

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

Stock Assessment Report 3

Informe de Evaluación de Stocks 3

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2001

CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2001

La Jolla, California

2002

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 3 consists of slightly-modified versions of seven Background Papers on tunas and billfishes prepared for the 69th meeting of the IATTC, held in Manzanillo, Mexico, on June 26-28, 2002. Most of these include data through 2001.

CONTENTS

1. The fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2001 <i>by</i> IATTC staff	5
2. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002 <i>by</i> Mark N. Maunder.....	47
3. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002 <i>by</i> Mark N. Maunder.....	134
4. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002 <i>by</i> Mark N. Maunder and Sheldon J. Harley	203
5. Fisheries for other tunas and billfishes <i>by</i> IATTC Staff.....	312
6. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002 <i>by</i> Michael G. Hinton and William H. Bayliff.....	329
7. Ecosystem modeling of the pelagic eastern tropical Pacific Ocean <i>by</i> Robert J. Olson and George M. Watters	366

INTRODUCCIÓN

Este informe consiste de siete documentos de información sobre atunes y peces picudos preparados para la 69ª reunión de la CIAT, celebrada en Manzanillo (México) del 26 al 28 de junio de 2002, con leves cambios. La mayoría incluye datos de 2001.

ÍNDICE

1. La pesquería de atunes y peces picudos en el Océano Pacífico oriental en 2001 <i>por</i> CIAT personal	41
2. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2001 y perspectivas para 2002 <i>por</i> Mark N. Maunder.....	111
3. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2001 y perspectivas para 2002 <i>por</i> Mark N. Maunder	185
4. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2001 y perspectivas para 2002 <i>por</i> Mark N. Maunder y Sheldon J. Harley.....	283
5. Las pesquerías de otros atunes y picudos <i>por</i> CIAT personal.....	325
6. Condición del marlín rayado en el Océano Pacífico oriental en 2001 y perspectivas para 2002 <i>por</i> Michael G. Hinton y William H. Bayliff.....	351
7. Modelado de ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical pelágico <i>por</i> Robert J. Olson y George M. Watters	382

THE FISHERY FOR TUNAS AND BILLFISHES IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2001

CONTENTS

The surface fleet, and catches and landings of tunas and billfishes.....	5
Size compositions of the surface catches of tunas	9
Figures	11
Tables.....	27

THE SURFACE FLEET, AND CATCHES AND LANDINGS OF TUNAS AND BILLFISHES

The surface fleet

The IATTC maintains detailed records of gear, flag, and fish-carrying capacity for most of the vessels that fish with surface gear for yellowfin (*Thunnus albacares*), skipjack (*Katsuwonus pelamis*), bigeye (*Thunnus obesus*), or Pacific bluefin (*T. orientalis*) tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO; Figure 1). Historically, detailed records have not been maintained for most longline vessels, nor for sport-fishing vessels and small craft such as canoes and launches, though recently the staff began compiling and maintaining these records, and will continue to do so in the future. The fleet described here includes purse seiners and pole-and-line vessels (hereafter referred to as surface gear) that have fished all or part of the year in the EPO for these four species.

Historically the owner's or builder's estimates carrying capacities of individual vessels, in tons of fish, were used until landing records indicated that revision of these estimates was required. The vessels were grouped, by carrying capacity, originally in short tons and later in metric tons, into six size classes.

During the past several years the IATTC staff has used well volume, in cubic meters, instead of weight, in metric tons, to measure the carrying capacities of the vessels. Since a well can be loaded with different densities of fish, measuring carrying capacity in weight is subjective, as a load of fish packed into a well at a higher density weighs more than a load of fish packed at a lower density. Using volume as a measure of capacity eliminates this problem. The size classes and well volumes are as follows:

Class	Well volume (cubic meters)
1	<53
2	53-106
3	107-212
4	213-319
5	320-425
6	>425

The IATTC staff began collecting capacity data by volume in 1999, but has not yet obtained this information for all vessels. For vessels for which reliable information on well volume is not available, a factor of 1.17051 is used to convert the estimated capacity in metric tons to cubic meters. This conversion factor is consistent with the density at which the fish were packed into the wells of the vessels at the time that the size classification was developed. This conversion factor was also applied to all capacity data for 1961-1998 to facilitate comparisons among years (Table 1).

Until about 1960 fishing for tunas in the EPO was dominated by pole-and-line vessels operating in the more coastal regions and in the vicinity of offshore islands. During the late 1950s and early 1960s most of the larger pole-and-line vessels were converted to purse seiners, and by 1961 the EPO surface fleet was dominated by these vessels. During the 1961-2001 period the number of pole-and-line vessels decreased from 93 to 11, and their total well volume from about 11 to 1 thousand cubic meters (m³). During the same period the number of purse seiners increased from 125 to 203, and their total well volume from about 32 thousand to 189 thousand m³, an average of about 933 m³ per vessel. An earlier peak in numbers and total well volume of purse seiners occurred from the mid-1970s to the early 1980s, when the number of vessels reached 282 and the total well volume about 196 thousand m³, an average of about 693

m³ per vessel.

The construction of new purse seiners, which began during the mid-1960s, resulted in an increase in the total well volume of the surface fleet from about 49 thousand m³ in 1966 to about 195 thousand m³ in 1976. During the 1976-1981 period the total well volume increased slightly. The construction of new vessels continued, but this was mostly offset by losses due to sinkings and vessels leaving the fishery. The catch rates in the EPO were low during 1978-1981 due to concentration of fishing effort on small fish, and the situation was exacerbated by a major El Niño event, which began in mid-1982 and persisted until late 1983 and made the fish less vulnerable to capture. The total well volume then declined as vessels were deactivated or left the EPO to fish in other areas, primarily the western Pacific Ocean, and in 1984 it reached its lowest level since 1971, about 125 thousand m³. In early 1990 the U.S. tuna-canning industry adopted a policy of not purchasing tunas caught during trips during which sets on tunas associated with dolphins were made. This caused many U.S.-flag vessels to leave the EPO, with a consequent reduction in the fleet to about 119 thousand m³ in 1992. With increases in participation of vessels of other nations in the fishery, the total well volume has increased steadily since 1992, and in 2001 was 191 thousand m³.

The 2000 and preliminary 2001 data for numbers and total well volumes of purse seiners and pole-and-line vessels that fished for tunas in the EPO are shown in Tables 2a and 2b. The fleet was dominated by vessels operating under the Mexican and Ecuadorian flags during 2001. The Mexican fleet, which has been the largest fleet since 1987, had about 25 percent of the total well volume during 2001, while vessels registered in Ecuador, Venezuela, Spain, and Panama comprised about 25, 17, 6, and 5 percent of the total total well volume, respectively.

Class-6 purse seiners made up about 90 percent of the total well volume of the surface gear operating in the EPO during 2001.

Catches and landings

Tunas

Surface catches

Estimates of the catches and landings of tunas come from several sources, including logbooks kept by the fishermen, data recorded by observers aboard the vessels, unloading data provided by canneries and other processors, and export and import records. Estimating the total catch for a fishery is difficult, however, due to the lack of information on fish that are caught, but, for various reasons, discarded at sea (dead or dying in the case of tunas). Data on fish discarded at sea by Class-6 vessels have been collected by observers since 1993. This information allows for better estimation of the total amounts of fish caught by the surface fleet. Estimates of the total amount of catch that is landed (hereafter referred to as retained catch) are based principally on data from unloadings. Annual estimates of the retained and discarded catches of the various species of tunas captured by vessels of the EPO surface fleet are shown in Table 3, which also includes catch data for U.S.-flag sport-fishing vessels and other miscellaneous types of surface gear. In the case of bluefin, the recreational catches have become an increasingly important component of the total catch in recent years.

The statistics for 2001 are compared to those for 1986-2000. There were no restrictions on fishing for tunas in the EPO during 1986-1997. However, as mentioned previously, there were restrictions on fishing during some or all of the last four months of 1998-2001. Furthermore, regulations placed on purse-seine vessels directing their effort at tunas associated with dolphins have probably affected the way these vessels operate, especially since the late 1980s. Also, as mentioned previously, there was a major El Niño event during 1982-1983, which made the fish less vulnerable to capture. The fishing effort remained relatively low during 1984-1986. During 1997-1998 another major El Niño event occurred in the EPO.

The average annual retained catch of yellowfin in the EPO by surface gear during 1986-2000 was 259

thousand mt (range: 219 to 297 thousand mt). The preliminary estimate of the retained catch of yellowfin in 2001, 395 thousand mt, is the greatest on record, exceeding the average for 1986-2000 by 52 percent. The average amount of yellowfin discarded at sea by the surface fisheries during 1993-2001 was about 2.1 percent (range: 1.7 to 2.6 percent) of the total surface catch of yellowfin (retained catch plus discards).

During 1986-2000 the annual retained catch of skipjack from the EPO averaged 115 thousand mt (range: 62 to 268 thousand mt). The preliminary estimate of the retained catch of skipjack in 2001, 144 thousand mt, is less than those of 1999 and 2000, but 26 percent greater than the average for 1986-2000. The average amount of skipjack discarded at sea during 1993-2001 was about 12.3 percent (range: 8.6 to 18.2 percent) of the total catch of skipjack.

Prior to 1994 the average annual retained catch of bigeye in the EPO by surface gear was about 5 thousand mt (range: <1 to 15 thousand mt). After 1993 the annual retained catches increased from 29 thousand mt in 1994 to 35 to 52 thousand mt during 1995-1999 to 70 thousand mt in 2000. The preliminary estimate of the retained catch of bigeye in the EPO in 2001 is 44 thousand mt. These increasing catches of bigeye followed the development of fish-aggregating devices (FADs) placed in the water by fishermen to aggregate tunas. The average amount of bigeye discarded at sea by the surface fisheries during 1993-2001 was about 7.8 percent (range: 2.8 to 11.2 percent) of the total surface catch of bigeye.

While yellowfin, skipjack, and bigeye comprise the most significant portion of the retained catches of the surface fleet in the EPO, bluefin, albacore (*Thunnus alalunga*), black skipjack (*Euthynnus lineatus*), bonito (*Sarda orientalis*), and other species contribute to the overall harvest in this area. The total retained catch of these other species by these fisheries was about 3 thousand mt in 2001, which is well below the 1986-2000 annual average retained catch of about 8 thousand mt (range: 1.9 to 17.3 thousand mt). The estimated discarded catches of these species for the 1993-2001 period are presented in Table 3.

The retained catches in the EPO during 2000, by flag, and the landings of EPO-caught tunas taken by surface gear in the EPO, by country, are given in Table 4a, and preliminary estimates of the equivalent data for 2001 are given in Table 4b. The estimated retained catch of all species in the EPO during 2001 was about 586 thousand mt, which was slightly greater than that for 2000, 560 thousand mt, and much greater than the average for 1986-2000 of 405 thousand mt. Ecuadorian- and Mexican-flag vessels each harvested about 25 percent each, and Venezuelan-flag vessels about 19 percent, of the retained catches of all species made in 2001. Other countries with significant catches were Spain (7 percent) and Panama and Vanuatu (4 percent each).

The landings are fish unloaded from fishing vessels during a calendar year, regardless of the year of catch. The country of landing is that in which the fish were unloaded or, in the case of transshipments, the country that received the transshipped fish. Preliminary landings data (Table 4b) indicate that, of the 591 thousand mt of tunas landed in 2001, 39 percent was landed in Ecuador and 24 percent in Mexico. Other countries with significant landings of tunas caught in the EPO included Colombia (7 percent) and Costa Rica and Venezuela (5 percent each). It is important to note that when final information is available the landings currently assigned to various countries may change due to exports from storage facilities to processors in other nations.

Tunas are caught by surface gear in three types of schools, those in which the fish are associated with dolphins, those in which the fish are associated with floating objects, such as flotsam or FADs, and those in which the fish are associated only with other fish (unassociated schools). Estimates of the numbers of purse-seine sets of each type in the EPO during the 1987-2001 period, and the retained catches of these sets, are listed in Table 5. The estimates for Class-1 to -5 vessels were calculated from logbook data in the IATTC statistical data base, and those for Class-6 vessels were calculated from logbook data and from the observer data bases of the IATTC, the Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y de Protección de Delfines (PNAAPD) of Mexico, the Programa Nacional de Observadores de Venezuela (PNOV), the Programa de Observadores Pesqueros de Ecuador (PROBECUADOR), and the U.S.

National Marine Fisheries Service. The greatest numbers of sets on schools associated with floating objects and on unassociated schools of tuna were made during the period from the mid-1970s to the early 1980s. Despite opposition to fishing for tunas associated with dolphins and the refusal of U.S. canners to accept tunas caught during trips during which sets were made on dolphin-associated fish, the numbers of sets made on fish associated with dolphins decreased only moderately during the mid-1990s, and in 1998 were the greatest since 1990.

There are two types of floating objects, flotsam and FADs. The occurrence of the former is fortuitous, whereas the latter are constructed by fishermen specifically for the purpose of attracting fish. FADs have been in use for only a few years, but their importance has increased during that period while that of flotsam has decreased, as shown by the data on numbers and percentages of the sets made on floating objects by Class-6 vessels with IATTC observers aboard.

Year	Flotsam		FADs		Unknown		Total
	Number	Percent	Number	Percent	Number	Percent	
1992	1,087	61.7	556	31.5	120	6.8	1,763
1993	1,138	55.2	825	40.0	100	4.8	2,063
1994	773	27.9	1,899	68.6	98	3.5	2,770
1995	729	20.7	2,704	76.8	88	2.5	3,521
1996	537	13.4	3,447	86.0	23	0.6	4,007
1997	832	14.7	4,768	84.4	52	0.9	5,652
1998	752	13.7	4,627	84.4	102	1.9	5,481
1999	833	18.0	3,758	81.3	29	0.6	4,620
2000	488	12.5	3,381	86.3	47	1.2	3,916
2001	567	10.0	5,076	89.7	16	0.3	5,659

The average annual distributions of the logged catches of yellowfin, skipjack, and bigeye by set type, by purse seiners in the EPO during the 1986-2000 period (1994-2000 for bigeye), are shown in Figures 2a, 3a, and 4a, and preliminary estimates for 2001 are shown in Figures 2b, 3b, and 4b. The distributions of the catches of yellowfin and skipjack during 2001 were similar to those of 1986-2000, although some differences are evident.

Bigeye are not often caught by surface gear north of about 7°N. The distribution of the catch of bigeye during 2001 was similar to those of 1994-2000, although some differences are evident. With the development of the fishery for tunas associated with floating objects, described above, the relative importance of the nearshore areas has decreased, while that of the offshore areas has increased.

Longline catches

Data on the retained catches for most of the larger longline vessels operating in the EPO, and for an increasing portion of the smaller ones, are obtained from various sources. These vessels, particularly the larger ones, direct their effort primarily at bigeye and yellowfin tuna. The annual retained catches of yellowfin, bigeye, and bluefin by these fisheries are shown in Tables 6a, 6c, and 6d. During 1985-1997 (the last year for which complete data are available) the retained catches of yellowfin remained relatively stable, averaging about 20 thousand mt (range: 13 to 30 thousand mt) per year, or about 7.5 percent of the total retained catches of yellowfin. Prior to 1985 the retained longline catches of bigeye averaged about 51 thousand mt (range: 31 to 74 thousand mt). In about 1985 the level of retained catches of bigeye increased significantly, and during 1985-1994 they averaged about 81 thousand mt (range: 66 to 102 thousand mt). During 1970-1993, prior to the increased use of FADs and resultant greater catches of bigeye by purse-seine vessels, the longline fisheries, on average, accounted for 93 percent of the retained catches of this species from the EPO. During 1995-1997 the annual retained catches of bigeye by the longline fisheries ranged from about 40 to 56 thousand mt (average: 46 thousand mt), which is well within the pre-1985 historical range, but significantly less than the retained catches during 1985-1994.

