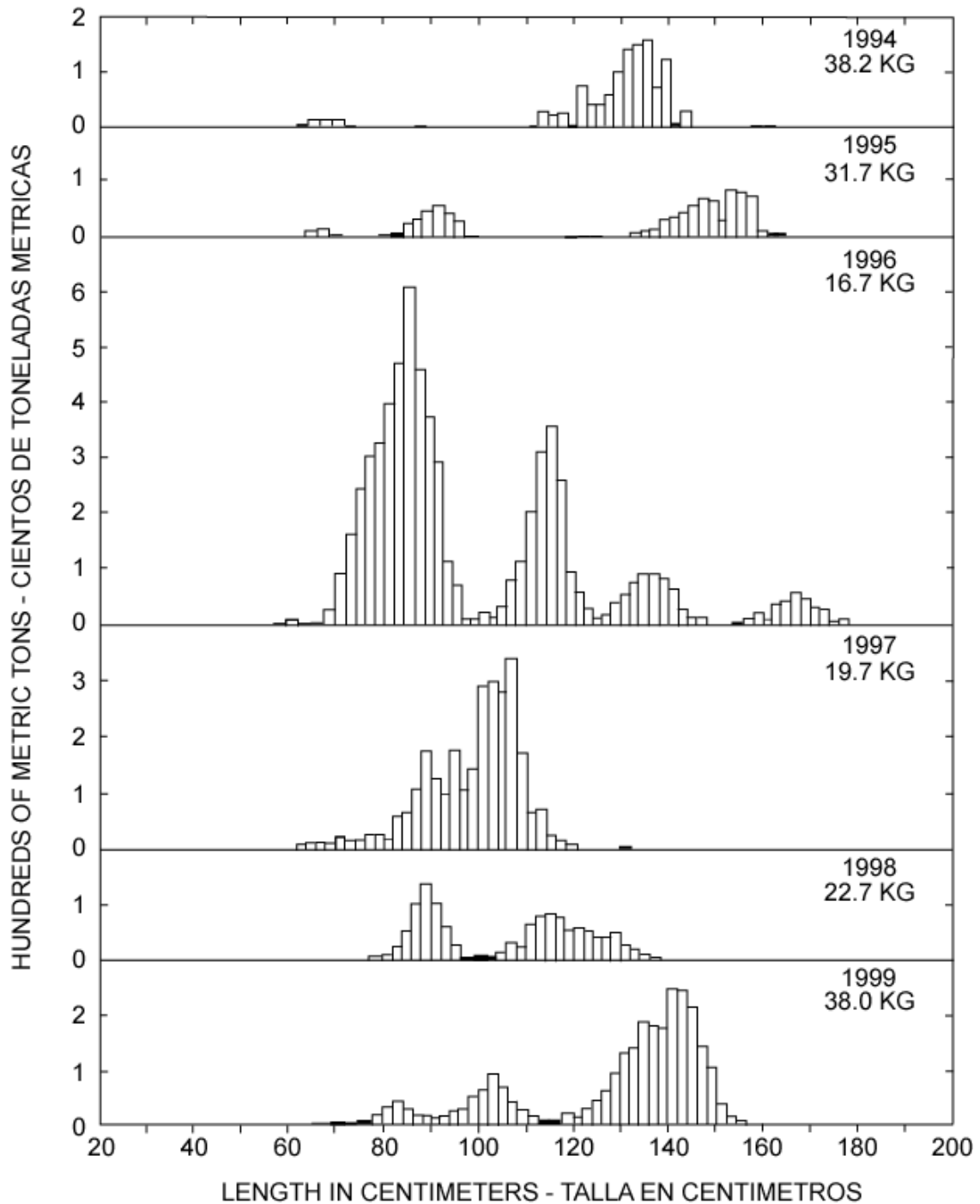


FIGURE 2.3a. Estimated catches of Pacific bluefin by surface gear in the eastern Pacific Ocean (from Anonymous, 1999a: Figure 8). The values in the upper right corners of the panels are average weights.
FIGURA 2.3a. Capturas estimadas de aleta azul del Pacífico por artes de superficie en el Océano Pacífico oriental (de Anónimo, 1999a: Figura 8). El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el peso medio.

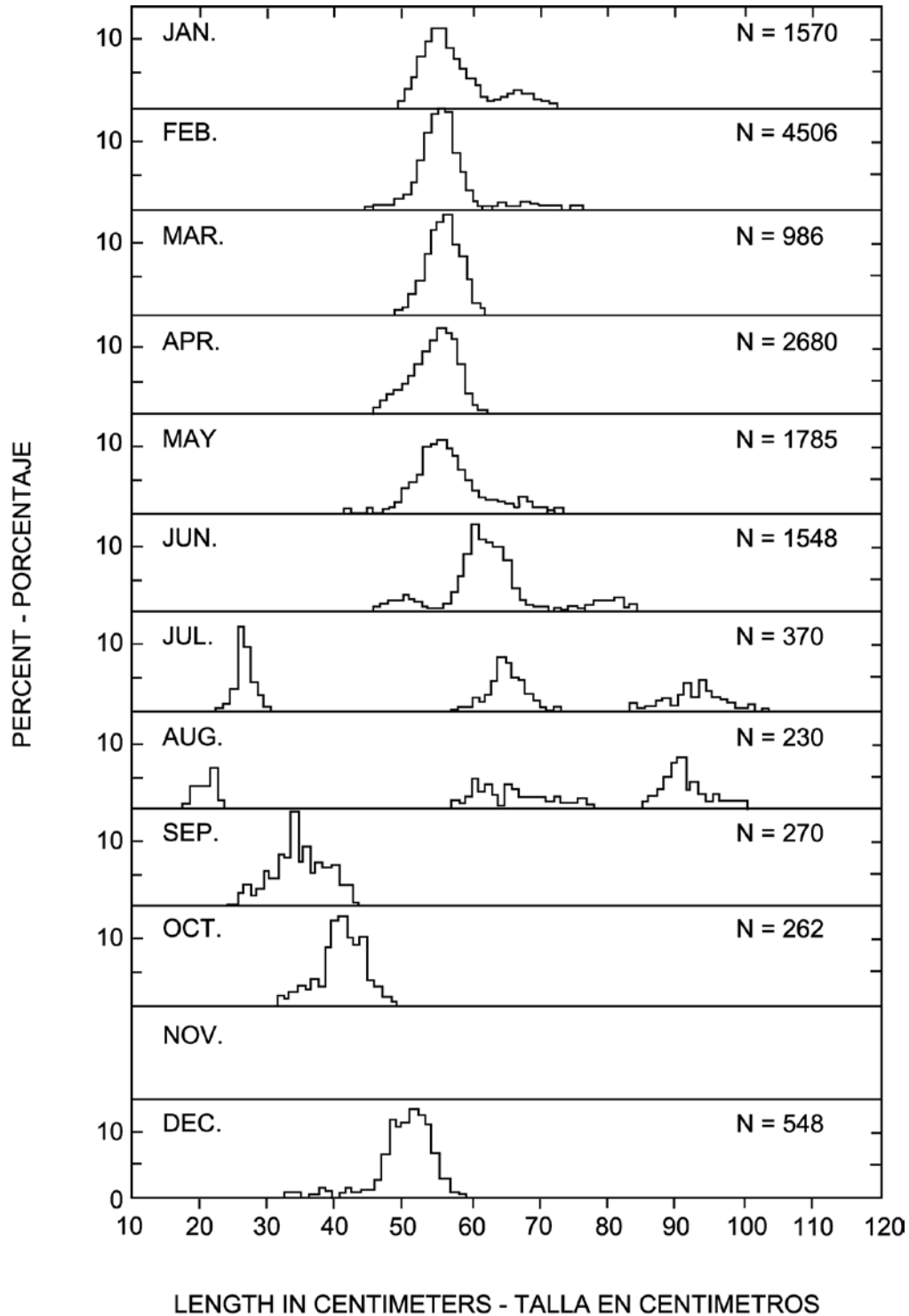


FIGURE 2.3b. Length frequencies of Pacific bluefin caught by surface gear south of Kyushu during 1953-1963 (after Yukinawa and Yabuta, 1967). The values in the upper right corners of the panels are sample sizes.

FIGURA 2.3b. Frecuencias de talla de aleta azul del Pacífico capturado con artes de superficie al sur de Kyushu durante 1953-1963 (de Yukinawa and Yabuta, 1967). El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el tamaño de la muestra.

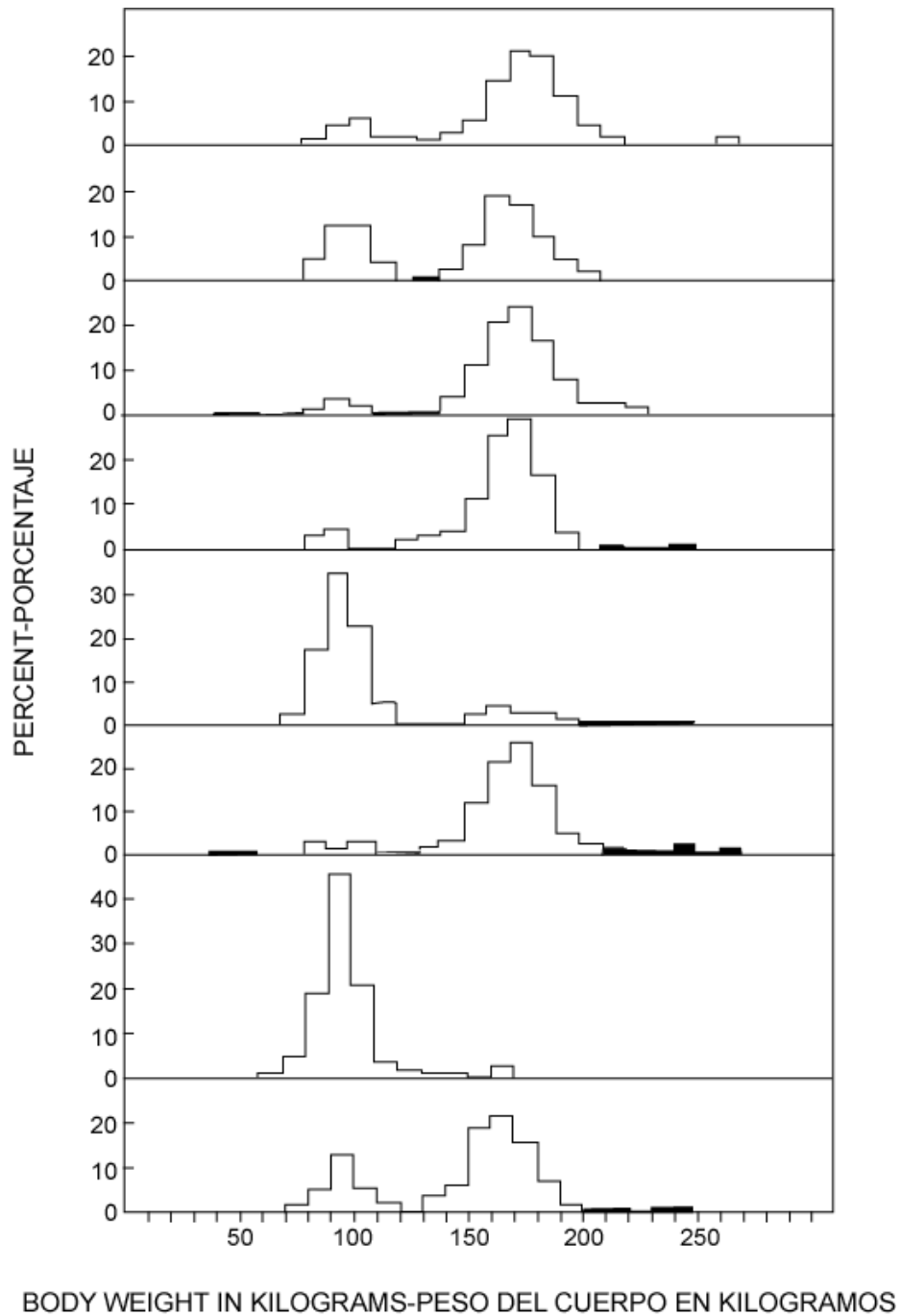


FIGURE 2.3c. Weight frequencies of Pacific bluefin caught by purse-seine vessels in the Tsushima Strait (34°N-130°E) during June and July 1981 (after Yamanaka, 1982: Figure 57).

FIGURA 2.3c. Frecuencias de peso de aleta azul del Pacífico capturado por buques cerqueros en el Estrecho de Tsushima (34°N-130°E) durante junio y julio de 1981 (de Yamanaka, 1982: Figura 57).

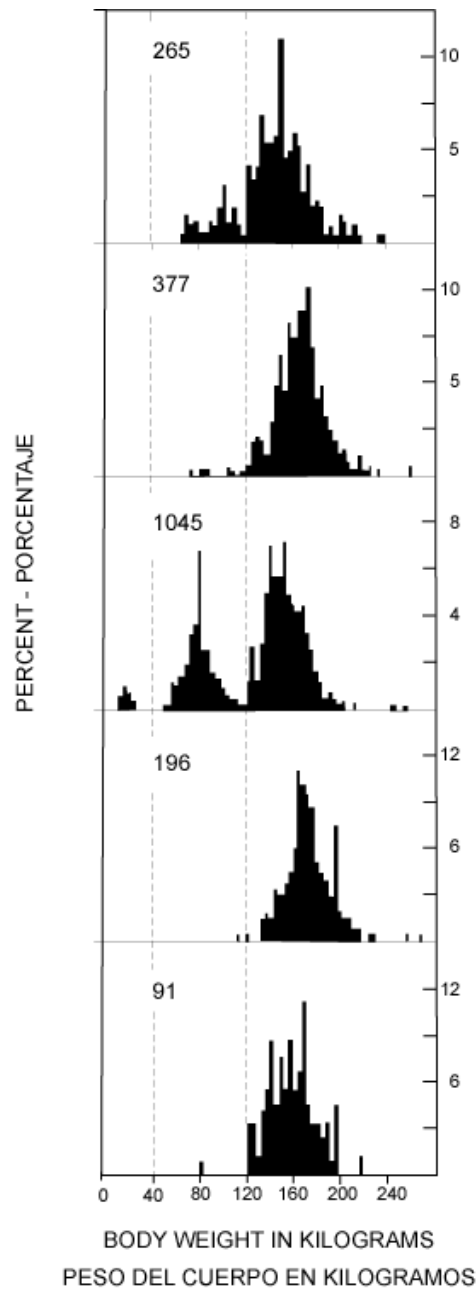


FIGURE 2.3d. Weight frequencies of Pacific bluefin caught by longline vessels in the western Pacific Ocean in 1966 (after Shingu *et al.*, 1974). The values in the upper left corners of the panels are sample sizes. The boundaries of the areas are as follows: A, 25°N-35°N and 120°E-140°E; B, 10°N-25°N and 120°E-140°E; C, 25°N-45°N and 140°E-160°W; D, 15°S-15°N and 140°E-160°W; E, 50°S-20°S and 140°E-180°.

FIGURA 2.3d. Frecuencias de peso de aleta azul del Pacífico capturado por buques palangreros en el Océano Pacífico occidental en 1966 (de Shingu *et al.*, 1974). El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el tamaño de la muestra. Los límites de las zonas son: A, 25°N-35°N y 120°E-140°E; B, 10°N-25°N y 120°E-140°E; C, 25°N-45°N y 140°E-160°W; D, 15°S-15°N y 140°E-160°O; E, 50°S-20°S y 140°E-180°.

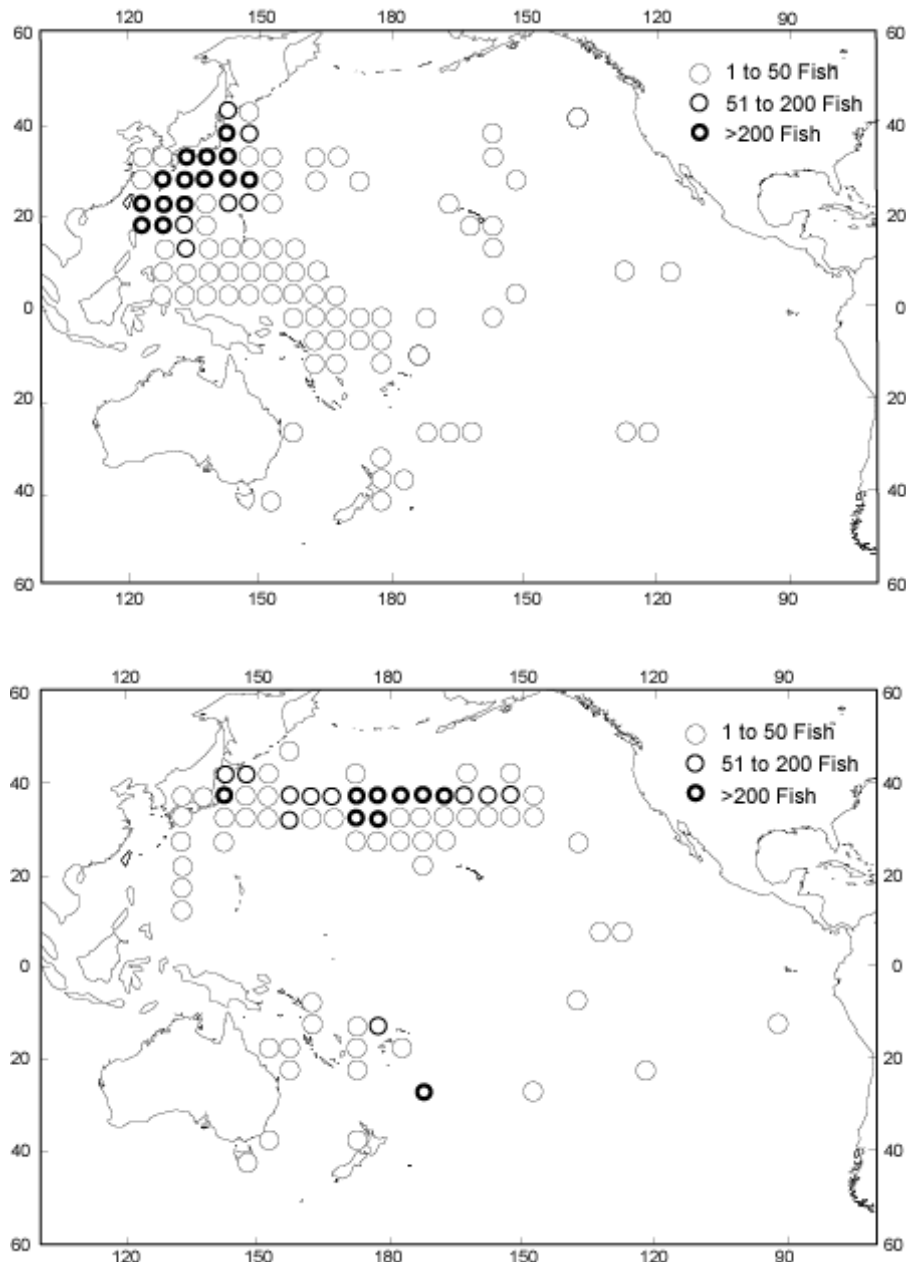


FIGURE 3.1.3. Areas of the Pacific Ocean where catches of bluefin were taken by Japanese longline vessels during May (upper panel) and November (lower panel) of the 1959-1972 period. The values in the upper right corners of the maps indicate the total numbers of fish caught in the 1-degree areas during the 14-year period.

FIGURA 3.1.3. Zonas del Océano Pacífico donde barcos palangreros japoneses capturaron aleta azul en mayo (recuadro superior) y noviembre (recuadro inferior) durante 1959-1972. Los valores en la esquina superior derecha de cada mapa indican los números totales de peces capturados en las zonas de 1° durante esos años.

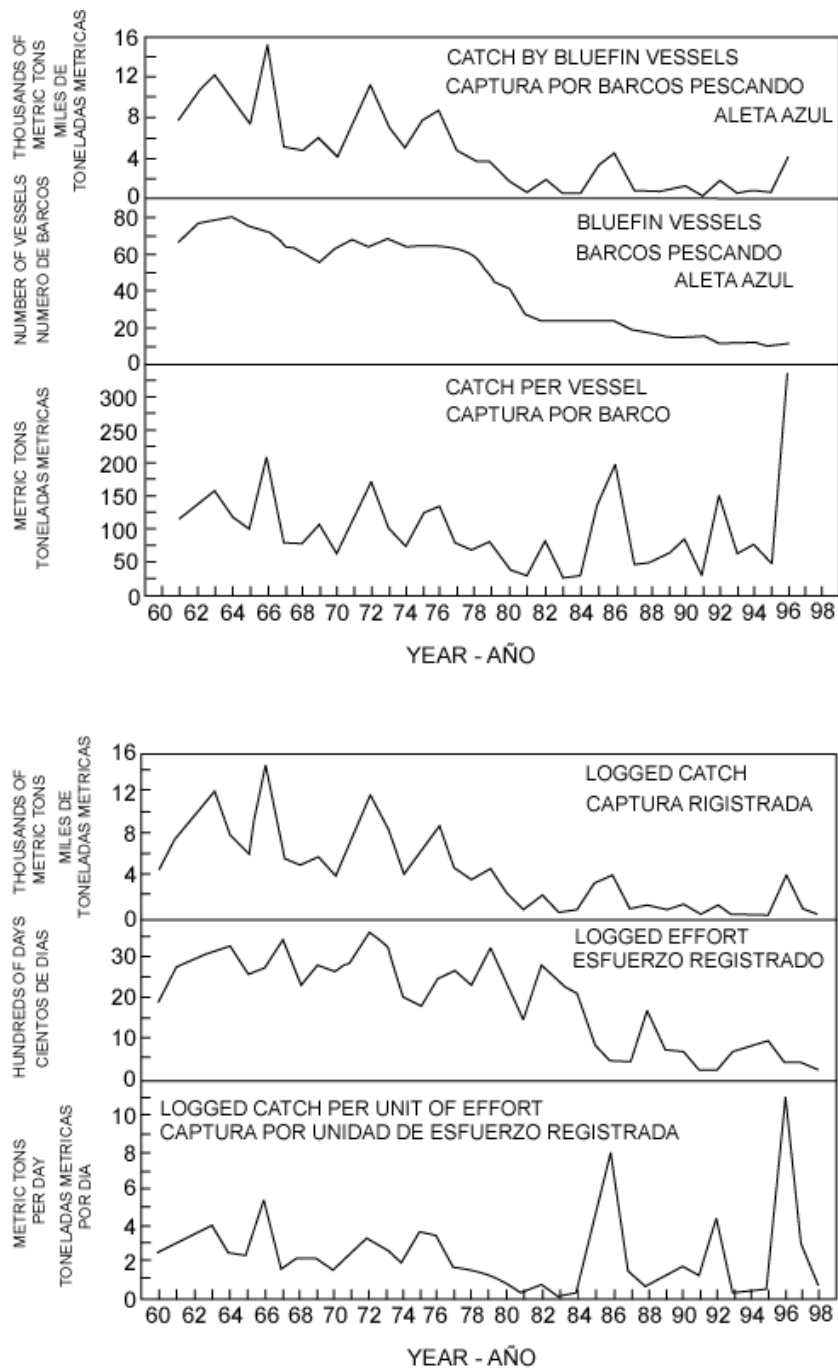


FIGURE 4.1. Catch, effort, and catch-per-unit of effort data for the surface fishery for bluefin in the EPO, as determined by the bluefin vessel index method (upper panel) and the habitat index method (lower panel). The data for 1996 (upper panel) and 1998 (lower panel) are preliminary.

FIGURA 4.1. Datos de captura, esfuerzo, y captura por unidad de esfuerzo para la pesquería de superficie de aleta azul en el OPO, calculados con el método de índice de barcos que pescan aleta azul (recuadro superior) y el método de índice del hábitat (recuadro inferior). Los datos de 1996 (recuadro superior) y 1998 (recuadro inferior) son preliminares.

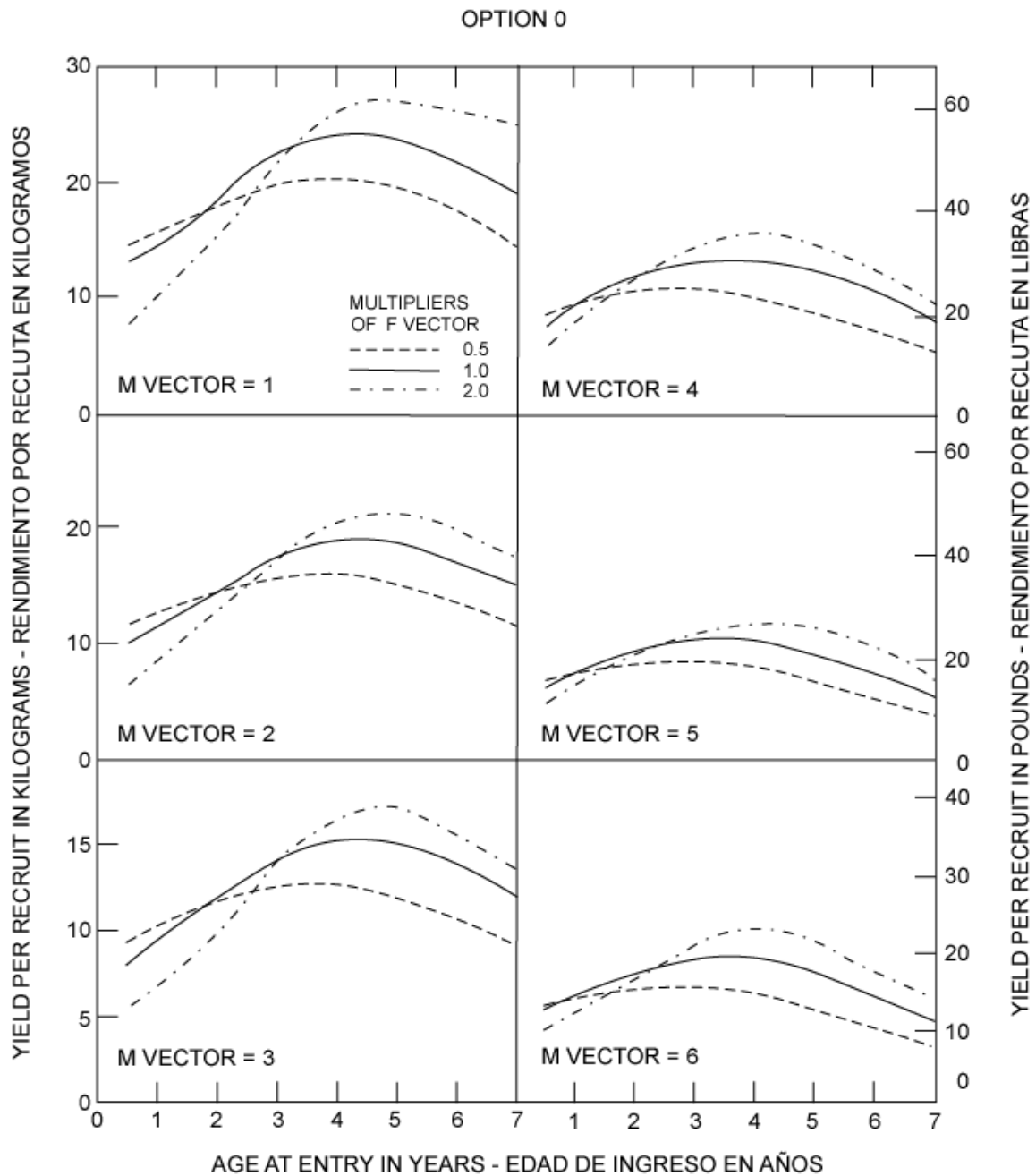


FIGURE 4.2.1. Yield-per-recruit curves for Pacific bluefin, based on the data in Tables 4.2.1b and 4.2.1c. The values, 0.5, 1.0, and 2.0, represent multipliers of the vectors of fishing mortality shown in Table 4.2.1b. The horizontal portions of the curves are caused by lack of fishing effort during those periods.

FIGURA 4.2.1. Curvas de rendimiento por recluta correspondientes al aleta azul de Pacífico, basadas en los datos de las Tablas 4.2.1b y 4.2.1c. Los valores de 0,5, 1,0, y 2,0 representan multiplicadores de los vectores de mortalidad por pesca presentados in la Tabla 4.2.1b. Las porciones horizontales de las curvas resultan de la falta de esfuerzo de pesca en esos períodos.

OPTION 1

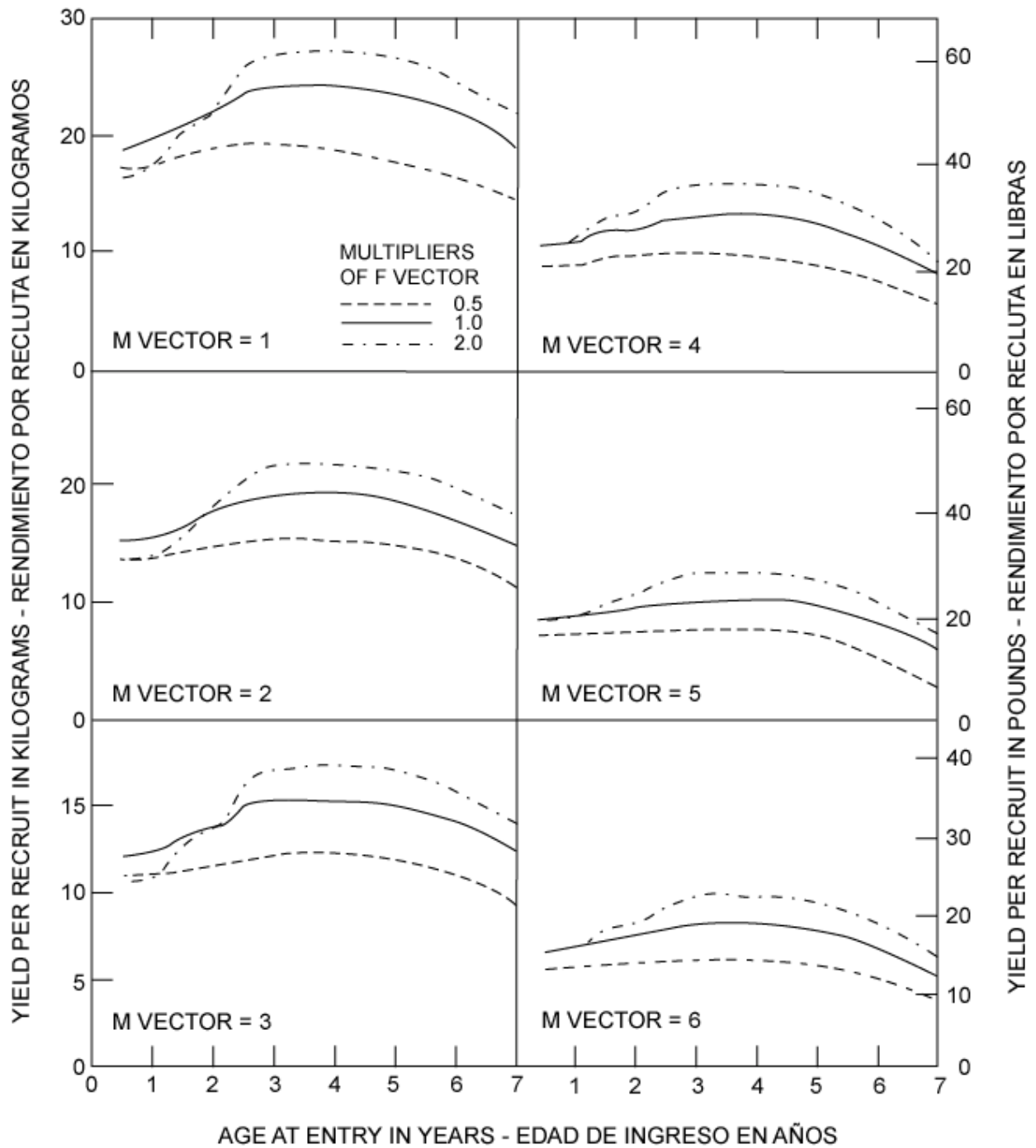


FIGURE 4.2.1. (continued)
 FIGURA 4.2.1. (continuación)

OPTION 2

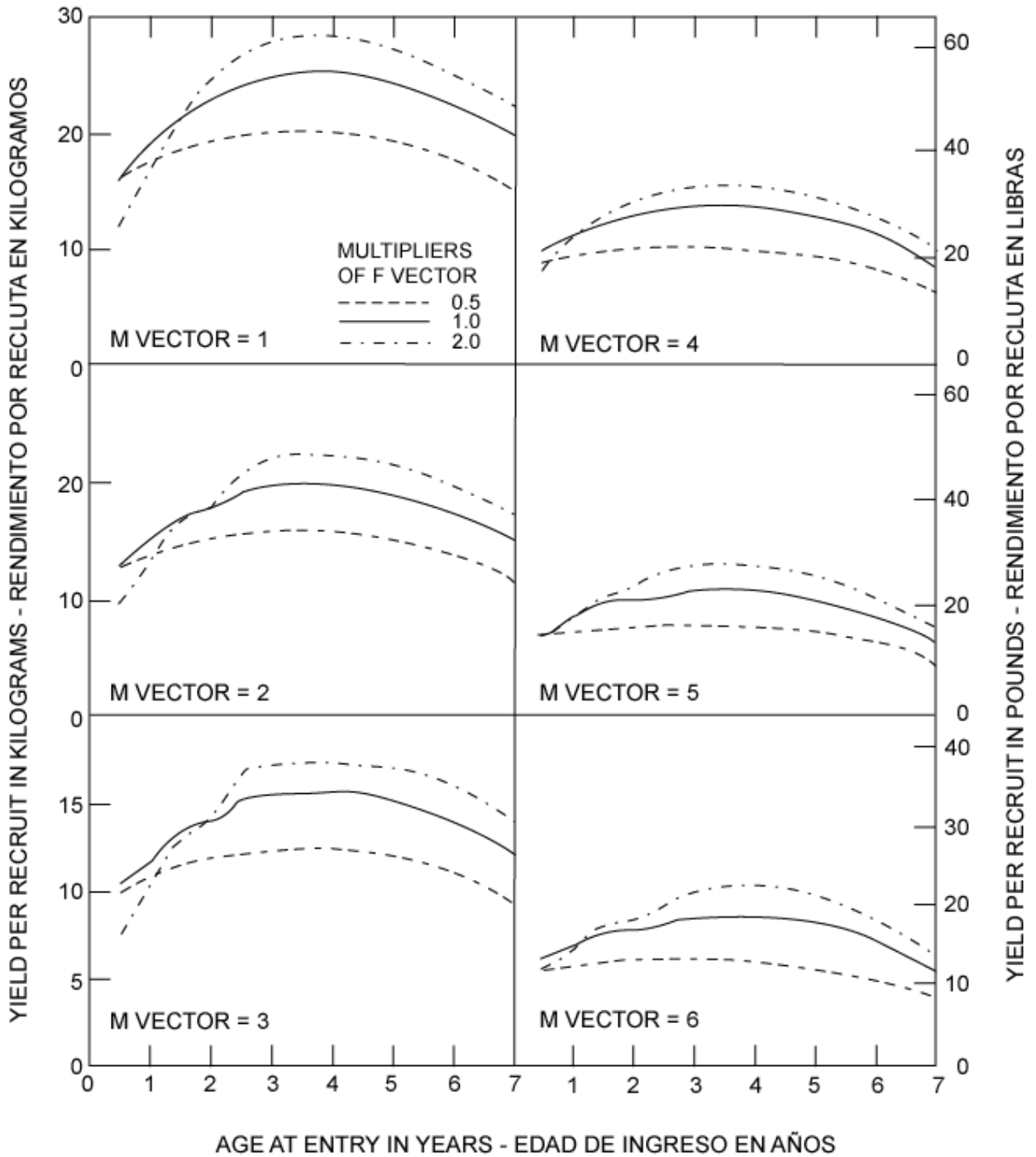


FIGURE 4.2.1. (continued)
 FIGURA 4.2.1. (continuación)

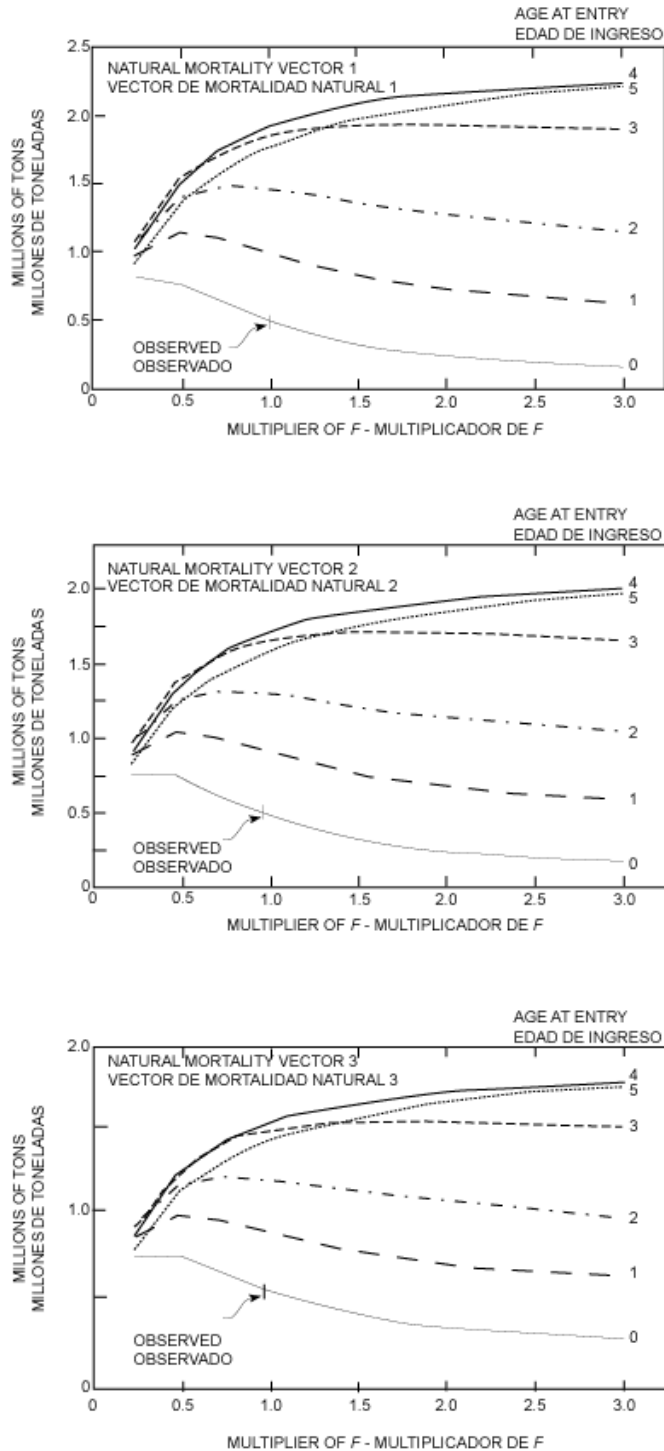


FIGURE 4.2.2. Total estimated catches of bluefin in the Pacific Ocean during the 1966-1986 period with six different vectors of natural mortality, six different multipliers of fishing mortality, and six different ages of entry into the fishery.

FIGURA 4.2.2. Capturas totales estimadas de aleta azul en el Océano Pacífico oriental durante 1966-1986 con seis vectores distintos de mortalidad natural, seis multiplicadores distintos de mortalidad por pesca, y seis edades distintas de ingreso a la pesquería.

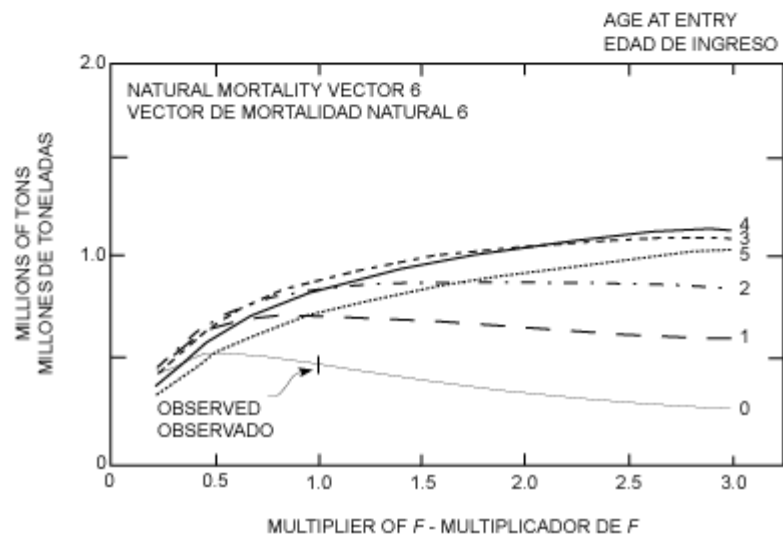
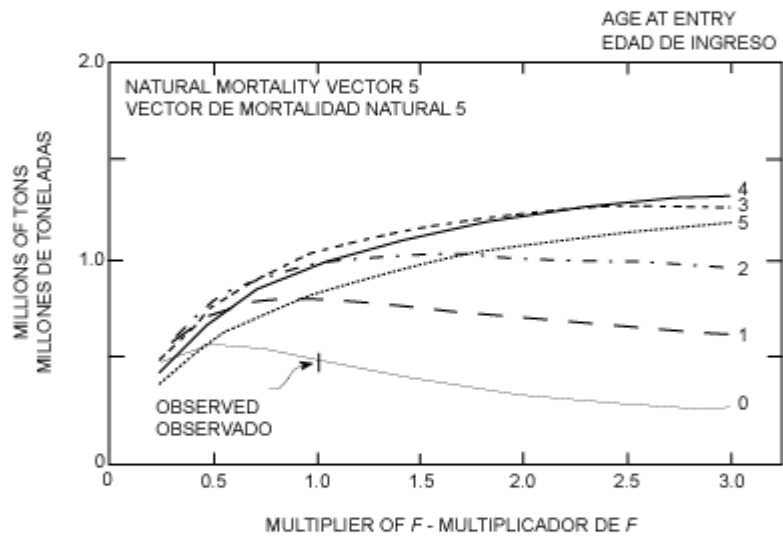
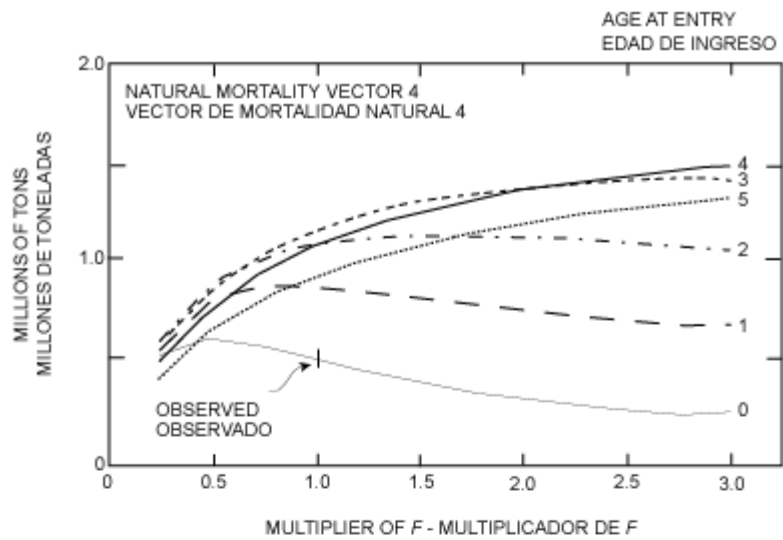


FIGURE 4.2.2. (continued)
FIGURA 4.2.2. (continuación)

TABLE 2.2a. Catches of bluefin, in metric tons, in the Pacific Ocean.**TABLA 2.2a.** Capturas de atún aleta azul, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico.

Year	Western Pacific states			Eastern Pacific states				Subtotal	Total
	Surface ¹	Longline ¹	Subtotal ¹	Surface		Longline			
				Commercial ²	Recreational ³	California ⁴	Hawaii ⁵		
Año	Estados del Pacífico occidental			Estados del Pacífico oriental				Subtotal	Total
	Superficie ¹	Palangre ¹	Subtotal ¹	Superficie		Palangre			
				Comercial ²	Deportiva ³	California ⁴	Hawaii ⁵		
1952	12,203	2,581	14,784	2,076	1			2,077	16,861
1953	11,676	1,998	13,674	4,433	35			4,468	18,142
1954	14,953	1,588	16,541	9,537	8			9,545	26,086
1955	18,987	2,099	21,086	6,173	67			6,240	27,326
1956	27,430	1,242	28,672	5,727	279			6,006	34,678
1957	23,767	1,490	25,257	9,215	52			9,267	34,524
1958	12,330	1,429	13,759	13,934	7			13,941	27,700
1959	11,948	3,667	15,615	6,914	11			6,925	22,540
1960	14,214	5,784	19,998	5,422	1			5,423	25,421
1961	14,977	6,175	21,152	8,116	19			8,135	29,287
1962	14,764	2,238	17,002	11,125	20			11,145	28,147
1963	17,370	2,104	19,474	12,266	6			12,272	31,746
1964	14,603	2,379	16,982	9,211	6			9,217	26,199
1965	15,496	2,062	17,558	6,887	1			6,888	24,446
1966	12,080	3,388	15,468	15,881	16			15,897	31,365
1967	12,983	2,102	15,085	5,862	26			5,888	20,973
1968	14,171	2,340	16,511	5,966	10			5,976	22,487
1969	7,883	1,377	9,260	6,914	12			6,926	16,186
1970	7,505	1,152	8,657	3,951	15			3,966	12,623
1971	8,673	762	9,435	8,354	6			8,360	17,795
1972	7,951	755	8,706	13,335	12			13,347	22,053
1973	8,798	1,270	10,068	10,700	44			10,744	20,812
1974	14,773	3,546	18,319	5,570	47			5,617	23,936
1975	10,836	1,563	12,399	9,556	27			9,583	21,982
1976	9,199	580	9,779	10,628	17			10,645	20,424
1977	12,765	718	13,483	5,458	15			5,473	18,956
1978	21,362	1,074	22,436	5,393	4			5,397	27,833
1979	25,359	1,254	26,613	6,108	9			6,117	32,730
1980	18,488	1,194	19,682	2,933	6			2,939	22,621
1981	29,751	835	30,587	1,084	5			1,089	31,676
1982	24,273	897	25,170	3,145	5			3,150	28,320
1983	18,233	712	18,945	837	16			853	19,798
1984	11,045	363	11,408	858	23			881	12,289
1985	12,472	507	12,979	4,014	41			4,055	17,034
1986	14,599	276	14,875	5,079	6			5,085	19,960
1987	13,771	383	14,154	990	15		0	1,005	15,159
1988	7,677	256	7,933	1,421	3		0	1,424	9,357
1989	10,057	490	10,547	1,117	53		0	1,170	11,717

TABLE 2.2a. (continued)
TABLA 2.2a. (continuación)

Year	Western Pacific states			Eastern Pacific states				Subtotal	Total
	Surface ¹	Longline ¹	Subtotal ¹	Surface		Longline			
	Surface ¹	Longline ¹	Subtotal ¹	Commercial ²	Recreational ³	California ⁴	Hawaii ⁵		
Año	Estados del Pacífico occidental			Estados del Pacífico oriental				Subtotal	Total
	Superficie ¹	Palangre ¹	Subtotal ¹	Superficie		Palangre			
	Superficie ¹	Palangre ¹	Subtotal ¹	Comercial ²	Deportiva ³	California ⁴	Hawaii ⁵		
1990	7,132	409	7,541	1,511	31		0	1,542	9,083
1991	14,656	305	14,961	418	43	<1	0	461	15,422
1992	10,859*	600*	11,459*	1,929	70	<1	0	1,999	13,458*
1993	8,540*	1,283*	9,823*	581	298	4	0	883	10,706*
1994	10,839*	1,864*	12,703*	974	88	5	14	1,081	13,784*
1995	22,015*	593*	22,608*	629	245		27	901	23,509*
1996	10,121*	879*	11,000*	8,222	37		23	8,282	19,282*
1997	8,879*	1,044*	9,923*	2,657	150		24	2,831	12,734*
1998				1,826*	397*		16	2,239*	
1999				2,545*	252*			2,757*	

¹ Sources: The data for Japan were obtained from the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan. The data for Taiwan and the Republic of Korea were obtained from FAO yearbooks of fisheries statistics and data published by the Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, and the National Fisheries Research and Development Agency of Korea.

¹ Fuentes: Los datos de Japón provienen del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar del Japón. Los datos de Taiwan y la República de Corea provienen de compendios anuales de estadísticas pesqueras de la FAO y datos publicados por el Instituto de Oceanografía de la Universidad Nacional de Taiwan en Taipei y la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero de Corea.

² Sources: 1952-1960, Bell, 1963: Table VIII; 1961-1999, Anonymous, 2001, Table 3d minus recreational catch.

² Fuentes: 1952-1960, Bell, 1963: Tabla VIII; 1961-1999, Anónimo, 2001, Tabla 3d menos la captura deportiva.

³ Sources: 1952-1990, Leet *et al.*, 1992; 1991-1992, California Department of Fish and Game, unpublished data; 1993-1999, Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 35-41.

³ Fuentes: 1952-1990, Leet *et al.*, 1992; 1991-1992, California Department of Fish and Game, datos inéditos; 1993-1999, Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 35-41.

⁴ Source: Vojkovich and Barsky, 1998: page 149.

⁴ Fuente: Vojkovich y Barsky, 1998: página 149.

⁵ Source: Anonymous, 1999b: page 3-57.

⁵ Fuente: Anónimo, 1999b: página 3-57.

* preliminary data--datos preliminares

TABLE 2.2b. Measures of fishing effort for bluefin in the eastern Pacific Ocean. Most of the data for 1959-1991 are from Bayliff (1996: Table 3), and most of those for 1992-1998 are from the IATTC data base.

TABLA 2.2b. Medidas de esfuerzo de pesca de aleta azul en el Océano Pacífico oriental. La mayoría de los datos de 1959-1991 proviene de Bayliff (1996: Tabla 3), y la mayoría de los de 1992-1998 de la base de datos de la CIAT.