Billfishes

Swordfish (*Xiphias gladius*) are fished in the EPO with longline gear and gillnets, and occasionally with recreational gear. Most of those caught with commercial gear are retained. Blue marlin (*Makaira nigricans*), black marlin (*M. indica*), striped marlin (*Tetrapturus audax*), shortbill spearfish (*T. angustirostris*), and sailfish (*Istiophorus platypterus*) are fished with longline and recreational gear, and they are occasionally caught by purse-seine vessels. Most of the longline-caught marlins, spearfish, and sailfish are retained, and most of those caught with commercial surface gear are discarded at sea. Information on the commercial catches and bycatches of billfishes in the EPO is given in Table 7.

SIZE COMPOSITIONS OF THE SURFACE CATCHES OF TUNAS

Length-frequency samples are the basic source of data used for estimating the size and age compositions of the various species of fish in the landings. This information is necessary to obtain age-structured estimates of the population for various purposes, including age-structured population modeling. The results of that modeling can be used to estimate recruitment, which can be compared to spawning biomass and oceanographic conditions. Also, the estimates of mortality obtained from age-structured population modeling can be used, in conjunction with growth estimates, for yield-per-recruit modeling. The results of such studies have been described in IATTC Bulletins, its Annual Reports for 1954-1998, and its Stock Assessment Reports.

Length-frequency samples of yellowfin, skipjack, bigeye, Pacific bluefin, and occasionally black skipjack from purse-seine, pole-and-line, and recreational catches made in the eastern Pacific Ocean (EPO) are collected by IATTC personnel at ports of landing in Ecuador, Mexico, Panama, the USA (California and Puerto Rico), and Venezuela. The catches of yellowfin and skipjack were first sampled in 1954, bluefin in 1973, and bigeye in 1975, and sampling has continued to the present.

The methods for sampling the catches of tunas are described in the IATTC Annual Report for 2000. Briefly, the fish in a well of a purse seiner or pole-and-line vessel are selected for sampling only if all the fish in the well were caught during the same calendar month, in the same type of set (floating-object, unassociated school, or dolphin), and in the same sampling area. These data are then categorized by fishery (Figure 5). Samples from 1,003 wells were taken during 2001.

Data for fish caught during the 1996-2001 are presented in this report. Two length-frequency histograms are presented for each species. For yellowfin, skipjack, and bigeye, the first shows the data by fishery (gear type, set type, and area) for 2001. The second, which is similar to those of previous years, shows the catch for the current year and the previous five years. For bluefin, the first and second histograms show the 1996-2001 catches by commercial and recreational gear, respectively.

There are ten yellowfin surface fisheries defined for stock assessments: four floating-object, two unassociated school, three dolphin, and one pole-and-line (Figure 5). Of the 1,003 wells sampled, 849 contained yellowfin. The estimated size compositions of the fish caught during 2001 are shown in Figure 6a. The majority of the yellowfin catch was taken in unassociated school sets and dolphin sets. The average weights of the fish caught in association with dolphins were more than twice that of those caught in association with floating objects or in unassociated school sets. The average weights of yellowfin caught in unassociated school sets in the Southern area and by floating-object sets in the Inshore area in 2001 were greater than those of the previous five years.

The estimated size compositions of the yellowfin caught by all fisheries combined during 1996-2001 are shown in Figure 6b. The size ranges of yellowfin are generally consistent over time (40-160 cm), but the size distributions differ among years. The average weight of the yellowfin caught during 2001 was greater than those of the fish caught during previous five years, probably due mostly to the catches of large yellowfin off Peru during the first half of 2001.

There are eight skipjack fisheries defined for stock assessments: four floating-object, two unassociated school, one dolphin, and one pole-and-line. The last two fisheries include all 13 sampling areas. Of the

1,003 wells sampled, 459 contained skipjack. The estimated size compositions of the fish caught during 2001 are shown in Figure 7a. The majority of the fish was taken in floating-object sets. Less catch was taken by unassociated sets in the Southern area than in 2000. Negligible amounts of skipjack were caught in dolphin sets and by pole-and-line vessels.

The estimated size compositions of the skipjack caught by all fisheries combined during 1996-2001 are shown in Figure 7b. The average weight of the fish caught during 2000 was greater than those of the fish caught during 2001 or any of the previous four years.

There are seven bigeye surface fisheries defined for stock assessments: four floating-object, one unassociated school, one dolphin, and one pole-and-line. The last three fisheries include all 13 sampling areas. Of the 1,003 wells sampled, 204 contained bigeye. The estimated size compositions of the fish caught during 2001 are shown in Figure 8a. During 2001 significantly less bigeye was caught in sets on floating objects in the Galapagos area than during 2000. Small amounts of bigeye were caught in unassociated school sets and dolphin sets. There were no recorded catches of bigeye by pole-and-line-vessels.

The estimated size compositions of the bigeye caught by all fisheries combined during 1996-2001 are shown in Figure 8b. The average weight of the fish caught during 2001 was greater than during 1996-1999, but much less than during 2000.

Pacific bluefin are caught by surface gear by both commercial and sport-fishing vessels off California and Baja California, with most of the catch being taken between about 23°N to 35°N during May through October. During 2001 bluefin were caught between 25°N and 37°N. The catch of bluefin by commercial vessels was less during 2001 than during any of the previous five years, and all of the recorded catch was taken during July and August. Most of the catches by sport-fishing vessels were taken during June through September, but smaller amounts were taken in March and May. Histograms showing the estimated commercial and sport catches of bluefin during each year of the 1996-2001 period appear in Figures 9a and 9b, respectively. Distinct modal groups are evident in most of the years for both the commercial and sport catches.

The numbers of samples of bluefin obtained from the commercial and recreational catches during recent years were as follows:

Year	Commercial	Recreational	Year	Commercial	Recreational
1990	14	0	1996	67	5
1991	4	0	1997	17	9
1992	1	1	1998	23	22
1993	4	35	1999	51	12
1994	2	11	2000	20	58
1995	6	16	2001	3	95

The greatest number of samples from the commercial fleet was taken in 1996, a year of unusually high catches. The large numbers of samples taken from the commercial fleet during 1999 and from the recreational fleet during 2000 and 2001 were due to greater sampling effort, rather than to greater catches of fish. In recent years a considerable portion of the commercial bluefin catch has been transported to holding pens, where they are held for fattening and later sale as sashimi-grade fish. These fish are not available for measuring.

Black skipjack are caught incidentally by fishermen who are directing their effort toward yellowfin, skipjack, and bigeye tuna. The demand for this species is low, so most of the catch is discarded at sea, but small amounts, mixed with the more desirable species, are sometimes retained. Because only nine samples of black skipjack were taken from the 1,003 wells sampled during 2001, length-frequency histograms for this species are not presented in this report.

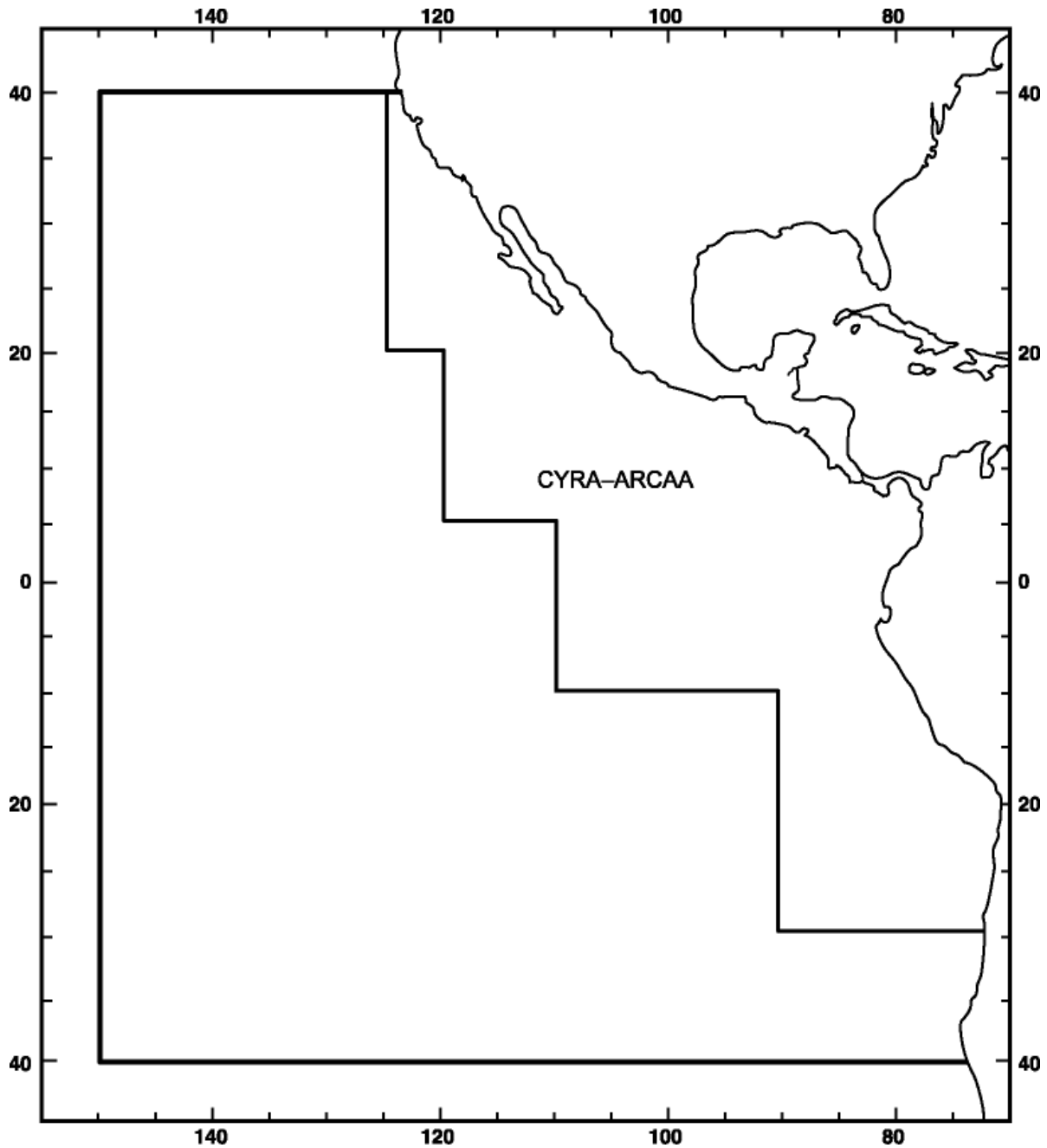


FIGURE 1. The eastern Pacific Ocean (EPO), as defined by the Agreement on the International Dolphin Conservation Program (area inside the heavy line), and the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA).

FIGURA 1. El Océano Pacífico oriental (OPO), definido por el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (área encerrada con línea gruesa), y el Area Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA).

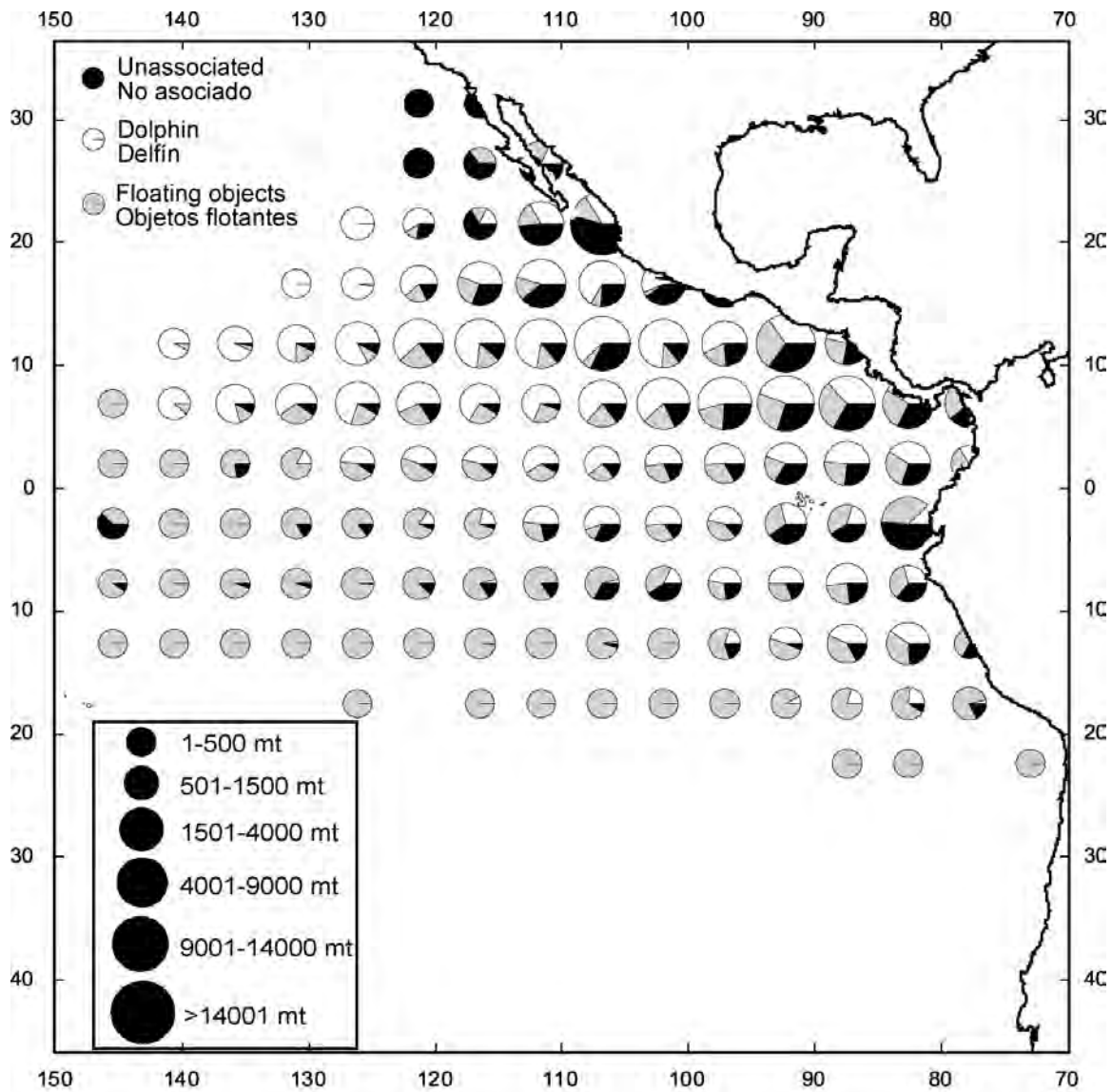


FIGURE 2a. Average annual distribution of the logged retained catches of yellowfin, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean during 1986-2000. The average catches and effort were calculated only for the 1-degree areas for which three or more years of data were available.

FIGURA 2a. Distribución anual media de las capturas retenidas registradas de aleta amarilla, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental durante 1986-2000. Se calcularon promedios de captura y esfuerzo solamente para las áreas de 1° para las cuales se disponía de tres años o más de datos.