Year	Calkins index	Number of bluefin vessels	Habitat index	Habitat index north of 28°N
Año	Indice Calkins	Número de buques que pescan aleta azul	Indice de hábitat	Indice de hábitat al norte de 28°N
1959	824.0			
1960	1453.0		1889.5	932.0
1961	2051.0	67	2721.5	1265.5
1962	2886.5	76	2890.5	1572.1
1963	2677.0	78	3131.5	1957.5
1964	2941.0	81	3240.0	1182.0
1965	2370.0	76	2569.5	861.0
1966	2422.5	73	2727.0	1102.5
1967	2812.0	65	3483.0	998.0
1968	1968.0	63	2336.0	1279.5
1969	2258.0	56	2801.0	1092.0
1970	1682.5	64	2658.5	916.0
1971	2595.5	69	2944.5	1196.0
1972	3220.0	65	3613.0	1727.5
1973	2664.5	69	3271.0	1461.0
1974	1974.0	66	2105.5	699.5
1975	1673.0	65	1811.0	484.5
1976	2322.0	66	2524.5	1685.5
1977	1948.0	65	2723.0	1251.0
1978	1841.0	60	2356.5	1211.5
1979	1771.0	48	3284.0	1010.0
1980	1329.5	43	2481.0	600.0
1981	664.5	28	1515.5	673.5
1982	1060.0	25	2845.5	1260.5
1983	651.0	25	2430.0	1215.0
1984	1022.0	25	2159.5	1463.5
1985	566.0	25	916.5	587.5
1986	384.0	24	522.0	370.0
1987	174.5	19	500.0	242.5
1988	755.5	18	1705.5	493.0
1989	140.0	16	808.0	292.5
1990	234.0	17	764.5	375.0
1991	75.0	16	335.0	150.5
1992		13	297.0	252.0
1993		13	757.5	238.5
1994		13	921.5	204.5
1995		13	1007.0	286.0
1996		13	467.0	439.5
1997			482.0	324.5
1998			331.5	202.0

TABLE 3.1.1a. Growth equations employed to estimate the lengths of Pacific bluefin. The first two equations were obtained from Bayliff *et al.* (1991: Table 5), and the third by linear interpolation (Anonymous, 1992: page 73 and Table 29).

TABLA 3.1.1a. Ecuaciones de crecimiento usadas para estimar la talla de aleta azul del Pacífico. Las dos primeras ecuaciones provienen de Bayliff *et al.* (1991: Tabla 5) y la tercera se obtuvo por interpolación lineal (Anónimo, 1992: página 254 y Tabla 29).

Age in years	Equation	Units of measurement
Edad en años	Ecuación	Unidades de medición
0.1250-0.6250	$L_{t2}^{0.001} = 581^{0.001} + (L_{t1}^{0.001} - 581^{0.001})e^{-0.01184(t2 - t1)}$	mm, days—días
1.0037-5.0000	$L_t = 564 + 0.709\Delta t$	mm, days—días
5.0000-15.0000	$L_t = 1595 + 63.5000\Delta t$	mm, years--años

TABLE 3.1.1b. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for bluefin. WPO, western Pacific Ocean; EPO, eastern Pacific Ocean.

TABLA 3.1.1a. Ecuaciones para convertir tallas, en centímetros, a pesos, en kilogramos, para aleta azul. WPO = Pacífico occidental; OPO = Pacífico oriental.

Area	Sample size	Length range (cm)	Equations	Reference
Zona	Tamaño de muestra	Rango de tallas (cm)	Ecuaciones	Referencia
WPO	308	15.5-29.6	$w = (6.2033 \times 10^{-6})l^{3.3335}$ $\log w = 3.3335 \log l - 5.2074$	Bayliff, 1991: Table 7
EPO	1,633	58-128	$w = (5.4535 \times 10^{-5})l^{2.7946}$ $\log w = 2.7946 \log l - 4.2649$	Bayliff, 1991: Table 7

TABLE 3.1.3. Estimated numbers of age-0, -1, -2, -3, and -4 bluefin, in thousands, caught in the western and eastern Pacific Oceans (from Bayliff, 1993: Table 5).

TABLA 3.1.3. Número estimado de aletas azules de 0, 1, 2, 3, y 4 años de edad, en miles de peces, capturados en el Océano Pacífico occidental y oriental (de Bayliff, 1993: Tabla 5).

Year class	Western Pacific Ocean					Eastern Pacific Ocean			
	0	1	2	3	4	1	2	3	4
Clase anual	Océano Pacífico occidental					Océano Pacífico oriental			
	0	1	2	3	4	1	2	3	4
1948	-	-	-	-	-	-	-	-	>0
1949	-	-	-	-	-	-	-	>0	>0
1950	-	-	-	-	-	-	140	6	4
1951	-	-	-	-	-	54	6	6	2
1952	-	-	-	-	-	651	493	19	>0
1953	-	-	-	-	-	413	348	9	>0
1954	-	-	-	-	-	185	168	20	0
1955	-	-	-	-	-	433	373	4	4
1956	-	-	-	-	-	575	905	109	69
1957	-	-	-	-	-	285	269	33	>0
1958	-	-	-	-	-	12	66	6	1
1959	-	-	-	-	-	58	347	9	5
1960	-	-	-	-	-	524	608	80	4
1961	-	-	-	-	-	829	521	29	1
1962	-	-	-	-	30	526	256	16	0
1963	-	-	-	62	8	972	305	35	1
1964	-	-	91	5	17	327	715	34	0
1965	-	266	3	52	1	622	308	5	1
1966	1,270	461	1	13	17	97	155	32	1
1967	3,607	964	78	23	24	416	311	35	0
1968	2,300	371	48	14	18	290	258	7	-
1969	2,970	378	2	18	16	14	711	-	0
1970	1,938	443	15	4	3	467	-	2	0
1971	3,316	682	20	12	29	-	589	1	>0
1972	498	124	28	115	26	609	440	2	24
1973	4,875	1,403	46	61	95	51	722	172	21
1974	3,953	676	96	44	10	260	150	21	8
1975	1,277	222	61	14	28	488	250	7	>0
1976	1,784	698	151	38	7	55	81	>0	0
1977	2,542	478	98	76	84	508	539	1	>0
1978	5,091	1,452	119	584	99	78	284	11	1
1979	2,088	611	180	64	56	48	70	2	>0
1980	2,810	605	200	54	15	4	120	6	1
1981	1,975	785	139	21	75	249	62	6	0
1982	665	213	44	86	30	12	44	>0	>0
1983	1,362	421	49	123	-	33	315	5	>0
1984	2,417	757	61	-	-	76	388	6	>0
1985	2,046	760	-	-	-	22	74	21	>0
1986	1,470	-	-	-	-	7	45	6	1
1987	-	-	-	-	-	34	40	8	>0
1988	-	-	-	-	-	45	78	1	-
1989	-	-	-	-	-	5	8	-	-
1990	-	-	-	-	-	52	-	-	-

TABLE 4.1. Indices of abundance of Pacific bluefin tuna (after Bayliff, 1996). The units are: commercial catch, metric tons; recreational catch, numbers of fish; Calkins index, metric tons per day; aerial indices, metric tons per block-area flight; bluefin vessel, metric tons per year; habitat, metric tons per day. Most of the data for 1959-1991 are from Bayliff (1996: Table 3), and most of those for 1992-1998 are from the IATTC data base.

TABLA 4.1. Indices de abundancia de aleta azul del Pacífico (de Bayliff, 1996). Las unidades son: captura comercial, toneladas métricas (tm); captura deportiva, número de peces; índice Calkins, tm/día; índices aéreos, tm/vuelo área bloque; buque que pesca aleta azul, tm/año; hábitat, tm/día. La mayoría de los datos de 1959-1991 proviene de Bayliff (1996: Tabla 3), y la mayoría de los de 1992-1998 de la base de datos de la CIAT.

Year	Catch		Calkins index	Aerial indices		Bluefin vessel index	Habitat indices	
	Commercial	Recreational		Core	Total		Total	N of 28°N
Año	Captura		Índice Calkins	Índices aéreos		Índice buques aleta azul	Índices de hábitat	
	Comercial	Deportiva		Núcleo	Total		Total	N de 28°N
1959	6,914	1,330	3.67					
1960	5,422	97	3.03				2.37	3.38
1961	8,116	2,268	3.81			115	2.91	5.34
1962	11,125	2,453	3.47	5.96	3.99	138	3.45	4.98
1963	12,266	737	4.50	6.32	6.18	160	3.86	4.44
1964	9,211	693	2.66	6.32	6.18	123	2.44	4.02
1965	6,887	92	2.38	1.16	0.82	97	2.30	4.31
1966	15,881	1,998	5.86	11.82	8.58	209	5.33	3.27
1967	5,862	3,166	1.88	4.09	3.10	82	1.54	0.56
1968	5,966	1,231	2.52	8.57	5.47	77	2.14	3.29
1969	6,914	1,470	2.57	0.54	0.35	109	2.09	2.39
1970	3,951	1,833	2.25	<0.01	0.02	66	1.51	0.73
1971	8,354	749	2.87	0.79	0.38	106	2.54	2.14
1972	13,335	1,470	3.70	6.30	2.49	176	3.31	4.23
1973	10,700	5,347	3.33	15.77	14.92	107	2.75	3.63
1974	5,570	5,765	1.97	16.62	15.68	77	1.92	2.10
1975	9,556	3,348	3.87	2.36	2.30	124	3.63	4.78
1976	10,628	2,040	3.80	12.46	11.97	136	3.55	4.15
1977	5,458	1,838	2.40	7.90	6.46	77	1.75	2.13
1978	5,393	479	2.10	31.32	27.28	69	1.66	2.74
1979	6,108	1,087	2.65	11.68	11.18	80	1.44	2.83
1980	2,933	729	1.79	0.81	0.63	42	0.97	1.25
1981	1,084	542	1.03	0.86	0.73	29	0.46	0.93
1982	3,145	665	2.20	1.24	1.15	81	0.85	1.34
1983	837	1,912	0.75	0.05	0.18	26	0.23	0.44
1984	858	2,834	0.70	0.56	0.60	28	0.34	0.50
1985	4,014	4,980	5.99	2.10	2.33	137	3.67	3.22
1986	5,079	693	10.95	1.80	2.75	201	8.19	11.01
1987	990	1,859	4.04	0.70	0.50	47	1.54	3.00
1988	1,421	321	1.53	1.12	0.51	50	0.73	1.20
1989	1,117	6,519	7.05	0.93	0.44	64	1.22	3.37
1990	1,511	3,756	5.52	0.66	0.32	84	1.80	3.67
1991	418	5,201	5.37			28	1.24	2.06
1992	1,929	8,586				154	4.49	5.29
1993	581	10,535				64	0.46	1.47
1994	974	2,309				77	0.44	1.88
1995	629	14,646				45	0.54	1.91
1996	8,222	2,478				343	11.30	11.86
1997	2,636	7,974					2.41	3.58
1998	814	18,183					0.89	1.46

TABLE 4.2.1a. Weights, in kilograms, of bluefin used for cohort analyses. The estimates were obtained from the growth-in-length and weight-length equations in Tables 3.1.1a and 3.1.1b.

TABLA 4.2.1a. Pesos, en kilogramos, de aleta azul usados para los análisis de cohortes. Se calcularon las estimaciones con las ecuaciones de crecimiento en peso y longitud-peso en las Tablas 3.1.1a y 3.1.1b.

Quarter Trimestre	Age 0 Edad 0	Age 1 Edad 1	Age 2 Edad 2	Age 3 Edad 3	Age 4 Edad 4	Age 5 Edad 5
1	0.000	3.604	9.647	21.991	41.518	69.655
2	0.000	4.252	12.104	26.082	47.603	78.075
3	0.345	5.694	14.996	30.739	54.385	80.276
4	1.966	7.516	18.298	35.898	61.759	82.525
Quarter Trimestre	Age 6 Edad 6	Age 7 Edad 7	Age 8 Edad 8	Age 9 Edad 9	Age 10 Edad 10	Age 11 Edad 11
1	84.789	94.270	104.406	115.216	126.719	138.935
2	87.067	96.708	107.008	117.987	129.664	142.059
3	89.436	99.241	109.710	120.864	132.720	145.298
4	91.846	101.816	112.456	123.785	135.821	148.584
Quarter Trimestre	Age 12 Edad 12	Age 13 Edad 13	Age 14 Edad 14	Age 15 Edad 15	Age 16 Edad 16	
1	151.882	165.579	180.044	195.297	211.355	
2	155.189	169.073	183.732	199.181	215.441	
3	158.617	172.694	187.55	203.02	219.669	
4	162.092	176.365	191.419	207.275	223.951	

TABLE 4.2.1b. Fishing mortality data used for calculation of yield-per-recruit curves for bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean.

TABLA 4.2.1b. Datos de mortalidad por pesca usados para el cálculo de curvas de rendimiento por recluta para atunes azul en el Océano Pacífico oriental.

Year	Period	Fishing mortality vectors		
		Option 0	Option 1	Option 2
Año	Período	Vectores de mortalidad por pesca		
		Opción 0	Opción 1	Opción 2
0	May 16-Jun. 30	0.0	0.0	0.0
	Jul.	0.2	0.2	0.2
	Aug.-Sep.	0.4	0.4	0.4
	Oct.-Dec.	0.4	0.2	0.4
1	Jan.-Jun.	0.4	0.0	0.4
	Jul.-Sep.	0.4	0.4	0.4
	Oct.-Dec.	0.4	0.2	0.2
2	Jan.-Mar.	0.4	0.0	0.0
	Apr.-Jun.	0.4	0.2	0.2
	Jul.-Sep.	0.4	0.4	0.4
	Oct.-Dec.	0.4	0.2	0.2
3-4	Jan.-Dec.	0.4	0.0	0.0
5	Jan. 1-May 15	0.4	0.2	0.2
	May 16-Dec. 31	0.4	0.4	0.4
>5	Jan.-Dec.	0.4	0.4	0.4

TABLE 4.2.1c. Estimates of the natural mortality of bluefin used for the cohort analyses.

TABLA 4.2.1c. Estimaciones de la mortalidad natural de aleta azul usadas para los análisis de cohortes.

Vector	Age 0—Edad 0	Age 1—Edad 1	Age 2—Edad 2	Age >2—Edad >2
1	0.20	0.20	0.20	0.20
2	0.35	0.30	0.25	0.20
3	0.50	0.40	0.30	0.20
4	0.30	0.30	0.30	0.30
5	0.45	0.40	0.35	0.30
6	0.60	0.50	0.40	0.30

TABLE 4.2.3.2. Total weights of exploited and unexploited stocks and spawning potential ratios (SPRs) for mature Pacific bluefin tuna. The three options are explained in the text. The vectors of natural mortality are listed in Table 4.2.1c. The two rows for each combination of option and vector of natural mortality correspond to exploited and unexploited stocks of fish. Each calculation was begun with 1,000 90-day-old fish.

TABLA 4.2.3.2. Pesos totales de stocks explotados y no explotados y razones de potencial de desove (SPR) de atunes aleta azul del Pacífico maduros. En el texto se explican las tres opciones. En la Tabla 4.2.1c se detallan los vectores de mortalidad natural. Las dos filas para cada combinación de opción y vector de mortalidad natural corresponden a stocks de peces explotados y no explotados. Se comenzó cada cálculo con 1.000 peces de 90 días de edad.

Option	Vector of natural mortality	Total weight, in kilograms, of fish at age										SPR
		5	6	7	8	9	10	11	12	13	Total	
Opción mortalidad natural	Vector de mortalidad natural	Peso total (kg) de peces a edad										SPR
		5	6	7	8	9	10	11	12	13	Total	
0	1	3,391	2,066	1,252	765	470	272	163	97	53	8,529	0.05
		28,208	25,703	23,329	21,096	19,012	17,080	15,298	13,663	12,172	175,561	
0	2	2,706	1,653	1,008	607	371	231	134	81	53	6,844	0.05
		22,525	20,525	18,629	16,846	15,182	13,638	12,215	10,910	9,719	140,189	
0	3	2,162	1,322	804	495	297	177	119	65	35	5,476	0.05
		17,987	16,389	14,875	13,452	12,123	10,890	9,754	8,712	7,761	111,943	
0	4	1,989	1,093	611	326	173	95	53	23	12	4,375	0.06
		16,514	13,615	11,182	9,149	7,461	6,065	4,915	3,972	3,202	76,074	
0	5	1,593	882	478	270	149	81	43	23	12	3,531	0.06
		13,187	10,872	8,929	7,306	5,958	4,843	3,925	3,172	2,557	60,747	
0	6	1,271	698	387	214	111	58	33	23	12	2,807	0.06
		10,530	8,682	7,130	5,834	4,757	3,867	3,134	2,533	2,042	48,507	
1	1	13,392	8,173	4,978	3,013	1,819	1,086	654	389	247	33,751	0.19
		28,208	25,703	23,329	21,096	19,012	17,080	15,298	13,663	12,172	175,561	
1	2	10,694	6,529	3,970	2,406	1,448	883	520	324	194	26,968	0.19
		22,525	20,525	18,628	16,846	15,182	13,638	12,215	10,910	9,719	140,189	
1	3	85,405	5,216	3,166	1,923	1,163	706	431	259	141	21,545	0.19
		17,987	16,389	14,875	13,452	12,123	10,890	9,754	8,712	7,761	111,943	
1	4	7,863	4,344	2,392	1,316	718	394	208	113	71	17,419	0.23
		16,514	13,615	11,182	9,149	7,461	6,065	4,915	3,972	3,202	76,074	
1	5	6,279	3,471	1,914	1,046	569	312	178	97	53	13,919	0.23
		13,187	10,872	8,929	7,306	5,958	4,843	3,925	3,172	2,557	60,747	
1	6	5,017	2,773	1,527	832	458	258	134	65	35	11,099	0.23
		10,530	8,682	7,130	5,834	4,757	3,867	3,134	2,533	2,042	48,507	
2	1	10,430	6,364	3,879	2,350	1,411	856	520	308	194	26,312	0.15
		28,208	25,703	23,329	21,096	19,012	17,080	15,298	13,663	12,172	175,561	
2	2	8,326	5,087	3,095	1,878	1,139	679	416	243	141	21,004	0.15
		22,525	20,525	18,628	16,846	15,182	13,638	12,215	10,910	9,719	140,189	
2	3	6,651	4,059	2,474	1,495	904	543	327	194	123	16,770	0.15
		17,987	16,389	14,875	13,452	12,123	10,890	9,754	8,712	7,761	111,943	
2	4	6,122	3,389	1,863	1,023	557	299	163	97	53	13,566	0.18
		16,514	13,615	11,182	9,149	7,461	6,065	4,915	3,972	3,202	76,074	
2	5	4,893	2,700	1,486	821	446	244	134	65	35	10,824	0.18
		13,187	10,872	8,929	7,306	5,958	4,843	3,925	3,172	2,557	60,747	
2	6	3,903	2,158	1,191	652	359	190	104	65	18	8,640	0.18
		10,530	8,682	7,130	5,834	4,757	3,867	3,134	2,533	2,042	48,507	

TABLE 4.2.4. Correlations for various combinations of catches of northern bluefin. WPO = western Pacific Ocean; EPO = eastern Pacific Ocean.

TABLA 4.2.4. Correlaciones para varias combinaciones de capturas de aleta azul del norte. WPO = Océano Pacífico occidental; EPO = Océano Pacífico oriental.

Correlation	Degrees of freedom	<i>r</i>
Correlación	Grados de libertad	<i>r</i>
1 WPO, age 0, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.157
2 WPO, age 0, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.442
3 WPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.390
4 WPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.175
5 WPO, age 2, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.322
6 WPO, age 2, <i>versus</i> EPO, age 2	18	-0.460 *
7 EPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 2	35	0.458 *
8 WPO, age 0, <i>versus</i> WPO, age 1	18	0.843 **
9 WPO, age 0, <i>versus</i> WPO, age 2	17	0.174
10 WPO, age 1, <i>versus</i> WPO, age 2	18	0.344
11 WPO, age 0, <i>versus</i> WPO + EPO, age 1	17	0.757 **
12 WPO, age 0, <i>versus</i> WPO + EPO, age 2	16	0.511 *
13 EPO, age 2, <i>versus</i> WPO, age 0, and WPO, age 2	15	0.746 **

* significant at the 5-percent level--significativo al nivel de 5%

** significant at the 1-percent level--significativo al nivel de 1%

CONDICION DEL ATUN ALETA AZUL EN EL OCEANO PACIFICO

por

William H. Bayliff

INDICE

1. Resumen ejecutivo	242
2. Datos	243
3. Supuestos y parámetros.....	244
4. Evaluación del stock	246
5. Condición del stock.....	251
6. Direcciones futuras	251
Figuras	221
Tablas.....	232
Referencias.....	253

1. RESUMEN EJECUTIVO

La mayoría de las capturas de aleta azul, *Thunnus orientalis*, en el Océano Pacífico oriental (OPO) son realizadas por buques cerqueros. Casi toda la captura cerquera proviene de una zona frente a Baja California y California, a menos de unas 100 millas náuticas de la costa, entre 23°N y 33°N. Se capturan cantidades menores de aleta azul con arte de pesca deportiva, redes agalleras, y palangres. Se captura la especie en todos los meses del año, pero la mayor parte de la captura es lograda entre mayo y octubre.

El aleta azul es pescado con varias artes en el Océano Pacífico occidental desde Taiwan hasta Hokkaido. Peces de 0 años de edad de entre unos 15 y 30 cm de talla son capturados con curricán durante julio-octubre al sur de Shikoku y al sur de la Prefectura de Shizuoka. Durante noviembre-abril peces de edad 0 de entre unos 35 y 60 cm son capturados con curricán al sur y oeste de Kyushu. Peces de edad 1 y mayores son capturados con redes de cerco, principalmente durante mayo-septiembre entre 30°-42°N y 140°-152°E. Se capturan también aletas azules de varios tamaños con trampas, redes agalleras, y otras artes de pesca, especialmente en el Mar de Japón. Se capturan también con palangre pequeñas cantidades de la especie cerca del litoral sudeste de Japón.

Las pesquerías palangreras de alta mar están dirigidas principalmente hacia los atunes tropicales, la albacora, y los peces picudo, pero capturan pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico. Buques cañeros japoneses capturan asimismo pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico en alta mar.

Se han encontrado larvas de aleta azul del Pacífico únicamente entre las Filipinas y el sur del Japón y en el Mar de Japón, y se supone que el desove ocurre solamente en esas zonas. Algunos peces permanecen aparentemente toda la vida en el Pacífico occidental. Otros migran al OPO; estas migraciones comienzan principalmente, o tal vez exclusivamente, durante el primer y segundo año de vida. Los migrantes de primer o segundo año están expuestos a varias pesquerías antes de iniciar su viaje al OPO. Después de cruzar el océano, están expuestos a las pesquerías comercial y deportiva frente a California y Baja California. Posteriormente, los supervivientes regresan al Pacífico occidental.

Se encuentra el aleta azul en el OPO con mayor frecuencia en aguas de entre 17° y 23°C de temperatura de superficie. En el Pacífico occidental se encuentran peces de entre 15 y 31 cm en aguas de entre 24° y 29°C de temperatura de superficie. La supervivencia de las larvas y juveniles tempranos de la especie es indudablemente afectada de manera importante por las condiciones ambientales. Las condiciones en el Pacífico occidental afectan probablemente cuáles porciones de los peces juveniles migran al OPO, y cuándo. Asimismo, las condiciones en el OPO probablemente afectan cuándo los peces juveniles regresan al Pacífico occidental.

A falta de evidencias al contrario, se supone que existe un solo stock de aleta azul del Pacífico.

Se han calculado varias índices de abundancia para el aleta azul del Pacífico en el OPO, pero ninguno es completamente satisfactorio. Desde hace varios años el personal de la CIAT calcula rutinariamente índices de “buque que pesca aleta azul” y “hábitat” para el OPO. No se dispone de índices de abundancia de la especie para el Pacífico occidental.

Pese a que las capturas totales de aleta azul del Pacífico no han disminuido, los resultados de análisis de rendimiento por recluta y de cohortes indican que se podría obtener capturas mayores si se redujeran o eliminaran las capturas de peces de edad 0 y de edad 1 en el OPO y el Pacífico occidental.

Los análisis reproductor-recluta no indican que aumentaría el reclutamiento de aleta azul del Pacífico si se permitiera a más peces desovar.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

2.1.1. Océano Pacífico oriental

La mayoría de las capturas de aleta azul, *Thunnus orientalis*, en el Océano Pacífico oriental (OPO) son realizadas por buques cerqueros. Casi toda la captura cerquera proviene de una zona frente a Baja California y California, a menos de unas 100 millas náuticas de la costa, entre 23°N y 33°N (Bayliff, 1994: Figura 1). Se capturan cantidades menos importantes de aleta azul con arte de pesca deportiva en la misma zona, pero principalmente al norte de 29°N. Se capturan pequeñas cantidades de aleta azul frente a California con redes agalleras hasta al menos 39°N, y buques palangreros de EE.UU. y mexicanos capturan cantidades asimismo pequeñas frente a California y el norte de Baja California, respectivamente. Se captura la especie en todos los meses del año, pero la mayor parte de la captura es lograda entre mayo y octubre (Bayliff, 1994: Figura 6 y Tabla 8).

2.1.2. Océano Pacífico occidental

El aleta azul es pescado con varias artes en el Océano Pacífico occidental desde Taiwan hasta Hokkaido. Peces de 0 años de edad de entre unos 15 y 30 cm de talla son capturados con curricán durante julio-octubre al sur de Shikoku y al sur de la Prefectura de Shizuoka. Durante noviembre-abril peces de edad 0 de entre unos 35 y 60 cm son capturados con curricán al sur y oeste de Kyushu. Peces de edad 1 y mayores son capturados con redes de cerco, principalmente durante mayo-septiembre entre 30°-42°N y 140°-152°E. Se capturan también aletas azules de varios tamaños con trampas, redes agalleras, y otras artes de pesca, especialmente en el Mar de Japón. Se capturan también con palangre pequeñas cantidades de la especie cerca del litoral sudeste de Japón.

2.1.3. Alta mar

La pesquería palangrera japonesa de alta mar (Uosaki y Bayliff, 1999), así como aquéllas de la República de Corea (Park *et al.*, 1994), Estados Unidos (Ito y Machado, 1997) y Taiwan, están dirigidas principalmente hacia los atunes tropicales, la albacora, y los peces picudos, pero capturan también pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico (Tomlinson, 1996).

Buques cañeros japoneses capturan asimismo pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico en alta mar (Bayliff *et al.*, 1991: Tabla 6).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Se dispone de datos de captura para todas las pesquerías principales de aleta azul del Pacífico para 1952-1998 (Tabla 2.2a), y datos para las pesquerías comerciales y deportivas del OPO desde 1918 y 1936, respectivamente (Bayliff, 1994: Tabla 7).

Bayliff (1996) discutió cuatro índices de esfuerzo cerquero de pesca para aleta azul en el OPO (Tabla 2.2b), pero ninguno de éstos es completamente satisfactorio. Sus criterios para la clasificación de buques como “buques que pescan aleta azul” fueron modificados posteriormente (Anónimo, 1997:

páginas 40-41). Tomlinson (1996) estimó la cantidad de esfuerzo por buques palangreros japoneses en la “zona núcleo” (su Figura 13), en la cual los buques palangreros japoneses realizan la mayoría de sus capturas de aleta azul, durante 1952-1986. Curran *et al.* (1996) presentan datos de esfuerzo de la pesquería palangrera de Hawaii para 1991-1994, por área de 5° y trimestre. No se dispone de datos de esfuerzo para ninguna de las pesquerías del Pacífico occidental.

2.3. Datos de composición por tamaño

Se dispone de datos de frecuencia de talla para la pesquería cerquera del OPO, que se desarrolla en la zona de muestreo 1 de la CIAT (Anónimo, 2000: Figure 9), para 1923-1925, 1952-1971, y 1973-1999 (Bayliff, 1993: Tabla 1; Anónimo 1999a: Figura 8). En la Figura 2.3a se presentan datos para 1994-1999, los que incluyen datos de peces capturados por la pesquería deportiva.

Yokota *et al.* (1961: 210) y Yukinawa y Yabuta (1967) presentan datos de frecuencia de talla para las pesquerías de superficie del Pacífico occidental, y Yamanaka (1958 y 1982), Nakamura (1969), y Shingu *et al.* (1974) presentan datos de composición por talla y peso para varias pesquerías del Pacífico occidental y central. En las Figuras 2.3b, 2.33c, y 2.3d se presentan datos sobre peces grandes y pequeños capturados con artes de superficie en el Pacífico occidental y sobre peces capturados con palangre en el Pacífico occidental y central, respectivamente.

2.4. Datos auxiliares

Las datos auxiliares más importantes son probablemente aquéllos obtenidos del mercado de aletas azules en el OPO y el Pacífico occidental con marcas convencionales (Bayliff *et al.*, 1991). Investigadores del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón marcaron aletas azules en el Pacífico occidental con marcas archivadoras, y se consiguieron datos para 40 de éstos recapturados en el Pacífico occidental y 1 recapturado en el OPO (Itoh *et al.*, 1999). Se espera que cuando se obtengan más datos de experimentos con marcas archivadoras y/o desprendibles la información resultante será valiosa para la evaluación del stock.

Se han usado datos oceanográficos para calcular los “índices de hábitat” (de abundancia) para el aleta azul en el OPO descritos en la Sección 4.1.

Se han usado datos de estudios aéreos sobre aguas del OPO (Squire, 1972, 1983, y 1993) para calcular índices de abundancia de aleta azul en el OPO (Bayliff, 1996).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Bayliff *et al.* (1991) usaron datos de marcado para estudiar el crecimiento del aleta azul del Pacífico, y descubrieron que un modelo de dos etapas lo representa óptimamente (Tabla 3.1.1a). Para peces de entre 191 y 564 mm se usa la curva de Gompertz, con valores de 581 mm y 4,32 para L_{∞} y K (anual), respectivamente. Los peces de entre 564 y 1530 mm crecen de forma lineal, a 0,709 mm/día.

En la Tabla 3.1.1b se presentan datos sobre las relaciones peso-talla de aletas azules del Pacífico de varios tamaños en el OPO y el Pacífico occidental.

En las Tablas 3.1.1a y 3.1.1b se presentan las ecuaciones de crecimiento y peso-talla usadas para calcular las estimaciones de la talla y peso de peces a distintas edades para los análisis de rendimiento por recluta y cohorte comentados en la Sección 4.2.

3.1.2. Reproducción

Se sabe poco acerca de la reproducción del aleta azul del Pacífico. Harada (1980) manifestó que el desove ocurre a los 5 años de edad, aproximadamente, y que estas peces miden unos 150 cm de largo y pesan unos 60 kg. Según Yamanaka y asociados (1963), peces de 270 a 300 kg tienen unos 10 millones

de “huevos.” No se dispone de información sobre la frecuencia del desove.

3.1.3. Desplazamientos

Bayliff *et al.* (1991) describen los desplazamientos y migraciones de atunes aleta azul del Pacífico inmaduros. Se han encontrado larvas de la especie únicamente entre Filipinas y el sur del Japón y en el Mar de Japón, y se supone que el desove ocurre solamente en esas zonas. Ocurre durante la primavera y el verano, pero en esta sección se supone, por mayor sencillez, que los peces son criados el 1 de enero. Aparentemente, algunos peces permanecen toda la vida en el Pacífico occidental. Otros migran al OPO; estas migraciones comienzan principalmente o quizás exclusivamente durante el primer y segundo año de vida. Antes de empezar su viaje al OPO en el otoño o invierno, los migrantes de primer año se encuentran expuestos a la pesca con curricán dirigida hacia atunes aleta azul pequeños y otras especies frente al Japón en verano y otoño. Los migrantes de segundo año se encuentran expuestos además a la pesca con curricán y demás formas de pesca que se practican en las inmediaciones del Japón en invierno antes de comenzar su viaje al OPO en la primavera, el verano, o el otoño. Tras atravesar el océano, los peces migrantes están expuestos a pesquerías comerciales y deportivas frente a Alta y Baja California. Finalmente, los supervivientes regresan al Pacífico occidental.

La mayoría de los aletas azules capturados en el OPO son de 1 y 2 años de edad. Las capturas de peces de 2 años de edad en el OPO superan las del Pacífico occidental en la mayoría de los años, mientras que para peces de 3 años de edad ocurre lo contrario (Tabla 3.1.3). Esto indica probablemente que la población de peces de 2 años de edad es mayor en el OPO y que aquella de peces de 3 años de edad es mayor en el Pacífico occidental, aunque es posible que diferencias en el esfuerzo pesquero relacionadas con zonas y/o tamaños y/o vulnerabilidad a la captura sean responsables de las diferencias en las capturas. Estudios de datos estadísticos, frecuencia de talla, y de marcado han dado lugar a los siguientes postulados para la migración de peces entre el OPO y el Pacífico occidental:

1. Los peces llegan al OPO a 1 año de edad durante el año i , principalmente en junio o julio, y emprenden su viaje de regreso al Pacífico occidental a los 2 años de edad hacia fines del año $i + 1$ o a 3 años de edad a principios del año $i + 2$;
2. Los peces llegan al OPO a 1 año de edad durante el año i , principalmente en junio o julio, y emprenden su viaje de regreso al Pacífico occidental a 1 año de edad hacia fines del año i o a 2 años de edad a principios del año $i + 1$;
3. Los peces llegan al OPO a 2 años de edad a principios del año $i + 1$ y emprenden su viaje de regreso al Pacífico occidental a 2 años de edad hacia fines del año $i + 1$ o a 3 años de edad a principios del año $i + 2$;
4. Los peces llegan al OPO a 1 año de edad a principios del año i y emprenden su viaje de regreso como peces mayores;
5. Los peces llegan al OPO a 2 años de edad a principios del año $i + 1$ y emprenden su viaje de regreso como peces mayores;
6. Los peces llegan al OPO a edades mayores de 2 años y subsecuentemente regresan al Pacífico occidental;
7. Los peces no migran al OPO en absoluto.

El Postulado 7 vale probablemente para la mayoría de los peces de algunas clases anuales. Esto quizá explicaría, al menos parcialmente, las capturas reducidas de aletas azules en el OPO durante las décadas de los 1980 y 1990. Una octava posibilidad sería una combinación de los Postulados 1, 2, 3, 4, ó 5 con el 6; es decir, los peces migran más de una vez del Pacífico occidental al OPO.

Estas hipótesis no consideran la posibilidad de que algunos peces empiecen migraciones transpacíficas pero que se vuelvan antes de llegar a su destino. El hecho de que los atunes aleta azul casi desaparezcan del OPO en el invierno y la primavera temprana podría indicar que estos peces ocupan zonas

fuera del alcance de la pesquería de superficie durante este período. Serían necesarios bastantes más datos del Pacífico central para poder establecer si ocurre esto y, de ser así, en cuál grado.

Tomlinson (1996) comenta los desplazamientos de aletas azules del Pacífico adultos en alta mar, inferidos de datos sobre la pesquería palangrera japonesa de altura. Los peces se encuentran distribuidos más al oeste durante la primavera y más al este durante el otoño (Figura 3.1.3). No es sorprendente que los peces estén concentrados cerca del Japón durante la primavera, ya que el aleta azul desova principalmente en la primavera, y se han encontrado larvas de la especie únicamente en el océano abierto entre Filipinas y el sur del Japón durante la primavera y en el Mar del Japón durante el verano. Aletas azules excepcionalmente grandes fueron capturados por barcos cerqueros en el OPO durante noviembre y diciembre de 1988 (Foreman e Ishizuka, 1990). Es posible que estos peces hayan aparecido en la pesquería del OPO porque se encontraban distribuidos más al este durante el otoño de 1988 que de costumbre.

3.1.4. Mortalidad natural

Bayliff *et al.* (1991) usaron el método de Pauly (1980) para obtener una estimación de 0,276, con límites de confianza de 90% de aproximadamente 0,161 y 0,471, para el coeficiente de mortalidad natural anual de aleta azul del Pacífico de entre unos 16 y 153 cm. Es probable, sin embargo, que la mortalidad natural varíe con la edad, siendo mayor para los peces muy jóvenes y muy viejos que para los de edades intermedias.

3.1.5. Estructura del stock

El desove de aleta azul del Pacífico ocurre únicamente entre Filipinas y el sur del Japón y en el Mar del Japón. A falta de evidencias al contrario, se supone que constituyen un solo stock. Datos de marcado (Bayliff *et al.*, 1991) parecen señalar que no existen stocks separados migratorio y no migratorio.

3.2. Influencias ambientales

Según Bell (1963), se encuentra el aleta azul en el OPO con mayor frecuencia en aguas de entre 17° y 23°C de temperatura de superficie. En el Pacífico occidental se encuentran peces de entre 15 y 31 cm en aguas de entre 24° y 29°C de temperatura de superficie (Bayliff, 1994).

La supervivencia de las larvas y juveniles tempranos de la especie es indudablemente afectada de manera importante por las condiciones ambientales, pero no se dispone de datos al respecto. Las condiciones en el Pacífico occidental afectan probablemente cuáles porciones de los peces juveniles migran al OPO, y cuándo. Asimismo, las condiciones en el OPO probablemente afectan cuándo los peces juveniles regresan al Pacífico occidental.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

4.1. Índices de abundancia

Se han calculado los siguientes índices de abundancia, presentados en la Tabla 4.1, para el aleta azul en el OPO:

1. Captura

- a. captura comercial (Calkins, 1982)

- b. captura deportiva (Bayliff, 1996)

2. Captura por unidad de esfuerzo

- a. Índice Calkins: Calkins (1982) decidió que se consideraría todo esfuerzo cerquero esfuerzo para aleta azul a menos que se ejerciera (1) al sur de 23°N o en el Golfo de California, (2) durante el período de noviembre-abril, o (3) en un estrato de zona de 1°-mes en el cual no se realizaron lances dirigidos hacia aleta azul. Se dividieron las capturas de aleta azul al norte de 23°N y al oeste de California y Baja California durante mayo-octubre de cada año por el esfuerzo de aleta azul para obtener las capturas por

unidad de esfuerzo (CPUE) de aleta azul.

b. Índice de barcos que pescan aleta azul: Bayliff (1996) clasificó a todo buque cerquero atunero como “barco que pesca aleta azul” o “barco que no pesca aleta azul,” sobre la base de sus capturas de la especie durante períodos de cinco años. Luego dividió las capturas comerciales totales de aleta azul durante cada año por el número de barcos que pescaron aleta azul para obtener las CPUE de aleta azul por esos buques (Figura 4.1, panel superior). Se modificó posteriormente este índice (ver Anónimo (1997: 40-41)). Se cambiaron los criterios de clasificación de los buques, y ahora se calcula el índice dividiendo *las capturas totales de aleta azul por buques que pescan aleta azul* durante cada año por el número de dichos buques correspondiente.

c. Índice de hábitat de aleta azul: Ya que Bell (1963) demostró que se encuentra el aleta azul con mayor frecuencia en aguas de entre 17° y 23°C de temperatura de superficie, Bayliff (1996) consideró “hábitat de aleta azul” las zonas de 1° al norte de 23°N y al oeste de California y Baja California con temperaturas entre esos límites entre mayo y octubre. Dividió las capturas de aleta azul en dichas zonas durante cada año por el número correspondiente de días no estandarizados de esfuerzo de pesca para obtener CPUE de aleta azul (Figura 4.1, panel inferior).

3. Estudios aéreos: Bayliff (1996) comentó el uso de datos de estudios aéreos realizados por el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU. durante 1962-1990 (Squire, 1972, 1983, y 1993) como índices de abundancia. Se realizan todavía estos estudios. Estos resultados podrían ser valiosos, ya que existen evidencias anecdóticas de que es a menudo difícil o imposible capturar aleta azul con redes de cerco cuando son relativamente abundantes. Cabe notar, sin embargo, que los índices de los estudios aéreos son extremadamente bajos para algunos años en los que se lograron capturas sustanciales (Tabla 4.1). Además, los aviones no cubren la zona al sur de 28°N.

4.2. Modelos de evaluación

4.2.1. Análisis de rendimiento por recluta

En Anónimo (1994) se describen los análisis de rendimiento por recluta para el aleta azul del Pacífico. Estos precisan un vector de estimaciones del peso de peces individuales desde el momento de reclutamiento a la pesquería hasta que desaparecen de la misma y vectores de mortalidad natural y por pesca durante ese período. En la Tabla 4.2.1a se presenta un vector de pesos, calculado con los datos en la Tabla 3.1.1a, y en las Tablas 4.2.1b y 4.2.1c vectores de mortalidad natural y por pesca, esencialmente conjeturas. Se supone que los peces permanecen en el Pacífico occidental toda la vida (Opción 0), comienzan una migración de oeste a este durante su primer año de vida y luego una en dirección contraria durante su tercer año de vida (Opción 1), o comienzan una migración de oeste a este durante su segundo año de vida y luego una en dirección contraria durante su tercer año de vida (Opción 2). Se fijaron los valores de F correspondientes en 0,4 para períodos de capturas sustanciales, 0,0 para períodos sin capturas o con capturas muy bajas, y 0,2 para períodos de transición. En la Figura 4.2.1 se grafican los rendimientos por recluta que se obtendrían con distintas edades de ingreso a la pesquería, distintos vectores de mortalidad natural, y tres multiplicadores de los vectores de esfuerzo de pesca. Ya que los valores de mortalidad natural y por pesca, especialmente la segunda, son esencialmente conjeturas, no se deberían interpretar de forma literal los resultados de estos análisis. En cada caso los datos indican que se puede obtener el rendimiento por recluta máximo con una edad de ingreso de 3 a 5 años (equivalente a tallas de unos 108 y 159 cm y pesos de unos 26 a 78 kg). Con tasas de mortalidad natural de 0,6, 0,5, 0,4, y 0,3 para peces de edad 0, edad 1, edad 2, y mayores, respectivamente (vector de M 6 en la Figura 4.2.1), las curvas son relativamente planas, especialmente para el nivel más bajo de esfuerzo de pesca. En tal caso, no se esperaría mucha aumento en la captura con un aumento en la edad de ingreso. Se seleccionaron este vector y el vector de M 3 para ilustrar casos extremos; los vectores de M 2 y 5 son probablemente más verosímiles, suponiendo que la mortalidad natural disminuya con la edad.

4.2.2. Análisis de cohortes

Se llevaron a cabo análisis de cohorte para el aleta azul del Pacífico con datos correspondientes al período de 1966-1986. Los datos sobre las capturas trimestrales en el OPO provienen de Bayliff (1993: Anexo 1), y los datos de capturas anuales de peces de los varios grupos de edad en el Pacífico occidental de Bayliff (1994: Tabla 12). Se estimaron las capturas trimestrales para el primer, segundo, tercer, y cuarto trimestre multiplicando las capturas anuales por 0,10, 0,30, 0,50, y 0,10, respectivamente. En la Tabla 4.2.1a se presentan datos sobre el peso promedio de los peces. A raíz de la falta de información sobre mortalidad natural, se usaron seis vectores experimentales de mortalidad natural, M (Tabla 4.2.1c). Se llevaron a cabo los análisis para 37 cohortes (1950 hasta 1986). Se efectuaron las estimaciones usando retrocálculos, y fue por lo tanto necesario estimar la tasa final de mortalidad por pesca (F) para cada una de las cohortes. Se seleccionaron los valores finales de F mediante un procedimiento doble que consiste de (1) estimar el reclutamiento mínimo mediante la selección de un valor final de F elevado y (2) comparar los valores intratrimestrales de F correspondientes a distintas cohortes de la misma edad y ajustarlos para obtener valores que parecen razonables. El objetivo de este tipo de búsqueda es reducir las diferencias entre los valores de F de peces de edad similar pescados al mismo tiempo. Este procedimiento carece de un algoritmo que permitiría a distintos usuarios llegar a conclusiones idénticas, y es por lo tanto algo subjetivo. El método funciona bien para cohortes con un largo historial de captura, por ejemplo aquéllas de 1959 a 1981, pero no tan bien para las demás.

Los análisis de cohortes arrojaron estimaciones del reclutamiento durante cada año del período de 1966-1986 y valores de F para cada grupo de edad durante cada trimestre de ese período. Se combinaron estas estimaciones con estimaciones de M (Tabla 4.2.1c) para estimar las capturas del período de 1966-1986 que se pueden obtener con distintas combinaciones de M , multiplicadores de F , y edad de ingreso a la pesquería (Figura 4.2.2). (Un multiplicador de 1 para F corresponde a la mejor estimación de F promedio que existió durante ese período.) Con un multiplicador de 1, la captura hubiera sido mayor en cada caso si se aumentara la edad de ingreso de edad 0 a edad 1, edad 2, o edad 3. El aumento sería mayor para los vectores de mortalidad natural 1, 2, ó 3 que para los 4, 5, ó 6. Si el vector de mortalidad natural es 1, 2, ó 3 y la edad de ingreso permanece en 0 o se aumenta a 1, se lograrían capturas mayores si se redujera el esfuerzo a la mitad de su nivel actual. Con los vectores de mortalidad natural 4, 5, ó 6, en cambio, una reducción tal del esfuerzo resultaría en poco o ningún aumento en la captura (edad de ingreso = 0) o una reducción de la misma (edad de ingreso = 1).

4.2.3. Relaciones reproductor-recluta y recluta-reproductor

Explotar un stock de peces reduce el tamaño de la población, y por consiguiente el número de reproductores y de huevos producido. Si se reduce suficientemente el número de huevos producido, se reducirá también el número de reclutas a la pesquería. Se define esta situación como sobrepesca de reclutamiento. Afortunadamente, una reducción del número de huevos producido no reduce necesariamente el número de reclutas porque, en general, las tasas de supervivencia de peces larvales y juveniles tempranos son mayores cuando se reduce su cantidad. Una de las metas de la evaluación de stocks es determinar el punto en el cual la reducción del número de reproductores es suficiente como para reducir el número de reclutas a la pesquería. Si se determina este punto, se puede administrar la pesquería de tal forma que se mantenga el número de reproductores a o por encima de ese nivel crítico. (Esta no es la única meta de la evaluación y administración de un stock. Por ejemplo, aun si el número de reproductores es suficiente, podría ser necesario administrar la pesquería para minimizar la captura de peces pequeños, ya que generalmente se pueden conseguir rendimientos por recluta mayores si se permite a los peces pequeños crecer antes de capturarlos.)

Para los análisis reproductor-recluta se comparan las cantidades de reclutas producidas a varios niveles de desove a fin de determinar, entre otras, el nivel al cual se debe mantener el stock para evitar sobrepesca de reclutamiento. Para los análisis recluta-reproductor se comparan las cantidades de huevos producidas por un stock de peces con y sin explotación a fin de determinar esquemas para aprovechar el

stock sin causar sobrepesca de reclutamiento.

4.2.3.1. Relación reproductor-recluta

No se dispone de estimaciones del número ni de la densidad de los reproductores y reclutas de aleta azul en el Océano Pacífico. El mejor sustituto disponible para el segundo de éstos es las capturas de aletas azules de edad 0, en número de peces, en el Pacífico occidental (Tabla 3.1.3). Estas proporcionan un índice válido del reclutamiento si el esfuerzo de pesca y la vulnerabilidad de los peces a la captura no cambiaron durante el período en cuestión, pero no se dispone de información al respecto. Suponiendo que sí sean un índice adecuado del reclutamiento de aleta azul, no parece existir ninguna relación entre el desove y el reclutamiento *en el rango de abundancia de reproductores observado*.

4.2.3.2. Relación recluta-reproductor

Se puede expresar la reducción en el potencial de desove de un stock de peces explotado como la relación entre el número de huevos producido con y sin explotación del stock. Esta proporción, denominada cociente de desove potencial (*spawning potential ratio*, o SPR) por científicos que estudiaron las relaciones recluta-reproductor de otras especies de peces, puede ser estimada a partir de una estimación del número relativo de huevos producido basada en estimaciones del peso relativo del stock de peces maduros en la población con y sin explotación y calculando el cociente del primero al segundo. Se han de satisfacer las condiciones siguientes:

1. El crecimiento de los peces no es afectado por la densidad de la población.
2. La proporción de machos a hembras no es afectada por explotación que cambia la composición por edad del stock.
3. El número de óvulos producido por año por las hembras es proporcional al peso de las mismas.
4. La calidad de los óvulos y la espermatozoa no varía con la edad de los peces.

Se aplicó este método al aleta azul en el Océano Pacífico, usando los datos de crecimiento y mortalidad detallados en las Tablas 3.1.1, 4.2.1b, y 4.2.1c. A falta de información al contrario, se supuso que se cumplían las cuatro condiciones arriba detalladas. Se supuso que los peces permanecen en el Pacífico occidental toda la vida (Opción 0), comienzan una migración de oeste a este durante su primer año de vida y luego una en dirección contraria durante su tercer año de vida (Opción 1), o comienzan una migración de oeste a este durante su segundo año de vida y luego una en dirección contraria durante su tercer año de vida (Opción 2). Se fijaron los coeficientes anuales de mortalidad por pesca en 0,4 para períodos de capturas sustanciales, 0,0 para períodos sin captura o con capturas muy bajas, y 0,2 para períodos de transición. Se seleccionaron los dos valores principales de mortalidad natural, 0,2 y 0,3, porque encerraban la estimación de 0,276 presentada en la Sección 3.1.4. Además, ya que parece probable que la mortalidad natural disminuya con la edad, se sustituyeron 0,2 y 0,3 con valores algo mayores para los primeros años de vida. Se supuso también que los peces alcanzan la madurez a los 5 años de edad. Finalmente, se supuso que los peces siguen vivos hasta alcanzar los 14 años de edad y que mueren en ese momento.