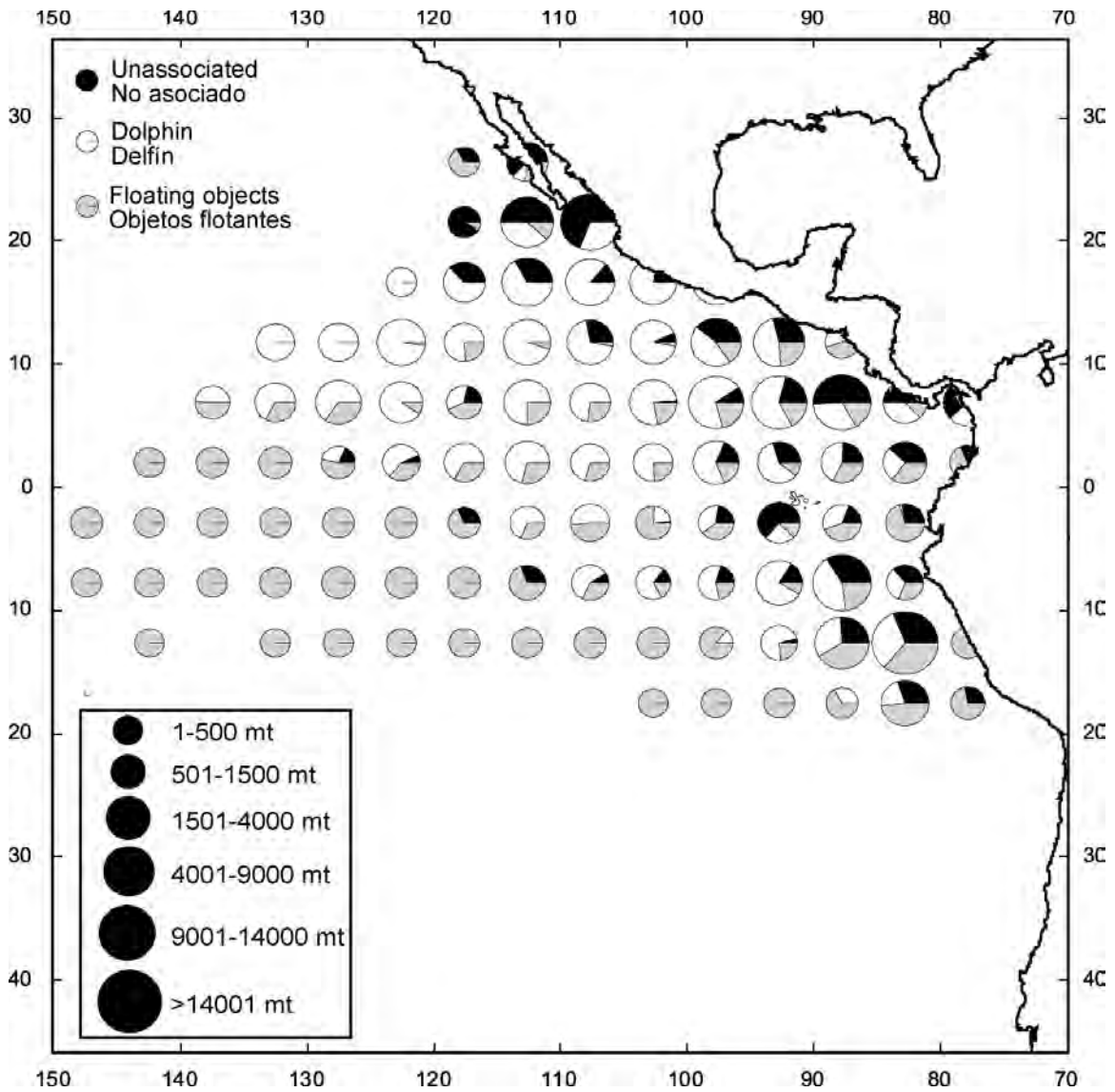


FIGURE 2b. Distribution of the logged retained catches of yellowfin, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean during 2001.

FIGURA 2b. Distribución de las capturas retenidas registradas de aleta amarilla, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental durante 2001.

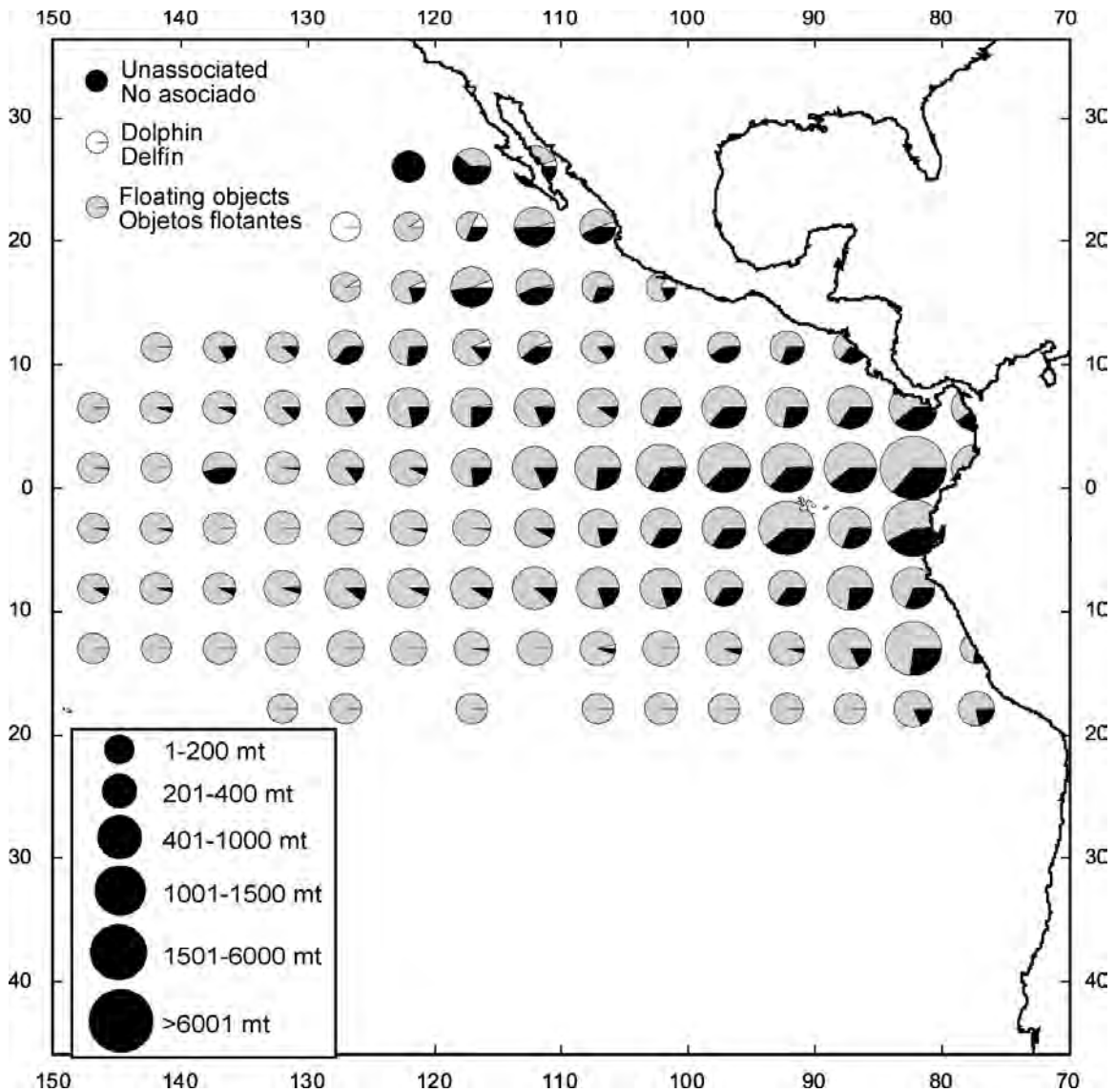


FIGURE 3a. Average annual distribution of the logged retained catches of skipjack, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean during 1986-2000. The average catches and effort were calculated only for the 1-degree areas for which three or more years of data were available.

FIGURA 3a. Distribución anual media de las capturas retenidas registradas de barrilete, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental durante 1986-2000. Se calcularon promedios de captura y esfuerzo solamente para las áreas de 1° para las cuales se disponía de tres años o más de datos.

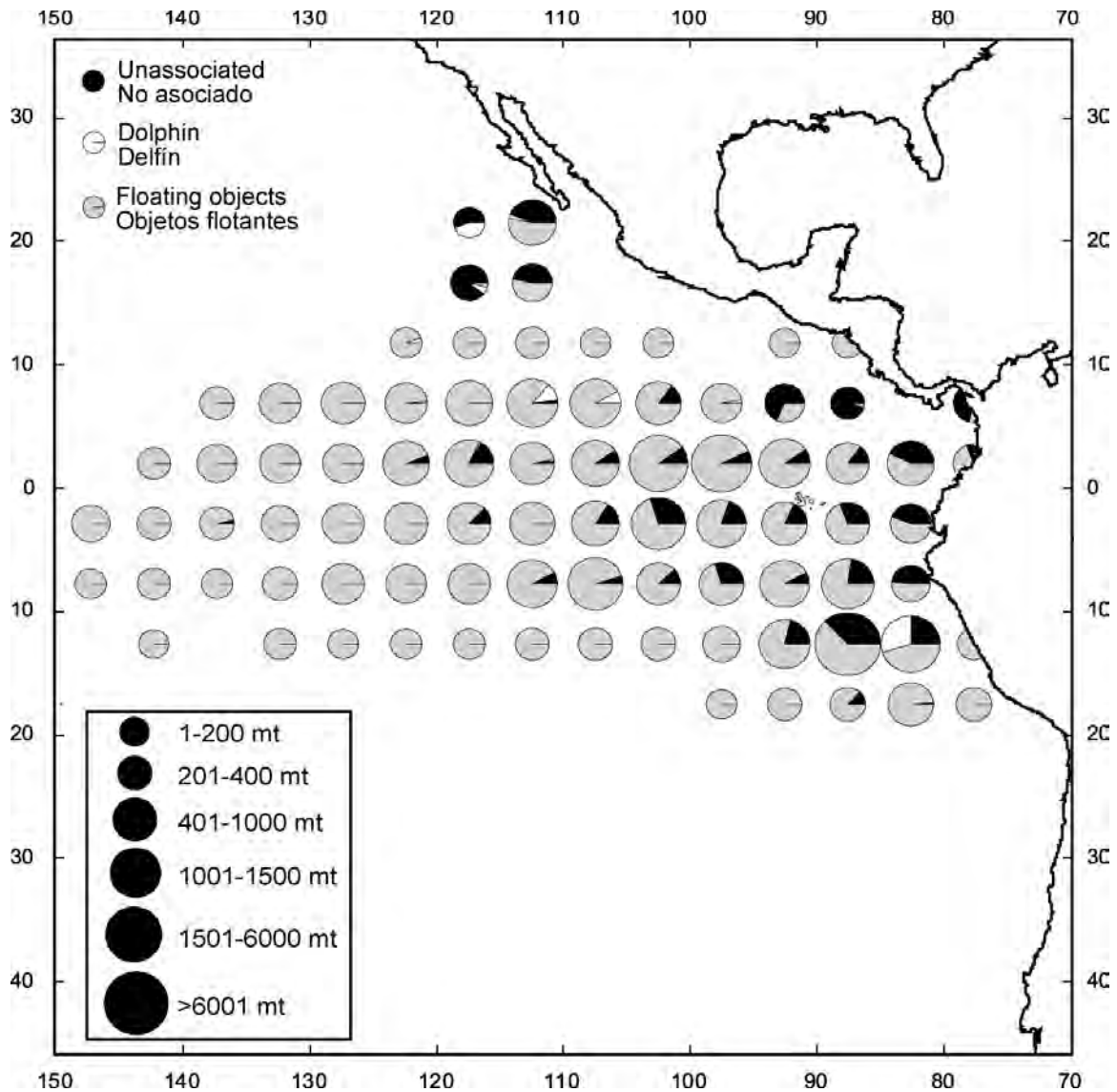


FIGURE 3b. Distribution of the logged retained catches of skipjack, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean during 2001.

FIGURA 3b. Distribución de las capturas retenidas registradas de barrilete, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental durante 2001.

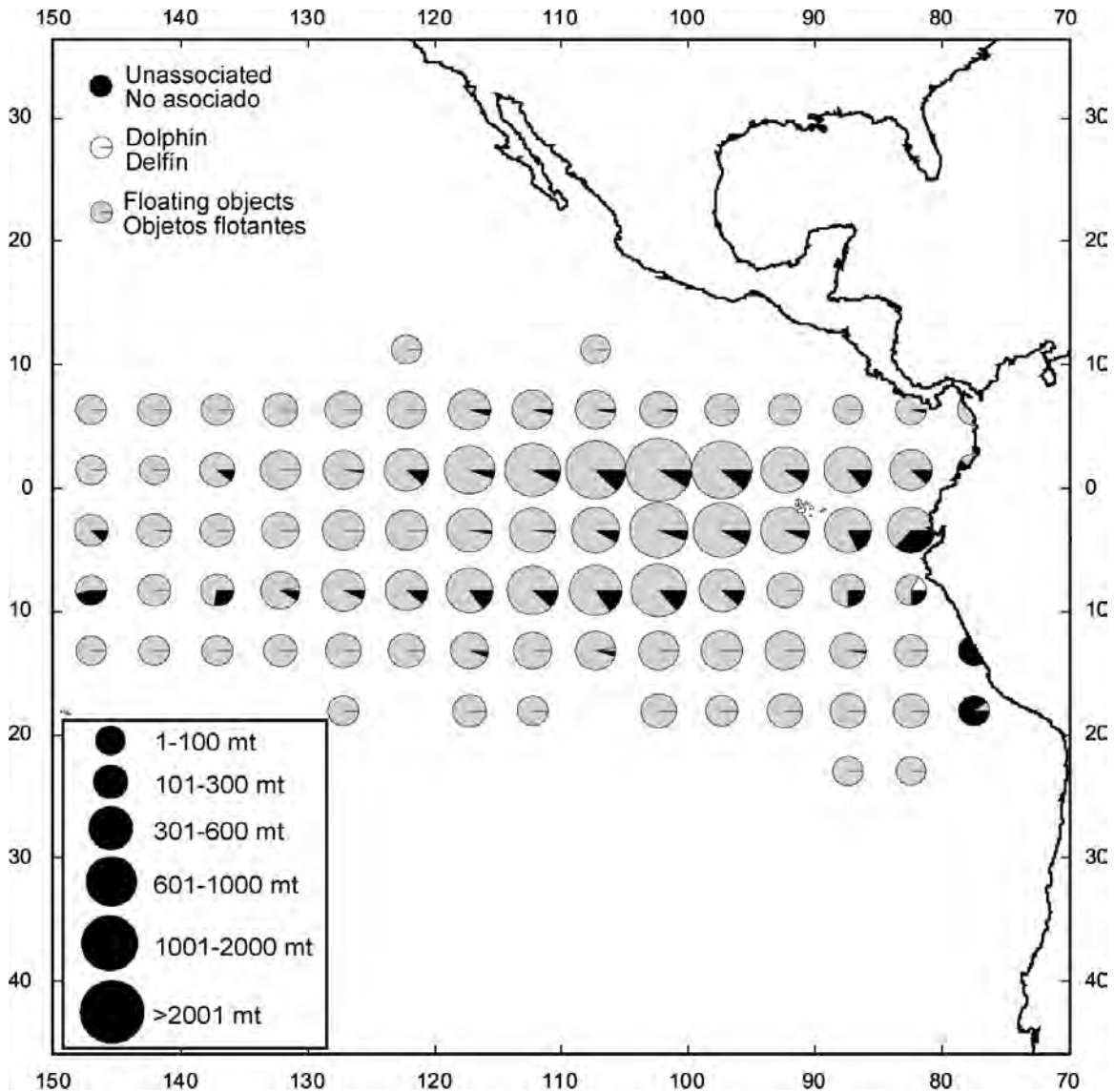


FIGURE 4a. Average annual distribution of the logged retained catches of bigeye, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean during 1994-2000. The average catches and effort were calculated only for the 1-degree areas for which two or more years of data were available.

FIGURA 4a. Distribución anual promedio de las capturas retenidas registradas de patudo, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental durante 1994-2000. Se calcularon promedios de captura y esfuerzo solamente para las áreas de 1° para las cuales se disponía de dos años o más de datos.