En la Tabla 4.2.3.2. se presentan los pesos relativos del stock de aleta azul maduro con y sin explotación y los SPR correspondientes. Se puede ver que el peso relativo con explotación es mucho menor que aquél sin, y que los SPR son bajos, entre 0,05 y 0,23. Se puede ver también que los SPR son considerablemente mayores para las Opciones 1 y 2 que para la Opción 0. Esto se debe a que se supuso que la tasa de mortalidad por pesca es menor en el OPO que en el Pacífico occidental durante ciertos trimestres y que no ocurre mortalidad por pesca de peces que estén atravesando el océano. Los peces tardan aparentemente unos dos años en migrar del OPO al Pacífico occidental (Bayliff *et al.*, 1991: Tabla 9), por lo que se supuso que no hay mortalidad por pesca para los migrantes (Opciones 1 y 2) durante su tercer y cuarto año de vida (Tabla 4.2.1c).

Se ha propuesto (Goodyear, 1990) que, como regla general, se deberían mantener los SPR a

niveles mayores de 0,20. La mayoría de las estimaciones de los SPR para el aleta azul arriba calculados son inferiores a 0,20, pero no existe ninguna evidencia de que esto haya reducido el reclutamiento.

4.2.4. Pronósticos de la abundancia de aleta azul

Datos de composición por edad (Tabla 3.1.3) brindan una base para examinar la posibilidad de que se pueda pronosticar la abundancia del aleta azul en el OPO. Se calcularon coeficientes de correlación para 12 parejas de datos (Tabla 4.2.4., recuadro superior) de la Tabla 3.1.3. Seis de las 12 pruebas arrojaron valores absolutos de r mayores de 0,4. El número de peces de edad 2 en el Pacífico oriental y occidental está correlacionado negativamente (Prueba 6), lo cual indica que las capturas pobres en el OPO podrían ser debidas, al menos parcialmente, a que una proporción de la población total inferior a la normal migrase del Pacífico occidental al oriental. Las capturas de peces de edad 1 y 2 en el OPO están correlacionadas positivamente (Prueba 7), lo cual indica que la captura de peces de edad 2 en el OPO puede ser predicha, aunque no muy bien, a partir de la captura de peces de edad 1 en el OPO un año antes. Las capturas de peces de edad 0 y 1 en el Pacífico occidental están altamente correlacionadas (Prueba 8), lo cual indica que la captura de peces de edad 1 en el Pacífico occidental puede ser predicha a partir de la captura de peces de edad 0 en esa zona un año antes.

La Prueba 11 arrojó un valor de r significativo al nivel de 1%, resultado no sorprendente dado que se obtuvo un valor de r aun más alto de la Prueba 8. Se obtuvo de la Prueba 12 un valor de r significativo al nivel de 5%; esto tampoco es sorprendente dado que se obtuvo de la Prueba 2 un valor casi significativo.

El coeficiente de correlación de las capturas de peces de edad 0 en el Pacífico occidental y las capturas de peces de edad 2 en el OPO dos años después es 0,442 (Tabla 4.2.4., Prueba 2). A pesar de que esta relación no es significativa al nivel de 5%, es posible que indique que la captura de peces de edad 2 en el OPO esté vinculada al reclutamiento de dos años antes, suponiendo que la captura de peces de edad 0 en el Pacífico occidental sea un índice válido del reclutamiento. Ya que la captura de peces de edad 2 en el OPO parece estar relacionada con el reclutamiento de dos años antes (Prueba 2) y la captura de peces de edad 2 en el Pacífico occidental en el mismo año (Prueba 6), se calculó un coeficiente de correlación múltiple (Prueba 13). El coeficiente de determinación múltiple resultante es altamente significativo, indicando que un 55,7% ($0,746^2 \times 100$) de la variación de las capturas de peces de edad 2 en el OPO es explicado por (1) una relación positiva con el reclutamiento en el Pacífico occidental y (2) una relación negativa con la captura de peces de edad 2 en el Pacífico occidental. Ya que la mayor parte de la captura en peso del OPO en la mayoría de los años consiste de peces de edad 2, el reclutamiento de dos años antes y la emigración del Pacífico occidental parecen ejercer influencias importantes sobre las capturas totales en el OPO.

4.3. Comparación con fuentes externas de datos

Bayliff (1994: Tabla 1) y Foreman (1996: Tabla 6) presentan estimaciones del crecimiento de aleta azul del Pacífico obtenidas de análisis de datos de partes duras, frecuencia de talla, y de marcado. Estas no concuerdan bien entre sí, ni tampoco con la relación de dos etapas de Bayliff *et al.* (1991).

4.4. Sensibilidad a supuestos

Tal como se comenta en la Sección 4.3, las distintas estimaciones del crecimiento de aleta azul del Pacífico no concuerdan entre sí. Sin embargo, estas diferencias no son suficientes como para causar diferencias importantes en los resultados de los modelos con estructura de edades obtenidos con distintos parámetros de crecimiento. Por contraste, distintos vectores de mortalidad natural por edad (Tabla 4.2.1c) producen resultados considerablemente diferentes de los modelos con estructura de edades (Figuras 4.2.1 y 4.2.2).

5. CONDICIÓN DEL STOCK

5.1. Comparación de los resultados del año en curso con los de años anteriores

Las conclusiones de los análisis descritos en este informe son esencialmente iguales a las que se presentaron en Informe Anuales de la CIAT de años anteriores.

5.2. Comparación de los resultados del año en curso con los objetivos de administración

La Convención de la CIAT dispone que el objetivo del personal de la CIAT con respecto a la administración es “recomendar ... la acción conjunta necesaria para ... mantener las poblaciones de peces que abarca esta Convención en el nivel de abundancia que permita la pesca máxima constante.” En la Sección 5.3 se describe cómo se podría realizar este objetivo.

5.3. Resumen

Las capturas totales de aleta azul del Pacífico por todos tipos de arte de pesca no han disminuido (Tabla 2.2a), pero en la pesquería palangrera las capturas en la zona núcleo disminuyeron enormemente entre 1952 y 1986, mientras que la disminución en el esfuerzo en esas zonas fue menor (Tomlinson, 1996: Tablas 1 y 4). Esto indica probablemente que la abundancia de aletas azules grandes se redujo durante dicho período. Las capturas de peces juveniles en el OPO fueron menores durante las dos últimas décadas del siglo que durante las tres anteriores, pero esta disminución podría deberse al menos en parte a la reducción del número de buques pescando aleta azul en el OPO, ya que ni el índice de buques que pescan aleta azul ni el índice de hábitat señala una disminución en la abundancia de los peces. Además, es posible que cambios a largo plazo en las condiciones oceanográficas hayan afectado las proporciones de juveniles que migran del Pacífico occidental al OPO y/o la duración media de su estancia en el OPO.

Aunque las capturas totales de aleta azul del Pacífico no han disminuido, los resultados de los análisis de rendimiento por recluta y de cohortes indican que se podrían obtener capturas mayores si se redujeran o eliminaran las capturas de peces de edad 0 y de edad 1 en el OPO y Pacífico occidental.

Los análisis reproductor-recluta no indican que se incrementaría el reclutamiento de aleta azul del Pacífico si se permitiera a más peces desovar.

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

Son necesarios mejores datos de captura y esfuerzo y de frecuencia de tamaño para el Pacífico occidental. Con estos datos sería posible calcular índices de abundancia para el Pacífico occidental y realizar análisis de cohortes para el Pacífico occidental y para el Océano Pacífico entero.

Estimaciones fiables de la mortalidad natural por edad constituyen una necesidad urgente. Se podría probablemente mejorar las estimaciones actuales, esencialmente conjeturas, si se dispusiera de datos mejores de captura y esfuerzo y frecuencia de tamaños para el Pacífico occidental.

Se sabe poco acerca de la migración entre el Pacífico occidental y el OPO. Estudios de la oceanografía del Pacífico occidental, en conjunto con información sobre la migración del Pacífico occidental al OPO, podrían arrojar información sobre porqué y cuándo migran los peces. Las marcas convencionales producen en el mejor de los casos solamente información sobre los lugares y fechas de liberación y recaptura y el tamaño de los peces en esos dos momentos. Todas las liberaciones y la gran mayoría de las recapturas tuvieron lugar en el OPO o el Pacífico occidental. Las marcas archivadoras y desprendibles producen mucha más información. Las marcas archivadoras registran la posición de los peces a intervalos frecuentes entre liberación y recaptura, y permiten saber cuándo comenzaron y terminaron las migraciones transoceánicas y dónde estuvieron los peces durante las mismas. Se pueden programar las marcas desprendibles para salir a la superficie a intervalos determinados, lo cual permite saber dónde estuvieron los peces a varios intervalos después de la liberación. Las marcas archivadoras producen más información, pero se recupera solamente el 5 a 10%. Si las marcas desprendibles están bien hechas y el equipo

de detección funciona debidamente, se recuperaría el 100%.

Sería quizá posible reunir mejores datos de captura y esfuerzo y de frecuencia de talla, particularmente del Pacífico occidental, de años anteriores. Se deberían separar los datos de frecuencia de talla para pescado capturado en el OPO con red de cerco y en la pesca deportiva, y explorar la posibilidad de obtener datos de captura y esfuerzo más fiables para la pesquería deportiva del OPO para años anteriores.

6.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

Si se dispusiera de datos mejores, tal como se comenta en la Sección 6.1, sería posible calcular índices de abundancia más precisos y realizar análisis de rendimiento por recluta, cohortes, y reproductor-recluta más fiables.

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 1992. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1991: 271 pp.
- Anonymous. 1994. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1993: 316 pp.
- Anonymous. 1997. Quarterly Report, Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Jul.-Sep. 1997: 48 pp.
- Anonymous. 1999a. Quarterly Report, Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Jul.-Sep. 1999: 66 pp.
- Anonymous. 1999b. Pelagic fisheries of the western Pacific region: 1998 annual report (Draft 12/01/99). Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, Hawaii.
- Anonymous. 2000. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.
- Anonymous. 2001. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1999: in preparation.
- Bayliff, William H. 1991. Status of northern bluefin tuna in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep., 7: 29-88.
- Bayliff, William H. 1993. Growth and age composition of northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, caught in the eastern Pacific Ocean, as estimated from length-frequency data, with comments on trans-Pacific migrations. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (9): 501-540.
- Bayliff, William H. 1994. A review of the biology and fisheries for northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean. FAO, Fish. Tech. Pap., 336 (2): 244-295.
- Bayliff, William H. 1996. Indices of abundance of northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the eastern Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 365: 460-475.
- Bayliff, William H., Yoshio Ishizuka, and Richard B. Deriso. 1991. Growth, movements, and mortality of northern bluefin, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean, as determined from tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (1): 1-94.
- Bell, Robert R. 1963. Synopsis of biological data on California bluefin tuna *Thunnus saliens* Jordan and Evermann 1926. FAO, Fish. Rep., 6 (2): 380-421.
- Calkins, Thomas P. 1982. Observations on the purse-seine fishery for northern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 18 (2): 121-225.
- Curran, Daniel S., Christofer H. Boggs, and Xi He. 1996. Catch and effort data from Hawaii's longline fishery summarized by quarters and five degree squares. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Mem. NMFS: iii. 68 pp.
- Foreman, Terry. 1996. Estimates of age and growth, and an assessment of ageing techniques, for northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (2): 71-122.
- Foreman, Terry J., and Yoshio Ishizuka. 1990. Giant bluefin off Southern California, with a new California size record. Calif. Fish Game, 76 (3): 181-186.
- Goodyear, C. P. 1990. Spawning stock biomass per recruit: the biological basis for a fisheries management tool. Inter. Comm. Cons. Atlan. Tunas, Coll. Vol. Sci. Pap., 32 (2): 487-497.
- Harada, Teruo. 1980. Maguro-ru i yosei kenkyu no shinten to tenbo (Progress and future prospects in tuna culturing studies). Far Seas Fish. Res. Lab., Japan Tuna Research Conf., Proc., 1979: 50-58 (translation by Otsu, Tamio, U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Honolulu).
- Ito, Russell Y., and Walter A. Machado. 1997. Annual report of the Hawaii-based longline fishery for 1996. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Mar. Sci. Center, H-97-12: v, 48 pp.
- Itoh, Tomoyuki, Sachiko Tsuji, and Akira Nitta. 1999. Trans-Pacific migration of bluefin tuna observed with archival tags. Proc. 50th Annual Tuna Conference, Lake Arrowhead, California, May 24-27, 1999: 36.

- Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles W. Haugen (editors). 1992. California's Living Marine Resources and their Utilization. Calif. Sea Grant Extension Publ., UCSGEP-92-12: iv, 257 pp.
- Nakamura, Hiroshi. 1969. Tuna Distribution and Migration. Fishing News (Books) Ltd., London: 76 pp.
- Park, Yeong Chull, Won Seok Yang, and Tae Ik Kim. 1994. Status of Korean tuna longline and purse-seine fisheries in the Pacific Ocean. FAO, Fish. Tech. Pap., 336 (2): 153-162.
- Pauly, Daniel. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish. Cons. Inter. Explor. Mer, Jour., 39 (2): 175-192.
- Shingu, Chiomi, Yukio Warashina, and Norio Matsuzaki. 1974. Distribution of bluefin tuna exploited by longline fishery in the western Pacific Ocean. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 10: 109-140.
- Squire, James L., Jr. 1972. Apparent abundance of some pelagic marine fishes off the southern and central California coast as surveyed by an airborne monitoring program. U.S. Nat. Mar. Fish Serv., Fish. Bull., 70 (3): 1005-1019.
- Squire, James L., Jr. 1983. Abundance of pelagic resources off California, 1963-78, as measured by an airborne fish monitoring program. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-762: v, 75 pp.
- Squire, James L., Jr. 1993. Relative abundance of pelagic resources utilized by the California purse-seine fishery: results of an airborne monitoring program, 1962-90. U.S. Nat. Mar. Fish Serv., Fish. Bull., 91 (2): 348-361.
- Tomlinson, Patrick K. 1996. Movement of large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the north Pacific Ocean, as determined from the Japanese longline fishery, and implications regarding interactions between the fisheries of the western and eastern Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 365: 425-459.
- Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.
- Vojkovich, Marija, and Kristine Barsky. 1998. The California-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*, beyond the U.S. Exclusive Economic Zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 147-152.
- Yamanaka, Hajime. 1958. Studies on the bluefin tuna. I. The modes of the weight compositions of the catch. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 9: 125-135.
- Yamanaka, Hajime, and staff. 1963. Synopsis of biological data on kuromaguro *Thunnus orientalis* (Temminck and Schlegel) 1842 (Pacific Ocean). FAO, Fish. Rep., 6 (2): 180-217.
- Yamanaka, Hajime. 1982. Fishery Biology of the Bluefin Tuna Resource in the Pacific Ocean, Suisan Kenyo Sosho, 34: 140 pp.
- Yokota, Takio, Masahiro Toriyama, Fukuko Kanai, and Seizi Nomura. 1961. Studies on the feeding habit of fishes. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 14: 1-234.
- Yukinawa, Mori, and Yoichi Yabuta. 1967. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Linnaeus), in the north Pacific Ocean. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 25: 1-18.

STATUS OF ALBACORE TUNA IN THE PACIFIC OCEAN

CONTENTS

1. Executive summary.....	255
2. Data.....	256
3. Assumptions and parameters	257
4. Stock assessment.....	260
5. Stock status	262
6. Future directions	262
Figure	263
Tables.....	264
References.....	280

There are apparently two stocks of albacore, *Thunnus alalunga*, in the Pacific Ocean, one occurring in the northern hemisphere and the other in the southern hemisphere (Section 3.1.5). Accordingly, data for all parts of the Pacific Ocean are included in this report, but in many cases albacore of the North and South Pacific Oceans are discussed separately.

1. EXECUTIVE SUMMARY

There are apparently two stocks of albacore in the Pacific Ocean, one occurring in the northern hemisphere and the other in the southern hemisphere. Albacore are caught by longliners in most of the North and South Pacific, but not often between about 10°N and 5°S, by trollers in the eastern and central North Pacific and the central South Pacific, and by baitboats in the western North Pacific. During the 1980s and 1990s the catches have ranged between about 45 thousand and 75 thousand metric tons in the North Pacific and between about 25 thousand and 55 thousand metric tons in the South Pacific.

The adults live mostly in the Kuroshio Current, the North Pacific Transition Zone, and the California Current in the North Pacific and the Subtropical Convergence Zone in the South Pacific, but spawning occurs in tropical and subtropical waters.

There appear to be two subgroups of albacore in the North Pacific Ocean. The fish of the northern subgroup occur mostly north of 40°N when they are in the eastern Pacific Ocean. There is considerable exchange of fish of this subgroup between the troll fishery of the eastern Pacific Ocean and the baitboat and longline fisheries of the western Pacific Ocean. The fish of the southern subgroup occur mostly south of 40°N in the eastern Pacific, and relatively few of them are caught in the western Pacific. Fish which were tagged in offshore waters of the eastern Pacific and recaptured in the coastal fishery of the eastern Pacific exhibited different movements, depending on the latitude of release. Most of the recaptures of those released north of 35°N were made north of 40°N, and most of the recaptures of those released south of 35°N were made south of 40°N.

Much less is known about the movements of albacore in the South Pacific Ocean. The juveniles move southward from the tropics when they are about 35 cm long, and then eastward along the Subtropical Convergence Zone. When the fish approach maturity they return to the tropics, where they spawn. Recoveries of tagged fish released in areas east of 155°W were usually made at locations to the east and north of the release site, whereas those of fish released west of 155°W were usually made at locations to the west and north of the release site.

Production modeling indicates that the average maximum sustainable yields of albacore in the North and South Pacific are about 90 thousand and 30 to 35 thousand metric tons, respectively. It should be noted, however, that in the South Pacific the catches have exceeded 30 thousand metric tons in each of the last 14 years and 35 thousand metric tons in 8 of the last 14 years. The results of age-structured modeling in the North Pacific indicate that the exploitation rates have declined from about 40 percent during

the mid-1970s to less than 10 percent since the early 1980s. There does not seem to be any need to restrict the fisheries for albacore in either the North Pacific or the South Pacific.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Longline fisheries

Longline vessels of Australia, the Cook Islands, Fiji, French Polynesia, Japan, New Caledonia, New Zealand, Papua New Guinea, the Peoples Republic of China, the Republic of Korea, the Solomon Islands, Taiwan, Tonga, the United States, Vanuatu, and Western Samoa fish for tunas, including albacore, and billfishes in the Pacific Ocean between about 50°N and 50°S (Kume, 1974; Yoshida, 1975; Bartoo and Foreman, 1994; Murray, 1994; Park *et al.*, 1994; Caton *et al.*, 1998; Ito *et al.*, 1998; Childers and Miller, 1999).

2.1.2. Troll fisheries

Albacore are caught in the Pacific Ocean by trolling by vessels of Australia, Canada, French Polynesia, New Zealand, and the United States (Bartoo and Foreman, 1994; Murray, 1994; Childers and Miller, 1999).

2.1.3. Baitboat fisheries

Albacore are caught in the Pacific Ocean by baitboats of Japan and the United States (Shiohama, 1973; Kume, 1974; Bartoo and Foreman, 1994; Childers and Miller, 1999).

2.1.4. Gillnet fisheries

From the mid-1970s until the end of 1992 there was a high-seas fishery for tunas and billfishes carried out with large-meshed gillnets by vessels of Japan, the Republic of Korea, and Taiwan (Bartoo *et al.*, 1993; Bartoo and Foreman, 1994; Murray, 1994). In addition, small amounts of albacore are caught in coastal waters of Chile with gill nets which are deployed to catch swordfish (Childers and Miller, 1999).

2.1.5. Purse-seine fisheries

Small amounts of albacore are caught in the North Pacific Ocean by Japanese purse-seine vessels (Childers and Miller, 1999).

2.1.6. Recreational fisheries

There is an important recreational fishery directed at albacore in California (Clemens and Craig, 1965; Laurs and Dotson, 1992; Childers and Miller, 1999). No information is available on recreational fisheries for albacore in other parts of the Pacific Ocean.

2.2. Catch and effort data

2.2.1. Commercial fisheries

Data on the commercial catches of albacore are shown in Tables 2.2.1a and 2.2.1b. (The data were taken from Childers and Miller (1999: Tables 1 and 2). Those tables have numerous footnotes concerning the completeness and accuracy of the data, so anyone who uses these data should examine the footnotes in that report.) The catches in the North Pacific have exceeded those of the South Pacific, and have varied more from year to year than those of the South Pacific. The catches by Japanese baitboats in the North Pacific were greatest from about 1965 through 1980. Large amounts of fish were caught by the gillnet fisheries of Japan, Korea, and Taiwan from about 1978 through 1992, but, as noted above, the high-seas gillnet fishery ceased after that.

Longline fishing takes place throughout most of the Pacific Ocean between about 50°N and 50°S, but albacore are caught mostly between about 25°N and 45°N and between about 5°S and 45°S (Figure 2.2.1). Information on the distributions of the catches of albacore by U.S. trollers is given by Childers and Miller (1999: Figures 1 and 3a). Substantial amounts of albacore are caught at the surface near the coasts of North America and northeastern Asia by trollers and baitboats, respectively, but important equivalent fisheries do not exist near the coasts of South America and Australia.

2.2.2. Recreational fisheries

Data on the recreational catches of albacore by U.S. vessels are shown in Table 2.2.2. There are no data available on the recreational catches of albacore by vessels of other nations. Most of the recreational catches by U.S. vessels are taken off Southern California (Clemens and Craig, 1965: Figures 122-174).

2.3. Size composition data

2.3.1. Longline fisheries

Length-frequency data for albacore caught by longliners in the Pacific Ocean are given by Honma and Kamimura (1957: Figures 4, 5, and 9), Otsu and Hansen (1962: Figures 3 and 9-11), Otsu and Sumida (1968: Figures 15 and 16), Shiohama (1973: Figures 1 and 2), Yoneta and Saito (1973: Figure 2), Kume (1974: Figures 10 and 14), Yoshida (1975: Figures 12-13), Kleiber and Baker (1987: Figures 2 and 4-6), and Uosaki and Bayliff (1999: Figures 59-61).

2.3.2. Troll fisheries

Length-frequency data for albacore caught by trollers in the Pacific Ocean are given by Clemens and Craig (1965: Figures 10-16), Kume (1974: Figure 8), Kleiber and Baker (1987: Figures 2 and 4-6), Bartoo and Holts (1993: Figure 8), Bartoo *et al.* (1993: Figures 3-7), and Childers and Miller (1999: Figures 7 and 8).

2.3.3. Baitboat fisheries

Length-frequency data for albacore caught by baitboats in the Pacific Ocean are given by Kume (1974: Figure 9) and Kleiber and Baker (1987: Figures 2 and 4-6).

2.3.4. Gillnet fisheries

Length-frequency data for albacore caught by gillnetters in the Pacific Ocean are given by Bartoo and Holts (1993: Figures 2 and 7-11). The sizes of the fish caught are positively correlated with the mesh sizes of the nets.

2.3.5. Recreational fisheries

No comprehensive data on the sizes of albacore caught by recreational fishermen are available.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Laurs and Wetherall (1981) estimated the growth rates of North Pacific albacore from tagging and recapture data, and Labelle *et al.* (1993) estimated the growth of South Pacific albacore from analysis of counts of vertebral rings. Their estimates of the parameters of the von Bertalanffy growth equation are shown in Tables 3.1.1a and 3.1.1b, and estimates of the lengths at age obtained from these equations are shown in Tables 3.1.1c and 3.1.1d.

Three weight-length equations for Pacific albacore are shown in Table 3.1.1e.

3.1.2. Reproduction

The reproduction of albacore in the Pacific Ocean has been studied by Partlo (1955), Ueyanagi (1957 and 1969), Otsu and Uchida (1959), Otsu and Hansen (1962), Yoneta and Saito (1973), Kume (1974), Shingu *et al.* (1974), Nishikawa *et al.* (1985), Ratty *et al.* (1990), and Ramón and Bailey (1996). Albacore larvae appear to be scarce east of 140°W, and most abundant west of 180° (Nishikawa *et al.*, 1985), although this could be an artifact of sampling. Partlo (1955) found what he considered to be mature males and females in the “eastern Pacific,” presumably caught off Canada and/or the United States. Otsu and Uchida (1959), however, said that albacore “supporting the American west coast summer fishery are non-spawning fish,” and stated that spawning occurs only in tropical and subtropical waters. Ratty *et al.* (1990) found mature males, but not mature females, in the South Pacific Subtropical Convergence Zone, between about 35° to 40°S. They said that spawning occurs mostly in Southern Tropical Convergence waters, between about 10° and 20°S. Spawning occurs in the North Pacific mostly or entirely during the northern summer (Otsu and Uchida, 1959) and in the South Pacific mostly or entirely during the southern summer (Ramón and Bailey, 1996).

The minimum lengths at first maturity found by various workers are shown in Table 3.1.2.

Otsu and Sumida (1968) found the percentages of males among albacore caught by the longline fishery of American Samoa during 1954-1965 to be as follows: all fish, about 50 to 70 percent; fish over 90 cm in length, about 50 to 90 percent. About 62 percent of the fish caught by that fishery during 1962-1965 were males. Yoneta and Saito (1973) found the percentages of males to range from about 66 to 77 percent for “large” albacore caught in the western South Pacific during 1964-1969.

Ueyanagi (1957) estimated the range of the number of eggs per spawning in the northwestern Pacific to be about 0.8 to 2.6 million, and Otsu and Uchida (1959) obtained estimates of 0.9 to 1.8 million for fish from Hawaii.

3.1.3. Movement

Information on the movements of albacore in the North Pacific Ocean is given by Clemens (1961), Otsu and Uchida (1963), Rothschild and Yong (1970), Kume (1974), Kikawa *et al.* (1977), Laurs and Lynn (1977 and 1991), and Kimura *et al.* (1997). According to Laurs and Lynn (1977 and 1991), there appear to be two subgroups of albacore in the North Pacific Ocean (Section 3.1.5). The fish of the northern subgroup, when in the eastern Pacific Ocean, occur mostly north of 40°N. There is considerable exchange of fish of this subgroup between the troll fishery of the eastern Pacific and the baitboat and longline fisheries of the western Pacific. The fish of the southern subgroup occur mostly south of 40°N in the eastern Pacific, and relatively few of them are caught in the western Pacific. Fish that were tagged in offshore waters of the eastern Pacific and recaptured in the coastal fishery of the eastern Pacific exhibited different movements, depending on the latitude of release. Most of the recaptures of those released north of 35°N were made north of 40°N, and most of the recaptures of those released south of 35°N were made south of 40°N. Kimura *et al.* (1997) state that “the annual migration route for mature albacore is described as a closed ellipse with a centre at 20°N and 170°E, and is wider in El Niño years than in non-El Niño years associated with an appearance of a cold-water region in the central and south-western North Pacific. Immature albacore also have an anticlockwise migration route in winter which extends from 25°N to 35°N and from 130°E to 180°, when the Kuroshio has a relatively straight path. However, the migration does not persist when the Kuroshio takes a large meander path.”

Much less is known about the movements of albacore in the South Pacific Ocean. According to Jones (1991) and Murray (1994), the juveniles move southward from the tropics when they are about 35 cm long, and then eastward along the Subtropical Convergence Zone. When the fish approach maturity they return to the tropics, where they spawn. According to Labelle (1993), recoveries of tagged fish released in areas east of 155°W were usually made at locations to the east and north of the release site,

whereas those of fish released west of 155°W were usually made at locations to the west and north of the release site.

3.1.4. Natural mortality

Suda (1963 and 1966) estimated the coefficient of annual natural mortality, M , for North Pacific albacore to be 0.2. Suda (1966) estimated M to be 0.2 for 6-year-olds and 0.4, 0.6, and 0.8 for fish at the end of their sixth, seventh, and eighth years of life, respectively. Bertignac *et al.* (1999), however, estimated the average M for North Pacific albacore after recruitment to the fishery to be about 0.6, assuming that about 90 percent of the tagged fish which are recaptured are reported. They performed a sensitivity analysis which showed that the estimate of M would be about 0.4 if only about 30 percent of the recaptures were reported and about 0.2 if only about 15 percent were reported. Estimates of 0.32 to 0.67 for M were obtained for this report with the method of Pauly (1980), using growth data (Table 3.1.1a) and an assumed average temperature 17.5°C (Section 3.2).

Fournier *et al.* (1998: Figure 7) estimated M for South Pacific albacore to be about 0.2 for 1- to 5-year-old fish and to increase to about 0.35 for 9-year-old fish. Estimates of 0.17 to 0.30 were obtained for this report from growth data (Table 3.1.1b) and an assumed average temperature 17.5°C (Section 3.2) with the method of Pauly (1980). The fact that there are more males than females among the older fish (Section 3.1.2) may indicate that M is greater for females than for males.

3.1.5. Stock structure

The albacore of the North Pacific Ocean and the South Pacific Ocean have usually been considered to be separate stocks (Nakamura, 1969; Kume, 1974; Bartoo and Foreman, 1994, Murray, 1994; Uosaki and Bayliff, 1999). Nakamura (1969) stated that "(1) there is no evidence that the albacore migrate across the Equator in any season, and (2) the population structures of the albacore in the two hemispheres are roughly symmetrical, [which] would indicate that it is reasonable to consider the two populations as discrete." Chow and Ushiyama (1995) analyzed the mitochondrial DNA of albacore caught in the North and South Pacific, and concluded that there is gene flow between the two areas. However, even limited exchange of genetic material between two areas is sufficient to maintain genetic homogeneity.

Laurs and Lynn (1977 and 1991) stated that tagging data indicate that there are probably two "subgroups" of albacore in the North Pacific Ocean, and that the fish of the two subgroups have different "migratory patterns, modal sizes, growth rates, and spawning periods, although they do not appear to be genetically distinct." Off North America the boundary between the two subgroups is located at about 40°N. Labelle (1993) noted that tagging data for the South Pacific suggest "the existence of different migration patterns, as has been hypothesized for the North Pacific population."

3.2. Environmental influences

In the North Pacific Ocean surface-dwelling albacore inhabit the Kuroshio Current, the North Pacific Transition Zone (NPTZ), and the California Current. Information on the oceanography of these regions is given by Reid *et al.* (1958), Marr (1970), Stommel and Yoshida (1972), Sugawara (1972), Takenouti (1980), Laurs (1983), Reid (1988), Laurs and Lynn (1991), and Roden (1991). Albacore are most abundant at 200 to 260 m below the surface, but they have been caught at depths as great as 380 m with experimental vertical longlines. The greatest catches of albacore are made in areas with sea-surface temperatures (SSTs) of about 16° to 19°C, but acoustic tracking experiments have revealed that 3- to 5-year-old fish spend most of their time in or near the thermocline, where the temperatures can be as low as 10°C (Laurs and Lynn, 1991). Albacore, like the other tunas, have countercurrent heat exchangers which enable them to spend significant amounts of time in deeper, colder water. They are apparently restricted to waters with dissolved oxygen saturations greater than 60 percent (Graham and Laurs, 1982). Also, there is evidence that albacore tend to remain in waters with greater clarity than adjacent waters, possibly because they are better able to see their prey in clearer water (Laurs, 1983). Laurs *et al.* (1984) found ag-

gregations of albacore in “pockets of warm, blue oceanic water intruding into the boundary between oceanic and cooler greenish coastal waters” off California.

In the South Pacific Ocean albacore inhabit the Subtropical Convergence Zone, which is analogous to the NPTZ (Labelle, 1993). Information on the oceanography of the South Pacific Ocean is given by Knox (1970). Fournier *et al.* (1998) noted that “the spawning seasons corresponding to low recruitments match well with the occurrence of El Niño episodes (negative values of the Southern Oscillation Index) in the Pacific Ocean,” and *vice versa*.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance

Indices of abundance of albacore in the North Pacific Ocean have been calculated by Laurs *et al.* (1976: troll fishery), Bartoo and Weber (1979: longline, troll, and baitboat fisheries), Kleiber and Perrin (1991: troll fishery), and Uosaki and Bayliff (1999: Figure 25, longline fishery east of 150°W). The longline data of Bartoo and Weber (1979: Figure 5) indicate that the abundance of albacore decreased from 1952 to 1963, and then remained at about the same level from 1963 to 1976. Their troll (their Figure 3) and baitboat (their Figure 4) data do not show clearcut upward or downward trends from 1961 to 1976. Kleiber and Perrin (1991) showed that the distribution of surface-dwelling albacore is patchy, and that during the period of their study, 1961-1988, the ability of the fishermen to locate high concentrations of fish had increased. The unadjusted data indicate that the abundance of albacore had neither increased nor declined during the 1961-1988 period, whereas the adjusted data indicate that the abundance of albacore had declined during that period (their Figure 2).

Indices of abundance of albacore in the South Pacific Ocean have been calculated by Otsu and Sumida (1968: Figure 9), Skillman (1975: Figure 10), Yoshida (1975: Figures 2 and 5), Yeh and Wang (1996: Figures 5 and 6), Uosaki and Bayliff (1999: Figure 25, east of 150°W), and Wang (1999: Figure 4), all of whom used longline data. In every case the data show declines in the abundance of the fish.

4.2. Assessment models

Three general types of models, age-structured models, spawner-recruit models, and production models, all of which are described by Anonymous (2000: 51-65), are used to assess the condition of stocks of fish. All three types of models require that the analyses be done with a discrete stock of fish. As stated in Section 3.1.5, there appear to be two stocks of albacore in the Pacific Ocean, the North Pacific stock and the South Pacific stock.

4.2.1. North Pacific albacore

Assessment of the North Pacific stock of albacore has been conducted by Bartoo and Weber (1979), Bartoo and Shiohama (1984), Kleiber and Baker (1987), Kleiber and Perrin (1991), and Bertignac *et al.* (1999).

Age-structured modeling of albacore in the North Pacific has been carried out by Bartoo and Weber (1979), Kleiber and Baker (1987), and Bertignac *et al.* (1999). Bartoo and Weber (1979) estimated that the yields per recruitment of North Pacific albacore during the 1955-1970 and 1971-1976 periods were approximately as follows: northeastern Pacific troll fishery, 2.6 and 1.6 kg; northwestern Pacific baitboat fishery, 3.0 and 4.3 kg; North Pacific longline fishery, 2.5 and 0.4 kg; three fisheries combined, 8.0 and 6.0 kg. They stated that decreases in effort and increases in age at first capture would benefit both the longline fishery and the fishery as a whole. They noted, however, that increases in effort would benefit the troll fishery of the northeastern Pacific. The results of Kleiber and Baker (1987) and Bertignac *et al.* (1999) indicate that the fishing mortality rate for North Pacific albacore is relatively low. Kleiber and Baker (1987) conducted a simulation study to estimate the interactions among the three fisheries, using Suda's (1966) estimate of $M = 0.2$. Their estimates of the effects of doubling and halving the fishing effort for each fishery are presented in Table 4.2.1. Doubling the effort for a fishery would increase the

catch by that fishery by 85 to 98 percent and decrease those of the other two fisheries by 0.1 to 7.5 percent, and halving the effort for a fishery would decrease the catch by that fishery by 48 to 50 percent and increase those of the other two fisheries by 0.1 to 4.1 percent. Obviously, the interaction among the three fisheries is minimal, which means, of course, that the fishing mortality rates are low relative to the value of M used in their simulations. If they had used a higher value of M the effects of the various fisheries on the other fisheries would have been even less. Bertignac *et al.* (1999) used tagging data to estimate the exploitation rates of North Pacific albacore, and concluded that these had been about 40 percent ($F = 0.51$) during the mid-1970s, but have been less than 10 percent ($F = 0.11$) since the early 1980s.

Bartoo and Weber (1979), who discussed spawner-recruit relationships of North Pacific albacore, said that their data, “although variable, indicate some depression in both spawning stock and recruitment from virgin levels.”

Bartoo and Shiohama (1984) carried out a production model analysis, with estimates of the sensitivity of the results to measurement errors in the data. They used catch and standardized catch-per-unit-of-effort (CPUE) data for the North Pacific longline, northeastern Pacific troll, and northwestern Pacific baitboat fisheries for 1961-1981 to calculate standardized effort data for that period. The average maximum sustainable yield (AMSY) for the North Pacific was estimated to be about 89 thousand tons, with possible errors of plus or minus 20 percent, which would result in a range of about 71 to 108 thousand tons. The optimum effort was estimated to be about 134 thousand units, with a range of 107 thousand to 162 thousand units. The estimates of AMSY are insensitive to errors in the estimates of effort, but sensitive to errors in the estimates of catch. The estimates of optimum effort are insensitive to errors in catch, but sensitive to errors in the estimates of effort. The optimum effort was nearly reached in 1976, when the catch was 121,106 tons, and in 1978, when the catch was 90,300 tons. It should be noted that the fit of the catch and effort data to the dome-shaped curve (their Figure 1) was poor. Kleiber and Perrin (1991) showed that during the 1961-1988 period the ability of the troll fishermen to locate high concentrations of fish had been increasing, which would create a bias in Bartoo and Shiohama’s (1984) estimates of fishing effort.

4.2.2. South Pacific albacore

Stock assessment of the South Pacific stock of albacore has been conducted by Skillman (1975), Yeh and Wang (1996), Fournier *et al.* (1998), and Wang (1999).

Fournier *et al.* (1998) used catch and effort data and length composition data in an age-structured model, MULTIFAN-CL, which estimates selectivity and catchability coefficients, growth parameters and age composition of the catch, natural and fishing mortality rates, movement parameters, and population biomass and recruitment. They showed that the relative biomass of albacore reached a maximum during the 1970s, and subsequently declined. They did not make any statements regarding whether the stock was over- or underfished.

Skillman (1975), Yeh and Wang (1996), and Wang (1999) all used catch and CPUE data for the longline fishery and production models to assess the status of the stock of albacore in the South Pacific Ocean. Skillman estimated the average maximum sustainable yield (AMSY) to be about 33,000 to 35,000 metric tons. Yeh and Wang (1996) used the method of Honma (1974) and a general linear model to standardize catch and effort data for the Japanese, Korean, and Taiwanese fisheries, and then used these data to estimate the parameters of the symmetrical production model. The data from the Honma and general linear models produced estimates of 31,320 and 31,620 metric tons, respectively, for the AMSY. Wang (1999), using the method of Schnute (1977), estimated the AMSY to be 30,806 metric tons. It should be noted that the fits of the catch and effort data to the various dome-shaped curves were poor (Skillman, 1975: Figure 11; Yeh and Wang, 1996: Figure 8).

4.3. Comparison to external data sources

Fournier *et al.* (1998) stated that, “although further questions concerning the albacore analysis need exploration, the consistency of the model results with various exogenous data sets is encouraging. These include the consistency of MULTIFAN-CL length-at-age estimates with those previously derived from vertebral ring counts [Labelle *et al.*, 1993], the consistency of age-dependent natural mortality rate estimates with changes in albacore sex ratio with size and with the onset of female reproductive maturity [Ramón and Bailey, 1996], and the apparent relationship between variation in estimated recruitment and variation in the Southern Oscillation Index.”

4.4. Sensitivity to assumptions

Bartoo and Shiohama’s (1984) production model analysis, summarized in Section 4.2.1, included estimates of the sensitivity of the results to measurement errors in the data. Analyses to determine the sensitivity of estimates of the natural mortality rates to assumptions regarding tag reporting rates were carried out by Bertignac *et al.* (1999). These are summarized in Section 3.1.4.

5. STOCK STATUS

Albacore are apparently not overfished in either the North Pacific or the South Pacific.

6. FUTURE DIRECTIONS

6.3. Specification of management objectives

Fournier *et al.* (1998) made two suggestions for future research. “First, the results of the model could be cast in a form suitable for comparison with limit or target reference points., as envisaged by the recent United Nations agreement on straddling and highly migratory fish stocks... Second, forward projections could be a useful short-term forecasting tool for both the surface and longline fisheries, particularly if the predictability of recruitment from environmental variables is confirmed.”

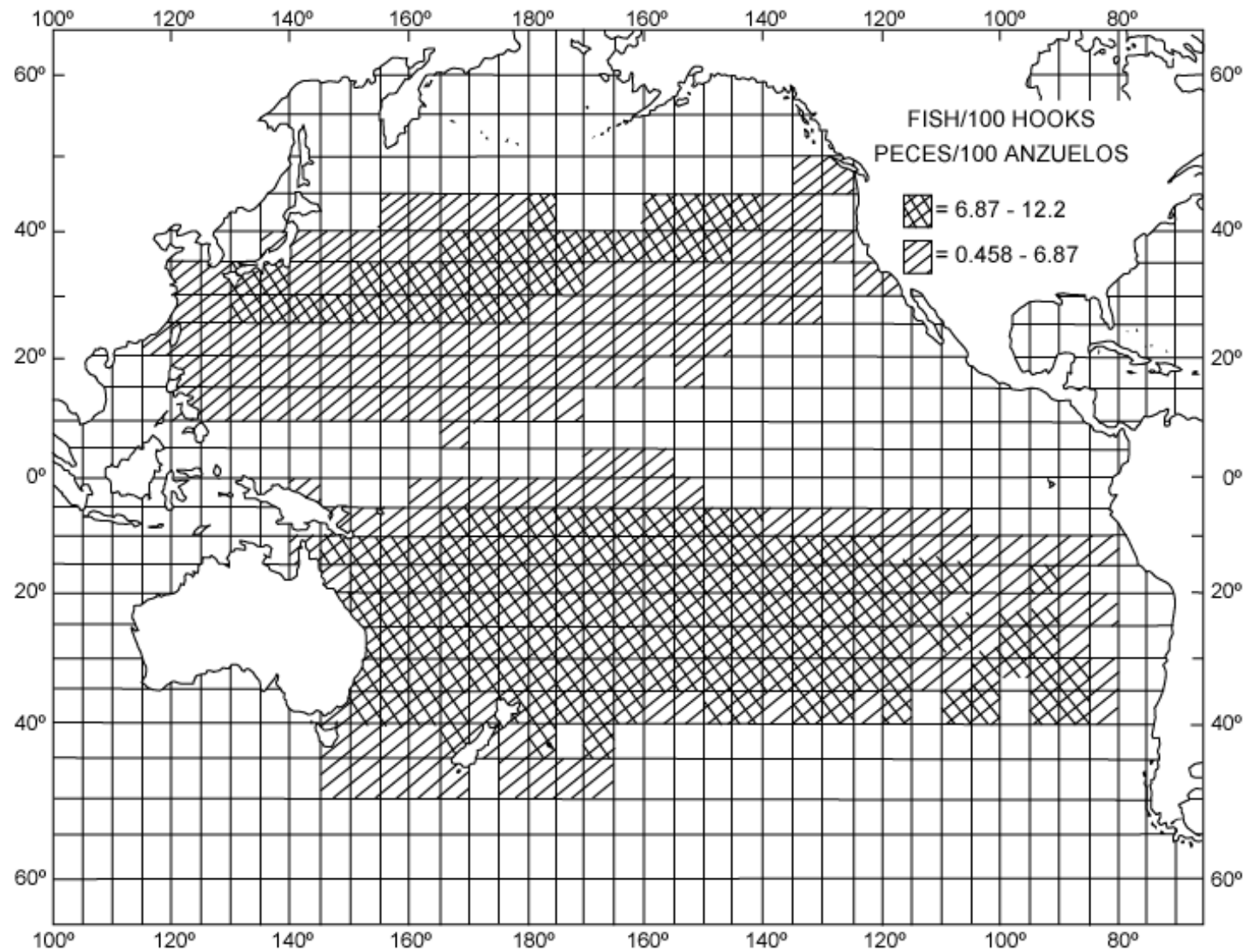


FIGURE 2.2.1. Distributions of the catches per hook of albacore by Japanese longliners, averaged over the 1952-1976 period (after Foreman, 1980: Figure 14).

FIGURA 2.2.1. Distribución de las capturas por anzuelo de albacora por palangreros japoneses, promediada sobre el período de 1952-1976 (de Foreman, 1980: Figura 14).

TABLE 2.3.1a. Commercial catches of albacore in the North Pacific Ocean, by gear type and flag of vessel (after Childers and Miller, 1999: Table 1). The country codes are listed at the bottom of the table.
TABLA 2.3.1a. Capturas comerciales de albacora en el Océano Pacífico norte, por arte de pesca y pabellón de buque (de Childers y Miller, 1999: Tabla 1). Al pie de la tabla se explican los códigos de países.

	Longline--Palangre					Baitboat--Carnada			Troll-Curricán		
	JPN	KOR	TWN	USA	Total	JPN	USA	Total	CAN	USA	Total
1952	26,687			46	26,733	41,786		41,786	71	23,843	23,914
1953	27,777			22	27,799	32,921		32,921	5	15,740	15,745
1954	20,958			14	20,972	28,069		28,069		12,246	12,246
1955	16,277			7	16,284	24,236		24,236		13,264	13,264
1956	14,341			6	14,347	42,810		42,810	17	18,751	18,768
1957	21,053			4	21,057	49,500		49,500	8	21,165	21,173
1958	18,432			7	18,439	22,175		22,175	74	14,855	14,929
1959	15,802			5	15,807	14,252		14,252	212	20,990	21,202
1960	17,369			4	17,373	25,156		25,156	5	20,100	20,105
1961	17,437			6	17,443	18,636	2,837	21,473	4	12,055	12,059
1962	15,764			8	15,772	8,729	1,085	9,814	1	19,752	19,753
1963	13,464			7	13,471	26,420	2,432	28,852	5	25,140	25,145
1964	15,458		26	4	15,488	23,858	3,411	27,269	3	18,388	18,391
1965	13,701		261	3	13,965	41,491	417	41,908	15	16,542	16,557
1966	25,050		271	9	25,330	22,830	1,600	24,430	44	15,333	15,377
1967	28,869		635	12	29,516	30,481	4,113	34,594	161	17,814	17,975
1968	23,961		698	10	24,669	16,597	4,906	21,503	1,028	20,434	21,462
1969	18,006		634	12	18,652	32,107	2,996	35,103	1,365	18,827	20,192
1970	15,372		1,516	9	16,897	24,376	4,416	28,792	390	21,032	21,422
1971	11,035		1,759	11	12,805	53,198	2,071	55,269	1,746	20,526	22,272
1972	12,649		3,091	8	15,748	60,762	3,750	64,512	3,921	23,600	27,521
1973	16,059		128	14	16,201	69,811	2,236	72,047	1,400	15,653	17,053
1974	13,053		570	8	13,631	73,576	4,777	78,353	1,331	20,178	21,509
1975	10,060	2,463	1,494	29	14,046	52,157	3,243	55,400	111	18,932	19,043
1976	15,896	859	1,251	18	18,024	85,336	2,700	88,036	278	15,905	16,183
1977	15,737	792	873	23	17,425	31,934	1,497	33,431	53	9,969	10,022
1978	13,061	228	284	54	13,627	59,877	950	60,827	23	16,613	16,636
1979	14,249	259	187	27	14,722	44,662	303	44,965	521	6,781	7,302
1980	14,743	597	318	9	15,667	46,743	382	47,125	212	7,556	7,768
1981	18,020	459	339	4	18,822	27,426	748	28,174	200	12,637	12,837
1982	16,762	387	559	40	17,748	29,615	425	30,040	104	6,609	6,713
1983	15,103	454	520	95	16,172	21,098	607	21,705	225	9,359	9,584
1984	15,111	136	471	113	15,831	26,015	1,030	27,045	50	9,304	9,354
1985	14,320	291	109	130	14,850	20,714	1,498	22,212	56	6,415	6,471
1986	12,945	241		148	13,334	16,096	432	16,528	30	4,708	4,738
1987	14,642	182		150	14,974	19,091	158	19,249	104	2,766	2,870
1988	13,904	109	38	308	14,359	6,216	598	6,814	155	4,212	4,367
1989	13,194	81	544	249	14,068	8,629	54	8,683	140	1,860	2,000
1990	15,928	20	287	177	16,412	8,532	115	8,647	302	2,603	2,905
1991	10,379	3	353	312	11,047	7,103		7,103	139	1,845	1,984
1992	19,149	43	300	335	19,827	13,888		13,888	363	4,572	4,935
1993	29,616	43	1,494	439	31,592	12,809		12,809	494	6,254	6,748
1994	29,612	43	1,586	546	31,787	26,391		26,391	836	10,978	11,814
1995	28,677	43	3,789	873	33,382	20,981		20,981	1,415	8,200	9,615
1996	28,677	43	4,596	1,188	34,504	23,383		23,383	544	16,346	16,890
1997	28,677	43	4,596	1,648	34,964	23,383		23,383	477	14,151	14,628
1998	28,677	43	4,596	1,121	34,437	23,383	6	23,389	680	14,682	15,362

TABLE 2.3.1a. (continued)

TABLA 2.3.1a. (continuación)

	Gillnet – Red agallera					Purse seine - Cerco			Other - Otros				Total
	JPN	KOR	TWN	USA	Total	JPN	USA	Total	JPN	MEX	USA	Total	
1952						154		154	237			237	92,824
1953						38		38	132			132	76,635
1954						23		23	38			38	61,348
1955						8		8	136			136	53,928
1956									57			57	75,982
1957						83		83	151			151	91,964
1958						8		8	124			124	55,675
1959									67		5	72	51,333
1960									76		4	80	62,714
1961						7		7	268		6	274	51,256
1962						53		53	191		8	199	45,591
1963						59		59	218		7	225	67,752
1964						128		128	319		4	323	61,599
1965						11		11	121		3	124	72,565
1966						111		111	585		9	594	65,842
1967						89		89	520		12	532	82,706
1968						267		267	1,109		10	1,119	69,020
1969						521		521	1,480		12	1,492	75,960
1970						317		317	794		9	803	68,231
1971						902		902	367		11	378	91,626
1972	1				1	277		277	646	100	8	754	108,813
1973	39				39	1,353		1,353	533		14	547	107,240
1974	224				224	161		161	959	1	9	969	114,847
1975	166				166	159		159	254	1	43	298	89,112
1976	1,070				1,070	1,109		1,109	285	36	27	348	124,770
1977	688				688	669		669	379		36	415	62,650
1978	4,029				4,029	1,115		1,115	2,097	1	69	2,167	98,401
1979	2,856				2,856	125		125	1,158	1	31	1,190	71,160
1980	2,986	6			2,992	329		329	1,209	31	24	1,264	75,145
1981	10,348	16			10,364	252		252	904	8	60	972	71,421
1982	12,511	113			12,624	561		561	732	7	84	823	68,509
1983	6,852	233			7,085	350		350	125	33	213	371	55,267
1984	8,988	516			9,504	3,380	3,728	7,108	518	113	138	769	69,611
1985	11,204	576		2	11,782	1,533		1,533	407	49	83	539	57,387
1986	7,813	726		3	8,542	1,542		1,542	650	3	106	759	45,443
1987	6,698	817	2,514	5	10,034	1,205		1,205	189	7	136	332	48,664
1988	9,074	1,016	7,389	15	17,494	1,208		1,208	177	15	318	510	44,752
1989	7,437	1,023	8,350	4	16,814	2,521		2,521	466	2	272	740	44,826
1990	6,064	1,016	16,701	29	23,810	1,995	71	2,066	253	2	181	436	54,276
1991	3,401	852	3,398	17	7,668	2,652		2,652	399		384	783	31,237
1992	2,721	271	7,866		10,858	4,104		4,104	1,534		408	1,942	55,554
1993	287				287	2,889		2,889	867		331	1,198	55,523
1994	263			38	301	2,026		2,026	799		712	1,511	73,830
1995	282			40	322	1,177		1,177	937		1,096	2,033	67,510
1996	282			38	320	240	11	251	937			937	76,285
1997	282			38	320	240	2	242	937			937	74,474
1998	282			58	340		39	279	937		1	938	74,745

CAN: Canada-Canadá; JPN: Japan-Japón; KOR: Republic of Korea-República de Corea; MEX: Mexico-México; TWN: Taiwan; USA: United States-Estados Unidos

TABLE 2.3.1b. Commercial catches of albacore in the South Pacific Ocean, by gear type and flag of vessel (after Childers and Miller, 1999: Table 2).). The country codes are listed at the bottom of the table.

TABLA 2.3.1b. Capturas comerciales de albacora en el Océano Pacífico sur, por arte de pesca y pabellón de buque (de Childers y Miller, 1999: Tabla 1). Al pie de la tabla se explican los códigos de los países.

	Longline—Palangre														Total
	AUS	FJI	JPN	KOR	NCL	NZL	PYF	SLB	TON	TWN	USA	VUT	WSM	Other	
1952			154												154
1953			803												803
1954			9,578												9,578
1955			8,625												8,625
1956			7,281												7,281
1957			8,757												8,757
1958			18,490	146											18,636
1959			17,385	456											17,841
1960			21,638	610											22,248
1961			23,412	330											23,742
1962			34,620	599											35,219
1963			29,120	1,367						608					31,095
1964			19,390	2,911						629					22,930
1965			17,793	6,405						1,640					25,838
1966			21,627	10,817						6,669					39,113
1967			15,104	13,717						11,497					40,318
1968			6,659	10,138						12,254					29,051
1969			4,894	9,963						9,503					24,360
1970			5,297	11,599						14,484					31,380
1971			3,472	14,482						15,871					33,825
1972			3,027	14,439						16,674					34,140
1973			2,550	17,452				4		17,741					37,747
1974			1,868	12,194						16,857					30,919
1975			1,333	9,015						16,056					26,404
1976			2,054	9,058				6		13,206					24,324
1977			2,328	11,229				9		21,429					34,995
1978			2,845	11,658				9		20,702					35,214
1979			2,274	11,411				21		14,987					28,693
1980			2,216	10,449				25		17,998					30,688
1981			4,203	13,342				2		14,390					31,937
1982			4,899	10,769				8	106	12,634					28,416
1983			5,723	7,069	12			19	143	12,069	5				25,040
1984			3,804	5,321	112			19	135	11,155	9				20,555
1985			3,868	13,544	131			12	174	9,601	11				27,341
1986			4,426	15,877	179				206	11,913					32,601
1987	129		4,490	6,821	563				252	15,009					27,264
1988	107		7,469	6,563	584				242	17,120	1				32,086
1989	93	3	5,828	5,151	566	19			195	10,867					22,722
1990	51	68	6,573	3,947	1,053	249	20		152	11,619				4	23,736
1991	213	208	4,468	1,866	909	325	100		171	16,508	1				24,769
1992	192	243	3,814	2,271	692	706	195		199	20,956					29,268
1993	226	463	8,381	1,083	755	221	714		231	17,701			228	1	30,004
1994	351	586	7,151		840	474	913		343	19,731	35		641	29	31,094
1995	401	665	6,326	8	332	427	772	204	379	12,775	52	112	1,883	43	24,379
1996	408	1,024	3,847	215	414	480	1,462	1,154	494	11,909	99	287	2,470	49	24,312
1997	302	1,197	4,625	845	267	323	2,587	608	494	15,662	271	17	4,387	101	31,686
1998	480	1,207	4,625	2,680	860	323	2,587	370	494	15,101	326	17	6,508	36	35,614

TABLE 2.3.1b. (continued)
TABLA 2.3.1b. (continuación)

	Troll--Curricán					Gillnet—Red agallera					Baitboat— Carnada	Total
	AUS	NZL	PYF	USA	Total	CHL	JPN	KOR	TWN	Total	JPN	
1952												154
1953												803
1954												9,578
1955												8,625
1956												7,281
1957												8,757
1958												18,636
1959												17,841
1960											45	22,293
1961												23,742
1962												35,219
1963											16	31,111
1964												22,930
1965												25,838
1966												39,113
1967		5			5							40,323
1968		14			14							29,065
1969												24,360
1970	100	50			150							31,530
1971	100				100							33,925
1972	100	268			368							34,508
1973	100	484			584							38,331
1974	100	898			998							31,917
1975	100	646			746							27,150
1976	100	25			125							24,449
1977	100	621			721							35,716
1978	100	1,686			1,786							37,000
1979	100	814			914							29,607
1980	100	1,468			1,568						19	32,275
1981	5	2,085			2,090						8	34,035
1982	6	2,434			2,440						1	30,857
1983	7	744			751		32			32	2	25,825
1984	8	2,773			2,781		1,581			1,581		24,917
1985	9	3,253			3,262		1,928			1,928		32,531
1986	10	1,911		92	2,013		1,936			1,936		36,550
1987	11	1,227		751	1,989		919			919		30,172
1988	12	330		3,253	3,595		4,271		1,000	5,271		40,952
1989	13	5,161	102	3,280	8,556		13,263	172	8,520	21,955		53,233
1990	15	2,143	299	3,922	6,379		5,667		1,859	7,526		37,641
1991	20	2,236	326	5,540	8,122				1,394	1,394		34,285
1992	70	3,708	72	3,055	6,905						49	36,222
1993	55	3,282	45	1,036	4,418						5	34,427
1994	70	5,094		530	5,694						2	36,790
1995	25	5,760	184	2,092	8,061	15				15		32,455
1996	25	5,157	69	2,186	7,437	21				21		31,770
1997	25	3,303	24	1,403	4,755							36,441
1998	35	3,303	24	1,764	5,126							40,740

AUS: Australia; CHL: Chile; FJI: Fiji; JPN: Japan-Japón; KOR: Republic of Korea-República de Corea; NZL: New Zealand-Nueva Zelanda; PYF: French Polynesia-Polinesia Francesa; SLB, Solomon Islands-Islas Salomón; TON; Tonga; TWN: Taiwan; USA: United States-Estados Unidos; VUT: Vanuatu; WSM: Western Samoa-Samoa Occidental

TABLE 2.3.1c. Recreational catches of albacore by U.S. vessels (after Childers and Miller, 1999: Table 1).

TABLA 2.3.1c. Capturas deportivas de albacora por barcos de EE.UU. (de Childers y Miller, 1999: Tabla 1).

Year--Año	Catch--Captura	Year--Año	Catch--Captura	Year--Año	Catch--Captura
1952	1,373	1968	951	1984	1,427
1953	171	1969	358	1985	1,176
1954	147	1970	822	1986	196
1955	577	1971	1,175	1987	74
1956	482	1972	637	1988	64
1957	304	1973	84	1989	160
1958	48	1974	94	1990	24
1959	0	1975	640	1991	6
1960	557	1976	713	1992	2
1961	1,355	1977	537	1993	25
1962	1,681	1978	810	1994	106
1963	1,161	1979	74	1995	102
1964	824	1980	168	1996	51
1965	731	1981	195	1997	744
1966	588	1982	257	1998	1,153
1967	707	1983	87	1999	

TABLE 3.1.1a. Growth parameters of North Pacific albacore estimated by Laurs and Wetherall (1981: Table 3), and natural mortality parameters estimated for this report by the method of Pauly (1980). Method BGC4 involved the use of a computer program by that name. The sequential method, for which L_{∞} is set at 125 cm, is described by Laurs and Wetherall (1981). Group A: all fish recaptured inshore south of 40°N except those released inshore north of 40°N; Group B: all fish recaptured inshore north of 40°N except those released inshore south of 40°N; Group C: all fish recaptured west of 180°.

TABLA 3.1.1a. Parámetros de crecimiento de albacora del Pacífico norte estimados por Laurs y Wetherall (1981: Tabla 3), y parámetros de mortalidad natural estimados par este informe con el método de Pauly (1980). En el método BGC4 se usó un programa de computadora del mismo nombre. El método secuencial, para el cual se fija L_{∞} en 125 cm, es descrito por Laurs y Wetherall (1981). Grupo A: todos los peces recapturados cerca de la costa al sur de 40°N excepto aquéllos liberados cerca de la costa al norte de 40°N; Grupo B: todos los peces recapturados cerca de la costa al norte de 40°N excepto aquéllos liberados cerca de la costa al sur de 40°N; Grupo C: todos los peces recapturados al oeste de 180°.

Method	Recapture group	Sample size	L_{∞} (cm)	K (annual)	Mortality
Método	Grupo de recaptura	Tamaño muestra	L_{∞} (cm)	K (anual)	Mortalidad
1	A	221	94.5	0.505	0.67
2	B	75	107.5	0.272	0.43
3	C	114	98.5	0.345	0.52
4	B + C	189	102.1	0.310	0.48
5	A + B + C	410	100.9	0.342	0.51
6	A	221	125.0	0.231	0.37
7	B	75	125.0	0.193	0.33
8	C	114	125.0	0.184	0.32
9	B + C	189	125.0	0.185	0.32
10	A + B + C	410	125.0	0.199	0.34

TABLE 3.1.1b. Growth parameters of South Pacific albacore estimated by Labelle *et al.* (1993: Table 3), and natural mortality parameters estimated for this report by the method of Pauly (1980).

TABLA 3.1.1b. Parámetros de crecimiento de albacora del Pacífico sur estimados por Labelle *et al.* (1993: Tabla 3), y parámetros de mortalidad natural estimados para este informe con el método de Pauly (1980).

	Sex	Sample size	Ages	L_{∞} (cm)	K (annual)	t_0	Mortality
	Sexo	Tamaño muestra	Edad	L_{∞} (cm)	K (anual)	t_0	Mortalidad
1	male macho	70	2-10	122.0	0.168	-0.907	0.30
2	female hembra	58	2-9	169.3	0.077	-2.573	0.17
3	both ambos	484	2-11	121.0	0.134	-1.922	0.26

TABLE 3.1.1c. Estimated lengths, in centimeters, at age of North Pacific albacore, calculated from the data in Table 3.1.1a.

TABLA 3.1.1c. Talla estimada (cm) a edad para albacora del Pacífico norte, calculadas a partir de los datos en la Tabla 3.1.1a.

	Age in years – Edad en años									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	37	60	74	82	87	90	92	93	93	94
2	26	45	60	71	80	86	91	95	98	100
3	29	49	64	74	81	86	90	92	94	95
4	27	47	62	73	80	86	90	94	96	98
5	29	50	65	75	83	88	92	94	96	98
6	26	46	62	75	86	94	100	105	109	113
7	22	40	55	67	77	86	93	98	103	107
8	21	38	53	65	75	84	91	96	101	105
9	21	39	53	65	75	84	91	97	101	105
10	37	60	74	82	87	90	92	93	93	94

TABLE 3.1.1d. Estimated lengths, in centimeters, at age of South Pacific albacore, calculated from the data in Table 3.1.1b.

TABLA 3.1.1d. Tallas estimadas (cm) a edad para albacora del Pacífico norte, calculadas a partir de los datos en la Tabla 3.1.1b.

	Age in years – Edad en años									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	33	47	59	69	77	84	90	95	99	103
2	41	50	59	67	75	82	88	94	100	105
3	39	49	58	66	73	79	84	89	93	97

TABLE 3.1.1e. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for albacore.
TABLA 3.1.1e. Ecuaciones para convertir tallas, en cm, a pesos, en kg, para albacora.

Area	Sample size	Length range (cm)	Equations	Reference
Zona	Tamaño muestra	Rango de talla (cm)	Ecuaciones	Referencia
Eastern Pacific -- Pacífico oriental	1,073	38-100	$w = (2.1875 \times 10^{-5})l^{2.99}$ $\log w = 2.99\log l - 4.6601$	Clemens, 1961
Hawaii and northern Pacific – Hawaii y Pacífico norte	200	50-128	$w = (2.5955 \times 10^{-5})l^{2.9495}$ $\log w = 2.9495\log l - 4.5858$	Nakamura and Uchiyama, 1966
American Samoa (landed) – Samoa Americana (descargado)	887	78-108	$w = (8.8405 \times 10^{-5})l^{2.6822}$ $\log w = 2.6822\log l - 4.0535$	Nakamura and Uchiyama, 1966

TABLE 3.1.2. Minimum lengths at first maturity of albacore found by various workers.
TABLA 3.1.2. Tallas mínimas de primera madurez encontradas por varios investigadores.

Area	Sex	Length in centimeters at first maturity	Reference
Area	Sexo	Talla en centímetros de madurez primera	Referencia
northeastern Pacific	male	70	Partlo, 1955
	female	69	
Northwestern Pacific	male	97	Ueyanagi, 1957: Figure 6
	female	90	
Hawaii	female	90	Otsu and Uchida, 1959: Figure 11
South Pacific	male	90	Otsu and Hansen, 1962: Figure 7
	female	84	
South Pacific	male	71	Ratty <i>et al.</i> , 1990: Figure 9
South Pacific	female	82	Ramón and Bailey, 1996: 730

TABLE 4.2.1. Interactions among the troll, baitboat, and longline fisheries for North Pacific albacore when the fishing effort for one fishery is doubled or halved and those for the other two fisheries are not changed (after Kleiber and Baker, 1987: Table 3).

TABLA 4.2.1. Interacciones entre las pesquerías con curricán, carnada, y palangre de albacora del Pacífico norte al multiplicar o dividir por dos el esfuerzo de pesca de una pesquería y no cambiar el esfuerzo de las otras dos (de Kleiber y Baker, 1987: Tabla 3).

Effort	Multiplier of effort	Changes in weights (thousands of tons) and percentages							
		Troll		Baitboat		Longline		All gears	
		Weight	Percent	Weight	Percent	Weight	Percent	Weight	Percent
		Cambios en peso (miles de toneladas) y porcentajes							
		Curricán		Carnada		Palangre		Todas artes	
		Peso	%	Peso	%	Peso	%	Peso	%
Troll -	2.0	+17.09	+93.3	-0.69	-1.3	-0.24	-2.5	+16.16	+18.4
Curricán	0.5	-9.00	-49.1	+0.37	+0.7	+0.12	+1.3	-8.51	-9.4
Baitboat -	2.0	-0.27	-1.5	+46.88	+85.1	-0.71	-7.5	+45.90	+50.8
Carnada	0.5	+0.14	+0.8	-26.43	-47.8	+0.39	+4.1	-25.90	-28.7
Longline -	2.0	-0.02	-0.1	-0.21	-0.4	+9.32	+98.4	+9.09	+10.1
Palangre	0.5	+0.01	+0.1	+0.11	+0.2	-4.72	-49.8	-4.60	-5.1

CONDICION DEL ATUN ALBACORA EN EL OCEANO PACIFICO

INDICE

1. Resumen ejecutivo.....	272
2. Datos	273
3. Supuestos y parámetros.....	274
4. Evaluación de stocks.....	277
5. Condición de stocks	279
6. Direcciones futuras	279
Figura	263
Tablas.....	264
Referencias.....	280

Hay aparentemente dos stocks de albacora, *Thunnus alalunga*, en el Océano Pacífico, uno en el hemisferio norte y el otro en el hemisferio sur (Sección 3.1.5). Se incluyen en este informe datos correspondientes a todas partes del Océano Pacífico, pero en muchos casos se comentan la albacora del Pacífico norte y sur por separado.

1. RESUMEN EJECUTIVO

Hay aparentemente dos stocks de albacora en el Océano Pacífico, uno en el hemisferio norte y el otro en el hemisferio sur. La especie es capturada por palangreros en la mayor parte del Pacífico norte y sur, pero rara vez entre aproximadamente 10°N y 5°S, por curricaneros en el Pacífico oriental, central norte y central sur, y por barcos de carnada en el Pacífico occidental norte. Durante los años 1980 y 1990 las capturas variaron entre unas 45 mil y 75 mil toneladas en el Pacífico norte y unas 25 mil y 55 mil toneladas en el Pacífico sur.

Los adultos viven principalmente en la Corriente de Kuroshio, la Zona de Transición del Pacífico Norte, y la Corriente de California en el Pacífico norte y la Zona de Convergencia Subtropical en el Pacífico sur, pero el desove ocurre en aguas tropicales y subtropicales.

Parecen haber dos subgrupos de albacora en el Océano Pacífico norte. Los peces en el subgrupo norteño ocurren principalmente al norte de 40°N cuando están en el Pacífico oriental. Ocurre un intercambio considerable de peces de este subgrupo entre la pesquería curricanera del Pacífico oriental y las pesquerías con carnada y palangre del Pacífico occidental. Los peces del subgrupo sureño ocurren principalmente al sur de 40°N en el Pacífico oriental, y se capturan relativamente pocos de éstos en el Pacífico occidental. Peces marcados en alta mar en el Pacífico oriental y recapturados en la pesquería costera del Pacífico oriental mostraron desplazamientos distintos, según la latitud en la que fueron marcados. La mayoría de los peces recapturados al norte de 40°N fueron marcados al norte de 35°N, y la mayoría de aquéllos recapturados al sur de 40°N fueron marcados al sur de 35°N.

Se sabe mucho menos acerca de los desplazamientos de albacora en el Pacífico sur. Los juveniles se desplazan de los trópicos hacia el sur cuando miden unos 35 cm, y luego hacia el este por la Zona de Convergencia Subtropical. Poco antes de alcanzar la madurez vuelven a los trópicos, donde desovan. Marcas fijadas en peces liberados al este de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al este y norte del punto de liberación, mientras que aquéllas fijadas al oeste de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al oeste y norte del punto de liberación.

Los modelos de producción indican que el rendimiento promedio máximo sostenible de albacora en el Pacífico norte y sur es de unas 90 mil y 30 a 35 mil toneladas, respectivamente. Cabe destacar, sin embargo, que en el Pacífico sur las capturas han rebasado las 30 mil toneladas en cada uno de los últimos 14 años y las 35 mil toneladas en 8 de éstos. Los resultados del modelo con estructura de edades en el Pacífico norte indican que las tasas de explotación han disminuido de un 40% a mediados de los años 1970 a menos de 10% desde principios de la década de los 1980. No parece haber ninguna necesidad de

limitar la pesca de albacora en el Pacífico norte ni sur.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

2.1.1. Pesquerías palangreras

Buques palangreros de Australia, Estados Unidos, Fiji, las Islas Cook, las Islas Salomón, Japón, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Papua Nueva Guinea, Polinesia Francesa, la República Popular de China, la República de Corea, Samoa Occidental, Taiwan, Tonga y Vanuatu pescan atunes, inclusive albacora, y peces picudos en el Océano Pacífico entre 50°N y 50°S (Kume, 1974; Yoshida, 1975; Bartoo y Foreman, 1994; Murray, 1994; Park *et al.*, 1994; Caton *et al.*, 1998; Ito *et al.*, 1998; Childers y Miller, 1999).

2.1.2 Pesquerías con curricán

La albacora es capturada en el Océano Pacífico con curricán por buques de Australia, Canadá, Estados Unidos, Nueva Zelanda y Polinesia Francesa (Bartoo y Foreman, 1994; Murray, 1994; Childers y Miller, 1999).

2.1.3. Pesquerías con carnada

Barcos de carnada de Estados Unidos y Japón capturan albacora en el Océano Pacífico (Shiohama, 1973; Kume, 1974; Bartoo y Foreman, 1994; Childers y Miller, 1999).

2.1.4. Pesquerías con red agallera

Desde mediados de la década de los 1970 hasta el fin de 1992 hubo una pesquería en alta mar de atunes y peces picudos con redes agalleras de malla grande realizada por buques de Japón, la República de Corea, y Taiwan (Bartoo *et al.*, 1993; Bartoo y Foreman, 1994; Murray, 1994). Además, se capturan pequeñas cantidades de albacora en aguas costeras de Chile con redes agalleras dirigidas hacia peces espada (Childers y Miller, 1999).

2.1.5. Pesquerías con red de cerco

Buques cerqueros japoneses capturan pequeñas cantidades de albacora en el Pacífico norte (Childers y Miller, 1999).

2.1.6. Pesquerías deportivas

Existe una pesquería deportiva importante dirigida hacia albacora en California (Clemens y Craig, 1965; Laurs y Dotson, 1992; Childers y Miller, 1999). No se dispone de información sobre pesquerías deportivas de albacora en otras partes del Océano Pacífico.

2.2. Datos de captura y esfuerzo

2.2.1. Pesquerías comerciales

En las Tablas 2.2.1a y 2.2.1b se presentan datos sobre las capturas comerciales de albacora. (Los datos provienen de Childers y Miller (1999: Tablas 1 y 2). Las tablas contienen muchas notas sobre la integridad y precisión de los datos, y se debería consultar las notas en ese informe antes de usar estos datos.) Las capturas en el Pacífico norte han sido superiores a, y han variado más entre años que, las del Pacífico sur. Las capturas de barcos de carnada japoneses en el Pacífico norte fueron mínimas entre aproximadamente 1965 y 1980. Las pesquerías con redes agalleras de Corea, Japón y Taiwan capturaron grandes cantidades de pescado entre aproximadamente 1978 y 1992, pero, tal como se notó anteriormente, la pesca en alta mar con este tipo de red cesó a partir de ese último año.

Se pesca con palangre en casi todo el Océano Pacífico entre 50°N y 50°S, pero se captura albacora principalmente entre 25°N y 45°N y entre 5°S y 45°S (Figura 2.2.1). Childers y Miller (1999; Figuras 1

y 3a) presentan información sobre las distribuciones de las capturas de albacora por curricaneros de EE.UU. Curricaneros y barcos de carnada capturan cantidades sustanciales de albacora en la superficie cerca del litoral de Norteamérica y el noreste de Asia, respectivamente, pero no existen pesquerías importantes equivalentes cerca de las costas de América del Sur y Australia.

2.2.2. Pesquerías deportivas

En la Tabla 2.2.2 se presentan datos sobre las capturas deportivas de albacora por buques de EE.UU. No se dispone de datos sobre las capturas deportivas de albacora por buques de otras naciones. La mayor parte de la captura deportiva de buques de EE.UU. proviene de aguas frente al sur de California (Clemens y Craig, 1965; Figuras 122-174).

2.3. Datos de composición por tamaño

2.3.1. Pesquerías palangreras

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por palangreros en el Océano Pacífico son presentados por Honma y Kamimura (1957: Figuras 4, 5 y 9), Otsu y Hansen (1962: Figuras 3 y 9-11), Otsu y Sumida (1968: Figuras 15 y 16), Shiohama (1973: Figuras 1 y 2), Yoneta y Saito (1973: Figura 2), Kume (1974: Figuras 10 y 14), Yoshida (1975: Figuras 12 y 13), Kleiber y Baker (1987: Figuras 2 y 4-6), y Uosaki y Bayliff (1999: Figuras 59-61).

2.3.2. Pesquerías con curricán

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por curricaneros en el Océano Pacífico son presentados por Clemens y Craig (1965: Figuras 10-16), Kume (1974: Figura 8), Kleiber y Baker (1987: Figuras 2 y 4-6), Bartoo *et al.* (1993: Figuras 3-7), y Childers y Miller (1999: Figuras 7 y 8).

2.3.3. Pesquerías de carnada

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por barcos de carnada en el Océano Pacífico son presentados por Kume (1974: Figura 9), y Kleiber y Baker (1987: Figuras 2 y 4-6).

2.3.4. Pesquerías con red agallera

Datos de frecuencia de talla de albacora capturada por con red agallera en el Océano Pacífico son presentados por Bartoo y Holts (1993: Figuras 2 y 7-11). El tamaño de los peces capturados está correlacionado positivamente con la luz de malla de las redes.

2.3.5. Pesquerías deportivas

No se dispone de datos completos sobre los tamaños de albacora capturada por pescadores deportivos.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Laurs y Wetherall (1981) estimaron las tasas de crecimiento de albacora del Pacífico norte a partir de datos de marcado y recaptura, y Labelle *et al.* (1993) estimaron el crecimiento de albacora del Pacífico sur mediante análisis del número de anillos vertebrales. En las Tablas 3.1.1a y 3.1.1b se presentan sus estimaciones de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, y en las Tablas 3.1.1c y 3.1.1d estimaciones de las tallas a edad obtenidas de estas ecuaciones.

En la Tabla 3.1.1e se presentan tres ecuaciones peso-talla para la albacora del Pacífico.

3.1.2. Reproducción

La reproducción de albacora en el Océano Pacífico ha sido estudiada por Partlo (1955), Ueyanagi

(1957 y 1969), Otsu y Uchida (1959), Otsu y Hansen (1962), Yoneta y Saito (1973), Kume (1974), Shingu *et al.* (1974), Nishikawa *et al.* (1985), Ratty *et al.* (1990), y Ramón y Bailey (1996). Las larvas de albacora parecen escasear al este de 140°O, y ser más abundantes al oeste de 180° (Nishikawa *et al.*, 1985), aunque esto podría ser un artefacto del muestreo. Partlo (1955) descubrió lo que él consideraba ser machos y hembras maduros en el "Pacífico oriental," capturados presuntamente frente a Canadá y/o Estados Unidos. Otsu y Uchida (1959), en cambio, dijeron que las albacoras "que sostienen la pesquería veraniega en la costa occidental de América son peces que no desovan," y manifestaron que el desove ocurre en aguas tropicales y subtropicales solamente. Ratty *et al.* (1990) encontraron machos maduros, pero no hembras maduras, en la Zona de Convergencia Subtropical del Pacífico Sur, entre 35° y 40°S. Dijeron que el desove ocurre principalmente en aguas de la Convergencia Tropical del Sur, entre 10° y 20°S. El desove ocurre en el Pacífico norte principalmente o exclusivamente durante el verano septentrional (Otsu y Uchida, 1959) y en el Pacífico sur principalmente o exclusivamente durante el verano meridional (Ramón y Bailey, 1996).

En la Tabla 3.1.2 se presentan las tallas mínimas de primera madurez encontradas por varios investigadores.

Otsu y Sumida (1968) descubrieron que los porcentajes de machos entre albacoras capturadas por la pesquería palangrera de Samoa Americana durante 1954-1965 fueron los siguientes: todos peces, aproximadamente 50 a 70%; peces de más de 90 cm de talla, aproximadamente 50 a 90%. Un 62% de los peces capturados por dicha pesquería durante 1962-1965 fueron machos. Según Yoneta y Saito (1973), el porcentaje de machos varió entre un 66 y 77% para albacora "grande" capturada en el Pacífico Sur occidental durante 1964-1969.

Ueyanagi (1957) estimó que el número de huevos por desove en el Pacífico noroeste varió de unos 0,8 a 2,6 millones, y Otsu y Uchida (1959) obtuvieron estimaciones de 0,9 a 1,8 millones para peces de Hawaii.

3.1.3. Desplazamientos

Clemens (1961), Otsu y Uchida (1963), Rothschild y Yong (1970), Kume (1974), Kikawa *et al.* (1977), Laurs y Lynn (1977 y 1991), y Kimura (1997) presentan información sobre los desplazamientos de albacora en el Océano Pacífico norte. Según Laurs y Lynn (1977 y 1991) parece haber dos subgrupos de albacora en el Pacífico norte (Sección 3.1.5). Los peces del subgrupo norteño, cuando están en el Pacífico oriental, ocurren principalmente al norte de 40°N. Ocurre un intercambio considerable de peces de este subgrupo entre la pesquería con curricán del Pacífico oriental y las pesquerías de carnada y palangrera del Pacífico occidental. Los peces del subgrupo sureño ocurren principalmente al sur de 40°N en el Pacífico oriental, y relativamente pocos de los mismos son capturados en el Pacífico occidental. Peces marcados en aguas de altura del Pacífico oriental y recapturados en la pesquería costera del Pacífico oriental mostraron desplazamientos diferentes, según la latitud de liberación. La mayoría de las recapturas de aquéllos liberados al norte de 35°N ocurrieron al norte de 40°N, y la mayoría de las recapturas de aquéllos liberados al sur de 35°N ocurrieron al sur de 40°N. Kimura *et al.* (1997) manifiestan que "la ruta de migración anual para albacoras maduras forma una elipse cerrada con el centro en 20°N y 170°E, y es más ancha en años de un Niño que en aquellos sin asociados con la aparición de una región de agua fría en el Pacífico norte central y suroeste. Las albacoras inmaduras tienen también una ruta de migración en sentido contrario al de las agujas del reloj en invierno que se extiende de 25°N a 35°N y de 130°E a 180°, cuando el Kuroshio sigue un rumbo relativamente recto. Sin embargo, la migración no persiste cuando el Kuroshio toma un desvío grande."

Se sabe mucho menos acerca de los desplazamientos de albacora en el Océano Pacífico sur. Según Jones (1991) y Murray (1994), los juveniles se desplazan de los trópicos hacia el sur cuando miden unos 35 cm, y luego hacia el este por la Zona de Convergencia Subtropical. Poco antes de alcanzar la madurez los peces vuelven a los trópicos, donde desovan. Según Labelle (1993), marcas fijadas en peces liberados al este de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al este y norte del punto de libera-

ción, mientras que aquéllas fijadas al oeste de 155°O fueron recuperadas generalmente en lugares al oeste y norte del punto de liberación.

3.1.4. Mortalidad natural

Suda (1963 y 1966) estimó que el coeficiente de mortalidad natural anual (M) para la albacora del Pacífico norte era 0,2. Suda (1966) estimó M en 0,2 para peces de 6 años y 0,4, 0,6, y 0,8 para peces al fin de su sexto, séptimo, y octavo año de vida, respectivamente. Bertignac *et al.* (1999), empero, estimaron que el M promedio para la albacora del Pacífico norte después de su reclutamiento a la pesquería era aproximadamente 0,6, suponiendo que se reporte un 90% de los peces marcados recapturados. Realizaron un análisis de sensibilidad que demostró que la estimación de M sería solamente 0,4 si se reportara sólo el 30% de las recapturas y 0,2 si se reportara sólo el 15%. Se obtuvieron estimaciones de M de entre 0,32 y 0,67 para este informe con el método de Pauly (1980), usando datos de crecimiento (Tabla 3.1.1a) y suponiendo una temperatura media de 17,5°C (Sección 3.2).

Fournier *et al.* (1998: Figura 7) estimaron M para la albacora del Pacífico sur en 0,2 para peces de entre 1 y 5 años, aumentando a 0,35 para peces de 9 años. Se obtuvieron estimaciones de M de entre 0,17 y 0,30 para este informe con el método de Pauly (1980), usando datos de crecimiento (Tabla 3.1.1b) y suponiendo una temperatura media de 17,5°C (Sección 3.2). La presencia de más machos que hembras entre los peces de mayor edad (Sección 3.1.2) podría indicar que M sea mayor para hembras que para machos.

3.1.5. Estructura de stocks

Las albacoras del Océano Pacífico norte y el Océano Pacífico sur son consideradas generalmente stocks separados (Nakamura, 1969; Kume, 1974; Bartoo y Foreman, 1994, Murray, 1994; Uosaki y Bayliff, 1999). Nakamura (1969) declaró que "(1) no hay evidencia de que las albacoras migren a través del ecuador en ninguna época del año, y (2) las estructuras de las poblaciones de albacora en los dos hemisferios son más o menos simétricas, lo cual indica que es razonable suponer que las dos poblaciones son discretas." Chow y Ushiana (1995) analizaron el ADN mitocondrial de albacoras capturadas en el Pacífico norte y sur, y concluyeron que existe flujo de genes entre las dos zonas. Sin embargo, hasta un intercambio limitado de material genético entre dos zonas basta para mantener la homogeneidad genética.

Laurs y Lynn (1977 y 1991) declararon que datos de mercado indican que hay probablemente dos "subgrupos" de albacora en el Océano Pacífico norte, y que los peces de los dos subgrupos tienen "patrones de migración, tamaños modales, tasas de crecimiento, y períodos de desove diferentes, aunque no parecen ser genéticamente distintos." Frente a Norteamérica la división entre los dos subgrupos está en aproximadamente 40°N. Labelle (1993) notó que datos de marcado para el Pacífico sur sugieren "la existencia de diferentes patrones de migración, hipótesis postulada para la población del Pacífico norte."

3.2. Influencias ambientales

En el Océano Pacífico norte albacoras que viven en la superficie ocupan la Corriente de Kuroshio, la Zona de Transición del Pacífico Norte (ZTPN), y la Corriente de California. Reid *et al.* (1958), Marr (1970), Stommel y Yoshida (1972), Sugawara (1972), Takenouti (1980), Laurs (1983), Reid (1988), Laurs y Lynn (1991), y Roden (1991) presentan información sobre la oceanografía de estas regiones. La abundancia de la especie es máxima a profundidades de entre 200 y 260 m, pero ha sido capturada a 380 m con palangres verticales experimentales. Se realizan las mayores capturas de albacora en zonas con temperaturas de superficie del mar (TSM) de entre unos 16° y 19°C, pero experimentos de rastreo acústico demostraron que peces de entre 3 y 5 años de edad viven principalmente en o cerca de la termoclina, donde la temperatura puede descender hasta 10°C (Laurs y Lynn, 1991). Las albacoras, al igual que los demás atunes, poseen multiplicadores de contracorrientes que les permiten pasar períodos considerables en aguas más profundas y frías. Están aparentemente limitadas a aguas con saturaciones de oxígeno disuelto de más de 60% (Graham y Laurs, 1982). Además, existen evidencias de que las albacoras suelen permanecer en aguas de mayor claridad que aguas adyacentes, posiblemente porque pueden ver sus presas

mejor en agua más clara (Laurs, 1983). Laurs *et al.* (1984) encontraron agregaciones de albacoras en “bolsas de agua oceánica azul y cálida en el límite entre aguas oceánicas y aguas costeras más frías y verdosas” frente a California.

En el Océano Pacífico sur la albacora ocupa la Zona de Convergencia Subtropical, análoga a la ZTPN (Labelle, 1993). Knox (1970) presenta información sobre la oceanografía del Pacífico sur. Fournier *et al.* (1998) notaron que “las temporadas de desove correspondientes a reclutamientos bajos corresponden bien con la ocurrencia de episodios de El Niño (valores negativos del Índice de Oscilación del Sur) en el Océano Pacífico,” y viceversa.

4. EVALUACIÓN DE STOCKS

4.1. Índices de abundancia

Índices de abundancia de albacora en el Océano Pacífico norte han sido calculados por Laurs *et al.* (1976: pesquería con curricán), Bartoo y Weber (1979: pesquerías con palangre, curricán, y carnada), Kleiber y Perrin (1991: pesquería con curricán), y Uosaki y Bayliff (1999: Figura 25, pesquería palangrera al este de 150°O). Los datos de palangre de Bartoo y Weber (1979: Figura 5) indican que la abundancia de albacora disminuyó desde 1952 hasta 1963, y luego permaneció a más o menos el mismo nivel desde 1963 hasta 1976. Sus datos de curricán (su Figura 3) y carnada (su Figura 4) no señalan tendencias claras positivas ni negativas desde 1961 hasta 1976. Kleiber y Perrin (1991) mostraron que la distribución de albacoras que viven en la superficie es esporádica, y que durante el período de su estudio, 1961-1988, mejoró la capacidad de los pescadores de localizar grandes concentraciones de peces. Los datos no ajustados indican que la abundancia de albacora no aumentó ni disminuyó durante 1961-1988, mientras que los datos ajustados indican que disminuyó durante dicho período (su Figura 2).

Índices de abundancia de albacora en el Océano Pacífico sur han sido calculados por Otsu y Sumida (1968: Figura 9), Skillman (1975: Figura 10), Yoshida (1975: Figuras 2 y 5), Yeh y Wang (1996: Figuras 5 y 6), Uosaki y Bayliff (1999: Figura 25, al este de 150°O), y Wang (1999), todos a partir de datos de palangre. En cada caso los datos indican disminuciones en la abundancia de los peces.

4.2. Modelos de evaluación

Se usan tres tipos generales de modelos para evaluar la condición de los stocks de peces: modelos con estructura de edades, reproductor-recluta, y de producción, todos descritos por Anónimo (2000: 257-272). Todos requieren que el modelado sea llevado a cabo con un stock de peces separado. Tal como se comenta en la Sección 3.1.5, parece haber dos stocks de albacora en el Océano Pacífico, uno en el Pacífico norte y el otro en el Pacífico sur.

4.2.1. Albacora del Pacífico norte

Bartoo y Weber (1979), Bartoo y Shiohama (1984), Kleiber y Baker (1987), Kleiber y Perrin (1991), y Bertignac *et al.* (1999) realizaron evaluaciones del stock de albacora del Pacífico norte.

Bartoo y Weber (1979), Kleiber y Baker (1987), y Bertignac *et al.* (1999) realizaron modelado con estructura de edades para la albacora en el Pacífico norte. Bartoo y Weber (1979) estimaron que los rendimientos por reclutamiento de dicho stock durante los períodos de 1955-1970 y 1971-1976 fueron aproximadamente como sigue: pesquería con curricán del Pacífico noreste, 2,6 y 1,6 kg; pesquería con carnada del Pacífico noroeste, 3,0 y 4,3 kg; pesquería palangrera del Pacífico norte, 2,5 y 0,4 kg; tres pesquerías combinadas, 8,0 y 6,0 kg. Manifestaron que reducciones del esfuerzo y aumentos en la edad de primera captura serían de beneficio tanto para la pesquería palangrera como para la pesquería en general. Notaron, sin embargo, que aumentos en el esfuerzo beneficiarían a la pesquería con curricán del Pacífico noreste. Los resultados de Kleiber y Baker (1987) y Bertignac *et al.* (1999) indican que la tasa de mortalidad por pesca para la albacora del Pacífico norte es relativamente baja. Kleiber y Baker (1987) realizaron un estudio de simulación para estimar las interacciones entre las tres pesquerías, usando la estimación de Suda (1966) de $M = 0,2$. En la Tabla 4.2.1 se presentan sus estimaciones de los efectos de aplicar el

doble y la mitad del esfuerzo de pesca para cada pesquería. Doblar el esfuerzo en una pesquería aumentaría la captura de esa pesquería en un 85 a 98% y reduciría aquéllas de las otras dos pesquerías en un 0,1 a 7,5%, y reducirla en un 50% reduciría la captura de esa pesquería en un 48 a 50% y aumentaría aquéllas de las otras dos pesquerías en un 0,1 a 4,1%. Claro que la interacción entre las tres pesquerías es mínima, lo cual significa, por supuesto, que las tasas de mortalidad por pesca son bajas en relación con el valor de M usado en sus simulaciones. Si hubieran usado un valor de M más alto los efectos de las varias pesquerías sobre las otras pesquerías hubieran sido todavía menores. Bertignac *et al.* (1999) usaron datos de marcado para estimar las tasas de explotación de la albacora del Pacífico norte, y concluyeron que estuvieron alrededor de 40% ($F = 0,51$) a mediados de la década de los 1970, pero que han sido menos de 10% ($F = 0,11$) desde principios de los años 1980.

Bartoo y Weber (1979), en su discusión de las relaciones reproductor-recluta de la albacora del Pacífico norte, dijeron que sus datos, “aunque variables, indican cierta depresión en el stock reproductor y el reclutamiento también con respecto a niveles virgen.”

Bartoo y Shiohama (1984) realizaron un análisis de modelo de producción, con estimaciones de la sensibilidad de los resultados a errores de medición en los datos. Usaron datos de captura y datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizados para las pesquerías con palangre del Pacífico norte, curricán del Pacífico noreste, y carnada del Pacífico noroeste durante 1961-1981 para calcular datos de esfuerzo estandarizados para ese período. Se estimó el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) para el Pacífico norte en unas 89 mil toneladas, con errores posibles de $\pm 20\%$, lo cual resultaría en un rango de unas 71 a 108 mil toneladas. Se estimó el esfuerzo óptimo en unas 134 mil unidades, con un rango de 107 mil a 162 mil unidades. Las estimaciones de RPMS no son sensibles a errores en las estimaciones de esfuerzo, pero sí a errores en las estimaciones de captura. Las estimaciones de esfuerzo óptimo no son sensibles a errores en las estimaciones de captura, pero sí a errores en las estimaciones de esfuerzo. Casi se alcanzó el esfuerzo óptimo en 1976, cuando la captura fue 121.106 toneladas, y en 1978, cuando la captura fue 90.300 toneladas. Cabe destacar que el ajuste de los datos de captura y esfuerzo a la curva en forma de domo (su Figura 1) fue malo. Kleiber y Perrin (1991) demostraron que durante 1961-1988 mejoró la capacidad de los pescadores con curricán de localizar grandes concentraciones de peces, lo cual crearía un sesgo en las estimaciones de Bartoo y Shiohama (1984) del esfuerzo de pesca.

4.2.2. Albacora del Pacífico sur

Skillman (1975), Yeh y Wang (1996), Fournier *et al.* (1998), y Wang (1999) realizaron evaluaciones del stock de albacora del Pacífico sur.

Fournier *et al.* (1998) usaron datos de captura y esfuerzo y datos de composición por talla en un modelo con estructura de edades, MULTIFAN-CL, que estima coeficientes de selectividad y capturabilidad, parámetros de crecimiento y composición por edad de la captura, tasas de mortalidad natural y por pesca, parámetros de desplazamiento, y biomasa y reclutamiento de la población. Mostraron que la biomasa relativa de albacora alcanzó una máxima durante la década de los 1970, y luego disminuyó. No expresaron ninguna opinión sobre si el stock estaba sobre o subexplotado.

Skillman (1975), Yeh y Wang (1996), y Wang (1999) usaron datos de captura y de CPUE para la pesquería palangrera y modelos de producción para evaluar la condición del stock de albacora en el Pacífico sur. Skillman estimó el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) en unas 33.000 a 35.000 toneladas. Yeh y Wang (1996) usaron el método de Honma (1974) y un modelo general lineal para estandarizar datos de captura y esfuerzo de las flotas de Japón, Corea, y Taiwan, y usaron entonces esos datos para estimar los parámetros del modelo de producción simétrico. Los datos de los modelos de Honma y lineal general arrojaron estimaciones del RPMS de 31.320 y 31.620 toneladas, respectivamente. Wang (1999), usando el método de Schnute (1977), estimó el RPMS en 30.806 toneladas. Cabe destacar que los ajustes de los datos de captura y esfuerzo a las varias curvas en forma de domo fueron pobres (Skillman, 1975: Figura 11; Yeh y Wang, 1996: Figura 8).

4.3. Comparación con fuentes externas de datos

Fournier *et al.* (1998) manifestaron que, “aunque hace falta explorar otras cuestiones acerca del análisis de la albacora, la consistencia de los resultados de los modelos con varios conjuntos de datos externos es alentador. Incluyen la consistencia de las estimaciones de talla a edad de MULTIFAN-CL con aquéllas previamente derivadas de conteos de anillos vertebrales [Labelle *et al.*, 1993], la consistencia de los cambios en las estimaciones de la tasa de mortalidad natural con la edad en las proporciones de sexos de albacora con tamaño y con el comienzo de la madurez sexual en las hembras [Ramón y Bailey, 1996], y la relación aparente entre variación en el reclutamiento estimado y variación en el Índice de Oscilación del Sur.”

4.4. Sensibilidad a supuestos

El análisis de los modelos de producción por Bartoo y Shiohama (1984), resumido en la Sección 4.2.1, incluyó estimaciones de la sensibilidad de los resultados a errores de medición en los datos. Bertignac *et al.* (1999) realizaron análisis para determinar la sensibilidad de estimaciones de las tasas de mortalidad natural a supuestos sobre las tasas de marcas reportadas. Se resumen éstos en la Sección 3.1.4.

5. CONDICIÓN DE STOCKS

Aparentemente la albacora no se encuentra sobreexplotada en el Pacífico norte ni el Pacífico sur.

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.3. Determinación de objetivos de administración

Fournier *et al.* (1998) hicieron dos sugerencias con respecto a investigaciones futuras. “En primer lugar, se podría organizar los datos de forma adecuada para compararlos con puntos de referencia límite u objetivo, tal como se contempla en el acuerdo reciente de las Naciones Unidas sobre las poblaciones de peces transzonales y altamente migratorios ... En segundo lugar, proyecciones a futuro podrían ser un instrumento útil para pronósticos a corto plazo en las pesquerías de superficie y palangrera, particularmente si se confirma que se puede predecir el reclutamiento a partir de variables ambientales.”

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 2000. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.
- Bartoo, Norman, and Terry J. Foreman. 1994. A review of the biology and fisheries for North Pacific albacore (*Thunnus alalunga*). FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 173-187.
- Bartoo, Norman, and David Holts. 1993. Estimated drift gillnet selectivity for albacore, *Thunnus alalunga*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 91 (2): 371-378.
- Bartoo, Norman, David Holts, and Cheryl Brown. 1993. Evidence of interactions between high seas driftnet fisheries and the North American troll fishery for albacore. Inter. North Pacif. Fish. Comm., Bull., 53 (3): 367-380.
- Bartoo, Norman, and Toshio Shiohama. 1985. A production model analysis of the North Pacific albacore population including estimates of the sensitivity of results to measurement errors in input data. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 22: 109-117.
- Bartoo, Norman W., and Earl C. Weber. 1979. Status of the North Pacific albacore stock from the yield-per-recruit and recruitment standpoints. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish. Center, Admin. Rep., LJ-79-15.
- Bertignac, Michel, John Hampton, and Atilio L. Coan, Jr. 1999. Estimates of exploitation rates for North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, from tagging data. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 97 (3): 421-433.
- Caton, Albert, Kathy Colgan, Phil Sahlquist, Peter Ward, Cesar Ramirez, and Martin Scott. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, and the fisheries for tunas and billfishes in the Australian fishing zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS, 142: 11-35.
- Childers, John, and Forrest R. Miller. 1999. Summary of the 1998 U.S. North and South Pacific albacore troll fisheries. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Admin. Rep. LJ-99-09: iii, 44 pp.
- Chow, S., and H. Ushiyama. 1995. Global population structure of albacore (*Thunnus alalunga*) inferred by RFLP analysis of the mitochondrial ATPase gene. Mar. Biol., 123 (1): 39-45.
- Clemens, Harold B. 1961. The migration, age, and growth of Pacific albacore (*Thunnus germon*). 1951-1958. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 115: 128 pp.
- Clemens, Harold B., and William L. Craig. 1965. An analysis of California's albacore fishery. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 128: 301 pp.
- Foreman, Terry J. 1980. Synopsis of biological data on the albacore tuna, *Thunnus alalunga* (Bonaterre, 1788), in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep., 2: 17-70.
- Fournier, David A., John Hampton, and John R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci., 55 (9): 2105-2116.
- Graham, J. B., and R. M. Laurs. 1982. Metabolic rate of the albacore tuna *Thunnus alalunga*. Mar. Biol., 72 (1): 1-6.
- Honma, Misao. 1974. Estimation of overall effective fishing intensity of tuna longline fishery--yellowfin tuna in the Atlantic Ocean as an example of seasonally fluctuating stocks--. Far Seas Fish. Res. Lab, Bull., 10: 63-86.
- Honma, Misao, and Tadao Kamimura. 1957. Studies of the albacore--V: The fishing condition and size of albacore taken in the South Pacific Ocean. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 6: 84-90.
- Ito, Russell, Y., Robert A. Dollar, and Kurt E. Kawamoto. 1998. The Hawaii-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 77-88.
- Jones, J. B. 1991. Movements of albacore tuna (*Thunnus alalunga*) in the South Pacific: evidence from parasites. Mar. Biol., 111 (1): 1-9.

- Kikawa, Shoji, Toshio Shiohama, Yasuo Morita, and Susumu Kume. 1977. Preliminary study of the movement of the North Pacific albacore based on tagging. *Far Seas Fish. Res. Lab., Bull.*, 15: 101-113.
- Kimura, Shingo, Munenori Nakai, and Takashige Sugimoto. 1997. Migration of albacore, *Thunnus alalunga*, in the North Pacific Ocean in relation to large oceanic phenomena. *Fish. Ocean.*, 6 (2): 51-57.
- Kleiber, P., and B. Baker. 1987. Assessment of interaction between North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, fisheries by use of a simulation model. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 85 (4): 703-711.
- Kleiber, Pierre, and Christina Perrin. 1991. Catch-per-effort and stock status in the U.S. North Pacific albacore fishery: a reappraisal of both. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 89 (3): 379-386.
- Knox, George A. 1970. Biological oceanography of the South Pacific. *In* Wooster, Warren S. (editor), *Scientific Exploration of the South Pacific*, National Academy of Sciences, Washington, D.C., USA: 155-182.
- Kume, Susumu. 1974. Tuna fisheries and their resources in the Pacific Ocean. *Indo-Pacif. Fish. Coun., Proc.*, 15 (3): 390-423.
- Labelle, Marc. 1993. A review of albacore tagging in the South Pacific. *South Pacif. Comm., Tuna and Billfish Assessment Programme, Tech. Rep.*, 33: v, 17 pp.
- Labelle, Marc, John Hampton, Kevin Bailey, Talbot Murray, David A. Fournier, and John R. Sibert. 1993. Determination of age and growth of South Pacific albacore (*Thunnus alalunga*) using three methodologies. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 91 (4): 649-663.
- Laurs, R. Michael. 1983. The North Pacific albacore—an important visitor to California Current waters. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Inves., Rep.*, 24: 99-106.
- Laurs, R. Michael, Harold B. Clemens, and Larry H. Hreha. 1976. Nominal catch-per-unit effort of albacore, *Thunnus alalunga* (Bonaterre), caught by U.S. jig vessels during 1961-70. *Mar. Fish. Rev.*, 38 (5): 1-32.
- Laurs, R. Michael, and Ronald C. Dotson. 1992. Albacore. *In* Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles M. Haugen (editors), *California's Living Marine Resources and their Utilization*, California Sea Grant Extension Program, Davis, California: 136-138.
- Laurs, R. Michael, Paul C. Fiedler, and Donald R. Montgomery. 1984. Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellites. *Deep Sea Res.*, 31 (9):1085-1099.
- Laurs, R. Michael, and Ronald J. Lynn. 1977. Seasonal migration of North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, into North American coastal waters: distribution, relative abundance, and association with Transition Zone waters. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 75 (4): 795-822.
- Laurs, R. Michael, and Ronald J. Lynn. 1991. North Pacific albacore ecology and oceanography. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS* 105: 69-87.
- Laurs, R. Michael, and Jerry A. Wetherall. 1981. Growth rates of North Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, based on tag returns. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 79 (2): 293-302.
- Marr, John C. (editor). 1970. *The Kuroshio: a Symposium on the Japan Current*. East-West Center Press, Honolulu: x, 614 pp.
- Murray, Talbot. 1994. A review of the biology and fisheries for albacore, *Thunnus alalunga*, in the South Pacific Ocean. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 336 (2): 188-206.
- Nakamura, Eugene L., and James H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *Proceedings of the Governor's [Hawaii] Conference on Pacific Fishery Resources*: 197-201.
- Nakamura, Hiroshi. 1969. *Tuna Distribution and Migration*. Fishing News (Books) Ltd., London: 76 pp.