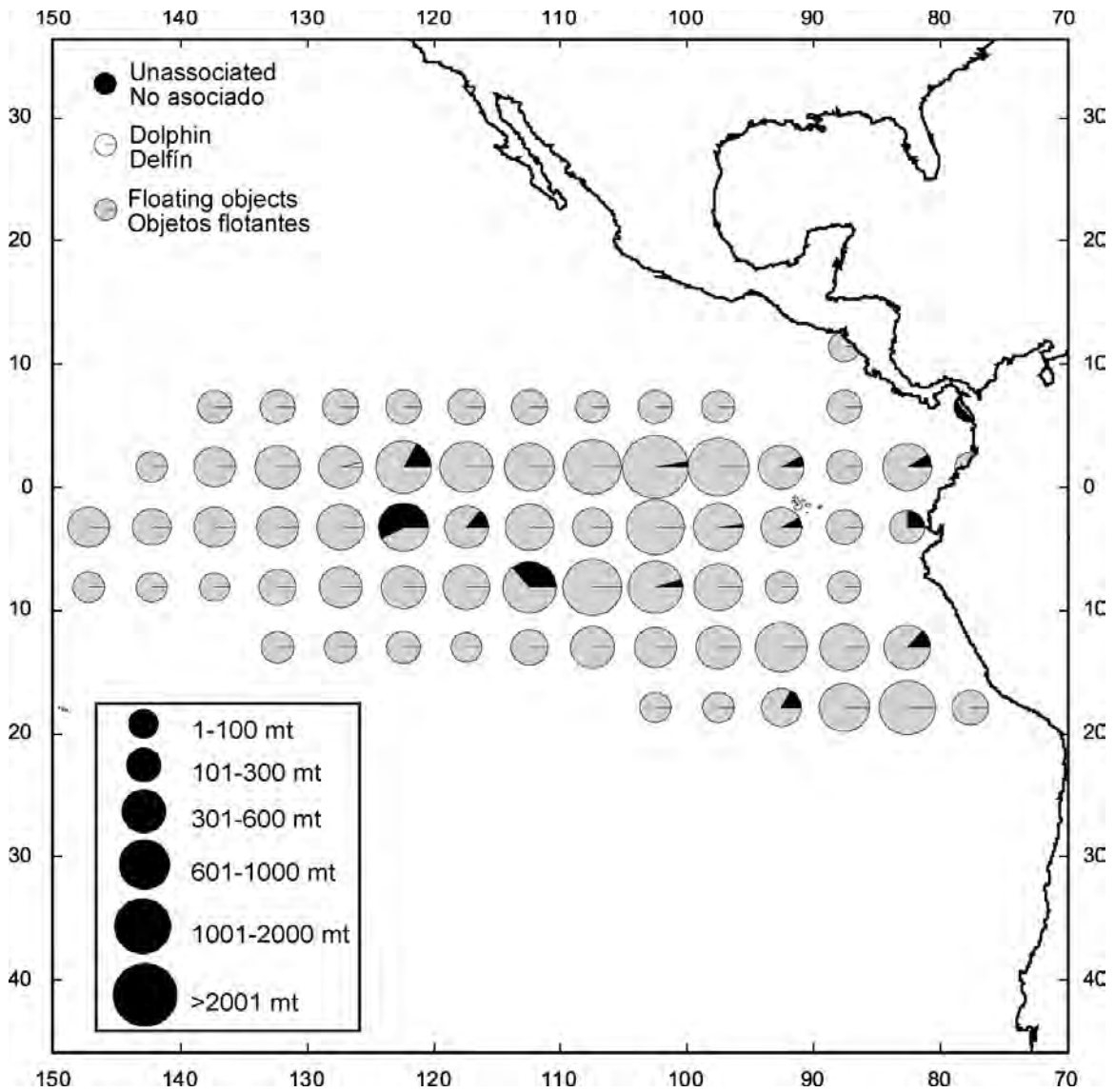
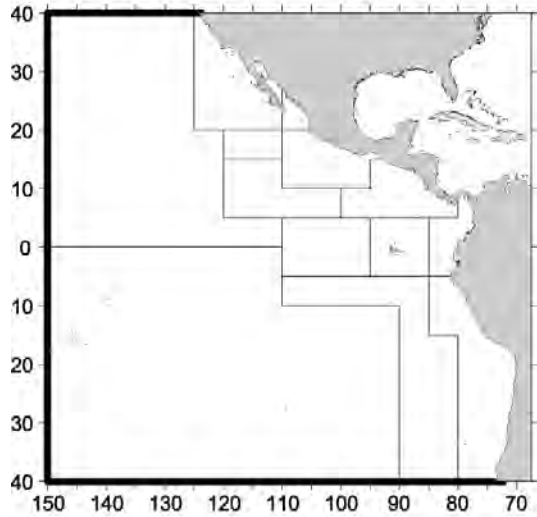


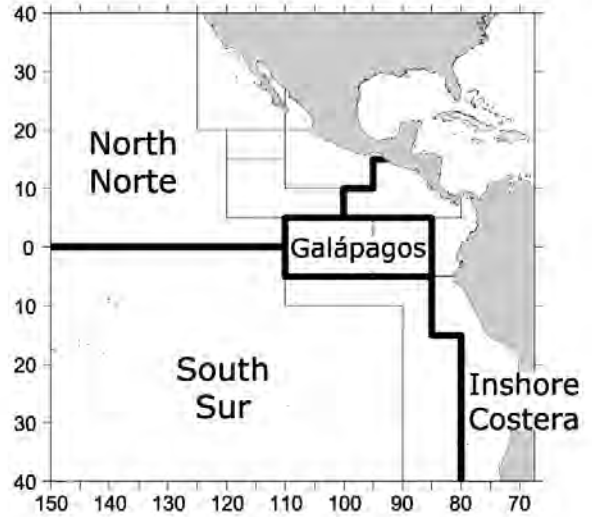
FIGURE 4b. Distribution of the logged retained catches of bigeye, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean during 2001.

FIGURA 4b. Distribución de las capturas retenidas registradas de patudo, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental durante 2001.

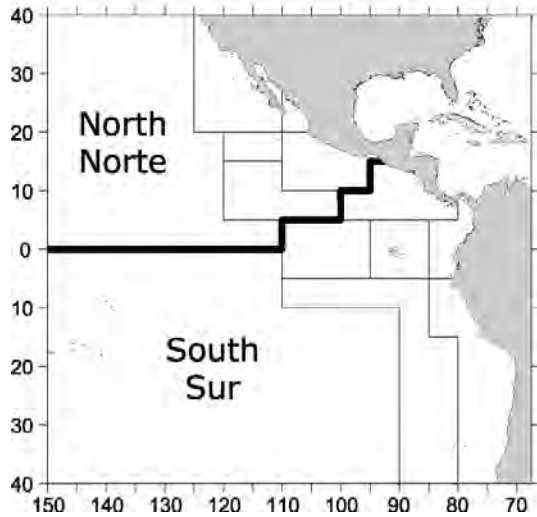
Unassociated - Bigeye, bluefin
 Dolphin - Bigeye, skipjack
 Pole-and-line vessels - All species
 No asociado - Patudo y aleta azul
 Delfín - Patudo y barrilete
 Barcos cañeros - Todas especies



Floating objects - All species
 Objetos flotantes - Todas especies



Unassociated - Skipjack, yellowfin
 No asociado - Barrilete y aleta amarilla



Dolphin - Yellowfin
 Delfín - Aleta amarilla

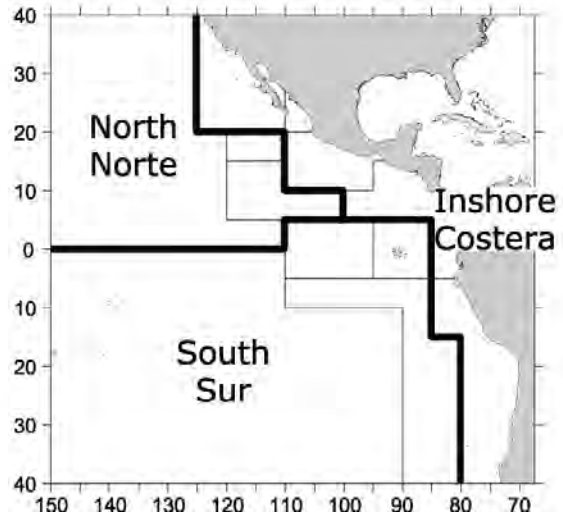


FIGURE 5. Areas used for sampling lengths of surface-caught tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO).
FIGURA 5. Zonas usadas para el muestreo de tallas de atunes capturados con artes de superficie en el Océano Pacífico oriental (OPO).

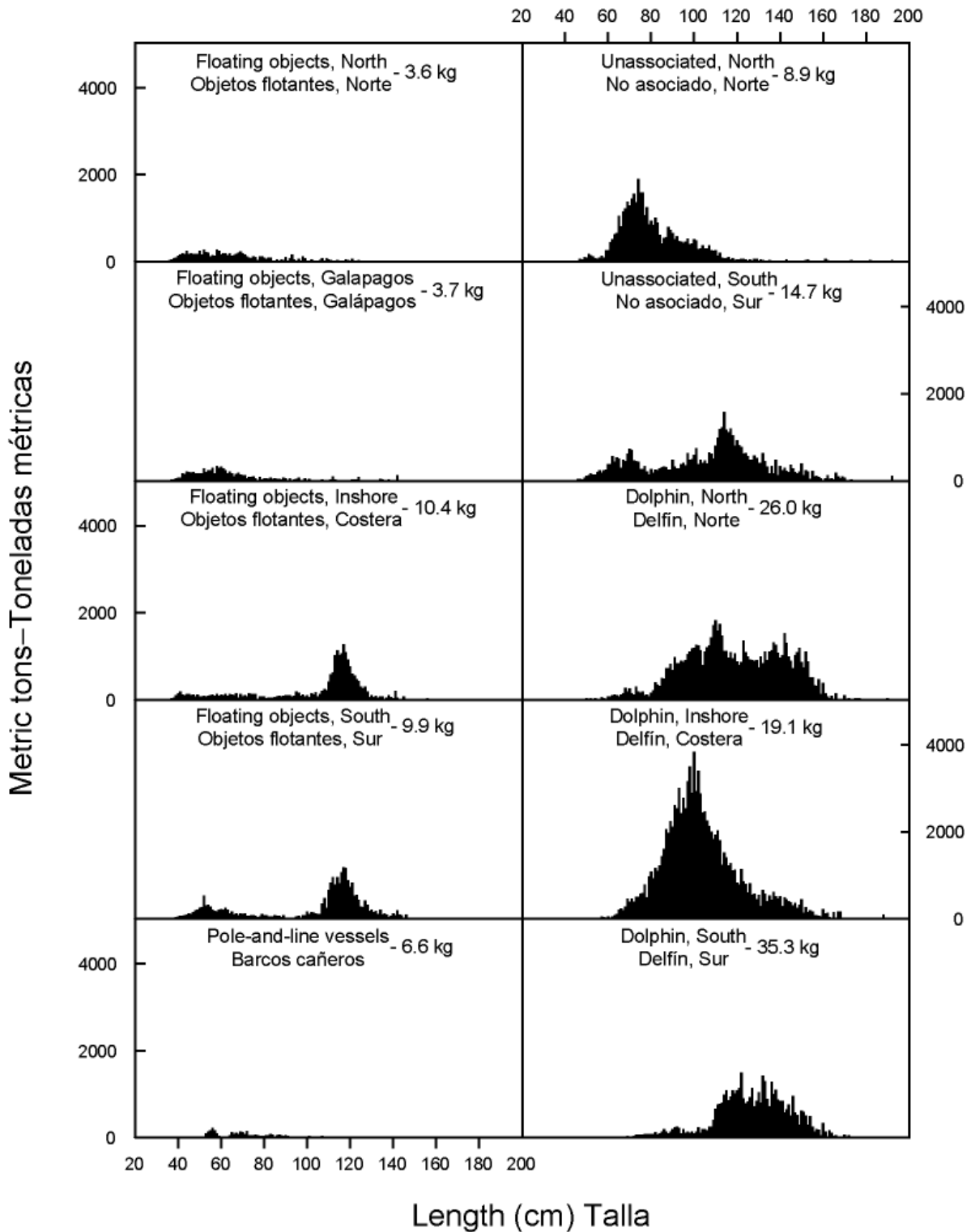


FIGURE 6a. Estimated size compositions of the yellowfin caught in each fishery of the EPO during 2001. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.

FIGURA 6a. Composición por tallas estimada para el aleta amarilla capturado en cada pesquería del OPO en 2001. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

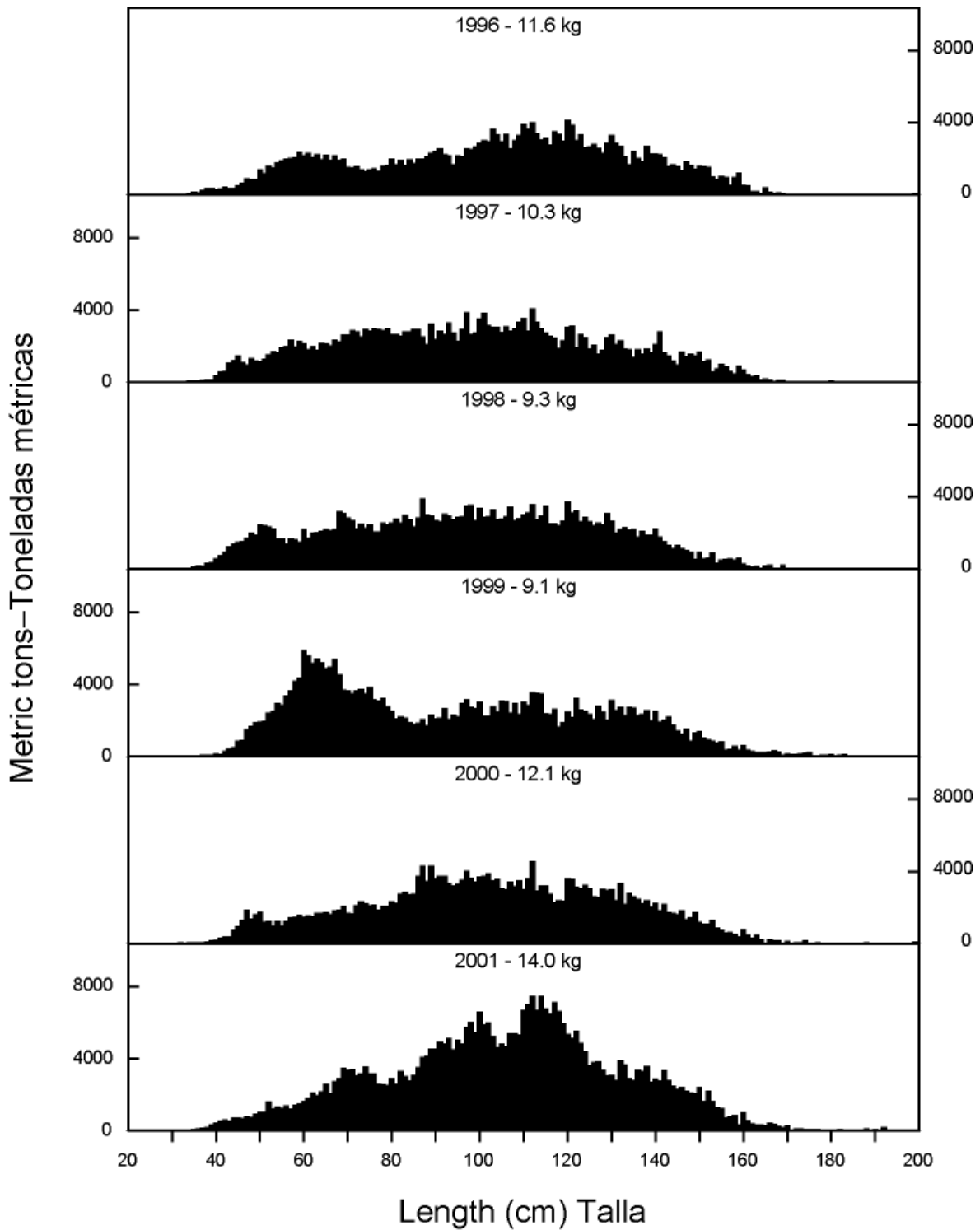


FIGURE 6b. Estimated size compositions of the yellowfin caught in the EPO during 1996-2001. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.