- Nishikawa, Yasuo, Misao Honma, Shoji Ueyanagi, and Shoji Kikawa. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombroid fishes, 1956-1981. Far Seas Fish. Res. Lab., S Series, 12: 99 pp.
- Otsu, Tamio, and Richard J. Hansen. 1962. Sexual spawning and maturity of albacore in the central South Pacific Ocean. U.S. Fish Wildlife Serv., Fish. Bull., 62 (204): 151-161.
- Otsu, Tamio, and Ray F. Sumida. 1968. Distribution, apparent abundance, and size composition of albacore (*Thunnus alalunga*) taken in the longline fishery based in American Samoa, 1954-65. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 67 (1): 47-69.
- Otsu, Tamio, and Richard N. Uchida. 1959. Sexual maturity and spawning of albacore in the Pacific Ocean. U.S. Fish Wild. Serv., Fish. Bull., 59 (148): 287-305.
- Otsu, Tamio, and Richard N. Uchida. 1963. Model of the migration of albacore in the North Pacific Ocean. U.S. Fish Wild. Serv., Fish. Bull., 63 (1): 33-44.
- Park, Yeong Chull, Won Seok Yang, and Tae Ik Kim. 1994. Status of Korean tuna longline and purse-seine fisheries in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 153-162.
- Partlo, J. M. 1955. Histological studies on albacore (*Thunnus alalunga*) gonads from the eastern Pacific. Fish. Res. Bd. Canada, Jour., 12 (1): 61-67.
- Pauly, Daniel. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish. Cons. Inter. Explor. Mer, Jour., 39 (2): 175-192.
- Ramón, Darlene, and Kevin Bailey. 1996. Spawning seasonality of albacore, *Thunnus alalunga*, in the South Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 94 (4): 725-733.
- Ratty, Frank J., R. Michael Laurs, and Raymond M. Kelly. 1990. Gonad morphology, histology, and spermatogenesis in South Pacific albacore tuna *Thunnus alalunga* (Scombridae). U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 88 (1): 207-216.
- Reid, Joseph L. 1988. Physical oceanography, 1947-1987. Calif. Coop. Oceanic Fish. Inves., Rep., 29: 42-65.
- Reid, Joseph L., Gunnar I. Roden, and John G. Wyllie. 1958. Studies of the California Current system. Calif. Coop. Oceanic Fish. Inves., Prog. Rep., Jul. 1, 1956-Jan. 1, 1958: 27-57.
- Roden, Gunnar I. 1991. Subarctic-subtropical transition zone of the North Pacific: large-scale aspects and mesoscale structure. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 105: 1-38.
- Rothschild, Brian J., and Marian Y. Y. Yong. 1970. Apparent abundance, distribution, and migrations of albacore, *Thunnus alalunga*, on the North Pacific longline grounds. U.S. Fish Wild. Serv., Spec. Sci. Rep. Fish., 623: 37 pp.
- Schnute, J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. Fish. Res. Board Canada, Jour., 34 (5): 583-603.
- Shingu, Chiomi, Patrick K. Tomlinson, and Clifford L. Peterson. 1974. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1967-1970. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 16(2): 65-230.
- Shiohama, Toshio. 1973. Studies on the albacore--XV: Length frequency distribution of albacore in the northwestern Pacific Ocean, 1965-1971, and considerations on the treatment of the data. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 9: 143-176.
- Skillman, Robert A. 1975. An assessment of the South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*, fishery, 1953-72. Mar. Fish. Rev., 37 (3): 9-17.
- Stommel, Henry, and Kozo Yoshida (editors). 1972. Kuroshio: Physical Aspects of the Japan Current. University of Washington Press, Seattle and London: x, 517 pp.
- Suda, Akira. 1963. Catch variations in the North Pacific albacore-IV. The survival-rate in the fishing ground of the north west Pacific. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep. 17: 103-110.

- Suda, Akira. 1966. Catch variations in the North Pacific albacore-VI. The speculations about the influences of fisheries on the catch and abundance of the albacore in the North Pacific by use of some simplified mathematical models. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep. 24: 1-14.
- Sugawara, K. (editor). 1972. The Kuroshio II. Proceedings of the Second Symposium on the Results of the Cooperative Study of the Kuroshio and Adjacent Regions. Saikon Publishing Company Limited, Tokyo: xii, 562 pp.
- Takenouti, A. Y. (editor). 1980. The Kuroshio IV: Proceedings of the Fourth Symposium for the Cooperative Study of the Kuroshio and Adjacent Regions. Saikon Publishing Company Limited, Tokyo: 1029 pp.
- Ueyanagi, Shoji. 1957. Spawning of the albacore in the western Pacific. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 6: 113-124.
- Ueyanagi, Shoji. 1969. Observations on the distribution of tuna larvae in the Indo-Pacific Ocean with emphasis on the delineation of the spawning areas of albacore, *Thunnus alalunga*. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 2: 177-256.
- Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.
- Wang, Chien-Hsiung. 1999. Reconsideration of assessing South Pacific albacore stocks (*Thunnus alalunga*). Acta Oceanica Taiwanica, 37 (3): 251-266.
- Yeh, Yu-Min, and Chien-Hsiung Wang. 1996. Stock assessment of the South Pacific albacore by using generalized production model, 1967-1991. Acta Oceanica Taiwanica, 35 (2): 125-139.
- Yoneta, Kanisaburo, and Shoji Saito. 1973. Studies on the large-sized albacore and its vertical distribution in the western South Pacific Ocean. Japan. Soc. Sci. Fish., Bull., 39 (6): 617-624.
- Yoshida, Howard O. 1975. The American Samoa longline fishery, 1966-71. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 73 (4): 747-765.

STATUS OF BLUE MARLIN IN THE PACIFIC OCEAN

by

Michael G. Hinton

CONTENTS

1. Executive summary.....	284
2. Data.....	284
3. Assumptions and parameters	286
4. Stock assessment.....	287
5. Stock status	289
6. Future directions	289
Figures	290
Tables.....	303
References.....	317

The best knowledge currently available (Section 3.3) indicates that blue marlin constitutes a single world-wide species, and that there is a single stock of blue marlin in the Pacific Ocean. Accordingly, when available, information on blue marlin for all parts of the Pacific Ocean is presented in this report.

1. EXECUTIVE SUMMARY

The best knowledge currently available indicates that blue marlin constitutes a single world-wide species and that there is a single stock of blue marlin in the Pacific Ocean.

Blue marlin are taken by longline vessels of many nations which fish for tunas and billfishes between about 50°N and 50°S. Lesser amounts are taken by recreational fisheries and by various commercial surface fisheries.

Small numbers of blue marlin have been tagged, mostly by recreational fishermen, with conventional tags. A few of these fish have been recaptured long distances from the locations of release. In addition, blue marlin have been tagged with acoustical tags and their activities monitored for short periods.

Blue marlin usually inhabit regions where the sea-surface temperatures (SSTs) are greater than 24°C, and they spend about 90 percent of their time at depths in which the temperatures are within 1° to 2° of the SSTs.

The Deriso-Schnute delay-difference population dynamics model, a form of the production model, was used to assess the status of the blue marlin stock in the Pacific Ocean. Data for the estimated annual total catches (in metric tons) for 1951-1997 and standardized catch rates developed from catch and nominal fishing effort data for the Japanese longline fishery for 1955-1997 were used. It was concluded that the blue marlin stock in the Pacific is in a healthy condition, with the current level of biomass and fishing effort near the levels required to maintain the average maximum sustained yield.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Longline fisheries

Longline vessels of Australia, Chile, China, the Cook Islands, the Federated States of Micronesia, Fiji, French Polynesia, Indonesia, Japan, the Philippines, Mexico, New Caledonia, New Zealand, Papua New Guinea, the Republic of Korea, Samoa, the Solomon Islands, Taiwan, Tonga, the United States (including its territories), and Vanuatu fish for tunas and billfishes in the Pacific Ocean (Sakagawa, 1989; Ueyanagi *et al.*, 1989; Park *et al.*, 1994; Barbieri *et al.*, 1998; Caton *et al.*, 1998; Holts and Sosa-Nishizaki, 1998; Ito *et al.*, 1998; Uozumi and Uosaki, 1998; Lawson, 1998) between about 50°N and 50°S.

2.1.2. Harpoon fisheries

Harpoon fisheries, which take various species of billfishes, including blue marlin, operate in coastal waters of Japan (Ueyanagi *et al.*, 1989; Uozumi and Uosaki, 1998), Taiwan (Sakagawa 1989), and the United States (Coan *et al.*, 1998). Marlins caught by harpooning cannot be legally landed in California, however.

2.1.3. Recreational fisheries

Recreational fisheries for billfishes are pursued relatively close to shore in various areas, notably the United States (Hawaii, Southern California, and territories in the western Pacific), Mexico, Central America, the Society Islands, New Zealand, and Australia (de Sylva, 1974; Anonymous, 2000a).

2.1.4. Other surface fisheries

Few billfishes have been observed in the catches of the baitboat fisheries of the western Pacific Ocean (WPO) (Bailey *et al.*, 1996) or the EPO. Billfishes, particularly marlins, are occasionally taken by purse-seine vessels fishing for tunas in the WPO (Bailey *et al.*, 1996) and the EPO (Anonymous, 2000b: Table 40).

Billfishes, including marlins, are also taken in gillnet fisheries in the WPO (Ueyanagi *et al.*, 1989) and in the EPO off Mexico and California, USA. Marlins caught by commercial gear cannot be legally landed in California, however.

2.2. Catch and effort data

2.2.1. Commercial fisheries

Most catch of blue marlin is made by longline fisheries which direct their effort primarily at big-eye and yellowfin tuna. Lesser amounts of blue marlin are or have been caught by the other fisheries described in Section 2.1. Data on the total commercial catches of blue marlin in the Pacific Ocean are shown in Table 2.2.1a. The estimated annual catches of blue marlin by purse seines in the EPO are given in Table 2.2.1b.

The distributions of total nominal fishing effort by longline vessels of French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan are shown in Figures 2.2.1.a-2.2.1d.

2.2.2. Recreational fisheries

Comprehensive data on the recreational fishing effort for billfishes and the recreational catches of blue marlin are not available, though some information is obtained on a voluntary basis from fishermen participating in the International Billfish Angler Survey (Anonymous, 2000a). Locations of recreational fisheries for which blue marlin is identified as the principal species in the catch, and the reported effort and catch rates of billfishes, are shown in Table 2.2.2.

2.3. Size composition data

2.3.1. Longline fisheries

Length-frequency data, as proportions of the total numbers of fish sampled, for blue marlin caught by Japanese longline vessels in the Pacific Ocean during 1970-1997 are shown in Figure 2.3.1.

2.3.2. Purse-seine fisheries

Length-frequency data, as proportions of the total numbers of fish sampled, for blue marlin caught by purse-seine gear in the EPO are shown in Figure 2.3.2.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth of blue marlin in the Pacific Ocean was studied by Skillman and Yong (1976), who used length-frequency data and two different models to estimate the von Bertalanffy growth parameters for this species. The first model fits the data for lengths of fish of assumed ages, whereas no assumptions about age are made in fitting the second model. Their estimates of the parameters of the von Bertalanffy growth equation are shown in Table 3.1.1a, and estimates of the lengths at age obtained from these equations are shown in Table 3.1.1b.

Data on the weight-length relationships of blue marlin are listed in Table 3.1.1c.

3.1.2. Reproduction

Information on the reproduction of blue marlin in the Pacific Ocean is given by Nishikawa *et al.* (1985), Hopper (1990), Nakano and Bayliff (1992) and the references cited therein, and Uosaki and Bayliff (1999). Blue marlin larvae appear to be scarce east of 140°W, and most abundant west of 150°W (Nishikawa *et al.* 1985), although this could be an artifact of sampling. Gonad indices of female blue marlin plotted against their lengths are shown in Figure 3.1.2. (Females with gonad indices of 3.1 or greater were considered to be mature by Shiohama (1969) and Kume and Joseph (1969), and that convention was followed by Miyabe and Bayliff (1987), Nakano and Bayliff (1992), and Uosaki and Bayliff (1999).)

3.1.3. Movement

There has been insufficient tagging of blue marlin to determine its patterns of movement in the Pacific, though some data are available. The principal source of data on movements of blue marlin tagged with conventional tags is the cooperative International Game Fish Tagging Program (Anonymous, 2000a). Most of the recaptures of tagged fish have been made near the release location, though trans-basin and trans-oceanic (Pacific Ocean to Indian Ocean) movements have been documented (Figures 3.1.3a and 3.1.3b). In addition, there have been studies of movements on small spatial and temporal scales using acoustic tags (Holland *et al.*, 1990; Block *et al.*, 1992), and it is anticipated that archival and/or pop-up tag technology will provide valuable information in the future. Movements consistent with the limited data from tag returns have also been described using various indicators of relative abundance (Anraku and Yabuta, 1959; Howard and Ueyanagi, 1965; Hinton and Nakano, 1996).

3.1.4. Natural mortality

Boggs (1989) used the method of Murphy and Sakagawa (1977) and some of the growth parameter estimates of Skillman and Yong (1976) to calculate estimates of the natural mortality of blue marlin. For this report (Table 3.1.1a) the method of Pauly (1980) was used with Skillman and Yong's (1976) growth parameter estimates and a mean temperature estimate of 26°C (see Section 3.2) to calculate estimates of the natural mortality for this species.

3.2. Environmental influences

Nakamura (1985) stated that blue marlin inhabit surface and sub-surface waters of the open ocean, most often where the sea-surface temperatures (SSTs) are greater than 24°C. Hinton and Nakano (1996: Table 1), who used acoustic tagging data, found that blue marlin spend about 90 percent of their time in waters with temperatures within 1° to 2°C of the SSTs. After examining distributions of SSTs and catches of blue marlin, Hinton and Uozumi (1999) and Anonymous (2000b) included 5° latitude by 5° longitude areas with average SSTs equal to or greater than 20°C in analyses to estimate the effective fishing effort for blue marlin.

3.3. Stock structure

Biological (Graves and McDowell, 1995) and fishery data indicate that there is a single stock of blue marlin in the Pacific Ocean.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance

Indices of abundance of the blue marlin population in the Pacific Ocean, or parts of it, have been calculated by Ueyanagi *et al.* (1989), Suzuki (1989), Skillman (1989), Hinton and Nakano (1996), Uosaki and Bayliff (1999), and Hinton and Uozumi (1999) (Figures 4.1a-4.1g). The data of Ueyanagi *et al.* (1989) show considerable variation in the catches per 100 boat hours for the Hawaiian International Billfish Tournament, with an increasing trend from 1962 to 1985. The data of Suzuki (1989), Skillman (1989), and Uosaki and Bayliff (1999) show sharply decreasing catches per nominal hook for the longline fishery after the mid-1950s. Using the method of Hinton and Nakano (1996), they and Hinton and Uozumi (1999) found that the standardized catch rates of blue marlin decreased from the mid-1950s to the mid-1970s, but have generally increased from the mid-1970s to 1997.

4.2. Assessment models

Three general types of models, age-structured models, spawner-recruit models, and production models, all of which are described by Anonymous (2000b: 51-65), are used to assess the condition of stocks of fish. All three types of models require that the analyses be done with a discrete stock of fish. As stated in Section 3.3, the blue marlin of the Pacific Ocean appear to belong to a single stock.

It was concluded from production model analysis of data for 1952-1975 (Yuen and Miyake, 1980) that blue marlin in the Pacific Ocean were being overfished, and that the fishing effort in 1975 was about twice that which would maintain the stock at the level which would produce the average maximum sustainable yield (AMSY). A subsequent analysis (Suzuki, 1989), based on data for 1952-1985, indicated that, in contrast to the earlier report, determination of the status of the stock with respect to an arbitrary level, such as AMSY, was not possible. He concluded, however, that because the nominal catch rates showed further declines during the 1975-1985 period, an increase in fishing effort beyond the earlier levels "would not be favorable to the blue marlin stock."

The data required to estimate the status of a species of fish with respect to the effects of fishing should span several generations. In the case of blue marlin, which may live relatively long periods, data should be collected over a period of decades. This introduces complications to stock assessment because the fisheries from which the data are obtained undergo changes as the fishermen change their vessels, gear, and strategies in attempts to maximize the net value of their catches.

The principal targets of the longline fisheries are bigeye and yellowfin tuna, particularly the former. During the 1970s deep longlines, which may be more effective for catching bigeye, were introduced into the western equatorial Pacific, and by 1980 were the predominant type of longline gear throughout the equatorial Pacific Ocean (Miyabe and Bayliff, 1987: 17-20). Blue marlin spend the majority of their time near the surface in waters within 1° to 2°C of the local sea-surface temperature (Section 3.2). The use of deep longlines results in relatively fewer hooks being in the warmer, shallower portion of the water column where blue marlin are found.

Data for the offshore and distant-water longline fisheries of Japan were used to create nominal and standardized fishing effort series for 1955-1997. The data were tabulated by years, bimonthly periods within years, and 5-degree by 5-degree areas. Data for year-bimonthly period-5-degree area strata with less than 20,000 hooks of nominal fishing effort were not used. In addition, since the longline fishery is more widely distributed than are blue marlin, it is important to exclude data for fishing effort which occurs outside the range of that species; therefore areas for inclusion in the analyses were restricted based

on average SSTs (Section 3.2). Estimates of the total effective fishing effort by year were calculated from the nominal effort data by the method described by Hinton and Nakano (1996).

Estimates of the annual catches, in metric tons, of blue marlin taken by the Japanese offshore and distant-water longline fisheries are available for 1971-1997. For the 1955-1970 period, however, the catches by these fisheries are available only in numbers of fish. The standardized catch rates for these two fisheries for the 1971-1997 period, in weight of fish caught per hook, were estimated by dividing the catches by the standardized effort. Then the total catches (all fisheries of all nations) were divided by the standardized catch rates for the Japanese vessels to obtain estimates of the total standardized effort. It was necessary to examine several possible relationships between the catches of the Japanese offshore and distant-water fisheries and those of all Japanese fisheries to estimate the standardized fishing effort for the 1955-1970 period. Three scenarios for the relationship between the weight of the catches made by these longline fisheries and the total weight of the catches of blue marlin by the Japanese fisheries were considered in modeling the catch rates for the 1955-1970 period. It should be noted that by 1955 the longline fisheries of Japan were widely distributed over the western and central Pacific, and by 1961 had extended as far eastward as 84°W in the eastern Pacific Ocean (Suda and Schaefer, 1965: Figure 1). During the 1971-1997 period there was no significant trend in the relationship between the catches of the offshore and distant-water longline fisheries and those of all Japanese fisheries, with the catches by the offshore and distant-water fisheries averaging about 75 to 80 percent of the catches of all Japanese fisheries. For the first scenario, therefore, it was assumed that the percentage of the total Japanese catch taken by these two fisheries increased linearly from 40 percent of the total catch in 1955 to 75 percent of the total catch in 1970. In the second scenario it was assumed that the percentage of the total Japanese catch taken by the two fisheries remained constant over the 1955-1970 period. In the third scenario, which provides the lower bound for the total standardized effort during the period, it was assumed that all of the catch by the Japanese fisheries during 1955-1970 was made by the offshore and distant-water longline fisheries. In each of the scenarios the total standardized effort and the catch rates for the 1971-1997 period were based on the known weights of the catches by the longline fisheries.

The Deriso-Schnute delay-difference population model (Quinn and Deriso, 1999: 212-218), a form of production model, was used with the total catch data for 1951-1997 and the estimated total annual effort for 1955-1997, developed from the total catch data and the catch rates obtained with the three scenarios described above. Blue marlin exhibit significant sexual dimorphism, and it is believed that the natural mortality rates for males and females are different (Boggs, 1989). Data on the catches by sex are not available, so the Deriso-Schnute model growth-in-weight parameter (ρ) was estimated for both males and females by linear approximations to weights at age obtained with length-at-age estimates (Skillman and Yong, 1976) and a weight-length relationship for the central Pacific (Table 3.1.1c). ρ ranged from 0.95 for males to 0.99 for females, so values across this range were used in fitting the model. The model was also fit across a range of expected natural survival rates ($S = 0.57-0.81$; Boggs, 1989).

Representative results obtained from the Deriso-Schnute model, with and without process error, which is error arising from the modeling of biological processes such as growth and survival within the model, are presented in Table 4.2a, and estimates and 95-percent confidence limits of AMSY, AMSY-Effort, and B-ratio are shown in Table 4.2b.

4.3. Sensitivity to assumptions

It can be seen in Table 4.2a that the results of AMSY and associated effective effort, and the ratio of current biomass to biomass expected at AMSY, are sensitive to the natural survival rates used in the calculations. They are also sensitive to the scenario used to estimate the relationship between the catches of the offshore and distant-water longline fisheries to those of all Japanese fisheries (Section 4.2). However, the results are relatively insensitive to values of ρ in the range of 0.93 to 1.0, and a value of $\rho = 0.965$ was used in the final analyses.

5. STOCK STATUS

In 1951-1952 the annual catch of blue marlin in the Pacific Ocean was about 11,000 metric tons (mt). As the fisheries for tunas expanded during the following years, the catches of blue marlin rapidly increased, reaching about 23,000 mt by 1956-1957 and 38,000 mt by 1962-1963. This period of rapid increase was followed by a period of rapid decrease, to about 11,000 mt by 1971. During the 1951-1971 period the configuration of the longlines remained relatively unchanged, making what are now considered to be relatively shallow sets. Beginning in the 1970s, however, vessels of Japan began deploying longlines in which many of the hooks fished deeper in the water column, out of the habitat range of blue marlin. During the 1971-1975 period the average annual catch of blue marlin was about 12,300 mt. The catches then began to increase slowly, reaching about 19,000 mt in 1980, and then averaging about 18,400 mt annually during the 1980s. Under scenario 1, considered most likely to represent the changes in the distribution of total catch in the fishery during 1955-1970, the total annual standardized effort averaged about 41 million standardized hooks during 1955-1956. By 1959 it had reached about 60 million standardized hooks, and during the 1959-1963 period it averaged about 61 million standardized hooks annually. During the 1964-1969 period the average annual standardized effort dropped to about 49 million standardized hooks, which was still about 18 percent greater than that during 1955-1956. The annual standardized effort during the 1970s and the 1980s averaged about 44 and 37 million standardized hooks, respectively.

During the last five years the average total catch of blue marlin has been about 21,000 mt (range: 17,300 to 24,000 mt), and the annual average effort 30.2 million standardized hooks (range: 22.5 to 38.5 million). The averages of the estimates of the AMSY from fitting the full model ranged from about 17,400 mt for scenario 2 to 19,100 mt for scenario 1, with AMSY-Efforts of about 34.5 to 65.0 million standardized hooks, respectively. The ratio of the estimated 1997 biomass to the biomass expected at AMSY from fitting the full model with process error ranged from about 1.0 to 1.3 for scenario 2 and about 1.6 to 1.9 for scenario 1.

Finally, considering scenario 3, which provides the lower bound on total annual standardized effort during 1955-1970, the estimated AMSY from fitting the model with and without process error was about 18,000 mt with AMSY-Effort between about 26 and 30 million standardized hooks. The ratio of the estimated 1997 biomass to the biomass expected at AMSY was between about 0.7 and 0.8. This scenario is included, not as a realistic alternative, but as a lower bound to what would be the case if the offshore and distant-water fisheries accounted for a greater percentage of the total catch than considered reasonable.

The estimates and 95-percent confidence limits of AMSY and associated effective effort, and of the biomass ratios, for scenarios 1 and 2 are shown in Table 4.2b. These limits were obtained by conditioning the likelihood function on AMSY. The results obtained under scenario 2 provided a significantly better fit than did those obtained under scenario 1 at both levels of S (for each level, $\chi^2(1), p = 0.02$).

Based on these analyses, it is considered that the blue marlin stock in the Pacific is in a healthy condition, with the current levels of biomass and fishing effort near the levels required to maintain the AMSY.

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Collection of new and/or updated information

As more data become available these analyses should be updated.

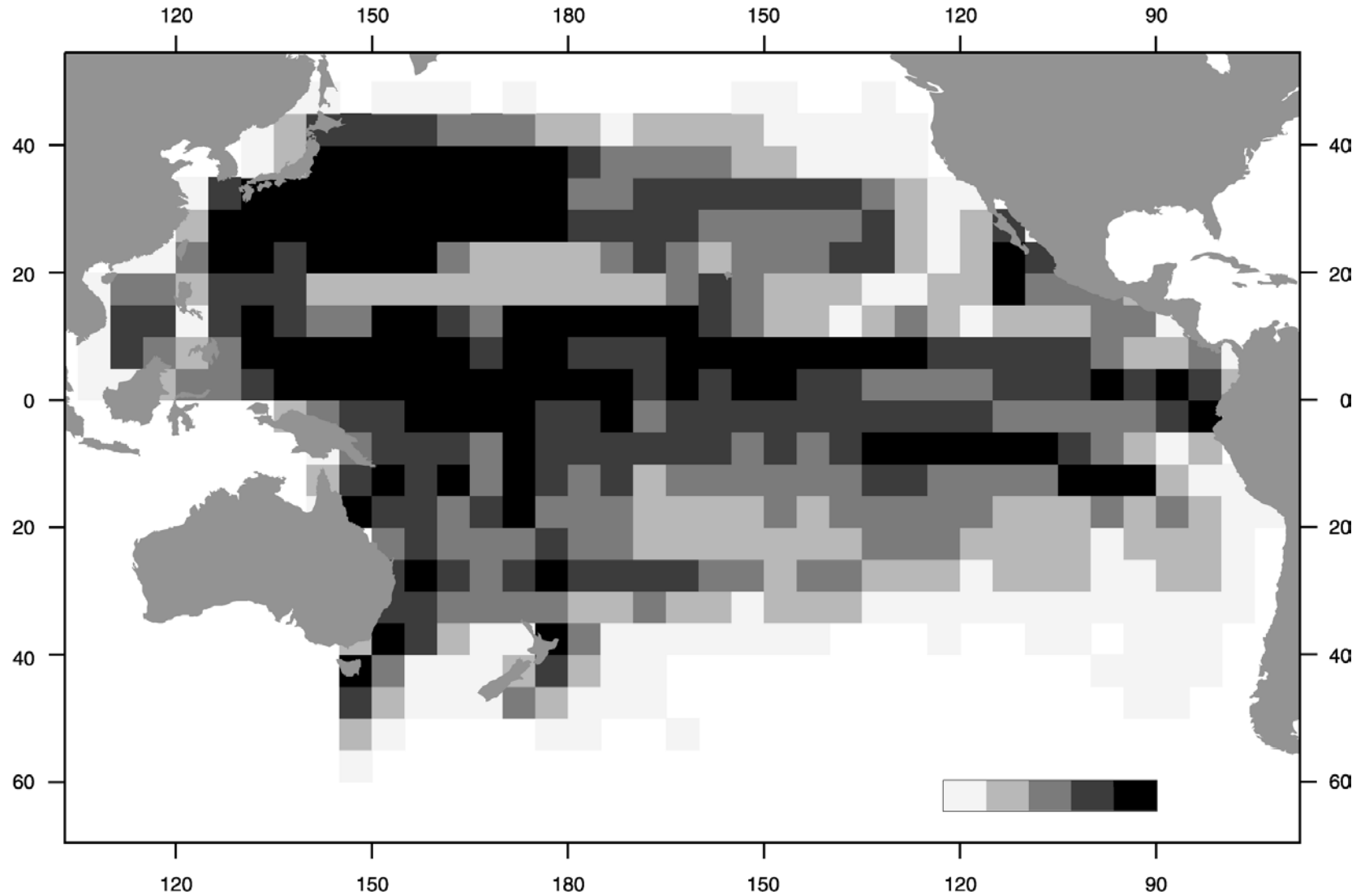


FIGURE 2.2.1a. Distribution of the nominal numbers of hooks fished by longline vessels of French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan during the 1960s. The five shades indicate values in the first through fifth quintiles.

FIGURA. 2.2.1a. Distribución del número nominal de anzuelos calados por buques palangreros de Polinesia Francesa, Japón, Corea, y Taiwan durante la década de 1960. Los cinco sombreados indican valores en los quintales 1 a 5.

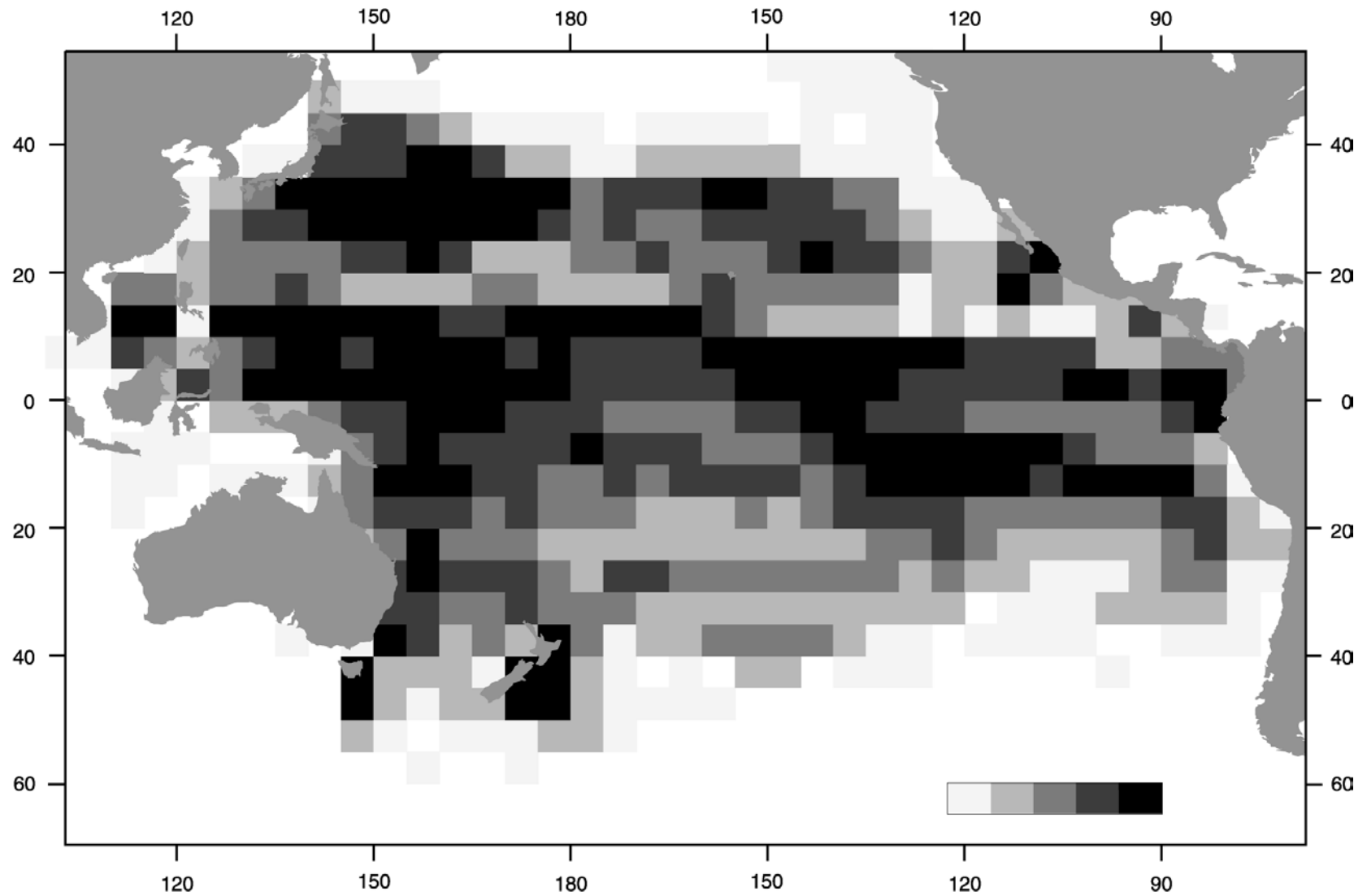


FIGURE 2.2.1b. Distribution of the nominal numbers of hooks fished by longline vessels of French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan during the 1970s. The five shades indicate values in the first through fifth quintiles.

FIGURA. 2.2.1b. Distribución del número nominal de anzuelos calados por buques palangreros de Polinesia Francesa, Japón, Corea, y Taiwan durante la década de 1970. Los cinco sombreados indican valores en los quintales 1 a 5.

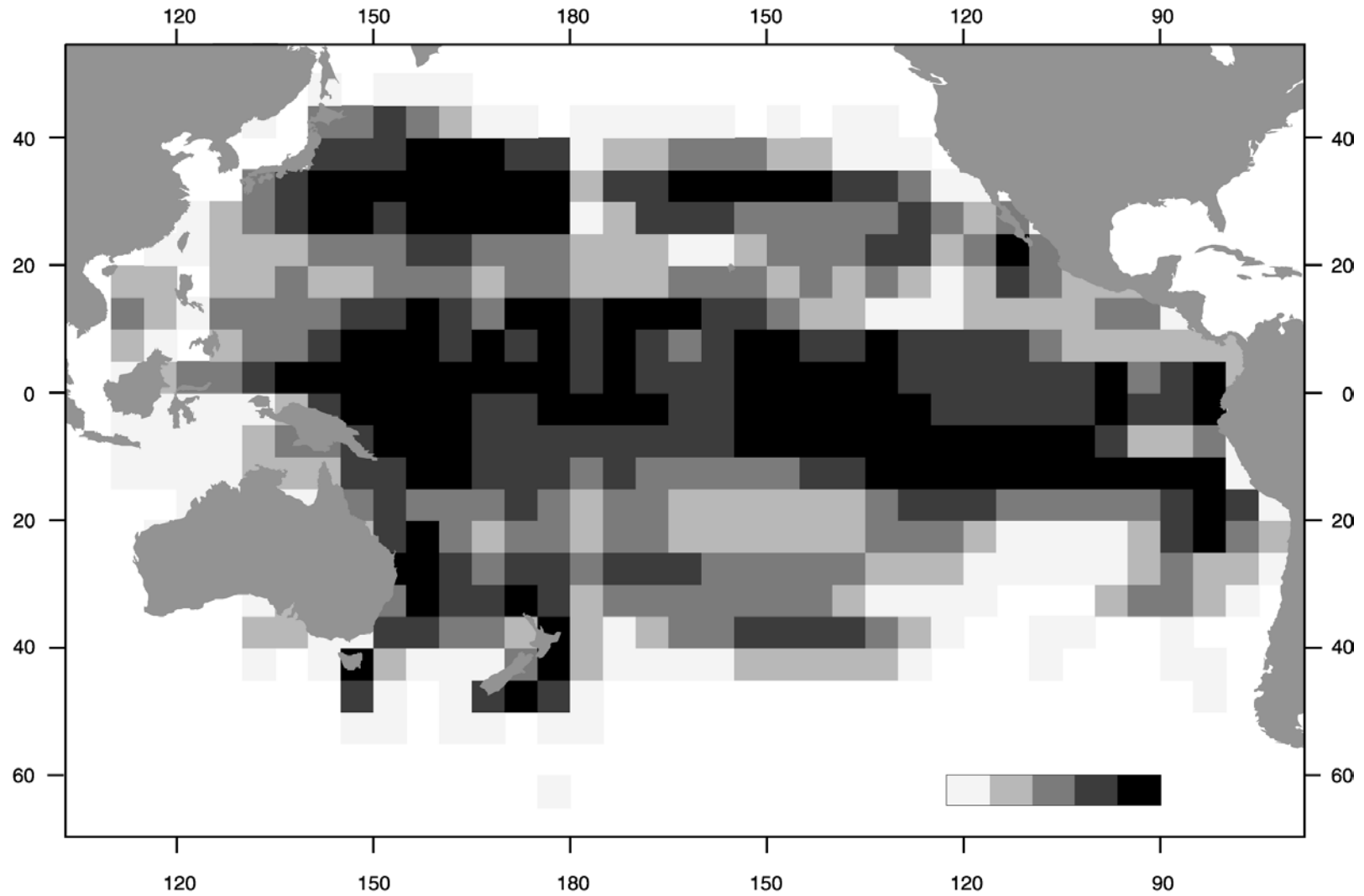


FIGURE 2.2.1c. Distribution of the nominal numbers of hooks fished by longline vessels of French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan during the 1980s. The five shades indicate values in the first through fifth quintiles.

FIGURA. 2.2.1c. Distribución del número nominal de anzuelos calados por buques palangreros de Polinesia Francesa, Japón, Corea, y Taiwan durante la década de 1980. Los cinco sombreados indican valores en los quintales 1 a 5.

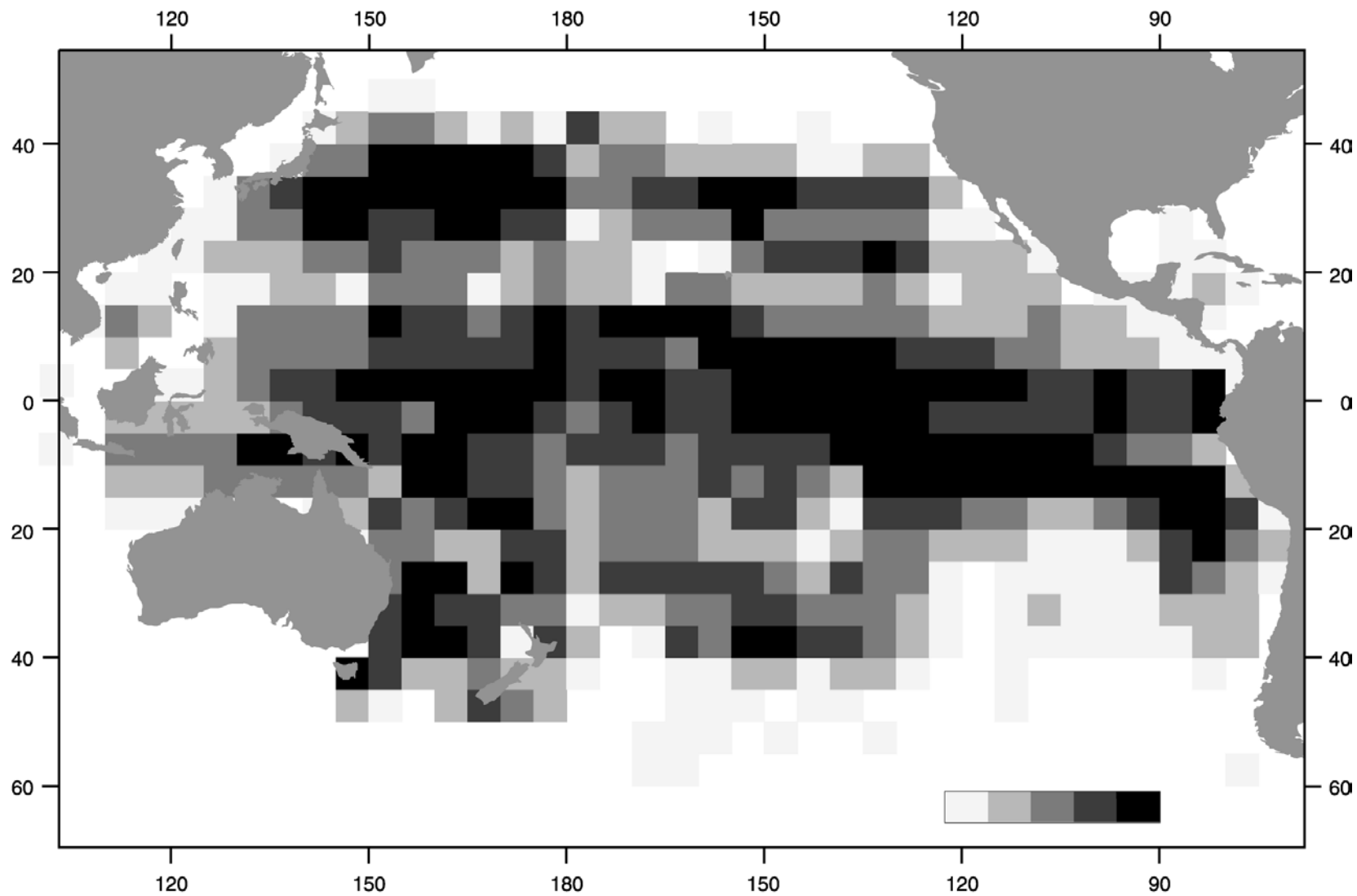


FIGURE 2.2.1d. Distribution of the nominal numbers of hooks fished by longline vessels of French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan during the 1990s. The five shades indicate values in the first through fifth quintiles.

FIGURA. 2.2.1d. Distribución del número nominal de anzuelos calados por buques palangeros de Polinesia Francesa, Japón, Corea, y Taiwan durante la década de 1990. Los cinco sombreados indican valores en los quintales 1 a 5.

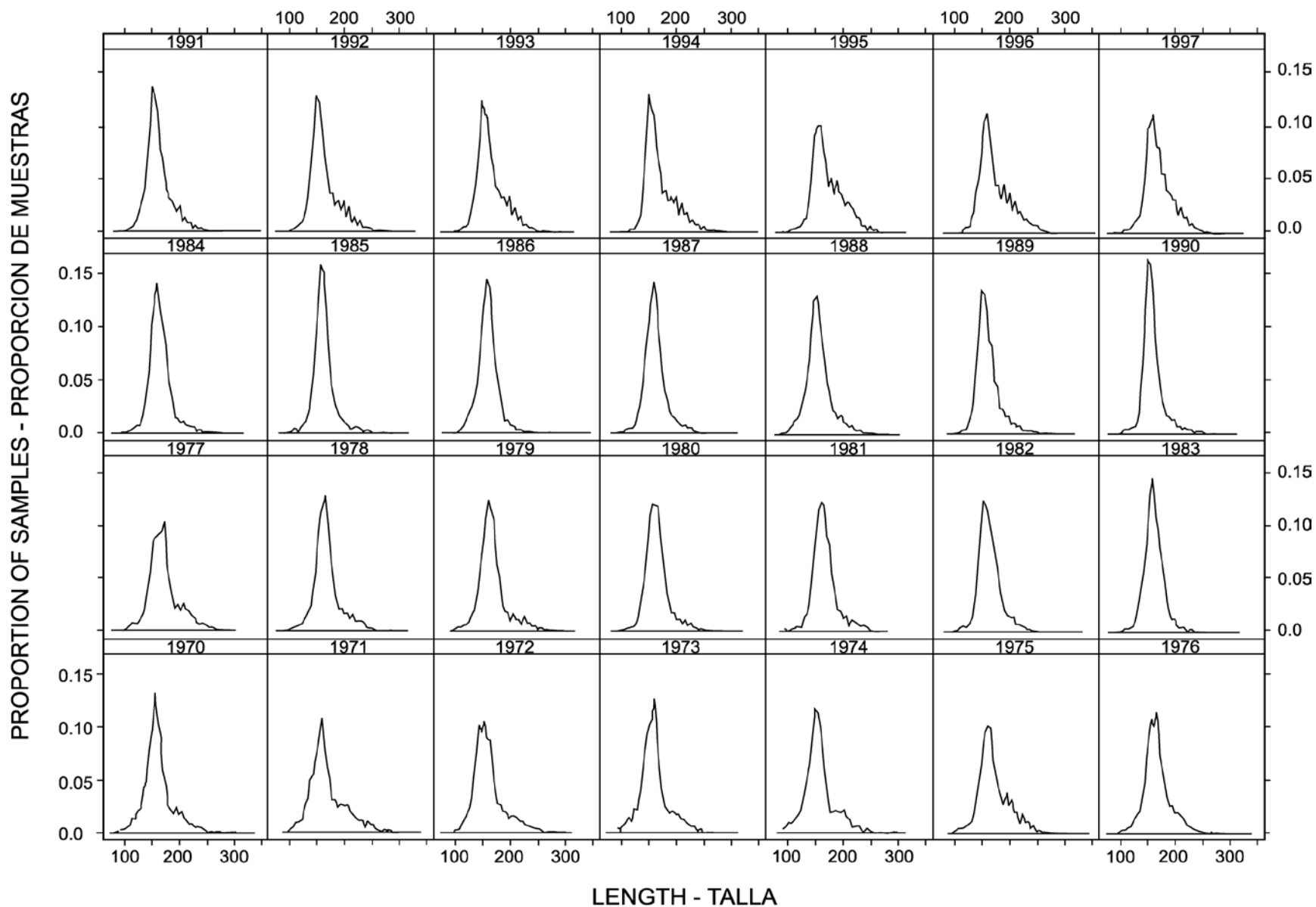


FIGURE 2.3.1. Length frequencies of blue marlin caught in the Pacific Ocean by Japanese longliners (obtained from the National Research Institute of Far Seas Fisheries). The fish were measured from the posterior margin of the orbit to the fork of the tail.

FIGURA 2.3.1. Frecuencias de talla de marlines azules capturados en el Océano Pacífico por palangreros japonesas (obtenidas del National Research Institute of Far Seas Fisheries). Se midieron los peces del margen posterior de la órbita a la cauda furcal.

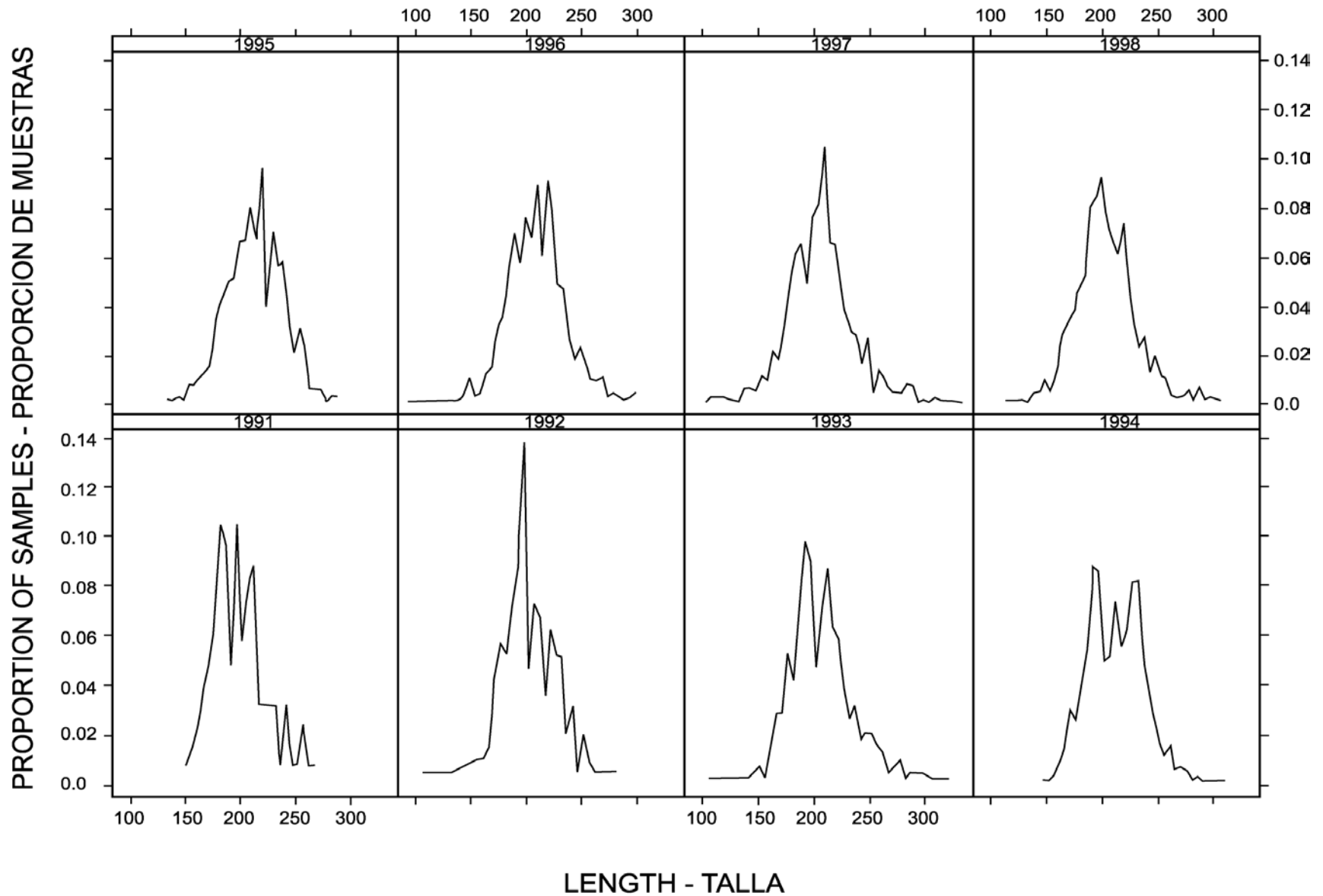


FIGURE 2.3.2. Length frequencies of blue marlin caught in the eastern Pacific Ocean by purse seiners. The fish were measured from the posterior margin of the orbit to the fork of the tail.

FIGURA 2.3.2. Frecuencias de talla de marlines azules capturados en el Océano Pacífico oriental por buques cerqueros. Se midieron los peces del margen posterior de la órbita a la cauda furcal.

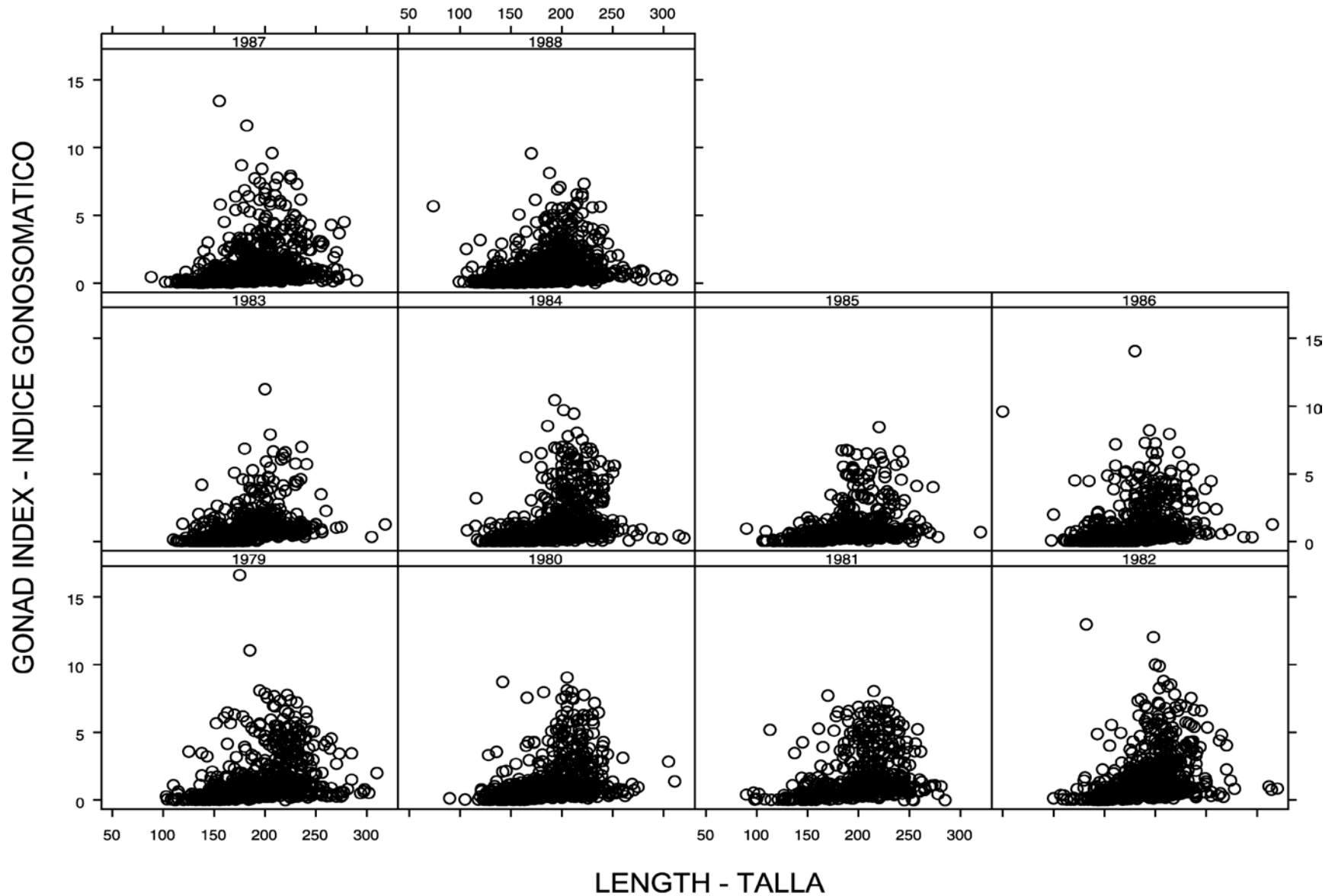


FIGURE 3.1.2. Relationships between gonad index and length for female blue marlin (obtained from the National Research Institute of Far Seas Fisheries).
FIGURA 3.1.2. Relaciones entre índice de gónadas y talla para marlines azules hembra, 1971-1980 (obtenidas del Nacional Research Institute of Far Seas Fisheries).

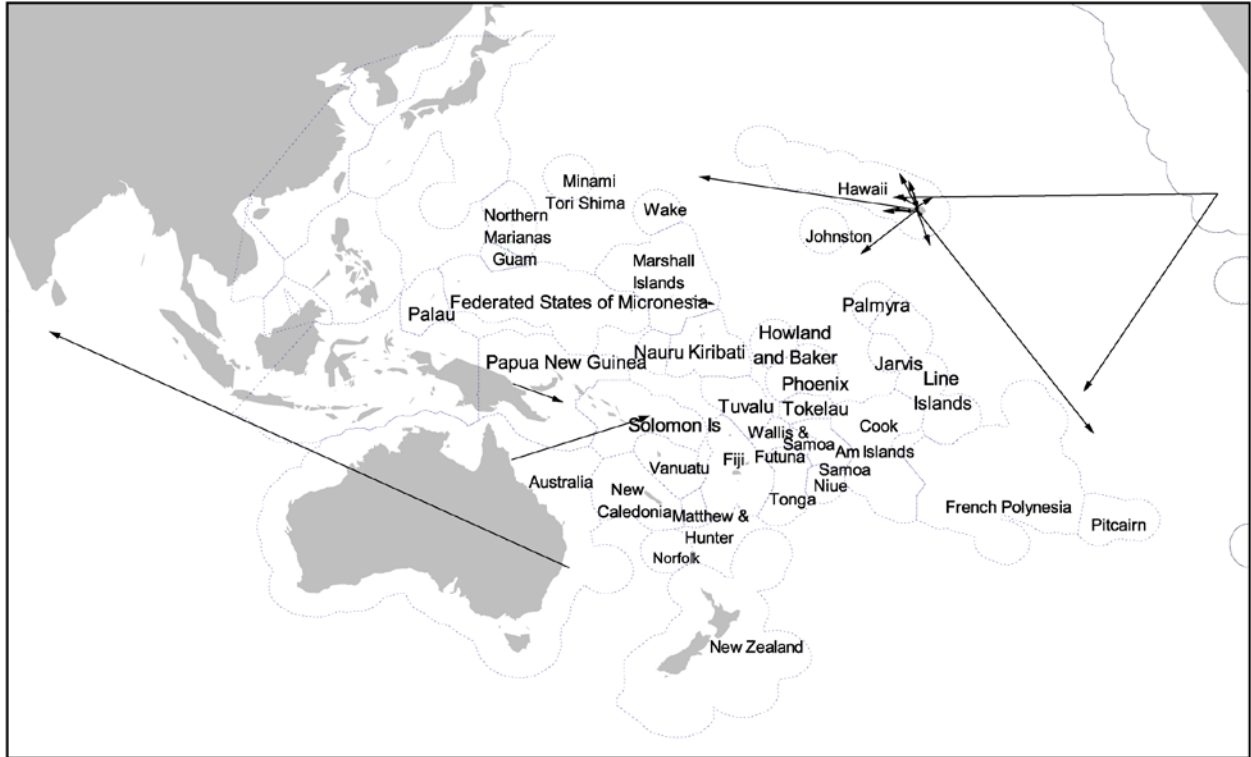


FIGURE 3.1.3a. Movements of blue marlin based on tag returns (personal communication, Nick Davies, National Institute of Water and Atmospheric Research, New Zealand).

FIGURA 3.1.3a. Desplazamientos de marlines azules basados en devoluciones de marcas (comunicación personal, Nick Davies, National Institute of Water and Atmospheric Research, Nueva Zelanda).

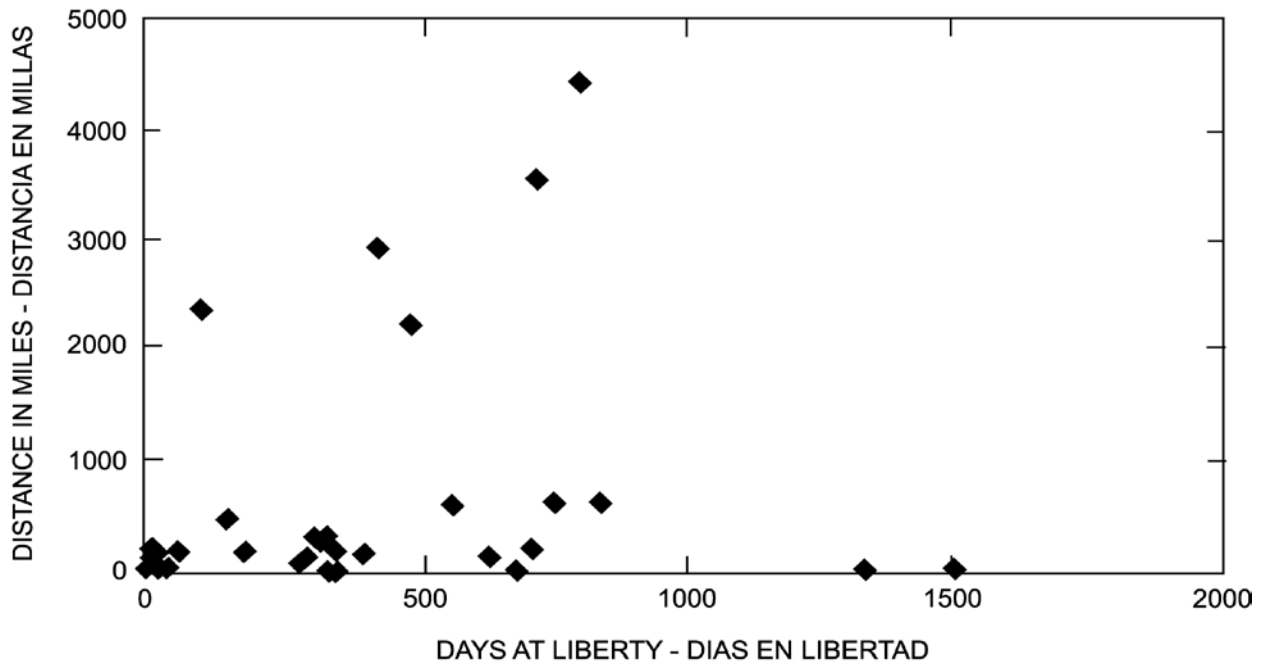


FIGURE 3.1.3b. Days at liberty and distance (miles) between tagging and recapture locations of blue marlin (from data furnished by David Holts, U.S. National Marine Fisheries Service).

FIGURA 3.1.3b. Días en libertad y distancia (millas) entre puntos de marcado y recaptura de marlines azules (de datos proporcionados por David Holts, U.S. National Marine Fisheries Service).

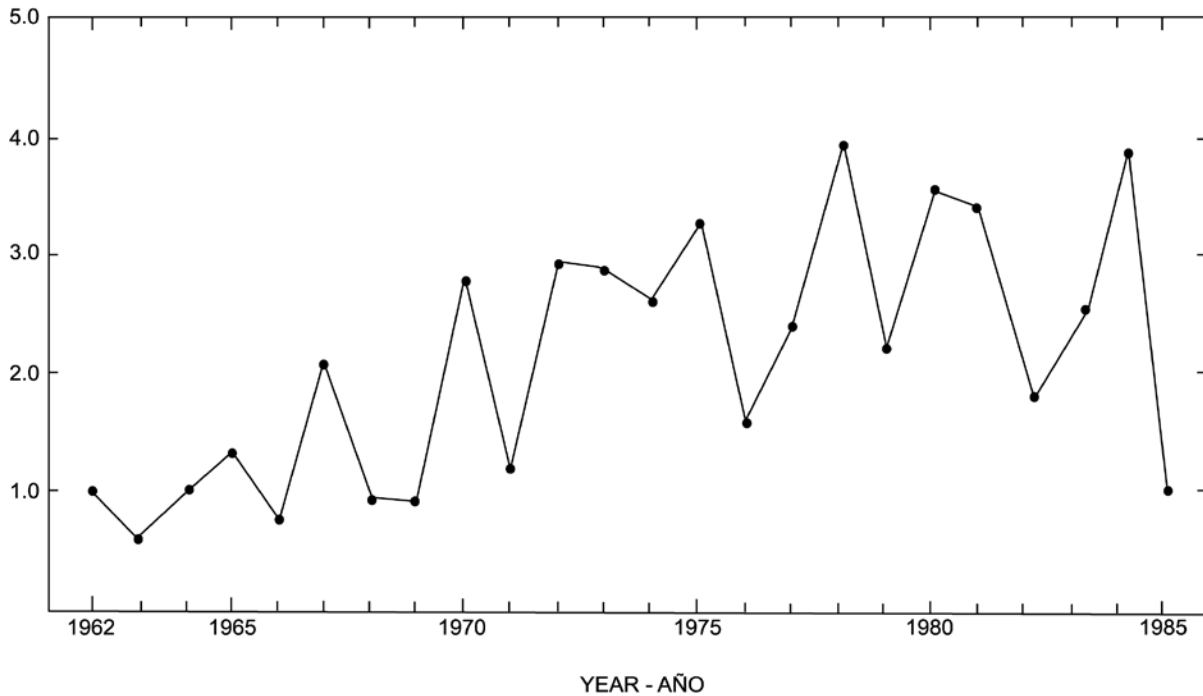


FIGURE 4.1a. Catches of blue marlin per 100 boat hours for the Hawaiian International Billfish Tournament (after Ueyanagi *et al.*, 1989: Figure 12).

FIGURA 4.1a. Capturas de marlines azules por 100 horas de barco para el Torneo Internacional de Picudos de Hawaii (de Ueyanagi *et al.*, 1989: Figura 12).

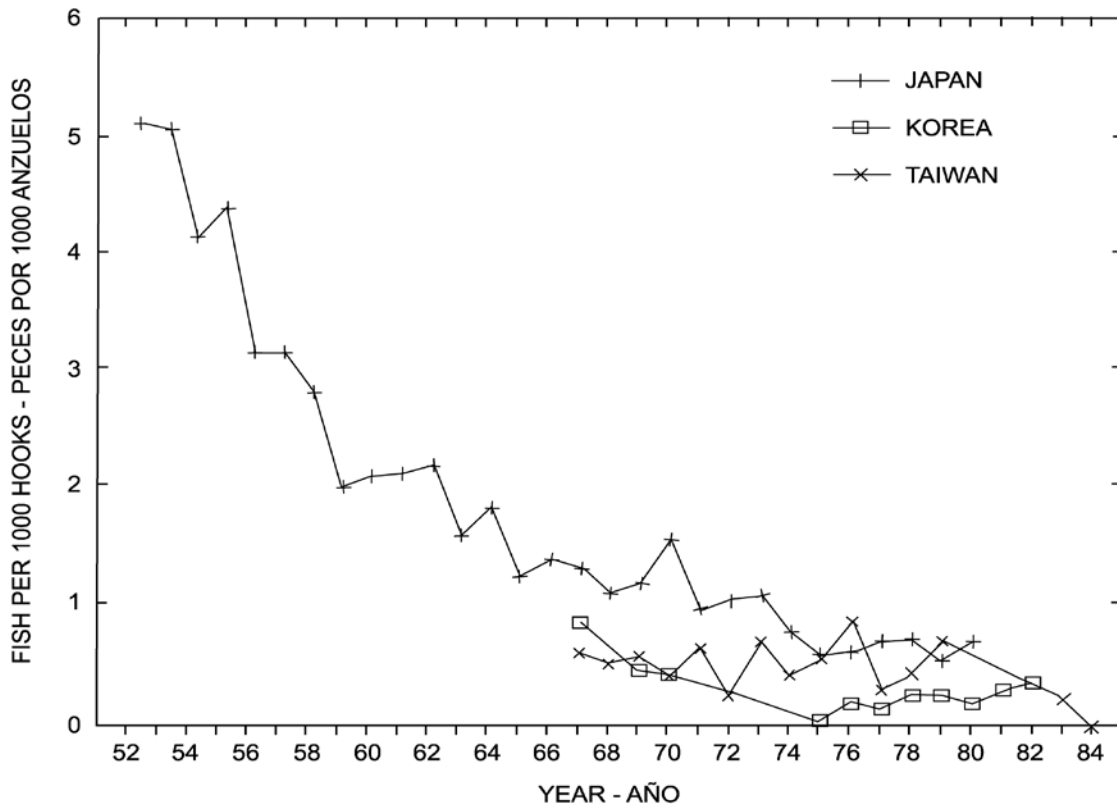


FIGURE 4.1b. Catch rates of blue marlin in the area east of Japan (shown in Skillman, 1989: Figure 1) (after Skillman, 1989: Figure 2).

FIGURA 4.1b. Tasas de captura de marlín azul en la zona al este de Japón (ilustrada en Skillman, 1989: Figura 1) (de Skillman, 1989: Figura 2).

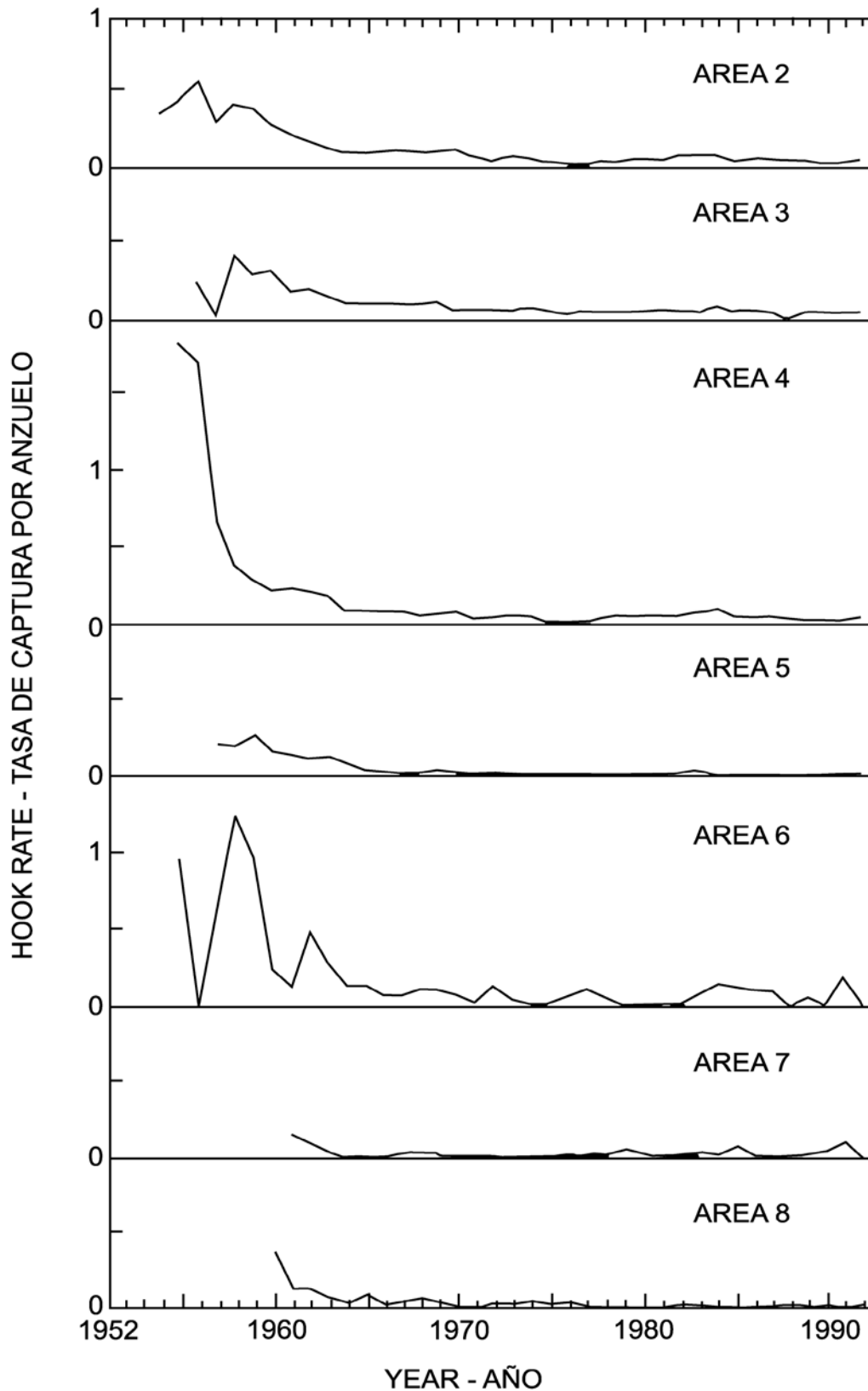


FIGURE 4.1c. Catch rates of blue marlin in areas in selected areas of the eastern Pacific Ocean (from Uosaki and Bayliff, 1999: Figure 35). The areas are shown in Figure 4.1d.

FIGURA 4.1c. Tasas de captura de marlín azul en en zonas seleccionadas del Océano Pacífico oriental (de Uosaki y Bayliff, 1999: Figura 35). En la Figura 4.1d se ilustran las zonas.

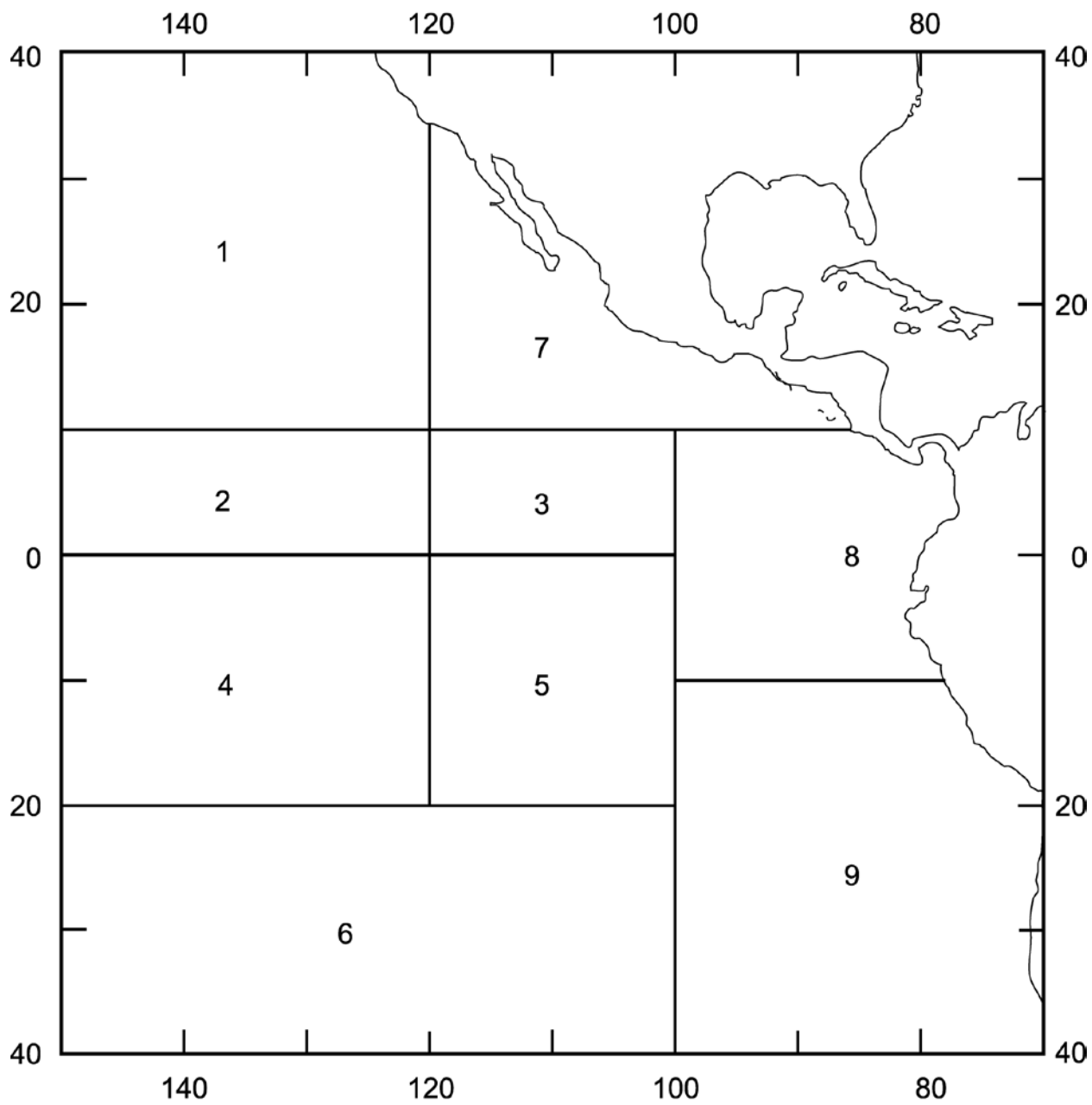


FIGURE 4.1d. Areas of the eastern Pacific Ocean designated for Figure 4.1c (from Uosaki and Bayliff, 1999: Figure 1).

FIGURA 4.1d. Zonas del Océano Pacífico oriental designadas para la Figura 4.1c (de Uosaki y Bayliff, 1999: Figura 1).

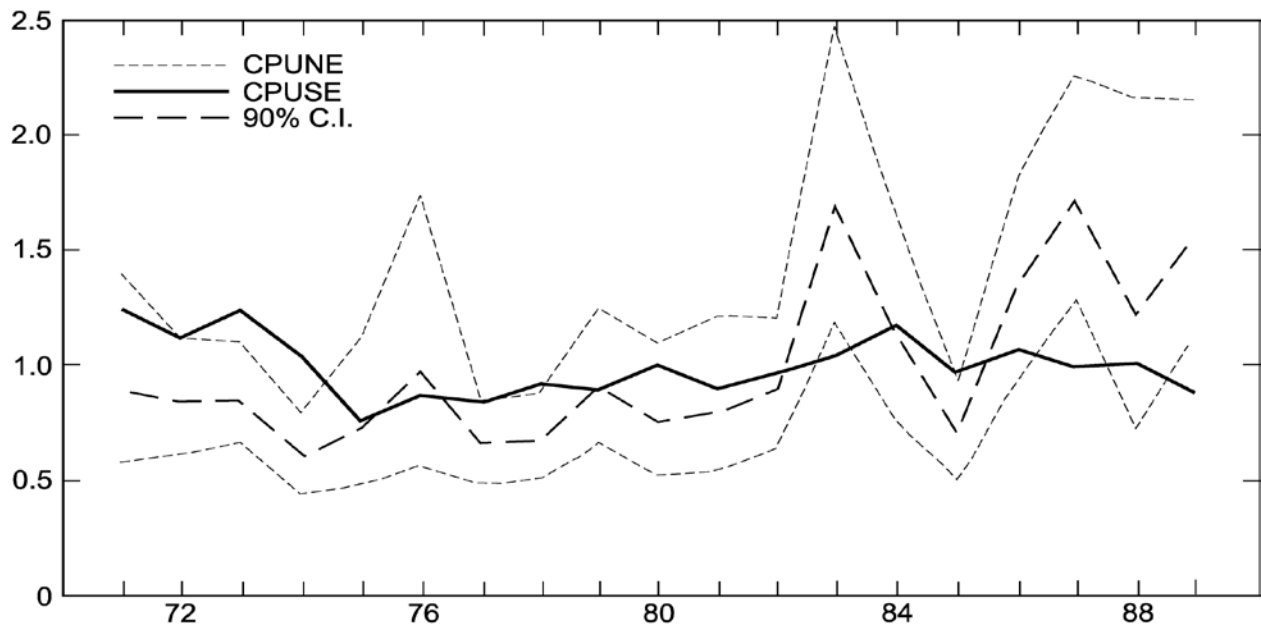


FIGURE 4.1e. Annual indices of abundance of blue marlin, as determined by using nominal (CPUNE) and standardized (CPUSE) longline fishing effort. Area weighting was used to combine the estimates of the catch rates from 2° latitude by 5° longitude areas by bimonthly periods within years (after Hinton and Nakano, 1996: Figure 6).

FIGURA 4.1e. Índices anuales de abundancia de marlín azul, determinados usando esfuerzo de pesca palangrero nominal (CPUNE) y estandarizado (CPUSE). Se usó ponderación por área para combinar las estimaciones de las tasas de captura por área de 2° de latitud por 5° de longitud por bimestre dentro de año (de Hinton y Nakano, 1996: Figura 6).

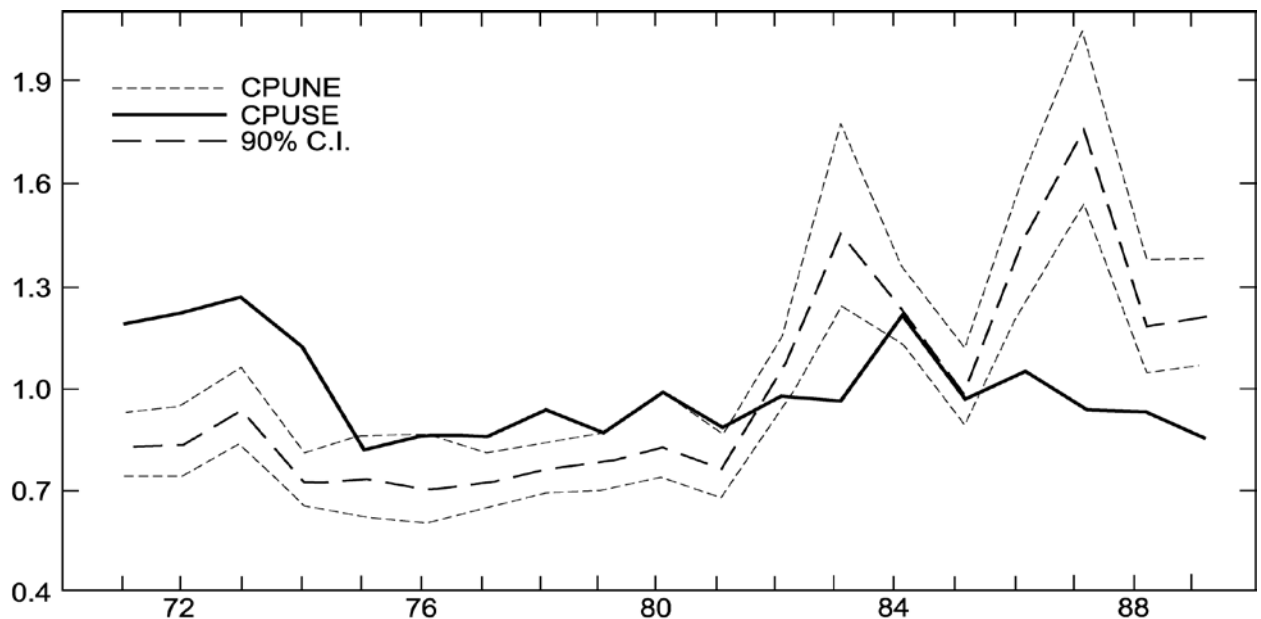


FIGURE 4.1f. Annual indices of abundance of blue marlin, as determined by using nominal (CPUNE) and standardized (CPUSE) longline fishing effort. Effort weighting was used to combine the estimates of the catch rates from 2° latitude by 5° longitude areas by bimonthly periods within years (after Hinton and Nakano, 1996: Figure 7).

FIGURA 4.1f. Índices anuales de abundancia de marlín azul, determinados usando esfuerzo de pesca palangrero nominal (CPUNE) y estandarizado (CPUSE). Se usó ponderación por esfuerzo para combinar las estimaciones de las tasas de captura por área de 2° de latitud por 5° de longitud por bimestre dentro de año (de Hinton y Nakano, 1996: Figura 6).

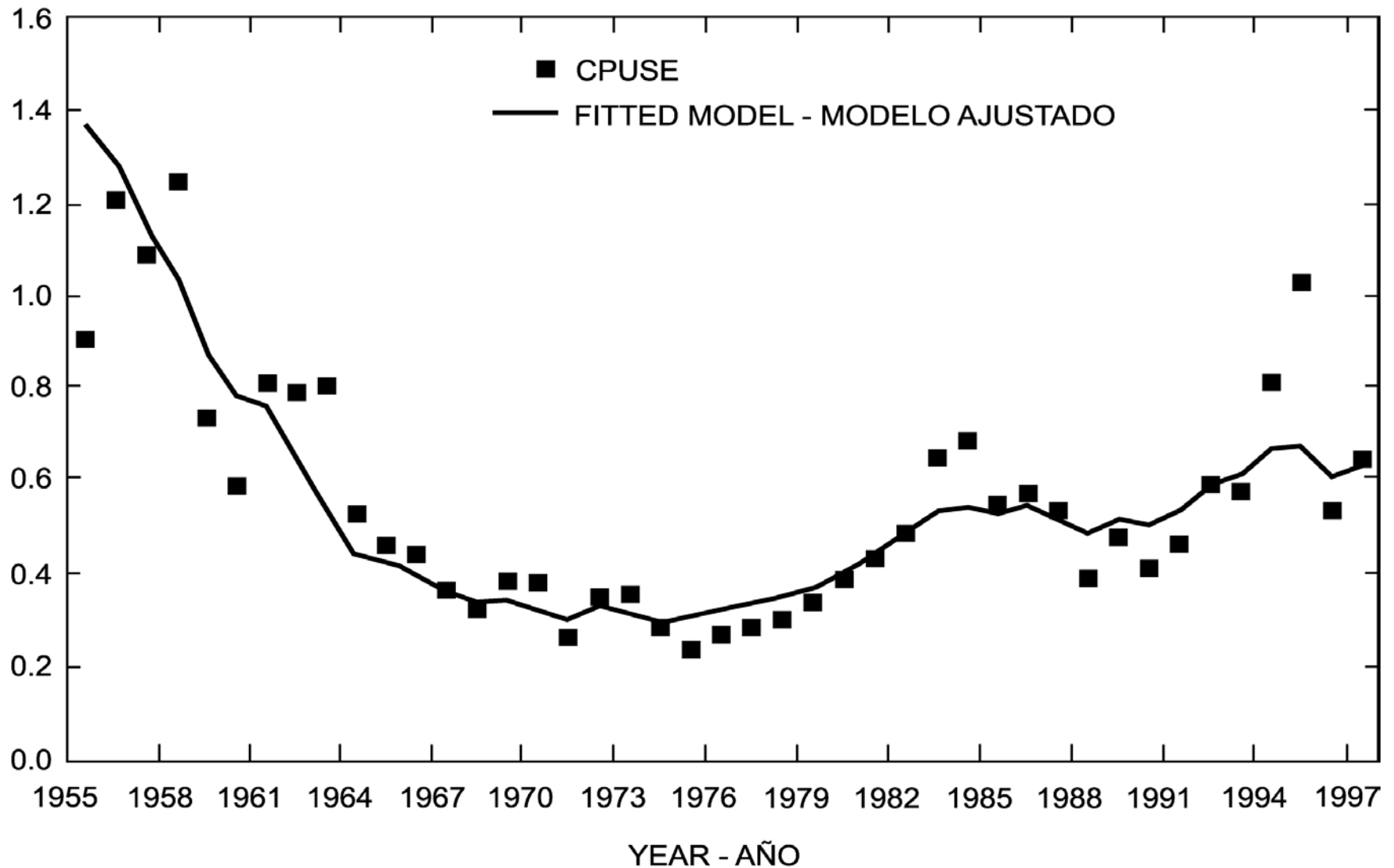


FIGURE 4.1g. Catch per unit of standardized effort (CPUSE) and predicted CPUSE from the fitted model with $S = 0.57$ (from Hinton and Uozumi, 1999).
FIGURA 4.1g. Captura por unidad de esfuerzo estandarizado (CPUSE) y CPUSE predicha del modelo ajustado con $S = 0.57$ (de Hinton y Uozumi, 1999).

TABLE 2.2.1a. Estimated commercial catches of blue marlin, in metric tons, in the Pacific Ocean. The data were obtained from the FAO yearbooks of fisheries statistics and other sources. "Other" includes Australia, Cook Islands, Federated States of Micronesia, Fiji, French Polynesia, Kiribati, Marshall Islands, New Caledonia, New Zealand, Papua New Guinea, People's Republic of China, Solomon Islands, Tonga, and Vanuatu.

TABLA 2.2.1a. Capturas comerciales estimadas de marlín azul, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico. Los datos provienen de compendios anuales de la FAO de estadísticas de pesca y de otras fuentes. "Otros" incluye: Australia, Estados Federados de Micronesia, Fiji, Islas Cook, Islas Marshall, Islas Salomón, Kiribati, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Papua Nueva Guinea, Polinesia Francesa, República Popular de China, Tonga, y Vanuatu.

Year-- Año	Indonesia	Japan--Japón	Korea--Corea	México	Philippines	Taiwan	U.S.A— EE.UU.	Other--Otros	Total
1951	---	12,800	---	---	---	---	---	---	12,800
1952	---	8,800	---	---	---	---	---	---	8,800
1953	---	16,000	---	---	---	---	---	---	16,000
1954	---	18,400	---	---	---	---	---	---	18,400
1955	---	21,300	---	---	---	---	42	---	21,342
1956	---	24,400	---	---	---	1,100	41	---	25,541
1957	---	29,800	---	---	---	1,400	37	---	31,237
1958	---	30,300	---	---	---	1,400	27	---	31,727
1959	---	27,100	---	---	---	1,600	184	---	28,884
1960	---	25,600	---	---	---	1,700	127	---	27,427
1961	---	28,800	---	---	---	1,400	109	---	30,309
1962	---	36,200	---	---	---	1,200	72	---	37,472
1963	---	37,200	---	---	---	1,400	76	---	38,676
1964	---	20,000	---	---	---	1,800	60	---	21,860
1965	---	16,100	---	---	---	2,100	57	---	18,257
1966	---	16,200	---	---	---	2,000	52	---	18,252
1967	---	13,100	---	---	---	2,700	40	---	15,840
1968	---	11,600	---	---	---	4,400	31	---	16,031
1969	---	12,100	---	---	---	4,500	36	---	16,636
1970	---	13,800	---	---	76	689	36	---	14,601
1971	---	8,700	---	---	85	2,142	10	---	10,937
1972	---	10,500	---	---	88	1,873	5	---	12,466
1973	---	11,000	---	---	104	3,937	7	---	15,049
1974	---	9,466	---	---	122	1,868	11	---	11,467
1975	---	8,225	---	---	124	3,293	9	---	11,651
1976	---	9,620	1,058	---	104	2,017	16	---	12,816
1977	---	10,423	784	---	149	1,985	38	---	13,379
1978	156	12,421	556	---	88	2,313	47	---	15,581
1979	164	12,238	854	---	116	2,472	23	---	15,866
1980	189	13,375	824	---	150	4,477	15	---	19,030
1981	231	13,628	964	---	207	2,582	18	11	17,642
1982	462	13,803	710	---	243	2,919	15	28	18,179
1983	134	13,189	270	8	362	3,725	14	32	17,734
1984	214	15,214	375	---	164	3,591	31	49	19,638
1985	316	11,764	199	---	232	3,698	36	33	16,279
1986	312	13,915	192	23	308	3,513	28	11	18,302
1987	1,185	14,464	210	56	484	4,405	338	55	21,197
1988	1,245	11,753	518	13	406	3,775	408	35	18,152
1989	656	11,165	82	---	442	5,875	746	26	18,992
1990	706	9,875	86	---	283	6,294	719	37	17,999
1991	776	10,275	165	---	333	6,228	729	34	18,540
1992	799	11,170	110	---	156	6,499	685	108	19,528
1993	799	12,251	84	---	134	4,634	679	438	19,019
1994	589	13,936	5	---	180	7,569	724	1,045	24,049
1995	600	11,991	1	---	170	9,802	965	1,111	24,639
1996	600	6,559	23	---	171	7,328	895	621	16,196
1997	600	6,008	323	---	171	8,056	878	449	16,486

TABLE 2.2.1b. Estimated catches of blue marlin, in numbers of fish, in the eastern Pacific Ocean by purse-seine vessels.

TABLA 2.2.1b. Capturas estimadas de marlín azul, en número de peces, en el Océano Pacífico oriental por buques cerqueros.

	Year--Año							
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Observed catch—Captura observada	328	319	514	625	685	673	1,086	1,182
Estimated catch from trips without observers—Captura estimada de viajes sin observadores	327	143	146	187	207	387	607	
Estimated total catch—Captura total estimada	655	462	660	812	892	1,060	1,693	

TABLE 2.2.2. Angler fishing days (Effort) and billfish catch per fishing day (CPFD) for 1997-1998 for locations with blue marlin identified as the major species in the catch (after Anonymous, 2000a: Table 1).

TABLA 2.2.2. Días de pesca deportiva (Esfuerzo) y captura de peces picudos por día de pesca (CPDP) en 1997-1998 en lugares donde se identificó marlín azul como la especie principal en la captura (de Anónimo, 2000a: Tabla 1).

Location--Lugar	Effort--Esfuerzo		CPFD--CPDP	
	1997	1998	1997	1998
Hawaii, USA	5,410	3,429	0.38	0.29
Japan—Japón	24	75	0.37	0.09
Guam, USA	2	15	1.50	0.13
Papua New Guinea	29	50	0.21	0.04
Marshall Islands—Islas Marshall	83	115	0.29	0.12
Tahiti, French Polynesia—Tahiti, Polinesia Francesa	45	56	0.42	0.57
New Caledonia and Solomon Islands—Nueva Caledonia y Islas Salomón	0	150	0.00	0.44

TABLE 3.1.1a. Growth parameters (from Skillman and Yong, 1976: Table 6) and natural mortality rates (estimated by Boggs (1989) and estimated for this report by the method of Pauly (1980)) for blue marlin. The models are described by Skillman and Yong (1976). Case 1 includes all age groups, Case 2 all age groups with more than two individuals, and Case 3 the same age groups as for Case 2 for males.

TABLA 3.1.1a. Parámetros de crecimiento (de Skillman y Yong, 1976: Tabla 6) y tasas de mortalidad natural (estimadas por Boggs (1989) y estimadas para este informe con el método de Pauly (1980)) para el marlín azul. Los modelos son descritos por Skillman y Yong (1976). El Caso 1 incluye todos los grupos de edad, el Caso 2 todos los grupos de edad con más de dos individuos, y el Caso 3 los mismos grupos de edad que el Caso 2 para machos.

	Sex	Model	Case	L_{∞} (cm)	K (annual)	t_0 (years)	Standard error of estimate	Natural mortality rate	
								Boggs	Pauly
	Sexo	Modelo	Caso	L_{∞} (cm)	K (anual)	t_0 (años)	Error estándar de la estimación	Tasa de mortalidad natural	
								Boggs	Pauly
1	M	1	1	371.1	0.285	0.106	12.7	0.53	0.38
2		2	1	282.3	0.815		18.6		0.81
3		1	2	368.0	0.315	0.390	9.9		0.41
4		2	2	298.8	0.560		15.0		0.63
5	F	1	1	659.1	0.116	-0.161	10.2	0.21	0.18
6		2	1	807.8	0.091		13.8		0.14
7		1	2	626.6	0.123	-0.202	9.1		0.19
8		2	2	540.2	0.175		14.0		0.25
9		1	3	1248.1	0.048	-0.674	4.0		0.08
10		2	3	875.2	0.086		5.2		0.14

TABLE 3.1.1b. Estimated lengths, in centimeters, at age of blue marlin, calculated from the data in Table 3.1.1a.

TABLA 3.1.1b. Tallas estimadas, en centímetros, de marlines azules a distintas edades, calculadas a partir de los datos en la Tabla 3.1.1a.

	Sex-- Sexo	Age in years—Edad en años									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	M	83	155	208	249	279	302	319	332	342	349
2		157	227	258	271	278	280	281	282	282	282
3		64	146	206	250	282	305	322	335	344	350
4		128	201	243	267	281	288	293	295	297	298
5	F	83	146	202	252	297	337	372	403	431	456
6		70	134	193	246	295	340	381	418	452	483
7		86	149	204	253	296	334	368	398	425	448
8		87	160	221	272	315	351	382	407	428	446
9		96	150	202	251	298	342	385	425	464	500
10		72	138	199	255	306	353	396	435	472	505

TABLE 3.1.1c. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for blue marlin. The abbreviations are as follows: EPO, eastern Pacific Ocean; CPO, central Pacific Ocean; EFL, posterior edge of orbit to fork of tail; SFL, anterior tip of bill to fork of tail; GG, gilled and gutted.

TABLA 3.1.1c. Ecuaciones para convertir tallas, en centímetros, a pesos, en kilogramos, para el marlin azul. OPO, Océano Pacífico oriental; CPO, Océano Pacífico central; EFL, borde posterior de la órbita a la furca caudal; SFL, punta anterior del pico a la furca caudal; round = entero; GG, desagallado y e viscerado.

Area	Sample size	Length range (cm)	Type of length measurement	Type of weight measurement	Equations	Reference
Zona	Tamaño muestra	Rango de tallas (cm)	Medida de talla	Medida de peso	Ecuaciones	Referencia
EPO	11	167-270	EFL	round	$w = (5.5565 \times 10^{-6})l^{3.0888}$ $\log w = 3.0888 \log l - 5.2552$	Kume and Joseph, 1969: Table 3
EPO	24	98-234	EFL	GG	$w = (1.0242 \times 10^{-5})l^{2.9749}$ $\log w = 2.9749 \log l - 4.9896$	Kume and Joseph, 1969: Table 3
EPO	57	154-265	EFL	round	$w = (2.0417 \times 10^{-6})l^{3.318}$ $\log w = 3.318 \log l - 5.690$	Wares and Sakagawa, 1974: Table 4
EPO	20	221-347	SFL	round	$w = (2.8642 \times 10^{-8})l^{3.905}$ $\log w = 3.905 \log l - 7.543$	Wares and Sakagawa, 1974: Table 4
CPO	453	135-457	SFL	round	$w = (5.0048 \times 10^{-6})l^{3.0214}$ $\log w = 3.0214 \log l - 5.3006$	Skillman and Yong, 1974: Table 2

TABLE 4.2a. Estimates of the average maximum sustainable yield (AMSY), in metric tons, of blue marlin in the Pacific Ocean, associated standardized fishing effort (AMSY-Effort), in thousands of standardized hooks, and ratios of estimated population biomass to biomass at AMSY (B-ratio). The results are presented for three scenarios of the pre-1971 catch by the Japanese longline fisheries (see text for details), using the Deriso-Schnute model with a growth-in-weight parameter (ρ) = 0.965 and various values of the annual survival rate (S).

TABLA 4.2a. Estimaciones del rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS), en toneladas métricas, de marlín azul en el Océano Pacífico, el esfuerzo de pesca estandarizado asociado (RPMD-Esfuerzo), en miles de anzuelos estandarizados, y razones de biomasa esimada de la población a biomasa en RPMS (razón B). Se presentan los resultados para tres hipótesis de la captura antes de 1971 por la pesquería palangrera joponesa (ver detalles en texto), usando el modelo de Deriso-Schnute con un parámetro de crecimiento en peso (ρ) = 0.965 y varios valores de la tasa de supervivencia anual (S).

Scenario 1: The longline catch increases linearly from 40 to 75 percent of the total catch made by the Japanese fisheries during 1955-1970

Hipótesis 1: La captura palangrera aumenta de forma lineal del 40 al 75% de la captura total de las pesquerías japonesas durante 1955-1970

With process error—Con error de proceso				
S	AMSY— RPMS	AMSY-Effort— RPMS-Esfuerzo	B-ratio— Razón B	Log-likelihood—Logaritmo de la verosimilitud
0.57	18,488	52,500	1.58	159.6
0.65	18,622	55,000	1.60	154.8
0.70	18,823	57,500	1.62	151.6
0.75	19,138	65,000	1.73	148.1
0.80	20,075	77,500	1.87	144.2
0.81	20,479	82,500	1.94	143.7
Without process error—Sin error de proceso				
S	AMSY— RPMS	AMSY-Effort— RPMS-Esfuerzo	B-ratio— Razón B	Log-likelihood—Logaritmo de la verosimilitud
0.57	18,438	42,500	0.97	100.9
0.65	18,813	55,000	1.16	98.8
0.70	20,104	70,000	1.37	98.3
0.75	21,820	85,000	1.54	98.0
0.80	24,540	115,000	1.84	98.1
0.81	25,372	127,500	1.96	98.1

TABLE 4.2a. (continued)
TABLA 4.2a. (continuación)

Scenario 2: The longline catch is a constant proportion of the total catch made by Japanese fisheries during 1955-1970

Hipótesis 2: La captura palengrera es un proporción constante de la captura total de las pesquerías japonesas durante 1955-1970

With process error—Con error de proceso				
<i>S</i>	AMSY— RPMS	AMSY-Effort— RPMS-Esfuerzo	B-ratio— Razón B	Log-likelihood—Logaritmo de la verosimilitud
0.57	18,398	31,000	1.03	164.9
0.65	17,881	31,000	1.03	161.5
0.70	17,563	30,000	1.05	160.1
0.75	17,373	34,000	1.11	149.4
0.80	17,167	40,000	1.21	148.2
0.81	16,964	41,000	1.25	143.9
Without process error—Sin error de proceso				
<i>S</i>	AMSY— RPMS	AMSY-Effort— RPMS-Esfuerzo	B-ratio— Razón B	Log-likelihood—Logaritmo de la verosimilitud
0.57	18,889	29,000	0.72	109.0
0.65	18,514	31,000	0.74	104.4
0.70	18,190	32,000	0.73	100.3
0.75	17,622	38,000	0.82	95.3
0.80	17,723	50,000	1.05	92.7
0.81	17,883	54,000	1.12	92.4

Scenario 3: The longline catch equals the total catch made by the Japanese fisheries during 1955-1970

Hipótesis 3: La captura palengrera equivale la captura total de las pesquerías japonesas durante 1955-1970

With process error—Con error de proceso				
<i>S</i>	AMSY— RPMS	AMSY-Effort— RPMS-Esfuerzo	B-ratio— Razón B	Log-likelihood—Logaritmo de la verosimilitud
0.57	17,572	24,000	0.85	152.2
0.65	19,966	24,000	0.80	144.5
0.70	18,742	25,000	0.79	145.0
0.75	17,478	26,000	0.86	142.2
0.80	16,678	28,000	0.91	138.6
0.81	16,542	29,000	0.94	137.6
Without process error—Sin error de proceso				
<i>S</i>	AMSY— RPMS	AMSY-Effort— RPMS-Esfuerzo	B-ratio— Razón B	Log-likelihood—Logaritmo de la verosimilitud
0.57	19,169	23,250	0.59	99.8
0.65	18,788	24,000	0.58	95.4
0.70	18,259	25,500	0.58	90.6
0.75	17,527	29,250	0.63	84.9
0.80	16,911	37,500	0.82	82.4
0.81	16,907	39,750	0.87	82.3

TABLE 4.2b. Estimates and 95-percent confidence limits of AMSY, AMSY-Effort, and B-ratio for scenarios 1 and 2 (see text and Table 4.2a. for details) for $S = 0.57$ and $S = 0.80$.