FIGURA 6b. Composición por tallas estimada para el aleta amarilla capturado en el OPO durante 1996-2001. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

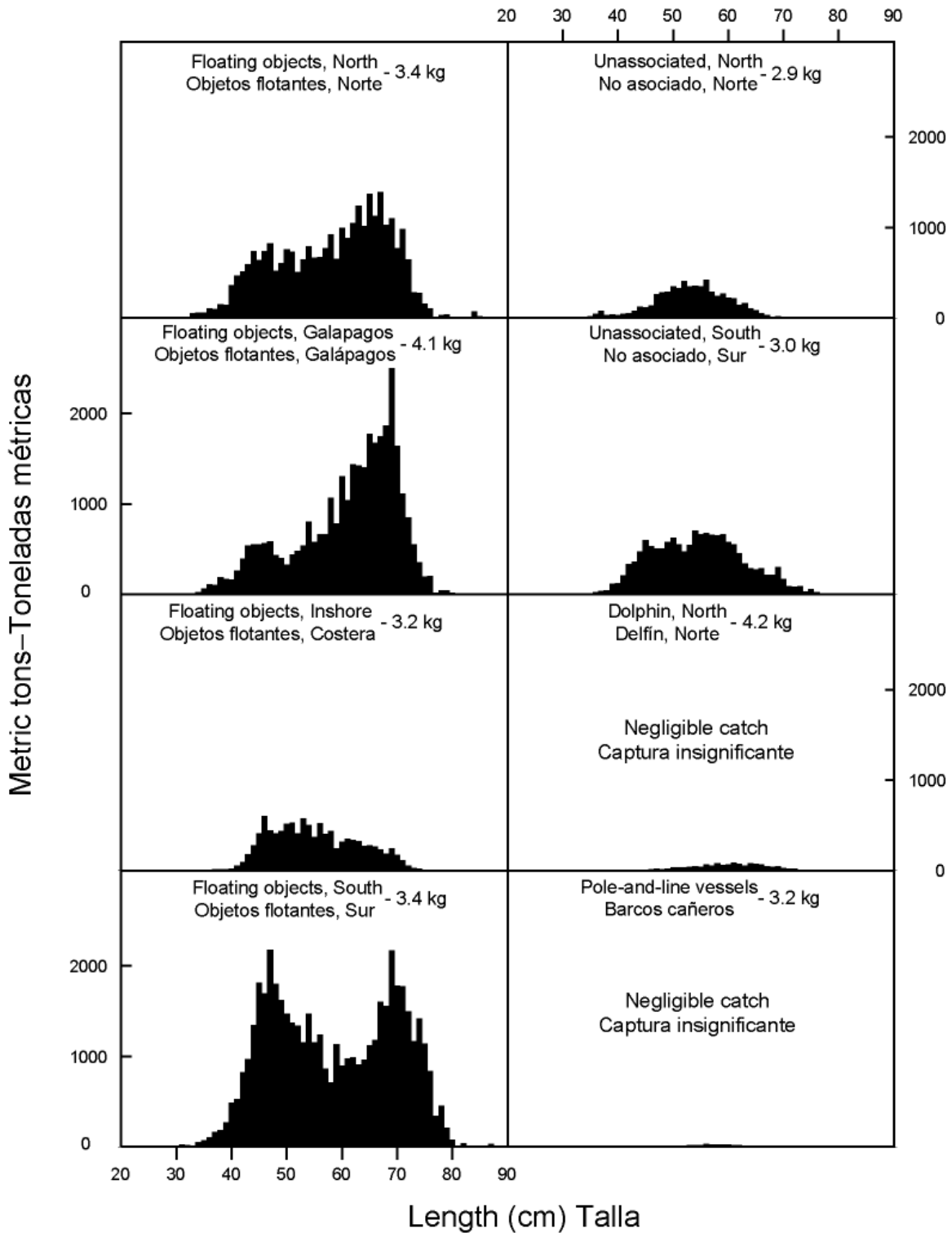


FIGURE 7a. Estimated size compositions of the skipjack caught in each fishery of the EPO during 2001. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.

FIGURA 7a. Composición por tallas estimada para el barrilete capturado en cada pesquería del OPO en 2001. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

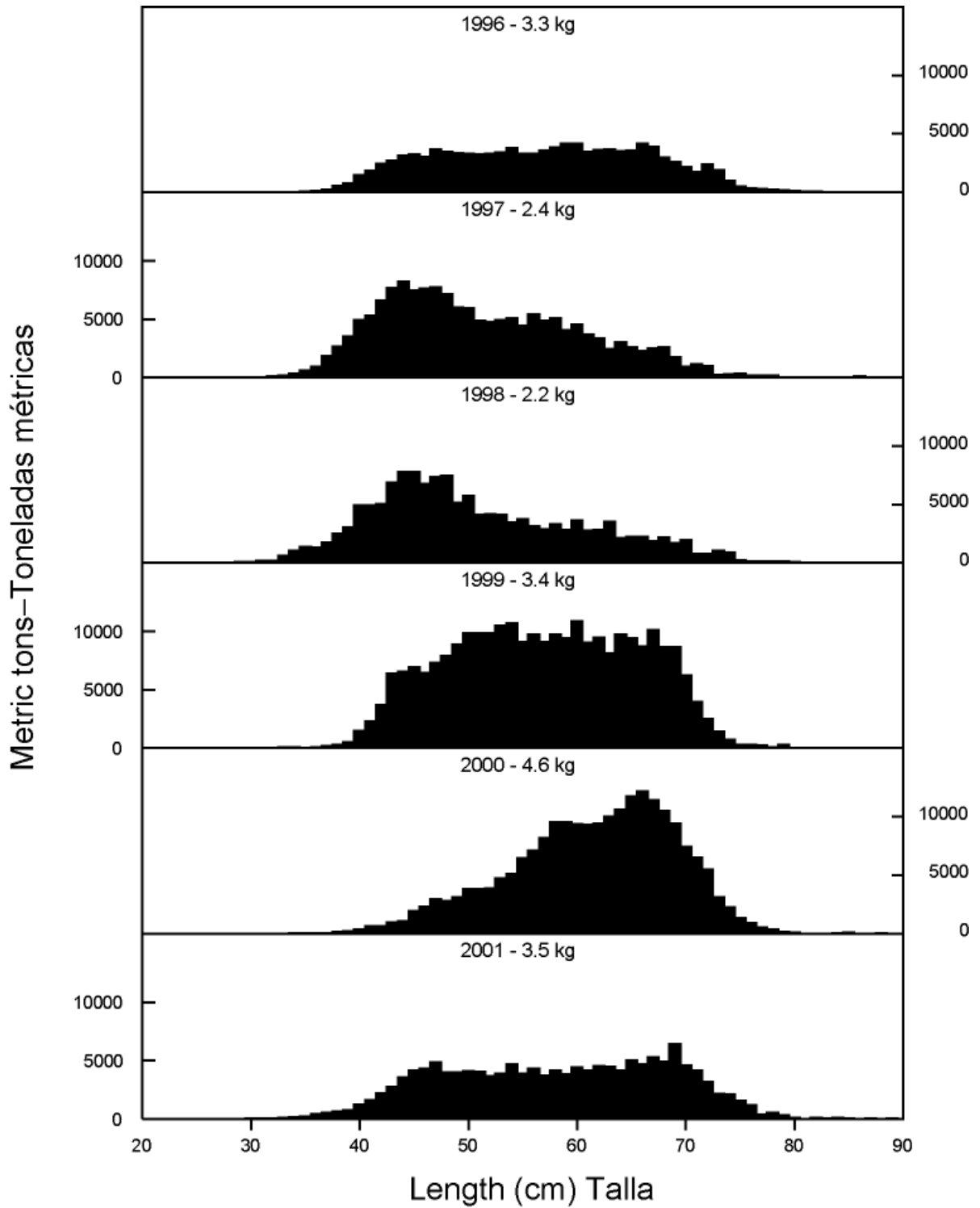


FIGURE 7b. Estimated size compositions of the skipjack caught in the EPO during 1996-2001. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.

FIGURA 7b. Composición por tallas estimada para el barrilete capturado en el OPO durante 1996-2001. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

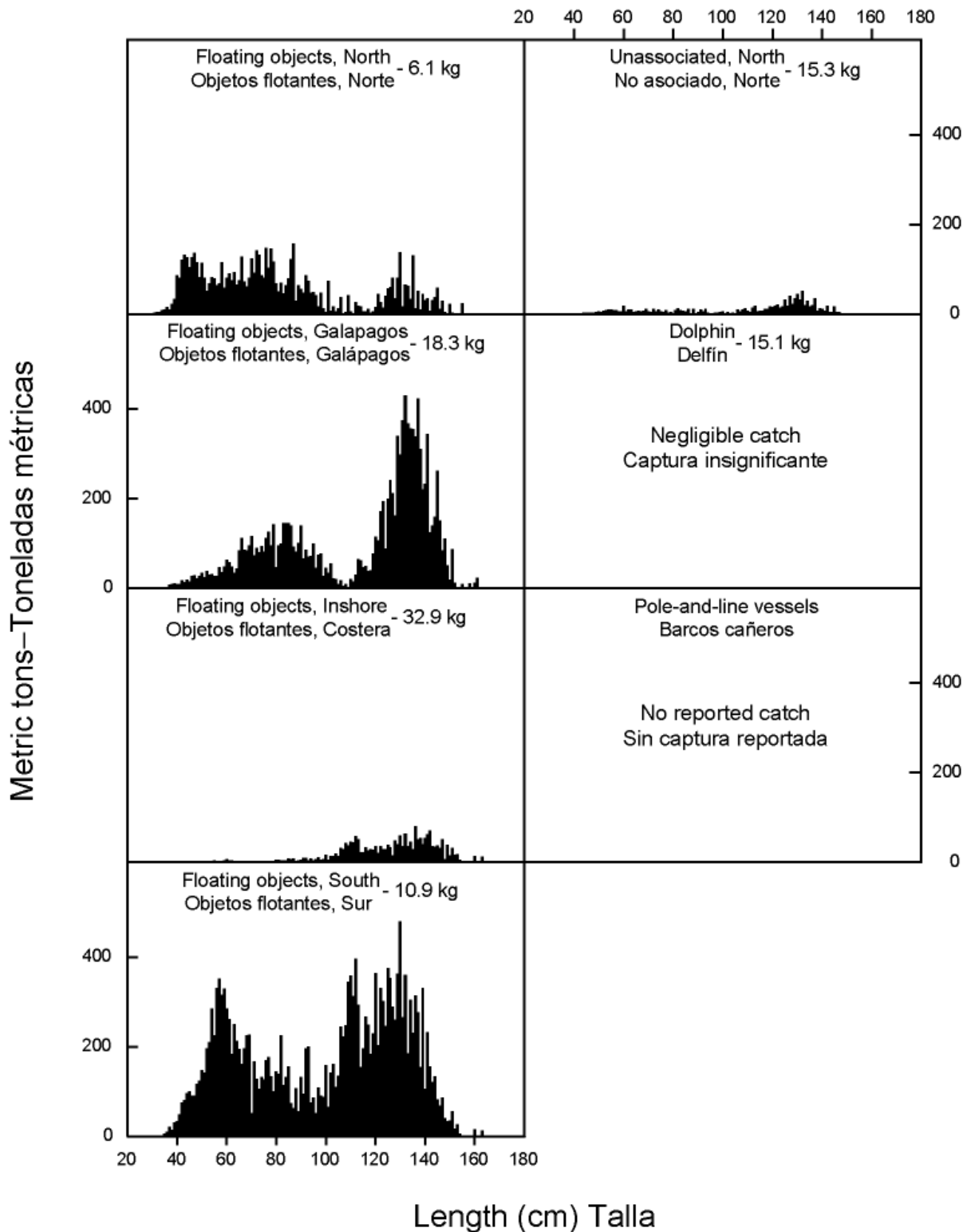


FIGURE 8a. Estimated size compositions of the bigeye caught in each fishery of the EPO during 2001. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.

FIGURA 8a. Composición por tallas estimada para el patudo capturado en cada pesquería del OPO en 2001. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

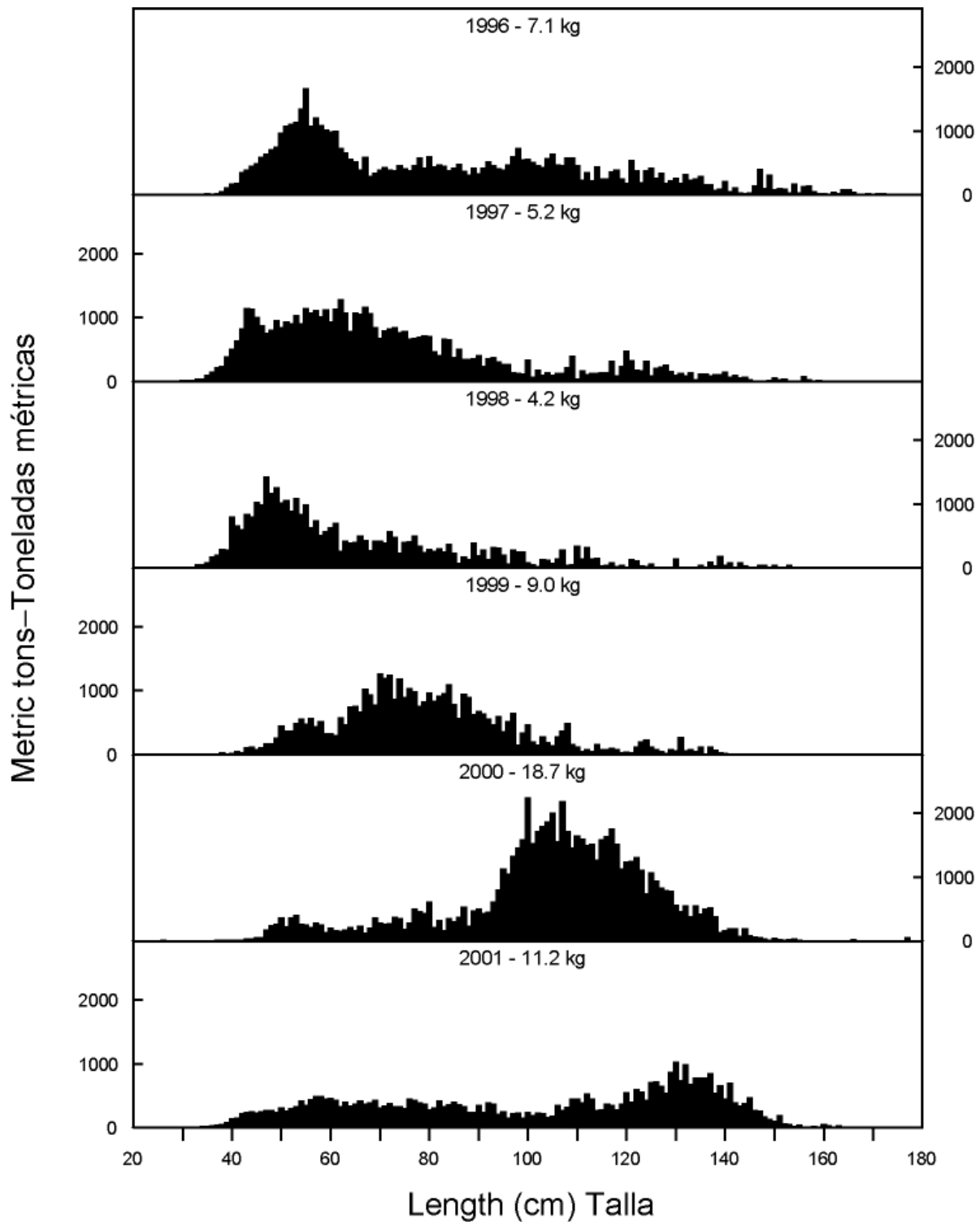


FIGURE 8b. Estimated size compositions of the bigeye caught in the EPO during 1996-2001. The average weights of the fish in the samples are given at the tops of the panels.