TABLA 4.2b. Estimaciones y límites de confianza de 95% de RPMS, RPMS-Esfuerzo, y razón B para hipótesis 1 y 2 (vea texto y la Table 4.2a para detalles) para $S = 0.57$ y $S = 0.80$.

Scenario 1 -- Hipótesis 1				
S	AMSY	AMSY-Effort	B-ratio	Log-likelihood
	RPMS	RPMS-Esfuerzo	Razón B	Logaritmo de la verosimilitud
0.57	18,408	52,500	1.58	159.6
Lower bound	15,210	42,500	1.55	157.1
Upper bound	23,000	80,000	1.91	157.1
0.80	20,202	77,500	1.86	144.3
Lower bound	16,575	52,500	1.53	141.8
Upper bound	28,500	132,500	2.23	141.8
Scenario 2 -- Hipótesis 2				
S	AMSY	AMSY-Effort	B-ratio	Log-likelihood
	RPMS	RPMS-Esfuerzo	Razón B	Logaritmo de la verosimilitud
0.57	18,398	31,000	1.03	164.9
Lower bound	16,825	29,000	1.03	162.4
Upper bound	19,724	34,000	1.06	162.4
0.80	17,167	40,000	1.21	148.2
Lower bound	15,965	35,000	1.10	145.7
Upper bound	18,435	50,000	1.42	145.7

CONDICION DEL MARLIN AZUL EN EL OCEANO PACIFICO

por

Michael G. Hinton

INDICE

1. Resumen ejecutivo	310
2. Datos	310
3. Supuestos y parámetros.....	312
4. Evaluación del stock	313
5. Condición del stock.....	315
6. Direcciones futuras	316
Figuras	290
Tablas.....	303
Referencias.....	317

La mejor información ahora disponible (Sección 3.3) indica que el marlín azul constituye una sola especie a nivel mundial, y que existe un solo stock de la especie en el Océano Pacífico. Por lo tanto, en este informe se presenta la información disponible sobre la especie para todas partes del Océano Pacífico.

1. RESUMEN EJECUTIVO

La mejor información ahora disponible indica que el marlín azul constituye una sola especie a nivel mundial, y que existe un solo stock de la especie en el Océano Pacífico.

El marlín azul es capturado por buques palangreros de muchas naciones que pescan atunes y peces picudos entre aproximadamente 50°N y 50°S. Pesquerías deportivas y varias pesquerías comerciales de superficie capturan cantidades menores.

Pequeñas cantidades de marlines azules han sido marcadas con marcas convencionales, principalmente por pescadores deportivos. Algunos de estos peces han sido recapturados a grandes distancias del punto de liberación. Además, se han marcado marlines azules con marcas acústicas y se han seguido sus actividades durante períodos cortos.

El marlín azul vive generalmente en regiones con temperaturas superficiales del mar (TSM) de más de 24°C, y pasan un 90% del tiempo a profundidades donde la temperatura es de 1° a 2° diferente a la TSM.

Se usó el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso y Schnute, una forma de modelo de producción, para evaluar la condición del stock de marlín azul en el Océano Pacífico. Se usaron datos de las capturas anuales totales estimadas para 1951-1997, en toneladas métricas, y tasas de captura estandarizadas elaboradas de datos de captura y esfuerzo de pesca nominal de la pesquería palangrera japonesa de 1955-1997. Se concluyó que el stock de marlín azul en el Pacífico está en condición sana, con los niveles actuales de biomasa y esfuerzo de pesca cercanos a los necesarios para mantener el rendimiento máximo sostenible.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

2.1.1. Pesquerías palangreras

Buques palangreros de Australia, Chile, China, Estados Federados de Micronesia, Estados Unidos (inclusive sus territorios), Fiji, Indonesia, las Islas Cook, las Islas Salomón, Japón, Filipinas, México, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Papua Nueva Guinea, Polinesia Francesa, la República de Corea, Samoa, Taiwan, Tonga, y Vanuatu pescan atunes y peces picudos en el Océano Pacífico (Sakagawa, 1989;

Ueyanagi *et al.*, 1989; Park *et al.*, 1994; Barbieri *et al.*, 1998; Caton *et al.*, 1998; Holts y Sosa-Nishizaki, 1998; Ito *et al.*, 1998; Uozumi y Uosaki, 1998; Lawson, 1998) entre aproximadamente 50°N y 50°S.

2.1.2. Pesquerías con arpón

Pesquerías con arpón, que capturan varias especies de picudos, inclusive el marlín azul, operan en aguas costeras de Estados Unidos (Coan *et al.*, 1998), Japón (Ueyanagi *et al.*, 1989; Uozumi y Uosaki, 1998) y Taiwan (Sakagawa, 1989). Marlines capturados con arpón no pueden ser descargados legalmente en California.

2.1.3. Pesquerías deportivas

Pesquerías deportivas de picudos tienen lugar relativamente cerca de la costa en varias zonas, notablemente Estados Unidos (Hawaii, California del Sur, y territorios del Pacífico occidental), México, Centroamérica, las Islas de la Sociedad, Nueva Zelanda, y Australia (de Sylva, 1974, Anónimo, 2000a).

2.1.4. Otras pesquerías de superficie

Se observan pocos peces picudos en las capturas de las pesquerías de carnada del Pacífico occidental (Bailey *et al.*, 1996) y del OPO. De vez en cuando son capturados peces picudos, particularmente marlines, por buques cerqueros pescando atunes en el Pacífico occidental (Bailey *et al.*, 1996) y el OPO (Anónimo, 2000b: Tabla 40).

Se capturan también peces picudos, inclusive marlines, en las pesquerías con redes agalleras en el Pacífico occidental (Ueyanagi *et al.*, 1989) y en el OPO frente a México y California. Marlines capturados con artes comerciales no pueden ser descargados legalmente en California.

2.2. Datos de captura y esfuerzo

2.2.1. Pesquerías comerciales

La mayoría de la captura de marlín azul es tomada por pesquerías palangreras que dirigen su esfuerzo principalmente hacia atunes patudo y aleta amarilla. Cantidades menores de la especie son o han sido capturadas por las otras pesquerías descritas en la Sección 2.1. En la Tabla 2.2.1a se presentan datos sobre las capturas comerciales totales de marlín azul en el Océano Pacífico. En la Tabla 2.2.1b se detallan las cantidades anuales estimadas de la especie capturadas con red de cerco en el OPO.

En las Figuras 2.2.1a-d se ilustran las distribuciones del esfuerzo nominal de pesca de buques palangreros de Polinesia Francesa, Japón, la República de Corea, y Taiwan.

2.2.2. Pesquerías deportivas

No hay datos completos disponibles sobre el esfuerzo de pesca deportivo de peces picudos ni las capturas deportivas de marlín azul, pero pescadores que participan en el *International Billfish Angler Survey* proporcionan voluntariamente cierta información (Anónimo, 2000a). En la Tabla 2.2.2 se detallan las pesquerías deportivas en cuya captura el marlín azul es la especie principal, y el esfuerzo y las tasas de captura de peces picudos reportadas.

2.3. Datos de composición por tamaño

2.3.1. Pesquerías palangreras

En la Figura 2.3.1. se presentan datos de frecuencia de talla, en proporciones del número total de peces muestreados, de marlín azul capturado por palangreros japoneses en el Océano Pacífico durante 1970-1997.

2.3.2. Pesquerías cerqueras

En la Figura 2.3.2 se presentan datos de frecuencia de talla, en proporciones del número total de peces muestreados, de marlín azul capturado con red de cerco en el OPO.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El crecimiento del marlín azul en el Océano Pacífico fue estudiado por Skillman y Yong (1976), que usaron datos de frecuencia de talla y dos modelos diferentes para estimar los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy para esta especie. El primer modelo ajusta los datos de tallas de peces de edades supuestas, mientras que no se hacen supuestos sobre la edad al ajustar el segundo. En la Tabla 3.1.1a se presentan sus estimaciones de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, y en la Tabla 3.1.1b las estimaciones de las tallas a edad obtenidas de dichas ecuaciones.

En la Tabla 3.1.1c se presentan datos sobre las relaciones peso-talla de marlín azul.

3.1.2. Reproducción

Nishikawa *et al.* (1985), Hopper (1990), Nakano y Bayliff (1992) y las referencias que citan, y Uosaki y Bayliff (1999) presentan información sobre la reproducción de marlín azul en el Océano Pacífico. Las larvas de marlín azul parecen escasear al este de 140°O, y su abundancia es máxima al oeste de 150°O (Nishikawa *et al.* 1985), aunque esto podría ser un artefacto del muestreo. En la Figura 3.1.2a se presentan índices de gónadas de marlines azules hembra graficados contra su talla. (Shiohama (1969) y Kume y Joseph (1969) consideraron madura a cualquier hembra con un índice de gónadas de 3,1 o más, y Miyabe y Bayliff (1987), Nakano y Bayliff (1992), y Uosaki y Bayliff (1999) siguieron esa convención.)

3.1.3. Desplazamientos

No se ha realizado suficiente marcado de marlines azules para permitir determinar los patrones de sus desplazamientos en el Pacífico, pero se dispone de ciertos datos. La fuente principal de datos sobre los desplazamientos de marlines azules marcados con marcas convencionales es el Programa Internacional de Marcado de Captura Deportiva (*International Game Fish Tagging Program*) (Anónimo, 2000a). La mayoría de las recapturas de peces marcados tuvieron lugar cerca del punto de liberación, aunque se han documentado desplazamientos transoceánicos e interoceánicos (Pacífico al Indico) (Figuras 3.1.3a y 3.1.3b). Se han realizado también estudios de desplazamientos a escala espacial y temporal pequeña, usando marcas acústicas (Holland *et al.*, 1990; Block *et al.*, 1992), y se espera que marcas archivadoras y/o desprendibles proporcionen información valiosa en el futuro. Se han descrito desplazamientos consistentes con los datos limitados provenientes de devoluciones de marcas usando varios indicadores de abundancia relativa (Anraku y Yabuta, 1959; Howard y Ueyanagi, 1965; Hinton y Nakano, 1996).

3.1.4. Mortalidad natural

Boggs (1989) usó el método de Murphy y Sakagawa (1977) y algunas de las estimaciones de parámetros de crecimiento de Skillman y Yong (1976) para calcular estimaciones de la mortalidad natural del marlín azul. Para este informe (Tabla 3.1.1a) se usó el método de Pauly (1980) con las estimaciones de parámetros de crecimiento de Skillman y Yong (1976) y una estimación de la temperatura media de 26°C (ver Sección 3.2) para calcular estimaciones de la mortalidad natural de esta especie.

3.2. Influencias ambientales

Nakamura (1985) dijo que el marlín azul vive en las aguas superficiales y subsuperficiales del océano abierto, con mayor frecuencia en zonas donde la temperatura superficial del mar (TSM) supera los 24°C. Hinton y Nakano (1996: Tabla 1), usando datos de marcado acústico, descubrieron que el marlín azul pasa un 90% del tiempo en aguas con temperaturas entre 1° y 2°C diferentes de la temperatura superficial. Tras examinar datos de TSM y capturas de marlín azul, Anónimo (2000b) incluyó zonas de 5° de latitud por 5° de longitud con TSM medias de 20° o más en análisis para estimar el esfuerzo efectivo de pesca de esta especie.

3.3. Estructura del stock

Datos biológicos (Graves y McDowell, 1995) y de pesca indican que existe un solo stock de marlín azul en el Océano Pacífico.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

4.1. Índices de abundancia

Ueyanagi *et al.* (1989), Suzuki (1989), Skillman (1989), Hinton y Nakano (1996), Uosaki y Bayliff (1999), y Hinton y Uozumi (1999) calcularon índices de abundancia de la población de marlín azul en el Océano Pacífico, o partes del mismo. Los datos de Ueyanagi *et al.* (1989) muestran una variación considerable en las capturas por 100 horas de barco en el Torneo Internacional de Peces Picudos de Hawaii, con una tendencia ascendente desde 1962 hasta 1985. Los datos de Suzuki (1989), Skillman (1989), y Uosaki y Bayliff (1999) muestran una reducción marcada en las capturas por anzuelo nominal para la pesquería palangrera a partir de mediados de la década de los 1950. Usando el método de Hinton y Nakano (1996), dichos autores y Hinton y Uozumi (1999) descubrieron que las tasas estandarizadas de captura de marlín azul disminuyeron desde mediados de los años 1950 hasta mediados de los años 1970, peor que en general aumentaron desde esos últimos años hasta 1997 (Figura 4.1).

4.2. Modelos de evaluación

Se usan tres tipos generales de modelos, con estructura de edades, reproductor-recluta, y de producción, descritos por Anónimo (2000b: 257-272), para evaluar la condición de stocks de peces. Todos requieren que se realicen los análisis con un stock de peces discreto. Tal como se comenta en la Sección 3.3, el marlín azul del Pacífico parece formar un solo stock.

Se concluyó de un análisis de datos de 1952-1975 con el modelo de producción (Yuen y Miyake, 1980) que la explotación del marlín azul en el Pacífico era excesiva, y que el esfuerzo de pesca en 1975 era aproximadamente el doble del nivel necesario para mantener el stock al nivel que produciría el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS). Un análisis posterior (Suzuki, 1989) basado en datos de 1952-1985, indicó, por contraste con el informe anterior, que no era posible determinar la condición del stock con respecto a un nivel arbitrario, tal como el RPMS. Concluyó, sin embargo, que ya que las tasas nominales de captura siguieron disminuyendo durante 1975-1985, un aumento en el esfuerzo más allá de los niveles anteriores “no sería favorable para el stock de marlín azul.”

Los datos necesarios para estimar la condición de una especie de pez con respecto a los efectos de la pesca deberían abarcar varias generaciones. En el caso del marlín azul, especie de vida relativamente larga, se deberían reunir los datos a lo largo de décadas. Esto introduce complicaciones en la evaluación de stocks porque las pesquerías de las que se consiguen los datos cambian a medida que los pescadores cambian sus buques, aparejo, y estrategias de pesca para procurar aumentar al máximo el valor neto de sus capturas.

Los blancos principales de las pesquerías palangreras son los atunes patudo y aleta amarilla, particularmente el primero. Durante los años 1970 se introdujeron palangres profundos, posiblemente más eficaces para el patudo, en el Pacífico occidental ecuatorial, y para 1980 eran el arte palangrero predominante en todo el Océano Pacífico ecuatorial (Miyabe y Bayliff, 1987: 17-20). El marlín azul pasa la mayoría del tiempo cerca de la superficie en aguas con temperaturas de 1° a 2°C diferentes a la temperatura en la superficie local (Sección 3.2). El uso de palangres profundos resulta en un número de anzuelos relativamente menor en la parte más cálida de la columna de agua cerca de la superficie donde se encuentra el marlín azul.

Se usaron datos de las pesquerías japonesas de alta mar y aguas lejanas para crear series de esfuerzo de pesca nominal y estandarizado para 1955-1997. Se tabularon los datos por año, bimestre dentro de año, y zonas de 5° por 5°. No se usaron los datos de estratos de año-bimestre-zona de 5° con menos de 20.000 anzuelos de esfuerzo de pesca nominal. Además, ya que la pesquería palangrera está

más ampliamente distribuida que el marlín azul, es importante excluir datos de esfuerzo de pesca de afuera de la zona de distribución de la especie, y por lo tanto se restringieron las zonas incluidas en los análisis con base en las TSM medias (Sección 3.2). Se calcularon estimaciones anuales del esfuerzo de pesca efectivo total a partir de datos de esfuerzo nominal con el método descrito por Hinton y Nakano (1996).

Se dispone de estimaciones de las capturas anuales de marlines azules por las pesquerías palangreras japonesas de alta mar y de aguas lejanas durante 1971-1997 en toneladas métricas, pero para el período de 1955-1970 solamente en número de peces. Se estimaron las tasas de captura estandarizadas para estas dos pesquerías para 1971-1997, en peso de pescado capturado por anzuelo, dividiendo las capturas por el esfuerzo estandarizado. Entonces se dividieron las capturas totales (todas pesquerías de todas naciones) por las tasas de captura estandarizadas de los buques japoneses para obtener estimaciones del esfuerzo total estandarizado. Fue necesario examinar varias relaciones posibles entre las capturas de las pesquerías japonesas de alta mar y de aguas lejanas y las de todas las pesquerías japonesas para estimar el esfuerzo de pesca estandarizado para el período de 1955-1970. Se consideraron tres hipótesis para la relación entre el peso de las capturas de estas pesquerías palangreras y el peso total de las capturas de marlín azul por las pesquerías japonesas al modelar las tasas de captura para el período de 1955-1970. Se consideraron tres hipótesis para la relación entre el peso de las capturas de estas pesquerías palangreras y el peso total de las capturas de marlín azul por las pesquerías japonesas al modelar las tasas de captura del período de 1955-1970. Cabe destacar que para 1955 las pesquerías palangreras de Japón estaban ampliamente distribuidas por el Pacífico occidental y central, y para 1961 alcanzaban hasta 84°O en el Océano Pacífico oriental (Suda y Schaefer, 1965: Figura 1). Durante el período de 1971-1997 no hubo ninguna tendencia significativa en la relación entre las capturas de las pesquerías palangreras de alta mar y de aguas lejanas y las de todas las pesquerías japonesas, con las capturas de las primeras en promedio un 75 a 80% de las últimas. Para la primera hipótesis se supuso por tanto que el porcentaje de la captura total japonesa tomada por estas dos pesquerías aumentó de forma lineal de 40% de la captura total en 1955 a 75% de la captura total en 1970. En la segunda hipótesis se supuso que el porcentaje de la captura total japonesa tomada por las dos pesquerías permaneció constante durante el período de 1955-1970. En la tercera hipótesis, que establece el límite inferior para el esfuerzo estandarizado total durante el período, se supuso que las pesquerías palangreras de alta mar y de aguas lejanas fueron responsables de toda la captura de las pesquerías japonesas durante 1955-1970. En cada una de las hipótesis el esfuerzo estandarizado total y las tasas de captura del período de 1971-1997 se basaban en el peso conocido de las capturas de las pesquerías palangreras.

Se usó el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso y Schnute (Quinn y Deriso, 1999: 212-218), una forma de modelo de producción, con los datos de captura total para 1951-1997 y el esfuerzo anual total estimado para 1955-1997, desarrollados de los datos de captura total y las tasas de captura obtenidos con las tres hipótesis arriba descritas. El marlín azul muestra un dimorfismo sexual marcado, y se cree que las tasas de mortalidad natural son distintas para machos y hembras (Boggs, 1989). Ya que no hay datos disponibles sobre las capturas por sexo, se estimó el parámetro de crecimiento en peso (ρ) del modelo de Deriso y Schnute para machos y hembras mediante aproximaciones lineales a pesos por edad obtenidos con estimaciones de talla por edad (Skillman y Yong, 1976) y una relación peso-talla para el Pacífico central (Tabla 3.1.1c). ρ varió de 0,95 para machos a 0,99 para hembras, y se usaron valores en ese rango al ajustar el modelo. Se ajustó el modelo también a un rango de tasas de supervivencia natural esperada ($S = 0,57-0,81$; Boggs, 1989).

En la Tabla 4.2a se presentan resultados representativos obtenidos del modelo de Deriso y Schnute, con y sin error de proceso, el error que resulta de modelar procesos biológicos como crecimiento y supervivencia en el modelo, y en la Tabla 4.2b estimaciones y límites de confianza de 95% del RPMS, RPMS-esfuerzo, y cociente B.

4.3. Sensibilidad a supuestos

Se puede ver en la Tabla 4.2a que los resultados del RPMS y el esfuerzo efectivo asociado, y el cociente de biomasa actual a biomasa esperada en el RPMS, son sensibles a las tasas de supervivencia natural usadas en los cálculos. Son asimismo sensibles a la hipótesis usada para estimar la relación entre las capturas de las pesquerías palangreras de alta mar y de aguas lejanas y las de todas las pesquerías japonesas (Sección 4.2). Sin embargo, los resultados no son sensibles a valores de ρ en el rango de 0,93 a 1,0, y se usó un valor de $\rho = 0,965$ en los análisis finales.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

En 1951-1952 la captura anual de marlín azul en el Océano Pacífico fue aproximadamente 11.000 toneladas. A medida que crecieron las pesquerías de atunes en los años subsiguientes, las capturas de marlín azul se incrementaron con rapidez, alcanzando unas 23.000 toneladas en 1956-1957 y 38.000 toneladas en 1962-1963. Este período de aumento rápido fue seguido por un período de disminución rápida, a unas 11.000 toneladas en 1971. Durante 1951-1971 la configuración de los palangres permaneció relativamente igual, pescando a lo que ahora se considera relativamente poca profundidad. A partir de la década de los 70, los buques japoneses comenzaron a usar palangres en los que muchos de los anzuelos pescaban a mayor profundidad en la columna de agua, fuera del hábitat del marlín azul. Durante 1971-1975 la captura anual media de marlín azul fue alrededor de 12.300 toneladas. Posteriormente las capturas comenzaron a aumentar lentamente, alcanzando unas 19.000 toneladas en 1980, y un promedio de unas 18.400 toneladas anuales durante la década de los 80. Bajo la hipótesis 1, considerada la más representativa de los cambios en la distribución de la captura total en la pesquería durante 1955-1970, el esfuerzo estandarizado anual total fue en promedio unos 41 millones de anzuelos estandarizados durante 1955-1956. Para 1959 había alcanzado unos 60 millones de anzuelos estandarizados, y durante 1959-1963 fue en promedio unos 61 millones anuales. Durante 1964-1969 el esfuerzo estandarizado anual medio disminuyó a unos 49 millones de anzuelos estandarizados, un 18% más que durante 1955-1956. El esfuerzo estandarizado anual durante los años 70 y 80 fue en promedio unos 44 y 37 millones de anzuelos estandarizados, respectivamente.

Durante los cinco últimos años la captura total media de marlín azul ha sido unas 21.000 toneladas (rango: 17.300 a 24.000), y el esfuerzo anual medio unos 30.2 millones de anzuelos estandarizados (rango: 22,5 a 38,5 millones). Los promedios de las estimaciones del RPMS del ajuste del modelo completo variaron de unas 17.400 toneladas en el caso de la hipótesis 2 a 19.100 toneladas en el caso de la hipótesis 1, con esfuerzo de RPMS de unos 34,5 a 65,0 millones de anzuelos estandarizados, respectivamente. La razón de la biomasa de 1997 estimada a la biomasa esperada a RPMS del ajuste del modelo completo con error de proceso varió entre 1,0 y 1,3 para la hipótesis 2 y entre 1,6 y 1,9 para la hipótesis 1.

Por último, en el caso de la hipótesis 3, que establece el límite inferior para el esfuerzo estandarizado total durante 1955-1970, el RPMS estimado del ajuste del modelo con y sin error de proceso fue de unas 18.000 toneladas con esfuerzo de RPMS entre unos 26 y 30 millones de anzuelos estandarizados. La razón de la biomasa de 1997 estimada a la biomasa esperada a RPMS fue entre 0,7 y 0,8. Se incluye esta hipótesis no como alternativa verosímil, sino como límite inferior de lo que sería el caso si las pesquerías de alta mar y de aguas lejanas respondieran de un mayor porcentaje de la captura total de lo que se considera razonable.

En la Tabla 4.3 se presentan las estimaciones y límites de confianza de 95% del RPMS y el esfuerzo efectivo asociado, y de los cocientes de biomasa, para los hipótesis 1 y 2. Se obtuvieron estos límites condicionando la función de verosimilitud en el RPMS. El ajuste de los resultados obtenidos bajo la hipótesis 2 fue significativamente mejor que aquél obtenido bajo la hipótesis 1 en ambos niveles de S (para cada nivel, $\chi^2(1), p = 0,02$).

Con base en estos análisis, se considera que el stock de marlín azul en el Pacífico está en buena condición, con los niveles actuales de biomasa y esfuerzo de pesca cerca de los necesarios para sostener el RPMS.

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

Se debería actualizar estos análisis a medida que se obtengan más datos.

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 2000a. 1999 billfish newsletter. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fisheries Science Center: 12 pp.
- Anonymous. 2000b. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.
- Anraku, Noburu, and Yoichi Yabuta. 1959. Seasonal migration of [blue] marlin. Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 10: 63-71.
- Bailey, Kevin, Peter G. Williams, and David Itano. 1996. By-catch and discards in western Pacific tuna fisheries: A review of SPC data holdings and literature. South Pacif. Comm., Tech. Rep., 34.
- Barbieri, María Angela, Cristian Canales, Victor Correa, Miguel Donoso, Antonio González Casanga, Bernardo Leiva, Alejandra Montiel, and Eleuterio Yáñez. 1998. Development and present state of the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in Chile. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 1-10.
- Block, B. A., D. T. Booth, and F. G. Carey. 1992. Depth and temperature of the blue marlin, *Makaira nigricans*, observed by acoustic telemetry. Mar. Biol., 114 (2): 175-183.
- Boggs, Christofer H. 1989. Vital rate statistics for billfish stock assessment. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 225-233.
- Caton, Albert, Cathy Colgan, Phil Sahlqvist, Peter Ward, Cesar Ramirez, and Martin Scott. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, and the fisheries for tunas and billfishes in the Australia fishing zone. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 11-35.
- Coan, Atilio, L., Jr., Marija Vojkovich, and Doug Prescott. 1998. The California harpoon fishery for swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 37-49.
- Graves, John E., and Jan R. McDowell. 1995. Inter-ocean genetic divergence of istiophorid billfishes. Mar. Biol. 122 (2):193-203.
- Hinton, Michael G., and Hideki Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (4): 169-200.
- Hinton, Michael G., and Yuji Uozumi. 1999. Assessment of blue marlin in the Pacific Ocean. Unpublished manuscript, 5 pp.
- Holland, Kim, Richard Brill, and Randolph K. C. Chang. 1990. Horizontal and vertical movements of Pacific blue marlin captured and released using sportfishing gear. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 88 (2) 397-402.
- Holts, David, and Oscar Sosa-Nishizaki. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, fisheries of the eastern North Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 65-76.
- Hopper, Carol N. 1990. Patterns of blue marlin reproduction in Hawaiian waters. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 2: Research and Management in the 90s and Beyond, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 29-39.
- Howard, John K., and Shoji Ueyanagi. 1965. Distribution and relative abundance of billfishes (Istiophoridae) of the Pacific Ocean. Univ. Miami, Inst. Mar. Sci., Studies in Tropical Oceanography, 2; 134 pp.

- Ito, Russell, Y., Robert A. Dollar, and Kurt E. Kawamoto. 1998. The Hawaii-based longline fishery for swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 77-88.
- Kume, Susumu, and James Joseph. 1969. Size composition and sexual maturity of billfishes caught by the Japanese longline fishery in the eastern Pacific Ocean east of 130°W. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 2: 115-162.
- Lawson, T.A. 1998. Tuna fishery yearbook, 1997. Secretariat of the Pacific Community, Oceanic Fisheries Programme, Noumea, New Caledonia. 132 pp.
- Miyabe, Naozumi, and William H. Bayliff. 1987. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1971-1980. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 19 (1): 1-163.
- Murphy, T. C., and G. T. Sakagawa. 1977. A review and evaluation of natural mortality rates of tunas. Inter. Comm. Cons. Atlan. Tunas, Coll. Vol. Sci. Pap., 6 (1): 117-123.
- Nakamura, Izumi. 1985. Billfishes of the world. FAO Fish. Synop., 125 (5): iv, 65 pp.
- Nakano, Hideki, and William H. Bayliff. 1992. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1981-1987. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (5): 183-355.
- Nishikawa, Yasuo, Misao Honma, Shoji Ueyanagi, and Shoji Kikawa. 1985. Average distribution of larvae of scombroid fishes, 1956-1981. Far Seas Fish. Res. Lab., S Series: 12: 99 pp.
- Park, Yeong Chull, Wan Seok Yang, and Tae Ik Kim. 1994. Status of Koeran longline and purse-seine fisheries in the Pacific Ocean. FAO, Fish. Tech. Pap., 336 (2) 153-162.
- Pauly, Daniel. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish. Cons. Inter. Explor. Mer, Jour., 39 (2): 175-192.
- Quinn, Terrance J., II, and Richard B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York: xv, 542 pp.
- Sakagawa, Gary T. 1989. Trends in fisheries for swordfish in the Pacific Ocean. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 61-79.
- Shiohama, Toshio. 1969. A note on the marlins caught by the tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean east of 130°W. Far Seas Fish. Res. Lab., Bull., 1: 5-34.
- Skillman, Robert A. 1989. Status of Pacific billfish stocks. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 179-195.
- Skillman, Robert A., and Marian Y. Y. Yong. 1974. Length-weight relationships for six species of billfishes in the central Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-675 (2): 126-137.
- Skillman, Robert A., and Marian Y. Y. Yong. 1976. von Bertalanffy growth curves for striped marlin, *Tetrapturus audax*, and blue marlin, *Makaira nigricans*, in the central North Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 74 (3): 553-566.
- Suda, Akira, and Milner B. Schaefer. 1965. General review of the Japanese long-line fishery in the eastern tropical Pacific, 1956-1962. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 9 (6): 305-462.
- Suzuki, Ziro. 1989. Catch and fishing effort relationships for striped marlin, blue marlin, and black marlin in the Pacific Ocean, 1952 to 1985. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second Interna-

- tional Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 165-177.
- de Sylva, Donald P. 1974. A review of the world sport fishery for billfishes (Istiophoridae and Xiphiidae). U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-675 (2): 12-33.
- Ueyanagi, Shoji, Richard S. Shomura, Yoh Watanabe, and James L. Squire. 1989. Trends in the fisheries for billfishes in the Pacific. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 31-45.
- Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.
- Uozumi, Yuji, and Koji Uosaki. 1998. Review of the Japanese swordfish, *Xiphias gladius*, fisheries in the Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 133-146.
- Wares, Paul G., and Gary T. Sakagawa. 1974. Some morphometrics of billfishes from the eastern Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-675 (2): 107-120.
- Yuen, Heeny S. H., and Peter M. Miyake (rapporteurs). 1980. Blue marlin, *Makaira nigricans*. In Shomura, Richard S. (editor). 1980. Summary report of the billfish stock assessment workshop Pacific resources. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA-TM-NMFS-SWFC-5: 13-19.

**PRODUCTION MODEL ANALYSIS OF YELLOWFIN TUNA IN THE
EASTERN PACIFIC OCEAN**

by

Patrick K. Tomlinson

CONTENTS

Introduction..... 320
The model and data..... 321
Results..... 324
Discussion..... 325
Figures 326
Tables..... 329
References..... 340

INTRODUCTION

When a stock of fish has not been exposed recently to a fishery it is at the maximum size that the environment permits. Lack of food, lack of suitable living space, presence of predators, *etc.*, prevent the stock from growing beyond that maximum. When, over the long run, gains to the stock by recruitment and growth are balanced by losses due to natural mortality the stock is said to be in equilibrium. There may be years of especially favorable environmental conditions, when the stock is greater than average, and years of especially poor environmental conditions, when the stock is less than average, but these can often be ignored when looking at long-term trends. One model that has been used to represent this type of system is called the production model or surplus production model. It has been studied and described by Schaefer (1954 and 1957) and Pella and Tomlinson (1969).

If one or more fishing boats began to fish on a stock the catch per unit of effort (CPUE) (catch per day of searching, for example), which is assumed to be proportional to the size of the stock, would initially be relatively high, as the stock would be at its maximum. The gains to the stock would still be due to recruitment and growth, but the losses to the stock would be due not only to natural mortality, but also to fishing mortality. Thus the stock would be reduced. In response to the reduction in stock the rates of recruitment, growth, and/or natural mortality would change, the gains from the first two exceeding the losses from the third. If the boats stopped fishing this net gain would cause the stock to increase gradually to its original size. As the stock approached that size the rates of recruitment, growth, and/or natural mortality would gradually approach their previous levels until they were the same as before the fishery began. The stock would thus be restored to equilibrium at its maximum size. If the boats continued to fish at the same rate, however, the stock would eventually come into equilibrium with different rates of recruitment, growth, and/or natural mortality and a stock size which was less than the original stock size. The CPUE would still be proportional to the stock size. If there were only a few boats the stock size would be only slightly reduced and the CPUE would be relatively high, but if there were many boats the stock would be considerably reduced and the CPUE would be much lower.

The total catch would be the product of the CPUE and the total effort. If the fishing effort were relatively low modest increases in effort would more than offset the corresponding decreases in CPUE, resulting in greater catches, but at greater levels of effort such would not be the case. At some intermediate level of effort the product would be at its maximum. If the objective of management is to obtain the average maximum sustainable yield (AMSY) of fish the fishing effort should be maintained at that level. If the object is maximum profit the effort should be somewhat less (assuming that the price remains constant), and if the object is maximum employment of fishermen the effort should be somewhat greater. If the effort is less than whatever optimum is selected, the stock is said to be underfished, and if the effort is

greater than that optimum, the stock is said to be overfished. The objective of the IATTC is to maintain the stock at levels capable of producing the AMSYs.

It is easiest to consider the interrelationships of effort, catch, and CPUE for equilibrium conditions, but it must be recognized that such conditions rarely exist. For example, if the stock is at equilibrium near its maximum and the effort is suddenly increased the CPUE will gradually decrease for a period before a new equilibrium point with a lesser CPUE is reached. The catches will be greater during the period of transition than at the new point of equilibrium. Likewise, if the stock is at equilibrium at a low level, due to excessive effort, and the effort is suddenly decreased the CPUE will gradually increase for a period before a new equilibrium point is reached with a greater CPUE. The catches will be less during the period of transition than at the new point of equilibrium.

It is appropriate at this point to examine the applicability and usefulness of production models for the yellowfin resource of the eastern Pacific Ocean (EPO). The previous discussion has dealt with "a stock of fish." None of the stock assessment models would be applicable to the EPO stock unless there is little or no exchange of yellowfin between the EPO and the regions to the west of it. Prior to 1990 production modeling was done only for the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA; Figure 1), but, as mentioned by Anonymous (1990: page 48), the staff has decided to carry out analyses based on the assumption that the catches made in the EPO (east of 150°W) come from a single stock. This stock may be a complex mixture with respect to spawning fidelity, but it is assumed that all segments of the stock have the same rates of recruitment, growth, and mortality.

The applicability of production models can be assessed only if (1) there are catch and effort or catch and CPUE data available for a wide range of levels of fishing effort, preferably including periods of both underfishing and overfishing, and (2) the perturbations caused by fluctuations in environmental conditions are not so great as to mask the changes in apparent abundance caused by fluctuations in fishing effort. It will be seen below that data from the EPO are available for a wide range of levels of fishing effort over a long period of time. The effects of environmental conditions have been studied and reviewed in IATTC Annual Reports for previous years. These effects usually balance out over fairly short periods of time, although there is some evidence, which will be discussed later, that the productivity of yellowfin in the EPO has increased in recent years.

THE MODEL AND DATA

The IATTC staff maintains a system of collecting unloading reports for vessels that fish in the EPO, which provide data on the surface catches of tunas, and also abstracts information on catches and effort from the vessel bridge logs, which provides data on where, when, and how these catches were made. It also collects similar statistics from countries whose vessels fish in the EPO but unload their fish in ports where the IATTC does not have offices. Nearly all of the longline catches are in this latter category. The catch data for 1968-1999 are summarized in Table 1. The various data sets can be combined to provide estimates of the total yellowfin catch during each quarter of each year. There was a major shift in the fishing methods starting in 1959, and a substantial increase in the fishing area starting in 1967. For these two reasons, only annual and quarterly catch data for all gears combined for 1968 to 1999 (Table 2) are utilized in this report.

As mentioned above, it is assumed that the CPUE is proportional to the size of the stock. Studies have shown that the CPUE of purse-seine vessels with carrying capacities greater than 363 metric tons (Class-6 PS) satisfies this assumption reasonably well. Using the bridge logs, the catch per day of fishing (CPDF) for Class-6 PS was estimated for each quarter of the 1968-1999 period (Table 3). The quarterly CPDF values are the ratios of quarterly total logged catch of Class-6 PS to the quarterly total logged days of fishing. During some quarters the fishery was regulated, so CPDF data for those quarters were not used in fitting the model. The CPDF values shown in Table 1 were obtained from the total of all usable unregulated Class-6 PS trips within the year. Since the data in Tables 2 and 4 were expanded to the estimated total catch and effort by quarter, and then summed over the year to compute the annual CPDFs in

Table 3, the annual CPDFs in Table 1 differ slightly from those in Table 3. Also, when the CPDF for a quarter was considered to be an unreliable measure of abundance, due to regulations, the effort in Table 4 was estimated with the model. Other time periods, such as months, could have been used, but quarters appear to be adequate for the yellowfin data.

Therefore, there are 32 years of quarterly data, or 128 catch intervals. To clarify the discussion, let

- $ny = 32 =$ number of years of catch data;
- $nq = 4 =$ number of quarters in a year;
- $i = 1, 2, 3, \dots ny;$
- $j = 1, 2, \dots nq;$
- $C_i =$ total annual catch for all gears combined (Table 2) in year i ;
- $C_{ij} =$ total quarterly catch for all gears combined (Table 2) in year i , quarter j ;
- $c_{ij} =$ total logged catch for Class-6 PS in year i , quarter j ;
- $d_{ij} =$ total logged days of fishing for Class-6 PS in year i , quarter j ;
- $u_{ij} = c_{ij} \div d_{ij} =$ CPDF for Class-6 PS (Table 3) in year i , quarter j ;
- $D_{ij} = C_{ij} \div u_{ij} =$ total standardized days fishing (Table 4) in year i , quarter j ;
- $t = 0.25$ of a year = length of each quarterly catch interval.

The production model used to represent the yellowfin fishery of the EPO is given by the differential equation

$$dP_t/dt = KP_t^m (P_{max}^{1-m} - P_t^{1-m}) - dC_t/dt \dots \dots \dots (1)$$

where

- $P_t =$ population size at time t ;
- $P_{max} =$ maximum population size possible (a parameter in the model);
- $K =$ parameter relating to how fast a population grows toward the maximum;
- $m =$ parameter that determines the shape of the growth curve;
- $dP_t/dt =$ growth rate per unit of time at a population size of P_t ;
- $dC_t/dt =$ catch rate per unit of time at time t (population size P_t).

Equation 1 cannot be used to estimate the unknown parameters, since the catch rate, dC_t/dt , cannot be measured. However, an approximation to dC_t/dt can be made by creating catch intervals that are very short in time. The new equation, which approximates Equation 1 sufficiently closely if the catch interval is short enough, is

$$\Delta P_t/\Delta t = KP_t^m (P_{max}^{1-m} - P_t^{1-m}) - \Delta C_t/\Delta t \dots \dots \dots (2)$$

$\Delta C_t = \Delta C_{ij} = C_{ij} \div W =$ a small fraction of the quarterly catch in year i , quarter j ;

$\Delta t = t \div W =$ some small fraction of time in year i , quarter j .

where $W =$ some divisor, such as 10, 50, or 100 (the analyses presented in this document used $W = 10$ for 1968 through 1999).

If $l = 1, 2, 3, \dots (32)(4)(W) =$ subinterval index, then $P_l =$ the population size at the beginning of the l th subinterval, ΔC_l the catch during the l th subinterval, and P_f is the population size at the end of 1999 [$f = (128)(W) + 1$]. Rewriting Equation 2 in terms of the index l , the equations for estimating the change in size and the new size are

$$\Delta P_l = [KP_l^m (P_{max}^{1-m} - P_l^{1-m}) - \Delta C_l/\Delta t] \Delta t \dots \dots \dots (3)$$

$$P_{l+1} = P_l + \Delta P_l, l = 1, 2, 3, \dots (128)(W) + 1 \dots \dots \dots (4)$$

If the value of P_1 (population size at the beginning of 1968), and also the parameters K , m , and P_{max} , were known, then all the other P_l values could be calculated with Equations 3 and 4. However, these parameter values will not be known. If guesses are made for each parameter, including P_1 , and Equations 3 and 4 are applied, the time series of values of P_l could be compared to the u_{ij} (remembering that one of the assumptions is that u_{ij} is proportional to P_{ij}). If one more parameter (q) is introduced, the average population size during each quarter is calculated as follows:

$$v = (i - 1)(4W) + (j - 1)(W) + 1 = \text{value of } l \text{ in year } i, \text{ at the beginning of quarter } j;$$

$$z = v + W = \text{value of } l \text{ in year } i, \text{ at the end of quarter } j.$$

$$\bar{P}_{ij} = \sum_v^z P_l \div (W + 1) \dots \dots \dots (5)$$

Then let

$$q = \text{probability that any given unit of effort will catch any given unit of } P;$$

$$\hat{u}_{ij} = (q)(\bar{P}_{ij}) = \text{expected CPDF during year } i, \text{ quarter } j \dots \dots \dots (6)$$

$$\hat{D}_{ij} = C_{ij} \div \hat{u}_{ij} = \text{expected number of days of fishing during year } i, \text{ quarter } j \dots \dots (7)$$

The criterion for deciding which set of guesses of the parameters to use is the minimum sum of squares between the estimated effort (D_{ij}) and the expected effort (\hat{D}_{ij}) squared. That is,

$$S = \sum_{i=1}^{ny} \sum_{j=1}^{nq} (D_{ij} - \hat{D}_{ij})^2 = \text{minimum} \dots \dots \dots (8)$$

As mentioned earlier, there are quarters in which the D_{ij} are not reliable. In those cases, the D_{ij} were set equal to the \hat{D}_{ij} , which means they did not contribute to S .

Such a procedure of trial and error would not be possible without a fast computer and a good searching technique. The IATTC staff uses GENP, a FORTRAN program, to do the searching. Pella and Tomlinson (1969) list a FORTRAN program that uses a different criterion for fitting, but there is a sub-routine in that program called MIN that is the same as the routine used in GENP to find a minimum on a surface (S for different sets of guesses forms a surface of four dimensions, one for each of the parameters K , q , m , and P_{max}). In practice, it can be very difficult to estimate the parameter m . Studies of age-structured data have provided an independent estimate of the shape of the production curve (equilibrium catch plotted against number of days of fishing) and the value of $m = 0.8$ was chosen so that the production curve for the fitted model would have the same shape as the one from the age-structured analysis (Anonymous, 2000). (The value for $m = 0.8$ is not the same as the value of $M = 0.8$ which the IATTC staff uses as the natural mortality rate for yellowfin tuna.)

Since the management goal is to achieve the AMSY, and this is equivalent to keeping the effort (number of Class-6 PS days) at some optimum level, it is essential to have equations for obtaining these values from the four parameters given in Equations 1 and 5. The assumptions for the production model imply that the catch can always be kept at a particular value (equilibrium catch) if the effort is kept constant (equilibrium effort). When the equilibrium effort is low, the equilibrium catch will be low. If the equilibrium effort is increased, the catch will increase to some point and then begin to decline. If these equilibrium catches are plotted on the y-axis against the equilibrium efforts on the x-axis, a simple dome-shaped curve will result. The highest point on the dome corresponds to the AMSY and the optimum effort. The equations, in terms of the four estimated parameters, and $D_e =$ equilibrium effort, are

$$C_e = q D_e P_{max} [K \div (q D_e + K)]^x, \text{ where } x = 1 \div (1 - m) \dots\dots\dots(9)$$

$$D_{opt} = K (1 - m) \div (m q) = \text{optimum number of days (Class-6) fishing} \dots\dots\dots(10)$$

When $D = D_{opt}$ then C_e is C_{max} (the AMSY). Also, the population size will be in equilibrium if D is in equilibrium, in which case the equation is

$$P_e = P_{max} [K \div (q D_e + K)]^x = \text{population in equilibrium at } D_e \dots\dots\dots(11)$$

When there is no fishing ($dC/dt = 0$), and the growth of the population can be calculated by integrating Equation 1. The result is

$$P_t = [P_{max}^{1-m} - (P_{max}^{1-m} - P_l^{1-m}) e^{-K(1-m)t}]^x \dots\dots\dots(12)$$

where P_l = the population size at the beginning, $x = 1 \div (1 - m)$, and t = elapsed time. This is useful for calculating the change in population size from the beginning of an interval with no catch (closed season) to the beginning of the next interval with catch, without using Equations 3 and 4.

RESULTS

A symmetrical production model ($m = 2.0$) was first applied by Schaefer (1957) with catch, effort, and baitboat CPUE data for the 1934-1955 period, which included a wide range of effort on the underfishing side of the curve. Those data indicated that, for the stock being fished, within the levels of fishing effort for which information was available, the model was useful in predicting the relationship between catch and effort. In 1960 and 1961, for the first time, the effort was greater than the predicted optimum, and in the ensuing years CPUEs and catches were lower, which gave further indication that the model was applicable. The parameters were re-estimated in 1969, using the data for 1934-1967, Class-4 baitboat CPDF, and $m = 1.3, 1.4,$ and 2.0 (Pella and Tomlinson, 1969), and then in 1970 the model was first fitted using Class-3 PS CPDF (Anonymous, 1970). The IATTC staff continued to use Class-3 PS CPDF until 1976, when Class-6 PS CPDF was compared to Class-3 PS (Anonymous, 1976), and since then Class-6 PS CPDF has been used. A variety of values for m have been utilized in different years, with $m = 2.0$ and $m = 0.8$ being compared since 1982 (Anonymous, 1982). CPDF for Class-3 PS was not used after 1982.

The CPDFs for Class-6 PS shown in Table 3 and Figure 2 indicate that the abundance of yellowfin in 1986 was the greatest for any year of the 1968-1999 period. The increase during the mid-1980s was expected, due to the low catches in 1982, 1983, and 1984 that permitted the stock to increase. The decline from 1986 to 1998 was probably due to increasing fishing effort and greater dependence of the fishery on small fish. The CPDFs for 1985-1999 have been even greater than what would have been expected (Figure 2) from the results (Table 5) of an analysis based on data for the earlier period (1968-1983), however. Therefore, new parameters were calculated for the later period (1983-1999). The difference between the two periods was probably caused by (1) above-average recruitment and (2) an increase in fishing on schools of yellowfin associated with dolphins, resulting in larger fish in the catch, which increased the yield per recruitment (YPR).

The following table was calculated for the 63rd meeting of the IATTC, which took place in June 1999, from analyses of age-structured data. These numbers may no longer be the best estimates, but they are indicative of why the parameters estimated by the production model did not remain constant.

Period	Average re- cruitment in millions of fish	Average weight in kilograms	Average YPR in kilograms	Potential catch (EPO) in thousands of metric tons	Average catch (EPO) in thousands of metric tons
1967-1975	66	11.1	2.5	165	167
1976-1984	76	6.9	2.4	182	179
1985-1998	92	11.4	3.0	276	271

The lesser average YPR during the 1976-1984 period, as compared to that of 1967-1975, was offset by greater average recruitment, and the potential catch remained about the same. During the 1985-1998 period, however, both the average YPR and the average recruitment were greater than in previous years, resulting in increased stock production. Since the average catches during the first two periods were roughly the same, fitting the production model to the catch and effort data for 1968-1983 can be accomplished without difficulty. As both the recruitment and the YPR increased during the last period, however, it has become impossible to explain the relationship between catch and effort by assuming that the stock parameters (Table 5) for the late period remained unchanged relative to the early period.

In Figure 2, the observed CPDFs are compared to the expected CPDFs computed from the model, using $m = 0.8$ and fitting the data for the two different time periods. It can be seen that they have corresponded fairly well, on average, over most of the years shown, except where the expected values for the early period are extended to 1987. In specific years there are wide divergences, but since the production model is essentially a regression model that assumes average conditions it will not reflect the effects of large, short-term changes in growth rates.

Based on the estimation for the late period, the current level of about 26 thousand Class-6 PS days exceeds that which will produce the AMSY, which is closer to 20 thousand days. The catch and effort data for 1987 to 1999 contain very little variation, with the effort averaging 22 thousand days and catch averaging 276 thousand metric tons. These numbers are both close to the optimum, but with so little range in the level of effort it is certain that the parameter estimates are not very precise.

DISCUSSION

A great deal of caution should be exercised when it comes to using a production model for interpreting the relationship between current effort and the stock's potential for sustaining a certain catch. Yellowfin are highly segregated into groups that are not randomly distributed over the range of the stock. First, they are schooling fish that have demonstrated a tendency to school by size (or age) and the areal distributions of the schools of fish of different sizes are not uniform. These different aggregations are vulnerable to different fishing strategies, such as looking for fish associated with dolphins (large fish), fish associated with floating objects (small fish), or fish in unassociated schools (small to medium fish). The relative abundances of the various types of schools will influence the fishermen's searching strategy. Also, the price received for fish of different sizes will have an impact on the method of fishing. The size of fish caught, as well as the total level of effort, will determine the YPR. The production model curve of catch *versus* effort depends only on the level of effort. Therefore, as abundance and price vary, the production curve should vary, and a simple model, which does not take into account the size distribution of the fish caught, will fail. It does, however, give a reasonably simple method to judge whether the effort level is in the vicinity of the optimum. For example, Table 5 demonstrates the possibility that the AMSY increased by about 50 percent between the early period and the late period, while optimum effort declined. Considering the shape of the curves in Figure 3, it is not obvious that the optimum effort changed, but quite easy to imagine that the AMSY did indeed increase.