FIGURA 8b. Composición por tallas estimada para el patudo capturado en el OPO durante 1996-2001. En cada recuadro se detalla el peso promedio de los peces en las muestras.

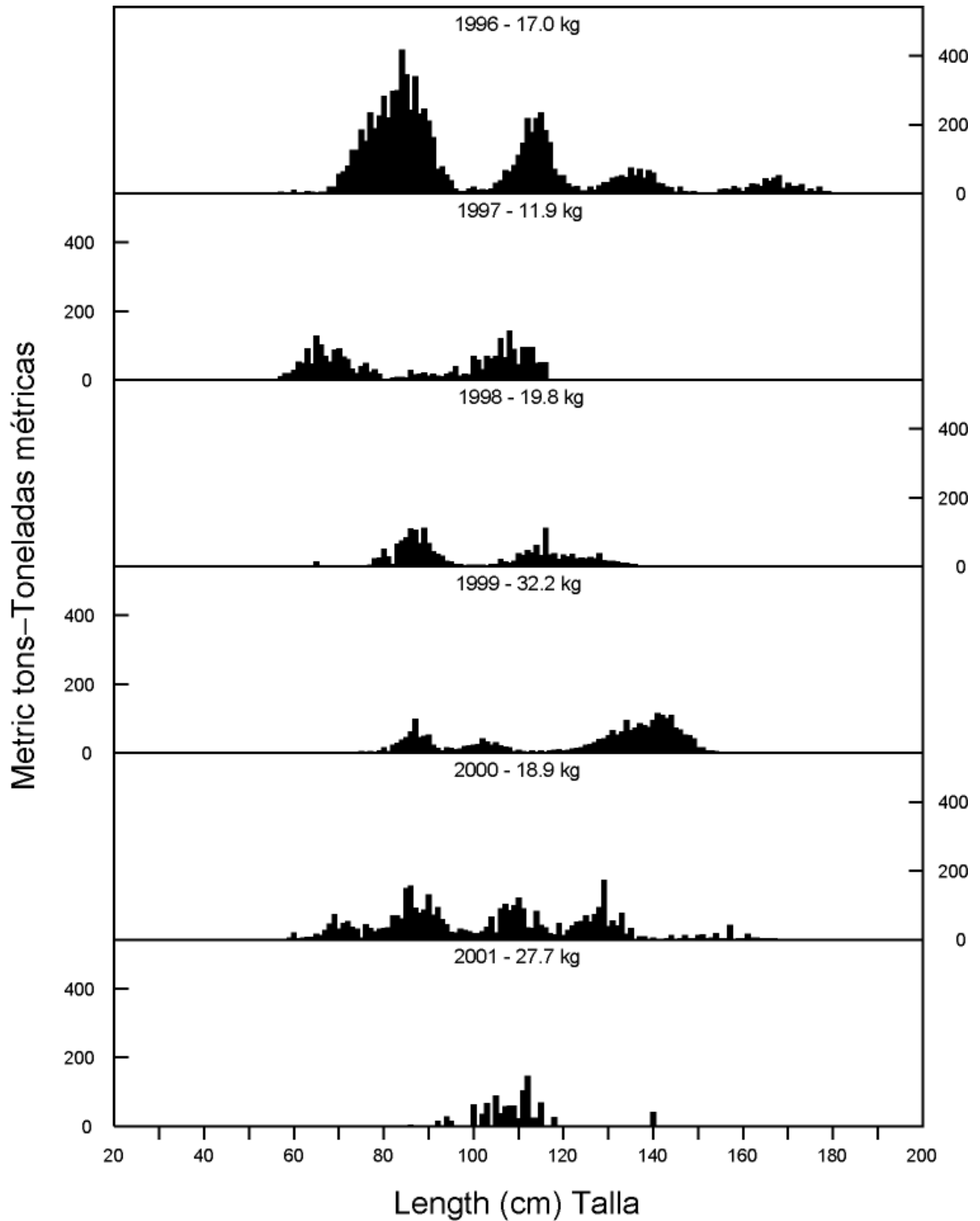


FIGURE 9a. Estimated catches of Pacific bluefin by purse-seine gear in the EPO during 1996-2001. The values at the tops of the panels are the average weights.

FIGURA 9a. Captura estimada de aleta azul del Pacífico por buques cerqueros en el OPO durante 1996-2001. El valor en cada recuadro representa el peso promedio.

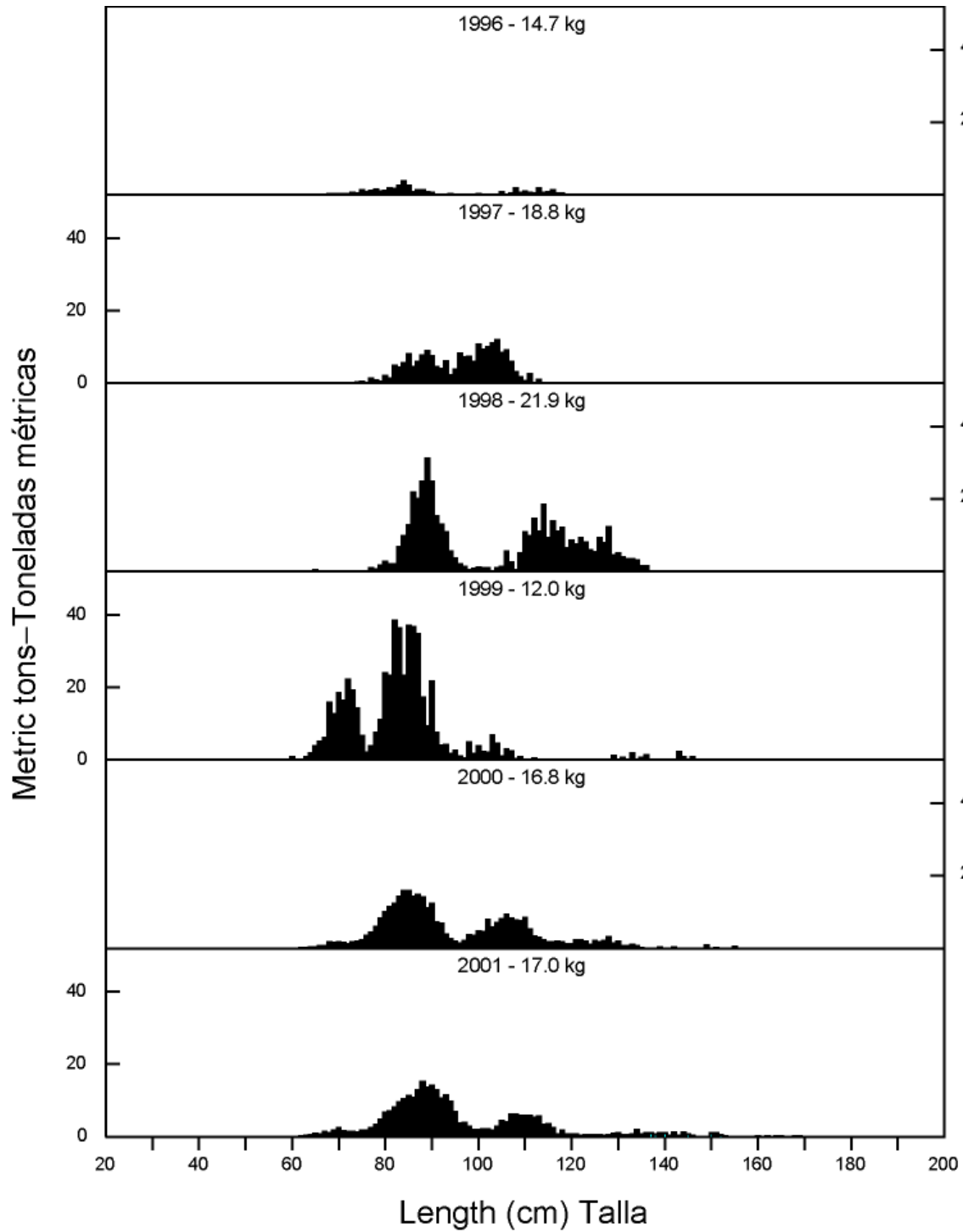


FIGURE 9b. Estimated catches of Pacific bluefin by recreational gear in the EPO during 1996-2001. The values at the tops of the panels are the average weights.

FIGURA 9b. Captura estimada de aleta azul del Pacífico por artes deportivas en el OPO durante 1996-2001. El valor en cada recuadro representa el peso promedio.

TABLE 1. Numbers and well volumes, in cubic meters, of purse seiners and pole-and-line vessels of the eastern Pacific Ocean (EPO) tuna fleet. Information for 1950-1960 (in short tons) is given in Table 4 of the IATTC Annual Report for 1988. The data for 2001 are preliminary.

TABLA 1. Número y volumen de bodega, en metros cúbicos, de los buques cerqueros y cañeros de la flota atunera del Océano Pacífico oriental (OPO). En la Tabla 4 del Informe Anual de la CIAT de 1988 se presentan los datos de 1950-1960 (en toneladas cortas). Los datos de 2001 son preliminares.

Year	Purse seiners		Pole-and-line vessels		Total	
	Number	Well volume	Number	Well volume	Number	Well volume
Año	Buques cerqueros		Barcos cañeros		Total	
	Número	Volumen de bodega	Número	Volumen de bodega	Número	Volumen de bodega
1961	125	31,896	93	11,171	218	43,068
1962	146	36,477	88	7,132	234	43,609
1963	159	42,782	108	6,350	267	49,132
1964	137	42,877	88	5,016	225	47,893
1965	163	45,332	109	6,144	272	51,476
1966	133	42,494	113	6,612	246	49,106
1967	130	42,899	108	6,234	238	49,133
1968	143	53,858	89	6,104	232	59,962
1969	153	60,641	69	5,268	222	65,909
1970	162	71,689	49	4,569	211	76,258
1971	191	94,423	102	5,916	293	100,338
1972	210	119,418	108	7,123	318	126,540
1973	219	140,150	106	7,279	325	147,429
1974	234	156,203	111	8,246	345	164,450
1975	253	174,016	102	7,862	355	181,879
1976	254	187,512	99	7,508	353	195,020
1977	253	189,967	79	5,766	332	195,733
1978	271	192,259	68	5,352	339	197,610
1979	282	195,494	45	4,223	327	199,717
1980	270	196,476	46	4,072	316	200,548
1981	251	196,484	39	3,249	290	199,733
1982	223	178,234	36	2,877	259	181,111
1983	215	149,404	52	3,681	267	153,085
1984	175	121,650	40	3,245	215	124,895
1985	178	137,814	25	2,574	203	140,387
1986	166	131,806	17	2,060	183	133,867
1987	177	152,351	29	2,376	206	154,727
1988	189	156,636	36	3,274	225	159,910
1989	178	141,956	30	3,135	208	145,091
1990	172	143,946	23	2,044	195	145,990
1991	155	124,501	19	1,629	174	126,131
1992	160	117,017	19	1,612	179	118,629
1993	152	118,730	15	1,543	167	120,272
1994	167	122,214	20	1,725	187	123,939
1995	175	124,096	20	1,784	195	125,880
1996	183	132,731	17	1,639	200	134,370
1997	194	146,533	23	2,105	217	148,637
1998	203	161,560	22	2,217	225	163,777
1999	208	180,009	14	1,642	222	181,651
2000	205	180,808	11	1,229	216	182,037
2001	204	189,730	11	1,291	215	191,021

TABLE 2a. Estimates of the numbers and well volumes, in cubic meters, of the purse seiners and pole-and-line vessels of the EPO tuna fleet in 2000, by flag, gear, and size class. Each vessel is included in the totals for each flag under which it fished during the year, but is included only once in “Grand total.” Therefore the grand totals may not equal the sums of the individual flag entries. PS = purse seiner; PL = pole-and-line vessel.

TABLA 2a. Estimaciones del número y volumen de bodega, en metros cúbicos, de los buques cerqueros y cañeros de la flota atunera en el OPO en 2000, por bandera, arte de pesca, y clase de arqueo. Se incluye cada buque en los totales de cada bandera bajo la cual pescó durante el año, pero solamente una vez en el “Total general”; por consiguiente, los totales generales no equivalen necesariamente a las sumas de las banderas individuales. PS = cerquero; PL = cañero.

Flag Bandera	Gear Arte	Size class—Clase de arqueo						Total	Well volume Volumen de bodega
		1	2	3	4	5	6		
Number—Número									
Belize—Belice	PS				1	1	2	4	2,249
Bolivia	PS						3	3	3,956
Colombia	PS			2		2	5	9	7,127
Ecuador	PS		7	13	13	6	36	75	45,888
	PL	1						1	32
España—Spain	PS						5	5	11,438
Guatemala	PS						4	4	7,640
Honduras	PS						1	1	628
México	PS			7	3	4	40	54	48,358
	PL	1	4	5				10	1,197
Nicaragua	PS						1	1	1,229
Panamá	PS			2	2		5	9	8,413
USA—EE.UU.	PS		3	2		2	6	13	9,229
Venezuela	PS						22	22	28,025
Vanuatu	PS						11	11	13,668
Grand total	PS		10	26	19	15	135	205	
Total general	PL	2	4	5				11	
	PS+PL	2	14	31	19	15	135	216	
Well volume—Volumen de bodega									
Grand total	PS	-	984	4,677	5,470	7,166	162,511	180,808	
Total general	PL	85	383	761	-	-	-	1,229	
	PS+PL	85	1,367	5,438	5,470	7,166	162,511	182,037	

TABLE 2b. Preliminary estimates of the numbers and well volumes, in cubic meters, of the purse seiners and pole-and-line vessels of the EPO tuna fleet in 2001, by flag, gear, and size class. Each vessel is included in the totals for each flag under which it fished during the year, but is included only once in “Grand total.” Therefore the grand totals may not equal the sums of the individual flag entries. PS = purse seiner; PL = pole-and-line vessel.

TABLA 2b. Estimaciones preliminares del número y volumen de bodega, en metros cúbicos, de buques cerqueros y cañeros de la flota atunera en el OPO en 2001, por bandera, arte de pesca, y clase de arqueo. Se incluye cada buque en los totales de cada bandera bajo la cual pescó durante el año, pero solamente una vez en el “Total general”; por consiguiente, los totales generales no equivalen necesariamente a las sumas de las banderas individuales. PS = cerquero; PL = cañero.

Flag Bandera	Gear Arte	Size class—Clase de arqueo						Total	Well volume Volumen de bodega
		1	2	3	4	5	6		
Number—Número									
Belize—Belice	PS	-	-	-	-	-	2	2	1,850
Bolivia	PS	-	-	-	-	-	5	5	5,830
Colombia	PS	-	-	2	1	2	5	10	7,397
Ecuador	PS	-	5	12	11	7	38	73	48,334
	PL	1	-	-	-	-	-	1	32
España—Spain	PS	-	-	-	-	-	5	5	12,137
Guatemala	PS	-	-	-	-	-	4	4	7,640
Honduras	PS	-	-	-	-	-	3	3	2,254
México	PS	-	-	4	4	9	37	54	47,145
	PL	1	3	6	-	-	-	10	1,259
Nicaragua	PS	-	-	-	-	-	1	1	1,229
Panamá	PS	-	-	2	2	-	6	10	9,517
El Salvador	PS	-	-	-	-	-	2	2	4,469
USA—EE.UU.	PS	-	-	1	-	2	5	8	7,362
Venezuela	PS	-	-	-	-	-	25	25	31,687
Vanuatu	PS	-	-	-	-	-	6	6	7,803
Unknown	PS	-	-	-	1	-	2	3	1,512
Grand total	PS	-	5	21	18	20	140	204	
Total general	PL	2	3	6	-	-	-	11	
	PS+PL	2	8	27	18	20	140	215	
Well volume—Volumen de bodega									
Grand total	PS	-	453	3,801	5,231	9,166	171,079	189,730	
Total general	PL	85	293	913	-	-	-	1,291	
	PS+PL	85	746	4,714	5,231	9,166	171,079	191,021	

TABLE 3. Estimated retained and discarded catches by surface gear, in metric tons, of the EPO tuna fleet. “Others” includes sharks, other tunas, and miscellaneous fishes; CYRA = Commission’s Yellowfin Regulatory Area; Outside = area between the CYRA and 150°W. The 2000 and 2001 data are preliminary. Additional information concerning this table is given in the text.

TABLA 3. Estimaciones de capturas retenidas y descartadas, en toneladas métricas, por artes de superficie de la flota atunera del OPO. “Otros” incluye tiburones, otros atunes, y peces diversos; ARCAA = Area de Regulación de la Comisión para el Aleta Amarilla; Exterior = zona entre el ARCAA y 150°O. Los datos de 2000 y 2001 son preliminares. En el texto se presenta información adicional sobre esta tabla.

Year	Yellowfin				Skipjack			Bigeye			Bluefin			
	Retained CYRA	Retained Outside	Total	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total
	Aleta amarilla				Barrilete			Patudo			Aleta azul			
Año	Retenido			Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total
	ARCAA	Exterior	Total											
1970	127,793	27,833	155,626		155,626	56,020		56,020	1,332		1,332	3,966		3,966
1971	102,194	20,645	122,839		122,839	104,721		104,721	2,566		2,566	8,360		8,360
1972	136,515	40,612	177,127		177,127	33,409		33,409	2,238		2,238	13,347		13,347
1973	160,341	44,912	205,253		205,253	43,954		43,954	1,979		1,979	10,744		10,744
1974	173,180	37,184	210,364		210,364	78,803		78,803	890		890	5,617		5,617
1975	158,843	43,299	202,142		202,142	123,868		123,868	3,723		3,723	9,583		9,583
1976	190,236	46,111	236,347		236,347	126,287		126,287	10,243		10,243	10,645		10,645
1977	182,676	16,140	198,816		198,816	86,337		86,337	7,055		7,055	5,473		5,473
1978	166,045	14,549	180,594		180,594	169,895		169,895	11,759		11,759	5,397		5,397
1979	175,906	13,768	189,674		189,674	132,024		132,024	7,532		7,532	6,117		6,117
1980	131,998	27,427	159,425		159,425	130,671		130,671	15,421		15,421	2,939		2,939
1981	157,733	24,080	181,813		181,813	119,606		119,606	10,091		10,091	1,089		1,089
1982	106,868	18,216	125,084		125,084	98,757		98,757	4,102		4,102	3,150		3,150
1983	82,026	12,230	94,256		94,256	58,142		58,142	3,260		3,260	853		853
1984	128,559	16,502	145,061		145,061	60,551		60,551	5,936		5,936	881		881
1985	192,543	24,449	216,992		216,992	49,460		49,460	4,532		4,532	4,055		4,055
1986	228,125	40,149	268,274		268,274	63,552		63,552	1,939		1,939	5,085		5,085
1987	248,153	24,094	272,247		272,247	62,345		62,345	776		776	1,005		1,005
1988	267,592	20,811	288,403		288,403	85,326		85,326	1,053		1,053	1,424		1,424
1989	242,342	47,033	289,375		289,375	92,374		92,374	1,470		1,470	1,170		1,170
1990	226,465	46,864	273,329		273,329	72,575		72,575	4,712		4,712	1,542		1,542
1991	219,525	19,596	239,121		239,121	63,260		63,260	3,740		3,740	461		461
1992	221,309	18,540	239,849		239,849	83,964		83,964	5,497		5,497	1,999		1,999
1993	213,258	18,813	232,071	5,040	237,111	87,357	10,589	97,946	8,069	585	8,654	879	0	879
1994	197,064	22,197	219,261	4,614	223,875	74,534	10,314	84,848	29,375	2,305	31,680	1,062	0	1,062
1995	196,220	27,556	223,776	5,345	229,121	138,239	16,621	154,860	37,328	3,262	40,590	874	0	874
1996	218,114	32,056	250,170	6,660	256,830	112,205	24,970	137,175	51,353	5,786	57,139	8,259	0	8,259
1997	214,277	43,554	257,831	5,631	263,462	161,809	31,867	193,676	51,619	5,627	57,246	2,807	3	2,810
1998	236,503	29,216	265,719	4,718	270,437	145,000	22,856	167,856	35,155	2,853	38,008	2,223	0	2,223
1999	264,739	32,176	296,915	6,628	303,543	268,021	26,813	294,834	41,163	5,166	46,329	3,091	54	3,145
2000	221,222	51,189	272,411	6,815	279,226	211,129	26,364	237,493	70,154	5,624	75,778	4,128	0	4,128

2001 344,597 51,443 396,040 7,922 403,962 144,840 13,517 158,357 42,847 1,262 44,109 1,309 4 1,313

TABLE 3. (continued)
TABLA 3. (continuación)

Year	Albacore			Bonito			Black skipjack			Others			All species combined		
	Retained	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total	Retained	Discarded	Total
Año	Albacora			Bonito			Barrilete negro			Otros			Todas las especies		
	Retenido	Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total	Retenido	Descartado	Total
1970	4,476		4,476	4,738		4,738	0		0	27		27	226,185		226,185
1971	2,490		2,490	9,600		9,600	6		6	61		61	250,643		250,643
1972	4,832		4,832	8,872		8,872	601		601	367		367	240,793		240,793
1973	2,316		2,316	7,864		7,864	1,674		1,674	355		355	274,139		274,139
1974	4,783		4,783	4,436		4,436	3,742		3,742	985		985	309,620		309,620
1975	3,332		3,332	16,838		16,838	511		511	277		277	360,274		360,274
1976	3,733		3,733	4,370		4,370	1,526		1,526	1,327		1,327	394,478		394,478
1977	1,963		1,963	11,275		11,275	1,458		1,458	1,950		1,950	314,327		314,327
1978	1,745		1,745	4,837		4,837	2,162		2,162	806		806	377,195		377,195
1979	327		327	1,805		1,805	1,366		1,366	1,249		1,249	340,094		340,094
1980	601		601	6,110		6,110	3,680		3,680	953		953	319,800		319,800
1981	739		739	5,918		5,918	1,911		1,911	1,010		1,010	322,177		322,177
1982	553		553	2,121		2,121	1,338		1,338	783		783	235,888		235,888
1983	456		456	3,829		3,829	1,236		1,236	1,709		1,709	163,741		163,741
1984	5,351		5,351	3,514		3,514	666		666	987		987	222,947		222,947
1985	919		919	3,604		3,604	296		296	536		536	280,394		280,394
1986	133		133	490		490	595		595	1,140		1,140	341,208		341,208
1987	417		417	3,326		3,326	557		557	1,612		1,612	342,285		342,285
1988	288		288	9,550		9,550	1,267		1,267	1,297		1,297	388,608		388,608
1989	1		1	12,095		12,095	783		783	1,072		1,072	398,340		398,340
1990	184		184	13,856		13,856	792		792	944		944	367,934		367,934
1991	834		834	1,288		1,288	446		446	649		649	309,799		309,799
1992	255		255	978		978	104		104	762		762	333,408		333,408
1993	1	0	1	599	12	611	104	3,950	4,054	314	1,981	2,295	329,394	22,157	351,551
1994	85	0	85	8,692	145	8,837	188	805	993	419	522	941	333,616	18,705	352,321
1995	465	2	467	8,009	55	8,064	187	1,415	1,602	172	668	840	409,050	27,368	436,418
1996	83	0	83	655	1	656	704	2,417	3,121	219	1,052	1,271	423,648	40,886	464,534
1997	60	0	60	1,104	5	1,109	101	2,582	2,683	148	3,407	3,555	475,479	49,122	524,601
1998	124	0	124	1,337	5	1,342	527	1,857	2,384	168	1,233	1,401	450,253	33,522	483,775
1999	276	0	276	1,597	0	1,597	178	3,412	3,590	240	3,096	3,336	611,481	45,170	656,651
2000	149	0	149	615	0	615	293	1,885	2,178	364	1,496	1,860	559,243	42,184	601,427
2001	20	0	20	18	0	18	1,798	1,261	3,059	436	766	1,202	587,308	24,732	612,040

TABLE 4a. Estimates of the retained catches and landings, in metric tons, of tunas caught by surface gear in the EPO in 2000, by species and vessel flag (upper panel) and location where processed (lower panel). YFT = yellowfin; SKJ = skipjack; BET = bigeye; PBF = Pacific bluefin; BEP = bonito; ALB = albacore; BKJ = black skipjack; Misc. = other species, including sharks, other tunas, and miscellaneous fishes.

TABLA 4a. Estimaciones de las capturas retenidas y descargas de atún capturado con artes de superficie en el OPO en 2000, por especie y bandera del buque (panel superior) y localidad donde fue procesado (panel inferior), en toneladas métricas. YFT = aleta amarilla; SKJ = barrilete; BET = patudo; PBF = aleta azul del Pacífico; BEP = bonito; ALB = albacora; BKJ = barrilete negro; Misc. = otras especies, incluyendo tiburones, otros túnidos, y peces diversos.

Flag Bandera	YFT		SKJ	BET	PBF	ALB	BEP	BSJ	Misc.	Total	Percent of total Porcentaje del total
	CYRA— ARCAA	Outside— Exterior									
Retained catches—Capturas retenidas											
Colombia	12,112	3,443	6,160	1,025	0	0	0	0	0	22,740	4.1
Ecuador	33,614	4,578	110,415	27,868	0	0	0	268	98	176,841	31.6
España—Spain	3,144	2,876	16,368	17,482	0	0	0	0	0	39,870	7.1
México	78,325	23,565	16,390	82	3,091	428	92	2	221	122,196	21.9
Panamá	5,735	466	12,477	3,926	0	0	0	10	29	22,643	4.0
U.S.A.—EE.UU.	3,460	1,077	10,668	2,067	1,037	187	57	1	16	18,570	3.3
Venezuela	59,475	10,331	5,118	206	0	0	0	12	0	75,142	13.4
Vanuatu	11,476	2,722	11,037	6,074	0	0	0	0	0	31,309	5.6
Other—Otros ¹	13,881	2,131	22,496	11,424	0	0	0	0	0	49,932	8.9
Total	221,222	51,189	211,129	70,154	4,128	615	149	293	364	559,243	
Landings—Descargas											
Colombia	38,102	9,712	17,947	5,921	0	0	0	10	0	71,692	13.2
Costa Rica	14,533	258	3,936	805	0	0	0	0	0	19,532	3.6
Ecuador	44,020	6,866	131,719	33,949	0	0	0	268	148	216,970	39.8
España—Spain	5,383	2,343	9,401	12,608	0	0	5	0	0	29,740	5.5
México	73,605	22,975	14,936	944	3,156	427	86	6	221	116,356	21.3
U.S.A.—EE.UU.	2,789	1,178	6,951	1,881	580	0	57	2	0	13,438	2.5
Venezuela	25,500	3,204	3,565	52	0	0	0	6	0	32,327	5.9
Other—Otros ²	12,488	2,207	18,860	10,994	390	186	0	0	0	45,125	8.3
Total	216,420	48,743	207,315	67,154	4,126	613	148	292	369	545,180	

¹ Includes Belize, Bolivia, Guatemala, Honduras, and Nicaragua. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

¹ Incluye Belice, Bolivia, Guatemala, Honduras, y Nicaragua. Se usa esta categoría para no revelar información sobre las actividades de buques o empresas individuales.

² Includes Ghana, Italy, Libya, Peru, Turkey, and unidentified. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

² Incluye Ghana, Italia, Libia, Perú, Turquía, y no identificados. Se usa esta categoría para no revelar información sobre las actividades de buques o empresas individuales.

TABLE 4b. Preliminary estimates of the retained catches and landings, in metric tons, of tunas caught by surface gear in the EPO in 2001, by species and vessel flag (upper panel) and location where processed (lower panel). YFT = yellowfin; SKJ = skipjack; BET = bigeye; PBF = Pacific bluefin; BEP = bonito; ALB = albacore; BKJ = black skipjack; Misc. = other species, including sharks, other tunas, and miscellaneous fishes

TABLA 4b. Estimaciones preliminares de las capturas retenidas y descargas de atún capturado con artes de superficie en el OPO en 2001, por especie y bandera del buque (panel superior) y localidad donde fue procesado (panel inferior), en toneladas métricas. YFT = aleta amarilla; SKJ = barrilete; BET = patudo; PBT = aleta azul del Pacífico; BEP = bonito; ALB = albacora; BKJ = barrilete negro; Misc. = otras especies, incluyendo tiburones, otros túnidos, y peces diversos

Flag Bandera	YFT		SKJ	BET	PBF	ALB	BEP	BSJ	Misc.	Total	Percent of total Porcentaje del total
	CYRA— ARCAA	Outside— Exterior									
Retained catches—Capturas retenidas											
Colombia	23,010	1,861	2,523	150	0	0	0	79	12	27,635	4.7
Ecuador	50,412	4,296	70,353	19,879	0	0	0	1,646	421	147,007	25.0
España—Spain	6,853	4,114	21,564	6,724	0	0	0	0	0	39,255	6.7
México	111,052	23,231	8,071	91	863	18	18	0	0	143,344	24.4
Panamá	11,664	1,277	6,601	1,715	0	0	0	0	3	21,260	3.6
U.S.A.—EE.UU.	4,066	1,377	4,202	2,226	446	0	2	73	0	12,392	2.1
Venezuela	100,187	9,451	2,214	3	0	0	0	0	0	111,855	19.0
Vanuatu	9,735	1,029	7,937	3,785	0	0	0	0	0	22,486	3.8
Other—Otros ¹	27,618	4,807	21,375	8,274	0	0	0	0	0	62,074	10.6
Total	344,597	51,443	144,840	42,847	1,309	18	20	1,798	436	587,308	
Landings—Descargas											
Colombia	35,368	3,517	6,647	2,017	0	0	0	0	0	47,549	8.1
Costa Rica	25,691	541	2,031	548	0	0	0	0	0	28,811	4.9
Ecuador	89,714	9,835	94,680	31,003	0	0	0	1,725	436	227,393	38.6
España—Spain	8,295	3,763	9,665	3,411	0	0	17	0	0	25,151	4.3
México	105,591	22,816	7,757	90	853	17	0	0	0	137,124	23.3
Perú	1,384	345	1,370	0	0	0	0	0	0	3,099	0.5
U.S.A.—EE.UU.	351	364	1,282	464	456	0	2	72	0	2,991	0.5
Venezuela	30,245	2,139	714	0	0	0	0	0	0	33,098	5.6
Other—Otros ²	49,905	8,314	20,597	5,730	0	0	0	0	0	84,546	14.3
Total	346,544	51,634	144,743	43,263	1,309	17	19	1,797	436	589,762	

¹ Includes Belize, Bolivia, Colombia, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua, and unidentified. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

¹ Incluye Belice, Bolivia, Colombia, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua, y no identificados. Se usa esta categoría para no revelar información sobre las actividades de buques o empresas individuales.