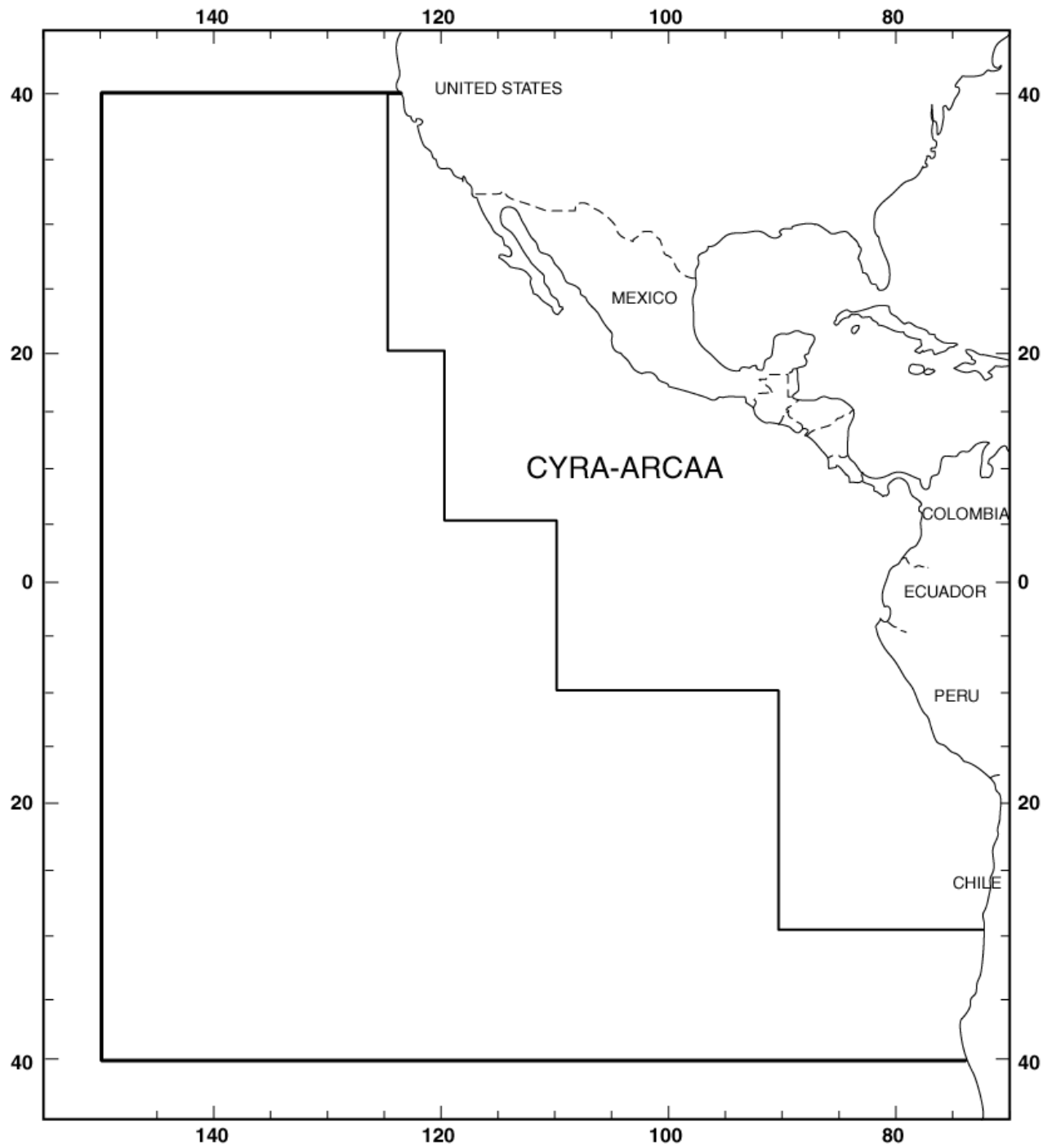


FIGURE 1. The eastern Pacific Ocean (EPO) and the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA-RA).

FIGURA 1. El Océano Pacífico oriental (OPO) y el Area Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA).

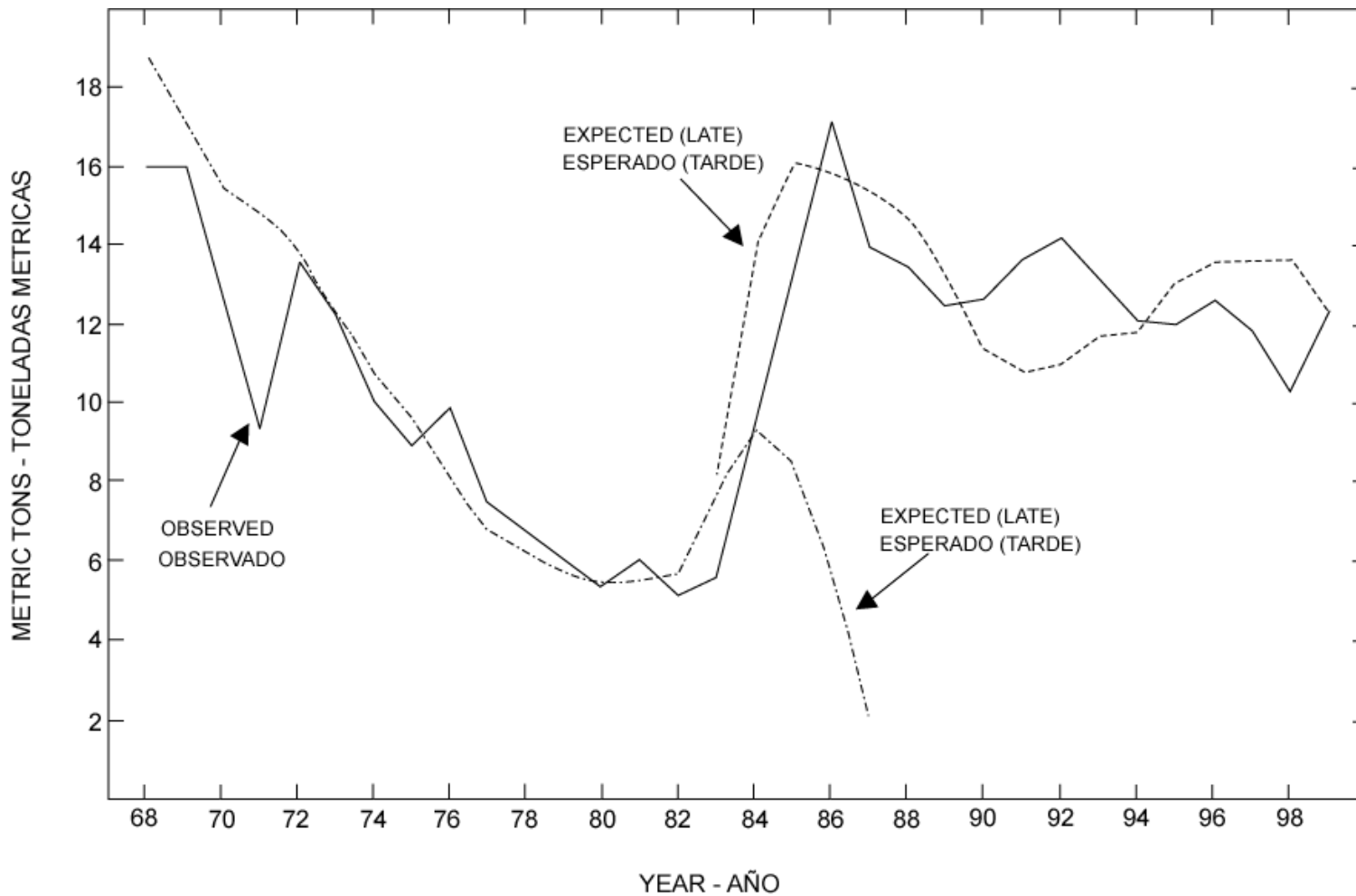


FIGURE 2. Observed and predicted catches per day of fishing (CPDFs) of yellowfin in the EPO during 1968-1999, for the generalized stock production (asymmetrical) model with m set at 0.8.

FIGURA 2. Capturas por día de pesca (CPDFs) observadas y predichas de aleta amarilla en el OPO durante 1968-1999, para el modelo generalizado de producción (asimétrico) con m fijado en 0,8.

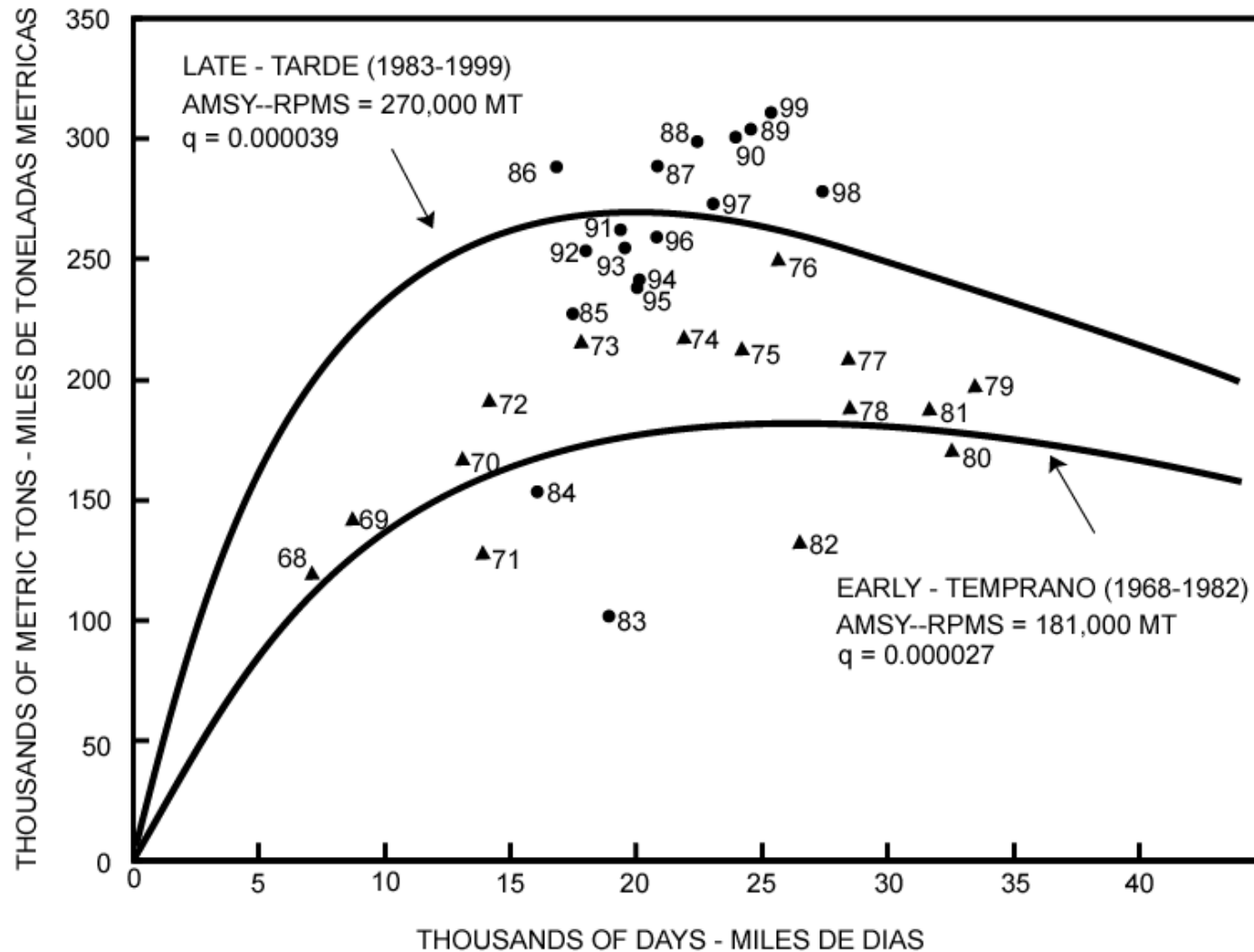


FIGURE 3. Relationship between catch and effort for yellowfin in the EPO during 1968-1999 with m set at 0.8.
FIGURA 3. Relación entre captura y esfuerzo para aleta amarilla en el OPO durante 1968-1999 con m fijado en 0,8.

TABLE 1. Quotas, catches, and catches per day of fishing (CPDFs) (unregulated Class-6 purse seiners) for yellowfin in the EPO. The quotas and catches are expressed in thousands of metric tons and the CPDFs in metric tons per day. The quotas apply only to the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA).

TABLA 1. Cuotas, capturas, y capturas por día de pesca (CPDP) (cerqueros de la Clase 6 no reglamentados) para el aleta amarilla en el OPO. Se expresan las cuotas y las capturas en miles de toneladas métricas y las CPDP en toneladas métricas por día. Las cuotas se aplican al Area Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) solamente.

Year	CYRA		EPO			CPDF
	Quota	Surface catch	Surface catch	Longline catch	Total catch	
Año	ARCAA		OPO			CPDP
	Cuota	Captura de superficie	Captura de superficie	Captura palangrera	Captura total	
1968	84.4	100.9	102.0	16.5	118.5	14.9
1969	108.9	111.4	128.9	18.0	146.9	16.5
1970	108.9	127.8	155.6	14.0	169.6	13.3
1971	127.0 + (2 x 9.1) ¹	102.2	122.8	8.0	130.8	9.5
1972	108.9 + (2 x 9.1) ¹	136.5	177.1	16.3	193.4	14.1
1973	117.9 + (3 x 9.1) ¹	160.3	205.3	12.9	218.1	12.1
1974	158.8 + (2 x 9.1) ¹	173.2	210.4	10.0	220.3	9.8
1975	158.8 + (2 x 9.1) ¹	158.8	202.1	13.4	215.5	8.8
1976	158.8 + (2 x 9.1) ¹	190.2	236.3	15.9	252.3	9.7
1977	158.8 + (18.1 + 13.6) ¹	182.7	198.8	12.4	211.2	7.8
1978	158.8 + (18.1 + 13.6) ¹	166.0	180.6	10.6	191.2	6.7
1979	158.8 + (18.1 + 13.6) ¹	175.9	189.7	10.3	200.0	5.9
1980	149.7 + (total of 40.8) ²	132.0	159.4	13.2	172.6	5.3
1981	149.7 + (3 x 13.6) ²	157.7	181.8	8.4	190.2	6.0
1982	145.1 + (2 x 13.6) ²	106.9	125.1	9.8	134.8	5.1
1983	154.2 + (2 x 13.6) ²	82.0	94.3	10.3	104.6	5.5
1984	147.0 + (2 x 13.6) ²	128.6	145.1	10.5	155.5	9.6
1985	157.9 + (18.1 + 9.1) ²	192.5	217.0	12.6	229.6	13.1
1986	158.8 + (2 x 13.6) ²	228.1	268.3	22.5	290.8	17.1
1987	None--Ninguna	248.2	272.2	18.9	291.1	14.0
1988	172.4 + (2 x 27.2) ²	267.6	288.4	13.1	301.5	13.4
1989	199.6 + (2 x 27.2) ²	242.3	289.4	16.7	306.0	12.4
1990	181.4 + (5 x 18.1) ²	226.5	273.3	30.0	303.3	12.6
1991	190.5 + (4 x 18.1) ²	219.5	239.1	25.4	264.5	13.6
1992	190.5 + (4 x 18.1) ²	221.3	239.8	16.1	255.9	14.2
1993	226.8 + (4 x 22.7) ²	213.3	232.1	24.6	256.6	13.1
1994	226.8 + (4 x 22.7) ²	197.1	219.3	24.7	244.0	12.0
1995	213.2 + (3 x 18.1) ²	196.2	223.8	16.9	240.7	11.9
1996	213.2 + (3 x 18.1) ²	218.0	250.1	11.9 ⁴	262.0 ⁴	12.7 ⁴
1997	220.0 + (3 x 15.0) ²	213.3	256.8	15.2 ⁴	273.0 ⁴	11.8 ⁴
1998	210.0 + (3 x 15.0) ^{1,3}	238.4	266.2	14.6 ⁴	280.8 ⁴	10.2 ⁴
1999	225.0 + (3 x 15.0) ^{1,3}	268.7 ⁴	298.3 ⁴	14.9 ⁴	313.2 ⁴	12.3 ⁴

¹ indicates increments to be added at the discretion of the Director--señala incrementos que pueden ser añadidos a discreción del Director

² approved, but not implemented--aprobada, pero no puesta en vigor

³ only one of the three increments was implemented--solamente uno de los tres incrementos entró en vigor.

⁴ preliminary estimates--estimaciones preliminares

TABLE 2. Estimated catches of yellowfin, in metric tons, for all fishing methods combined.**TABLA 2.** Captura estimada de aleta amarilla, en toneladas métricas, por todos los métodos de pesca combinados.

Year	Quarter 1	Quarter 2	Quarter 3	Quarter 4	Total
Año	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Total
1967	33571.8	35381.7	15200.9	7102.4	91256.8
1968	36407.4	49917.6	19165.3	13008.9	118499.2
1969	58066.6	49484.3	20336.8	19003.5	146891.2
1970	79100.3	46528.5	26801.1	17180.9	169610.8
1971	60332.4	30975.3	20454.3	19063.9	130826.0
1972	86114.8	46265.2	35786.6	25253.3	193419.8
1973	74162.6	75582.5	35282.6	33093.0	218120.6
1974	71083.5	71890.4	39620.8	37721.6	220316.2
1975	70252.9	62530.2	40573.8	42184.3	215541.2
1976	71798.1	77976.6	58761.7	43723.9	252260.3
1977	45031.6	81552.0	55440.1	29226.5	211250.2
1978	53876.9	64617.3	37030.5	35652.9	191177.6
1979	61542.5	48903.5	44942.4	44586.1	199974.5
1980	56756.9	49876.8	39756.9	26193.3	172583.9
1981	45745.9	52658.5	48852.5	42982.4	190239.3
1982	44215.5	35944.7	27610.5	27069.4	134840.1
1983	19796.9	29110.2	22295.0	33353.4	104555.5
1984	23117.6	38855.0	34560.7	59004.5	155537.8
1985	51384.0	65947.9	54869.6	57399.0	229600.5
1986	90071.0	79593.3	69800.8	51336.5	290801.6
1987	70719.2	82857.1	77418.1	60121.7	291116.1
1988	64523.8	84573.5	67378.9	85001.1	301477.3
1989	73017.1	80724.9	71727.9	80569.4	306039.3
1990	82362.6	91595.0	73801.5	55546.5	303305.6
1991	68861.5	80060.2	60610.1	54963.3	264495.1
1992	62239.0	81531.6	58756.3	53373.5	255900.4
1993	58971.4	70006.2	62613.8	65057.9	256649.3
1994	77747.8	62336.4	52688.6	51189.1	243961.9
1995	57774.5	79668.9	50065.5	53163.9	240672.8
1996 ¹	79360.1	70757.8	62519.7	49340.2	261977.8
1997 ¹	81972.2	82187.1	61917.9	46953.4	273030.6
1998 ¹	71093.1	83555.4	74263.6	51906.5	280818.6
1999 ¹	87610.3	97760.4	78312.1	49543.6	313226.4

¹ preliminary estimates--estimaciones preliminares

TABLE 3. Estimated catch per day of fishing (CPDF) for Clase-6 purse seiners.**TABLA 3.** Captura por día de pesca (CPDP) por cerqueros de la Clase-6.

Year	Quarter 1	Quarter 2	Quarter 3	Quarter 4	Annual
Año	Trimestre	Trimestre	Trimestre	Trimestre	Anual
1968	16.2	14.8	18.1 ¹	18.2 ¹	16.0
1969	13.5	19.7	16.6 ¹	16.7 ¹	16.0
1970	15.3	13.3	14.7	6.2	12.8
1971	10.5	8.4	11.9	6.7	9.3
1972	16.6	12.7	12.1	10.0	13.5
1973	10.1	14.9	13.3	11.3	12.1
1974	9.8	10.0	9.0	11.8	10.0
1975	9.9	6.6	10.0	11.2	8.9
1976	9.4	8.9	10.8	11.3	9.8
1977	5.6	11.5	8.3	4.3	7.4
1978	6.0	7.3	6.7	6.9	6.7
1979	6.5	5.4	5.3	6.9	6.0
1980	6.7	5.1	5.2	4.0	5.3
1981	5.2	6.0	7.1	5.8	6.0
1982	6.0	5.1	4.8	4.2	5.1
1983	4.0	5.8	4.5	8.3	5.5
1984	7.3	8.6	9.4	12.1	9.6
1985	13.5	13.8	13.1	11.9	13.0
1986	20.9	16.3	15.7	15.3	17.1
1987	17.6	16.1	13.7	9.8	13.9
1988	12.5	14.3	11.6	15.0	13.4
1989	11.4	15.5	11.6	11.6	12.4
1990	12.9	14.7	12.7	9.9	12.6
1991	13.5	17.4	14.2	10.0	13.6
1992	14.0	17.5	12.3	12.6	14.1
1993	13.4	13.7	11.6	13.5	13.0
1994	12.8	11.6	11.2	12.4	12.0
1995	10.9	15.2	10.5	10.9	11.9
1996	16.5	14.0	11.9	8.5	12.5
1997	14.5	13.7	10.8	8.1	11.8
1998	9.5	11.4	9.9	10.0	10.2
1999	11.9	13.4	12.0	11.5	12.3

¹ estimated from the model--estimado del modelo

TABLE 4. Estimated days of fishing, standardized to Class-6 purse seiners.**TABLA 4.** Días de pesca estimados, estandarizados a cerqueros de la Clase 6.

Year	Quarter 1	Quarter 2	Quarter 3	Quarter 4	Total
Año	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Total
1968	2243.2	3377.4	1056.8 ¹	715.2 ¹	7392.6
1969	4314.0	2506.8	1228.3 ¹	1139.2 ¹	9188.3
1970	5159.8	3498.4	1824.4	2753.3	13235.9
1971	5762.4	3700.8	1723.2	2841.1	14027.5
1972	5190.8	3648.7	2955.1	2522.8	14317.4
1973	7306.7	5059.1	2662.8	2926.0	17954.6
1974	7290.6	7203.4	4382.8	3204.9	22081.7
1975	7074.8	9445.6	4049.3	3783.3	24353.0
1976	7670.7	8761.4	5466.2	3862.5	25760.8
1977	8027.0	7116.2	6655.5	6749.8	28548.5
1978	9039.7	8851.7	5543.5	5174.6	28609.5
1979	9526.7	9089.9	8495.7	6480.5	33592.8
1980	8522.1	9818.3	7704.8	6631.2	32676.4
1981	8814.2	8791.1	6861.3	7347.4	31814.0
1982	7369.3	7075.7	5692.9	6491.5	26629.4
1983	4999.2	5027.7	4987.7	4018.5	19033.1
1984	3153.8	4491.9	3680.6	4872.4	16198.7
1985	3814.7	4768.5	4182.1	4831.6	17596.9
1986	4315.8	4871.1	4440.3	3359.7	16986.9
1987	4013.6	5162.4	5638.6	6134.9	20949.5
1988	5166.0	5918.4	5803.5	5674.3	22562.2
1989	6382.6	5218.2	6167.5	6933.7	24702.0
1990	6399.6	6222.5	5820.3	5639.2	24081.6
1991	5104.6	4603.8	4280.4	5512.9	19501.7
1992	4442.5	4669.6	4788.6	4222.6	18123.3
1993	4404.1	5102.5	5374.6	4815.5	19696.7
1994	6069.3	5392.4	4704.3	4118.2	20284.2
1995	5276.2	5234.5	4763.6	4886.4	20160.7
1996	4795.2	5072.2	5258.2	5791.1	20916.7
1997	5668.9	5990.3	5738.5	5761.2	23158.9
1998	7475.6	7361.7	7471.2	5206.3	27514.8
1999	7343.7	7295.6	6536.9	4323.2	25499.4

¹ estimated from the model--estimado del modelo

TABLE 5. Parameters for two time periods.

TABLA 5. Parámetros para dos períodos.

Parameter	Early period (1968, 1st quarter through 1983, 2nd quarter)	Late period (1983, 3rd quarter through 1999, 4th quarter)
Parámetro	Período anterior (1968, 1 ^{er} trimestre hasta 1983, 2 ^{do} trimestre)	Período posterior (1983, 3 ^{er} trimestre hasta 1999, 4 ^{to} trimes-
P maximum— P máxima ¹	813,205.6	1,084,356.5
initial P — P inicial ²	727,710.1	205,494.4
K	2.723117	3.045044
m	0.8	0.8
q	0.000027	0.000039
optimum effort—esfuerzo óptimo ³	25,121.0	19,519.5
maximum catch—captura máxima ⁴	181,409.1	270,493.3

¹ average maximum population size, in metric tons, with no fishing--tamaño promedio máximo de la población, en toneladas métricas, sin pesca

² population size, in metric tons, at the beginning of the period--tamaño de la población, en toneladas métricas, al principio de período

³ effort, in Class-6 PS days, that would produce the maximum catch--esfuerzo, en días de Clase 6 PS, que produciría la captura máxima

⁴ average maximum sustainable yield, in metric tons, with effort at the optimum—rendimiento promedio máximo sostenible, en toneladas métricas, con el esfuerzo óptimo

ANALISIS DE MODELO DE PRODUCCION DEL ATUN ALETA AMARILLA EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

Patrick K. Tomlinson

INDICE

Introducción	334
El modelo y los datos	335
Resultados	338
Discusión	339
Figuras	326
Tablas	329
Referencias.....	340

INTRODUCCION

Un stock de peces que no ha sido expuesto recientemente a la pesca está a la magnitud máxima permitida por las condiciones ambientales; su mayor desarrollo se ve impedido por los depredadores, por falta de alimento o de espacio vital adecuado, etcétera. Se dice que el stock está en equilibrio cuando el incremento por reclutamiento y crecimiento es compensado a la larga por las pérdidas causadas por la mortalidad natural. Es posible que ocurran años con condiciones ambientales particularmente favorables, en los que la magnitud del stock es superior al promedio, y años con condiciones ambientales particularmente pobres, en los que será inferior al mismo, pero generalmente se puede hacerles caso omiso al analizar las tendencias a largo plazo. Un modelo usado para representar este tipo de sistema es llamado el modelo de producción o de producción excedente. Fue estudiado y descrito por Schaefer (1954 y 1957) y Pella y Tomlinson (1969).

Si una o más embarcaciones pesqueras comenzaran a explotar el stock, la captura por unidad de esfuerzo (CPUE; por ejemplo, la captura por día de búsqueda), que se supone ser proporcional a la magnitud del stock, sería bastante elevada al principio, ya que el stock estaría en su punto máximo. El incremento del stock seguiría siendo debido al reclutamiento y crecimiento, pero las pérdidas se deberían no sólo a la mortalidad natural sino también a la mortalidad por pesca, y por consiguiente disminuiría el stock. En reacción a esta disminución, las tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural cambiarían, y la ganancia lograda por los dos primeros factores excedería la pérdida provocada por el último. Si se dejara de pescar, la ganancia neta haría que el stock recuperara paulatinamente su magnitud original. A medida que el stock se aproximase a esa magnitud, las tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural volverían gradualmente a los niveles anteriores, hasta acabar iguales a lo que eran antes de comenzar la pesca. En esta forma, el stock recuperaría el equilibrio en su magnitud máxima. Sin embargo, si se continuara a pescar al mismo nivel, el stock llegaría eventualmente a equilibrarse, pero con tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural diferentes, y sería de magnitud inferior a la original. La CPUE seguiría proporcional a la magnitud del stock. Si hubiera pocos barcos explotando el recurso, la magnitud del stock se reduciría levemente y la CPUE sería relativamente elevada, pero si hubiera muchos, el stock se reduciría considerablemente y la CPUE sería mucho menor.

La captura total sería el producto de la CPUE y el esfuerzo de pesca total. Si el esfuerzo fuera relativamente bajo, un incremento moderado del mismo compensaría de sobra la reducción correspondiente de la CPUE y produciría capturas mayores, pero esto no sucedería si el nivel de esfuerzo fuera más elevado. En algún nivel intermedio de esfuerzo el producto se encontraría en su punto máximo. Si el objetivo de la administración es obtener el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) de pescado, el esfuerzo de pesca debería ser mantenido a ese nivel. Si el objetivo es obtener la ganancia económica máxima, el esfuerzo debería ser algo menor (suponiendo un precio constante), y si es lograr el mayor empleo posible de pescadores, debería ser algo mayor. Si el esfuerzo es inferior al grado óptimo seleccionado, se

dice que el stock está subexplotado, mientras que si es mayor al óptimo, se dice que está sobreexplotado. El objetivo de la CIAT es mantener el stock a niveles capaces de producir el RPMS.

Es más fácil analizar la interrelación entre el esfuerzo, la captura, y la CPUE en condiciones de equilibrio, pero es necesario reconocer que rara vez existen estas condiciones. Por ejemplo, si el stock se encuentra en equilibrio cerca de su punto máximo y súbitamente se incrementa el esfuerzo, la CPUE disminuirá paulatinamente durante un tiempo hasta alcanzar un nuevo punto de equilibrio con una CPUE menor. Durante el período de transición las capturas serán mayores que en el nuevo punto de equilibrio. De manera similar, si el stock se encuentra en equilibrio a un nivel bajo, debido a un esfuerzo excesivo, y el esfuerzo disminuye repentinamente, la CPUE aumentará gradualmente durante un tiempo antes de alcanzar un nuevo punto de equilibrio con una CPUE mayor. Durante el período de transición las capturas serán menores a las que se lograrán en el nuevo punto de equilibrio.

Es oportuno examinar ahora la aplicabilidad y utilidad de los modelos de producción para el atún aleta amarilla del Océano Pacífico oriental (OPO). Hasta ahora se ha hablado de "un stock de peces." Ninguno de los modelos de evaluación de stocks es aplicable al stock del OPO a menos que haya poco o ningún intercambio de aletas amarillas entre el OPO y las regiones más al oeste. Antes de 1990 se realizó el modelado de producción solamente para el Área de Regulación de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA; Figura 1), pero (tal como se explica en la página 233 del Informe Anual de la CIAT de 1989) se decidió realizar análisis basados en la suposición de que las capturas realizadas en el OPO (al este de 150°O) provienen de un solo stock. Este stock puede ser una mezcla compleja con respecto a fidelidad de desove, pero se supone que todos los segmentos del stock tienen las mismas tasas de reclutamiento, crecimiento, y mortalidad.

Se puede evaluar la aplicabilidad de los modelos de producción solamente si (1) existen datos de captura y esfuerzo o de captura y CPUE de un amplio rango de niveles de esfuerzo de pesca, que de preferencia incluyan períodos de subexplotación y sobreexplotación, y (2) las perturbaciones causadas por la fluctuación de las condiciones ambientales no alcanzan a ocultar los cambios en la abundancia aparente provocados por las variaciones en el esfuerzo de pesca. Se observará más adelante que sí existen datos sobre un amplio rango de niveles de esfuerzo de pesca a lo largo de un período extendido. Se analizaron los efectos de las condiciones ambientales en los Informes Anuales de la CIAT de años anteriores. Estos efectos suelen compensarse en períodos relativamente cortos, aunque existen algunos indicios, comentados más adelante, de que ha aumentado la productividad del aleta amarilla en el OPO en los últimos años.

EL MODELO Y LOS DATOS

El personal de la CIAT mantiene un sistema de recolectar informes de descarga para los buques que pescan en el OPO, del cual se obtienen datos sobre las capturas de superficie de atunes, y también recopila de los cuadernos de bitácora de los buques información sobre capturas y esfuerzo, obteniendo así datos sobre dónde, cuándo y cómo se capturó el pescado. Obtiene estadísticas similares de países cuyos buques pescan en el OPO pero que descargan sus capturas en puertos donde la CIAT no tiene oficinas. Casi todas las capturas palangreras quedan en esta segunda categoría. En la Tabla 1 se resumen los datos de captura de 1968-1999. Se pueden combinar los varios conjuntos de datos para calcular estimaciones de la captura total de aleta amarilla durante cada trimestre de cada año. Ocurrió un cambio importante en los métodos de pesca a partir de 1959, y un incremento sustancial en la zona de pesca a partir de 1967. Por estos dos motivos, se utilizan en este informe solamente datos de capturas anuales y trimestrales para todas las artes combinadas desde 1968 hasta 1999 (Tabla 2).

Tal como se notó, se supone que la CPUE es proporcional al tamaño del stock. Estudios anteriores han demostrado que la CPUE de buques cerqueros de más de 363 toneladas métricas de capacidad de acarreo (Clase 6 PS) satisface este supuesto bastante bien. A partir de los cuadernos de bitácora de puente, se estimó la captura por día de pesca (CPDP) para la Clase 6 PS para cada trimestre del período de 1968-1999 (Tabla 3). Los valores trimestrales de la CPDP son los cocientes de la captura trimestral total registrada de Clase 6 PS y los días de pesca totales trimestrales registrados. Durante algunos trimestres la

pesquería estuvo reglamentada; no se usaron los datos de esos trimestres al ajustar el modelo. Se obtuvieron los valores de CPDP presentados en la Tabla 1 del total de todos los viajes de Clase 6 PS no reglamentados utilizables en el año. Ya que se ampliaron los datos en las Tablas 2 y 4 a la captura y esfuerzo totales estimados por trimestre, y luego se sumaron por año para computar las CPDP anuales en la Tabla 3, las CPDP anuales en la Tabla 1 son algo diferentes de las de la Tabla 3. Además, cuando se consideró que la CPDP de un trimestre era una medida poco fiable de la abundancia, a raíz de la reglamentación, se estimó el esfuerzo en la Tabla 4 con el modelo. Se podría haber usado otro período de tiempo, tal como mes, pero trimestres parecen ser adecuados para los datos de aleta amarilla.

Hay por lo tanto 32 años de datos trimestrales, o 128 intervalos de captura. Para aclarar la discusión:

- $ny = 32 =$ número de años de datos de captura;
- $nq = 4 =$ número de trimestres en un año;
- $i = 1, 2, 3, \dots ny;$
- $j = 1, 2, \dots nq;$
- $C_i =$ captura anual total para todas las artes combinadas (Tabla 2) en el año i ;
- $C_{ij} =$ captura trimestral total para todas las artes combinadas (Tabla 2) en el año i , trimestre j ;
- $c_{ij} =$ captura total registrada para la Clase 6 PS en el año i , trimestre j ;
- $d_{ij} =$ total de días de pesca registrados para la Clase 6 PS en el año i , trimestre j ;
- $u_{ij} = c_{ij} \div d_{ij} =$ CPDP para Clase 6 PS (Tabla 3) en el año i , trimestre j ;
- $D_{ij} = C_{ij} \div u_{ij} =$ total de días estandarizados de pesca (Tabla 4) en el año i , trimestre j ;
- $t = 0,25$ de un año = duración de cada intervalo trimestral de captura.

Se expresa el modelo de producción usado para representar la pesquería de aleta amarilla del OPO con la ecuación diferencial

$$dP_t/dt = KP_t^m (P_{max}^{1-m} - P_t^{1-m}) - dC_t/dt \dots\dots\dots (1)$$

donde

- $P_t =$ tamaño de la población en el momento t ;
- $P_{max} =$ tamaño máximo posible de la población (un parámetro en el modelo);
- $K =$ parámetro relacionado con la velocidad con la cual una población crece hacia el máximo;
- $m =$ parámetro que determina la forma de la curva de crecimiento;
- $dP_t/dt =$ tasa de crecimiento por unidad de tiempo con un tamaño de población P_t ;
- $dC_t/dt =$ tasa de captura por unidad de tiempo en tiempo t (tamaño de población P_t).

No se puede usar la Ecuación 1 para estimar los parámetros desconocidos, ya que la tasa de captura, dC_t/dt , no puede ser medida. Sin embargo, se puede aproximar dC_t/dt creando intervalos de captura de muy corta duración. La nueva ecuación, que aproxima la Ecuación 1 suficientemente bien si el intervalo de captura es suficientemente corto, es

$$\Delta P_t/\Delta t = KP_t^m (P_{max}^{1-m} - P_t^{1-m}) - \Delta C_t/\Delta t \dots\dots\dots (2)$$

$\Delta C_t = \Delta C_{ij} = C_{ij} \div W =$ una pequeña fracción de la captura trimestral en el año i , trimestre j ;

$\Delta t = t \div W =$ alguna pequeña fracción de tiempo en el año i , trimestre j .

donde $W =$ algún divisor, tal como 10, 50, ó 100 (los análisis presentados en este documento usaron $W = 10$ para 1968-1999).

Si $l = 1, 2, 3, \dots (32)(4)(W) =$ índice de subintervalos, entonces $P_l =$ tamaño de la población al principio del l -ésimo subintervalo, ΔC_l la captura durante el l -ésimo subintervalo, y P_f es el tamaño de la población al fin de 1999 [$f = (128)(W) + 1$]. Al escribir la Ecuación 2 de nuevo en términos del índice l , las ecuaciones

ciones para estimar el cambio en tamaño y el nuevo tamaño son

$$\Delta P_l = [KP_l^m (P_{max}^{1-m} - P_l^{1-m}) - \Delta C_l / \Delta t] \Delta t \dots \dots \dots (3)$$

$$P_{l+1} = P_l + \Delta P_l, l = 1, 2, 3, \dots (128)(W) + 1 \dots \dots \dots (4)$$

Si se supiese el valor de P_1 (tamaño de la población al principio de 1968), y también de los parámetros K , m , y P_{max} , entonces sería posible calcular todos los demás valores de P_l con las Ecuaciones 3 y 4, pero no se saben. Si se usan conjeturas para cada parámetro, incluyendo P_1 , y se aplican las Ecuaciones 3 y 4, se podría comparar la serie de tiempo de valores de P_l con el u_{ij} (teniendo presente que uno de los supuestos es que u_{ij} es proporcional a P_{ij}). Si se introduce un parámetro más (q), se calcula el tamaño medio de la población durante cada trimestre de la forma siguiente

$$v = (i - 1)(4W) + (j - 1)(W) + 1 = \text{valor de } l \text{ en el año } i, \text{ al principio del trimestre } j;$$

$$z = v + W = \text{valor de } l \text{ en el año } i, \text{ al fin del trimestre } j.$$

$$\bar{P}_{ij} = \sum_v^z P_l \div (W + 1) \dots \dots \dots (5)$$

Entonces que

q = probabilidad que cualquier unidad de esfuerzo dada capture cualquier unidad dada de P ;

$$\hat{u}_{ij} = (q)(\bar{P}_{ij}) = \text{CPDP esperada durante el año } i, \text{ trimestre } j \dots \dots \dots (6)$$

$$\hat{D}_{ij} = C_{ij} \div \hat{u}_{ij} = \text{número de días de pesca esperado durante el año } i, \text{ trimestre } j \dots \dots \dots (7)$$

El criterio para decidir cuál conjunto de conjeturas de los parámetros usar es la suma de cuadrados mínimos entre el esfuerzo estimado (D_{ij}) y el esfuerzo esperado (\hat{D}_{ij}) cuadrado. Es decir,

$$S = \sum_{i=1}^{ny} \sum_{j=1}^{nq} (D_{ij} - \hat{D}_{ij})^2 = \text{mínimo} \dots \dots \dots (8)$$

Se comentó previamente que hay trimestres para los cuales D_{ij} no es fiable. En esos casos se fijó D_{ij} igual a \hat{D}_{ij} , lo cual significa que no contribuye a S .

Este procedimiento empírico sería imposible sin una computadora rápida y una buena técnica de búsqueda. El personal de la CIAT usa GENP, un programa de FORTRAN, para realizar las búsquedas. Pella y Tomlinson (1969) mencionan un programa de FORTRAN que usa un criterio diferente para el ajuste, pero hay una subrutina en ese programa llamada MIN que es la misma que se usa en GENP para encontrar una mínima en una superficie (S para distintos conjuntos de conjeturas forma una superficie de cuatro dimensiones, una para cada uno de los parámetros K , q , m , y P_{max}). En la práctica, puede ser muy difícil estimar el parámetro m . Estudios de datos estructurados por edad han proporcionado una estimación independiente de la forma de la curva de producción (captura de equilibrio graficada contra número de días de pesca) y se seleccionó el valor de $m = 0,8$ para que la curva de producción para el modelo ajustado tuviese la misma forma que la del análisis estructurado por edad (Anónimo, 2000). (El valor de $m = 0,8$ no es lo mismo que el valor de $M = 0,8$ usado por el personal de la CIAT como tasa de mortalidad natural para el atún aleta amarilla.)

Ya que el objetivo de la administración es conseguir el RPMS, y eso es equivalente a mantener el esfuerzo (número de días de Clase 6 PS) en algún nivel óptimo, es esencial tener ecuaciones para obtener esos valores de los cuatro parámetros dados en las Ecuaciones 1 y 5. Los supuestos del modelo de producción implican que se puede mantener siempre la captura en un valor particular (captura de equilibrio)

si se mantiene constante el esfuerzo (esfuerzo de equilibrio). Cuando el esfuerzo de equilibrio es bajo, la captura de equilibrio será baja. Si se aumenta el esfuerzo de equilibrio, la captura se incrementará hasta algún punto y luego comenzará a disminuir. Si se grafican estas capturas de equilibrio en el eje y contra el esfuerzo de equilibrio en el eje x, resultará una sencilla curva en forma de domo. El ápice de la curva corresponde al RPMS y el esfuerzo óptimo. Las ecuaciones, en términos de los cuatro parámetros estimados, y D_e = esfuerzo de equilibrio, son

$$C_e = q D_e P_{max} [K \div (q D_e + K)]^x, \text{ donde } x = 1 \div (1 - m) \dots \dots \dots (9)$$

$$D_{opt} = K (1 - m) \div (m q) = \text{número óptimo de días de pesca (Clase 6)} \dots \dots \dots (10)$$

Cuando $D = D_{opt}$ entonces C_e es C_{max} (el RPMS). Además, el tamaño de la población estará en equilibrio, si D está en equilibrio, en cual caso la ecuación es

$$P_e = P_{max} [K \div (q D_e + K)]^x = \text{población en equilibrio en } D_e \dots \dots \dots (11)$$

Cuando no hay pesca ($dC/dt = 0$), y se puede calcular el crecimiento de la población integrando la Ecuación 1. El resultado es

$$P_t = [P_{m a x}^{1 - m} - (P_{m a x}^{1 - m} - P_t^{1 - m}) e^{-K(1 - m)t}]^x \dots \dots \dots (12)$$

donde P_t = el tamaño de la población al principio, $x = 1 \div (1 - m)$, y t = tiempo transcurrido. Esto es útil para calcular el cambio en el tamaño de la población desde el principio de un intervalo sin captura (temporada de veda) hasta el principio del próximo intervalo con captura, sin usar las Ecuaciones 3 y 4.

RESULTADOS

Un modelo de producción simétrico ($m = 2,0$) fue aplicado primero por Schaefer (1957) con datos sobre la captura, esfuerzo, y CPUE de barcos de carnada del período de 1934-1955, los que incluían un amplio rango de esfuerzo en el lado de la curva que corresponde a la subexplotación. Estos datos indicaron que, para el stock explotado, en los niveles de esfuerzo de pesca para los que se disponía de información, el modelo era útil para predecir la relación entre captura y esfuerzo. En 1960 y 1961, por primera vez, el esfuerzo superó el nivel óptimo predicho, y en los años subsiguientes las CPUE y las capturas fueron bajas, otra indicación de que el modelo era aplicable. En 1969 se estimaron de nuevo los parámetros, usando datos de 1934-1967, CPDP de barco de carnada de Clase 4, y $m = 1,3, 1,4, \text{ y } 2,0$ (Pella y Tomlinson, 1969), y en 1970 se ajustó el modelo por primera vez usando CPDP de Clase 3 PS (Anónimo, 1970). El personal de la CIAT siguió usando CPDP de Clase 3 PS hasta 1976, cuando se compararon CPDP de Clase 6 PS y CPDP de Clase 3 PS (Anónimo, 1976), y desde entonces se ha usado CPDP de Clase 6 PS. Se ha usado una variedad de valores de m en distintos años, con $m = 2,0$ y $m = 0,8$ comparados desde 1982 (Anónimo, 1982). No se usó CPDP de Clase 3 PS después de 1982.

Las CPDP de la Clase 6 PS en la Tabla 3 y la Figura 2 indican que la abundancia de aleta amarilla en 1986 fue la mayor de cualquier año del período de 1968-1999. El aumento a mediados de los años 1980 fue esperado, debido a las bajas capturas en 1982, 1983, y 1984 que permitieron al stock aumentar. La disminución desde 1986 hasta 1998 se debió probablemente a un aumento en el esfuerzo de pesca y una mayor dependencia de peces pequeños por parte de la pesquería. Las CPDP de 1985-1999 han sido mayores de lo que se esperaría (Figura 2) de los resultados (Tabla 5) de un análisis basado en datos de un período anterior (1968-1983), sin embargo. Se calcularon por lo tanto nuevos parámetros para el período posterior (1983-1999). La diferencia entre los dos períodos fue causado probablemente por (1) reclutamiento mayor al promedio y (2) un aumento en la pesca sobre aletas amarillas asociados con delfines, resultando en pescados más grandes en la captura, lo que incrementaría el rendimiento por reclutamiento (RPR).

Se calculó la tabla siguiente para la 63ª reunión de la CIAT, celebrada en junio de 1999, de análisis de datos estructurados por edad. Estas cifras podrían ya no ser las mejores estimaciones, pero son indicativas de porqué los parámetros estimados por el modelo de producción no permanecieron constantes.

Período	Reclutamiento medio (millones de peces)	Peso medio (kg)	RPR medio (kg)	Captura potencial (OPO) (miles de toneladas)	Captura media (OPO) (miles de toneladas)
1967-1975	66	11,1	2,5	165	167
1976-1984	76	6,9	2,4	182	179
1985-1998	92	11,4	3,0	276	271

El RPR medio menor durante el período de 1976-1984, comparado con aquél de 1967-1975, fue compensado por el mayor reclutamiento medio, y la captura potencial permaneció más o menos igual. Durante el período de 1985-1998, sin embargo, tanto el RPR medio como el reclutamiento medio fueron mayores que en años previos, resultando en una mayor producción del stock. Ya que las capturas medias durante los dos primeros períodos fueron aproximadamente iguales, se puede ajustar el modelo de producción a los datos de captura y esfuerzo para 1968-1983 sin dificultad. Sin embargo, ya que tanto el reclutamiento como el RPR aumentaron durante el último período, se ha vuelto imposible explicar la relación entre captura y esfuerzo suponiendo que los parámetros del stock (Tabla 5) para el período posterior no cambiaron con respecto al período anterior.

En la Figura 2, se comparan las CPDP observadas con las esperadas computadas del modelo, usando $m = 0,8$ y ajustando los datos de los dos períodos diferentes. Se puede ver que corresponden bastante bien, en promedio, en la mayoría de los años presentados, excepto cuando se extienden a 1987 los valores esperados del período anterior. En años específicos hay divergencias grandes, pero ya que el modelo de producción es esencialmente un modelo de regresión que supone condiciones normales, no reflejará los efectos de cambios grandes a corto plazo en las tasas de crecimiento.

La estimación del período posterior indica que el nivel actual de esfuerzo de unos 26 mil días de Clase 6 PS rebasa el nivel necesario para producir el RPMS, más cercano a 20 mil días. Los datos de captura y esfuerzo de 1987-1999 contienen muy poca variación, con un esfuerzo promedio de 22 mil días y una captura media de 276 mil toneladas. Estas cifras son cercanas al nivel óptimo, pero con tan poca variación en el nivel de esfuerzo es seguro que las estimaciones de los parámetros no son muy precisas.

DISCUSION

Se debe ser muy cauteloso al usar un modelo de producción para interpretar la relación entre esfuerzo actual y el potencial del stock de sostener una cierta captura. El atún aleta amarilla está altamente segregado en grupos que no se encuentran distribuidos al azar en la zona de distribución del stock. En primer lugar, la especie demuestra una tendencia de formar cardúmenes por tamaño (o edad) y las distribuciones por zona de los cardúmenes de peces de distintos tamaños no son uniformes. Estas distintas agregaciones son vulnerables a distintas estrategias de pesca: peces grandes a la pesca sobre delfines, peces pequeños a la pesca sobre objetos flotantes, y peces pequeños a medianos a la pesca sobre cardúmenes no asociados. La abundancia relativa de los distintos tipos de cardumen afecta la estrategia de búsqueda de los pescadores. Además, el precio que se paga por pescado de distintos tamaños afecta el método de pesca. El tamaño del pescado capturado, junto con el nivel total de esfuerzo, determina el RPR. La curva del modelo de producción de captura *versus* esfuerzo depende solamente del nivel de esfuerzo. Por lo tanto, ya que la abundancia y el precio varían, la curva de producción debería variar, y un modelo sencillo que no tome en cuenta la distribución por tamaño del pescado capturado no funcionará. No obstante, brinda un método relativamente sencillo para juzgar si el nivel de esfuerzo está cercano al óptimo. Por ejemplo, la Tabla 5 demuestra la posibilidad de que el RPMS aumentó en un 50% entre el período anterior y posterior, mientras que el esfuerzo óptimo disminuyó. A partir de la forma de las curvas en la Figura 3, no es evidente que el esfuerzo óptimo cambió, pero fácil imaginar que la RPMS sí aumentó.

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 1970. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1969: 117 pp.
- Anonymous. 1976. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1975: 176 pp.
- Anonymous. 1982. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1981: 303 pp.
- Anonymous. 1990. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1989: 270 pp.
- Anonymous. 2000. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1998: 357 pp.
- Pella, Jerome J., and Patrick K. Tomlinson. 1969. A generalized stock production model. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 13 (3): 419-496.
- Schaefer, Milner B. 1954. Some aspects of the dynamics of the populations important to the management of commercial marine fisheries. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 1 (2): 25-56.
- Schaefer, Milner 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 (6): 245-285.