¹ Includes Guatemala, Panama, Thailand, and unidentified. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

¹ Incluye Guatemala, Panamá, Tailandia, y no identificados. Se usa esta categoría para no revelar información sobre las actividades de buques o empresas individuales.

TABLE 5. Estimated numbers of sets by set type and vessel size class, and estimated retained catches, in metric tons, for yellowfin, skipjack, and bigeye tuna in the EPO, by purse-seine vessels. The data for 2001 are preliminary.

TABLA 5. Números estimados de lances, por tipo de lance y clase de arqueo de los buques, y capturas retenidas estimadas, en toneladas métricas, de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo en el OPO. Los datos de 2001 son preliminares.

Year	Sets on fish associated with dolphins					
	Number of sets			Retained catch		
	Classes 1-5	Class 6	Total	Yellowfin	Skipjack	Bigeye
	Lances sobre peces asociados con delfines					
Año	Número de lances			Captura retenida		
	Clases 1-5	Clase 6	Total	Aleta amarilla	Barrilete	Patudo
	1987	33	13,286	13,319	190,431	332
1988	41	11,160	11,201	157,174	4,898	0
1989	29	12,827	12,856	194,845	1,447	0
1990	29	10,997	11,026	179,254	867	0
1991	0	9,661	9,661	159,259	786	38
1992	26	10,398	10,424	169,348	869	0
1993	34	6,953	6,987	110,046	714	97
1994	3	7,804	7,807	125,380	516	0
1995	0	7,185	7,185	131,934	1,032	0
1996	2	7,472	7,474	137,256	729	0
1997	35	8,977	9,012	156,163	6,004	35
1998	0	10,645	10,645	151,677	2,879	66
1999	0	8,648	8,648	143,144	1,077	0
2000	1	9,235	9,236	155,127	484	0
2001	0	9,577	9,577	235,492	1,352	12

Year	Sets on fish associated with floating objects					
	Number of sets			Retained catch		
	Classes 1-5	Class 6	Total	Yellowfin	Skipjack	Bigeye
	Lances sobre peces asociados con objetos flotantes					
Año	Número de lances			Captura retenida		
	Clases 1-5	Clase 6	Total	Aleta amarilla	Barrilete	Patudo
	1987	1,314	1,813	3,127	27,189	32,160
1988	813	2,281	3,094	23,933	35,950	569
1989	960	2,339	3,299	28,362	41,452	1,215
1990	718	2,558	3,276	34,248	34,980	3,359
1991	802	2,165	2,967	23,758	37,655	1,950
1992	873	1,763	2,636	13,058	45,556	1,154
1993	498	2,063	2,561	15,964	48,144	4,547
1994	619	2,770	3,389	17,360	47,991	27,472
1995	669	3,521	4,190	20,569	81,253	32,765
1996	1,197	4,007	5,204	31,839	74,260	48,253
1997	1,662	5,653	7,315	27,623	123,002	50,226
1998	1,198	5,481	6,679	31,271	115,370	31,332
1999	623	4,620	5,243	39,165	181,817	36,072
2000	516	3,916	4,432	42,396	121,049	67,281
2001	698	5,659	6,357	64,628	121,711	42,352

TABLE 5. (continued)
TABLA 5. (continuación)

Sets on fish in unassociated schools						
Year	Number of sets			Retained catch		
	Classes 1-5	Class 6	Total	Yellowfin	Skipjack	Bigeye
Lances sobre peces en cardúmenes no asociados						
Año	Número de lances			Captura retenida		
	Clases 1-5	Clase 6	Total	Aleta amarilla	Barrilete	Patudo
1987	1,804	3,981	5,785	49,400	26,303	194
1988	4,161	7,536	11,697	102,042	39,536	481
1989	2,925	5,878	8,803	60,228	46,332	255
1990	3,656	5,397	9,053	56,548	35,788	1,351
1991	3,577	3,612	7,189	52,772	22,958	1,726
1992	4,160	4,079	8,239	53,506	35,333	4,344
1993	5,708	6,267	11,975	100,974	34,865	3,423
1994	5,407	5,064	10,471	72,764	22,916	1,903
1995	6,021	4,782	10,803	69,984	50,715	4,561
1996	5,719	5,118	10,837	77,342	34,635	3,100
1997	5,294	4,693	9,987	69,657	29,510	1,354
1998	5,645	4,631	10,276	77,642	25,108	3,758
1999	5,552	6,143	11,695	111,677	81,150	4,539
2000	6,023	5,482	11,505	72,761	89,491	2,854
2001	4,635	2,973	7,608	90,485	20,795	1,252

Sets on all types of schools						
Year	Number of sets			Retained catch		
	Classes 1-5	Class 6	Total	Yellowfin	Skipjack	Bigeye
Lances sobre todos tipos de cardumen						
Año	Número de lances			Captura retenida		
	Clases 1-5	Clase 6	Total	Aleta amarilla	Barrilete	Patudo
1987	3,151	19,080	22,231	267,020	58,795	776
1988	5,015	20,977	25,992	283,148	80,383	1,050
1989	3,914	21,044	24,958	283,436	89,231	1,471
1990	4,403	18,952	23,355	270,050	71,635	4,710
1991	4,379	15,438	19,817	235,789	61,399	3,713
1992	5,059	16,240	21,299	235,912	81,758	5,498
1993	6,240	15,283	21,523	226,984	83,723	8,068
1994	6,029	15,638	21,667	215,505	71,423	29,375
1995	6,690	15,488	22,178	222,488	133,000	37,327
1996	6,918	16,597	23,515	246,437	109,624	51,353
1997	6,991	19,323	26,314	253,443	158,515	51,615
1998	6,843	20,757	27,600	260,591	143,357	35,156
1999	6,175	19,411	25,586	293,986	264,043	40,611
2000	6,540	18,633	25,173	270,284	211,024	70,135
2001	5,333	18,209	23,542	390,606	143,857	43,616

TABLE 6a. Annual retained catches of yellowfin tuna, in thousands of metric tons. In some cases the data were converted from numbers of fish to weight in metric tons with average weight data estimated by the IATTC staff. "Others" includes Costa Rica, Ecuador, El Salvador, French Polynesia, Guatemala, Mexico, Nicaragua, and the USA. WCPO = western and central Pacific Ocean.
TABLA 6a. Capturas retenidas anuales de atún aleta amarilla, en miles de toneladas métricas. En algunos casos se convirtieron los datos de números de peces a peso en toneladas métricas usando datos de peso promedio estimados por el personal de la CIAT "Otros" incluye Costa Rica, Ecuador, EE.UU., El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, y Polinesia Francesa. OPOC = Océano Pacífico occidental y central.

Year	Pacific Ocean							WCPO ³	Total ⁴	Atlantic Ocean ⁵	Indian Ocean ⁶	Total
	Surface ¹	Eastern Longline ²					Total					
		Japan	Taiwan	Korea	Others	Total						
Año	Océano Pacífico							OPOC ³	Total ⁴	Oceáno Atlántico ⁵	Oceáno Indico ⁶	Total
	Superficie ¹	Oriental Palangre ²					Total					
		Japón	Taiwan	Corea	Otros	Total						
1970	155.6	12.3	0.1		0.0	12.4	168.0	90.9	259.0	74.3	41.8	375.1
1971	122.8	7.4	0.3		0.0	7.6	130.5	81.0	211.5	73.8	41.0	326.2
1972	177.1	16.0	0.5		0.0	16.6	193.7	105.7	299.4	94.1	42.8	436.2
1973	205.3	11.4	0.3		0.0	11.8	217.0	127.8	344.8	95.1	35.6	475.5
1974	210.4	6.9	0.3		0.0	7.2	217.6	133.6	351.1	107.1	37.6	495.9
1975	202.1	10.3	0.3	0.2	0.0	10.8	212.9	134.1	347.0	124.8	37.4	509.2
1976	236.3	15.0	0.2	0.4	0.0	15.6	252.0	144.9	396.9	125.0	37.3	559.1
1977	198.8	11.2	0.1	0.8	0.0	12.2	211.0	166.5	377.5	131.0	58.8	567.3
1978	180.6	9.2	0.1	0.8	0.0	10.1	190.7	183.2	373.9	134.0	48.3	556.2
1979	189.7	10.9	0.1	0.4	0.0	11.4	201.1	187.0	388.1	127.5	42.3	557.9
1980	159.4	11.5	0.1	1.9	0.0	13.6	173.0	200.4	373.4	131.0	38.2	542.6
1981	181.8	7.1	0.1	0.8	0.0	8.0	189.8	196.0	385.8	155.8	41.4	583.0
1982	125.1	9.8	0.1	1.1	0.0	10.9	136.0	221.6	357.6	165.0	51.6	574.2
1983	94.3	9.4	0.0	1.4	0.0	10.9	105.1	257.5	362.6	165.4	61.3	589.3
1984	145.1	9.1	0.0	1.2	0.0	10.3	155.4	229.2	384.6	113.9	99.7	598.2
1985	217.0	10.6	0.0	2.5	0.0	13.2	230.2	214.2	444.4	156.5	120.7	721.6
1986	268.3	17.8	0.1	4.8	0.1	22.7	291.0	208.9	499.9	146.5	137.3	783.8
1987	272.2	13.5	0.1	4.7	0.3	18.6	290.8	273.0	563.8	144.4	154.8	863.0
1988	288.4	12.5	0.0	0.3	0.2	13.0	301.4	257.1	558.5	135.2	207.6	901.3
1989	289.4	15.3	0.2	0.7	0.0	16.3	305.7	288.0	593.6	161.3	177.7	932.6
1990	273.3	29.3	0.3	1.6	0.0	31.1	304.4	319.0	623.4	192.5	202.3	1,018.2
1991	239.1	23.7	0.3	0.8	0.2	25.1	264.2	333.8	598.0	166.2	223.3	987.4
1992	239.8	15.3	0.0	3.7	0.1	19.1	259.0	385.5	644.5	162.3	274.2	1,081.0
1993	232.1	20.3	0.1	0.0	1.8	22.3	254.4	364.9	619.3	160.1	347.3	1,126.7
1994	219.3	26.0	0.2	2.3	34.7	63.3	282.5	350.0	632.5	170.5	264.9	1,068.0
1995	223.8	17.0	0.1	2.0	7.1	26.2	250.0	320.3	570.3	152.0	288.9	1,011.2
1996	250.2	12.6	0.0	1.8	0.4	14.8	265.0	252.9	517.9	153.4	328.5	999.8
1997	257.8	16.2	0.1	2.8	0.8	19.9	277.8	404.5	682.2	138.2	285.2	1,105.6
1998	265.7	11.0	0.1	*	17.8	28.9	294.6	382.3	676.9	148.0	272.1	1,097.0
1999**	296.9	7.4	0.1	*	10.5	17.9	314.9	349.8	664.7	143.9	316.1	1,124.7
2000**	272.4	15.0	*	*	16.2	31.2	303.9	326.9	630.8	135.2	294.4	1,060.4
2001**	396.0	13.3	*	*	2.9	16.2	412.2	*	*	*	*	*

¹ Source: Table 3—Fuente: Tabla 3

² Sources: published and unpublished data from the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF), Shimizu, Japan, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, Ministry of Agriculture, People's Republic of China, and National Fisheries Research and Development Agency, Republic of Korea.

² Fuentes: datos publicados e inéditos del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) en Shimizu (Japón), el Instituto de Oceanografía de la Universidad Nacional de Taiwan en Taipei, Ministerio de Agricultura, República Popular de China, y la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero de Corea.

³ Source: Column 10 - Column 8—Fuente: Columna 10 - Columna 8

⁴ Source: FAO data set for Fishstat+—Fuente: datos de FAO para Fishstat+

⁵ Source: ICCAT data set for Fishstat+—Fuente: datos de CICAA para Fishstat+

⁶ Source: IOTC data set for Fishstat+—Fuente: datos de CTOI para Fishstat+

* not available—no disponible

** preliminary—preliminares

TABLE 6b. Annual retained catches of skipjack tuna, in thousands of metric tons. WCPO = western and central Pacific Ocean.

TABLA 6b. Capturas retenidas anuales de atún barrilete, en miles de toneladas métricas. OPOC = Océano Pacífico occidental y central.

Year	Eastern Pacific ¹	WCPO ²	Total Pacific ³	Atlantic ⁴	Indian ⁵	Total
Año	Pacífico oriental ¹	OPOC ²	Pacífico total ³	Atlántico ⁴	Indico ⁵	Total
1970	56.0	258.5	314.5	50.3	47.5	412.2
1971	104.7	246.6	351.3	78.4	44.9	474.7
1972	33.4	311.1	344.5	77.4	40.2	462.0
1973	44.0	402.2	446.2	78.4	43.8	568.4
1974	78.8	445.9	524.7	117.3	55.8	697.8
1975	123.9	344.5	468.4	56.0	42.5	566.9
1976	126.3	432.4	558.7	69.3	42.8	670.8
1977	86.3	420.0	506.4	110.6	35.3	652.3
1978	169.9	531.3	701.2	108.1	33.9	843.2
1979	132.0	469.5	601.6	89.7	40.7	731.9
1980	130.7	502.8	633.5	111.4	48.9	793.8
1981	119.6	455.7	575.3	131.1	50.1	756.4
1982	98.8	469.8	568.6	154.9	53.6	777.1
1983	58.1	651.0	709.2	135.0	64.5	908.7
1984	60.6	770.9	831.4	126.8	107.1	1,065.3
1985	49.5	610.5	659.9	118.7	133.5	912.1
1986	63.6	751.2	814.8	122.2	148.3	1,085.2
1987	62.3	687.0	749.4	114.6	162.3	1,026.2
1988	85.3	851.9	937.2	140.0	197.9	1,275.1
1989	92.4	772.7	865.0	116.1	246.7	1,227.8
1990	72.6	867.3	939.9	138.7	227.5	1,306.1
1991	63.3	1,194.8	1,258.0	213.8	242.5	1,714.3
1992	84.0	924.8	1,008.8	161.4	268.1	1,438.2
1993	87.4	921.9	1,009.3	192.4	284.1	1,485.7
1994	74.5	988.0	1,062.5	175.5	319.7	1,557.8
1995	138.2	1,046.4	1,184.7	161.6	308.7	1,655.0
1996	112.2	1,040.6	1,152.8	150.3	283.5	1,586.7
1997	161.8	1,010.6	1,172.4	144.4	298.0	1,614.8
1998	145.0	1,281.5	1,426.5	147.7	312.6	1,886.9
1999	268.0	1,157.7	1,425.7	166.4	404.4	1,996.6
2000**	211.1	1,211.0	1,422.1	139.3	393.4	1,954.8
2001**	144.8	*	*	*	*	*

¹ Source: Table 3—Fuente: Tabla 3

² Column 4 - Column 2—Columna 4 - Columna 2

³ Source: FAO data set for Fishstat+—Fuente: datos de FAO para Fishstat+

⁴ Source: ICCAT data set for Fishstat+—Fuente: datos de ICCAT para Fishstat+

⁵ Source: IOTC data set for Fishstat+—Fuente: datos de IOTC para Fishstat+

* not available—no disponible

** preliminary—preliminares

TABLE 6c. Annual retained catches of bigeye tuna, in thousands of metric tons. In some cases the data were converted from numbers of fish to weight in metric tons with average weight data estimated by the IATTC staff. “Others” includes Costa Rica, Ecuador, El Salvador, French Polynesia, Guatemala, Mexico, Nicaragua, and the USA. WCPO = western and central Pacific Ocean.

TABLA 6c. Capturas retenidas anuales de atún patudo, en miles de toneladas métricas. En algunos casos se convirtieron los datos de números de peces a peso en toneladas métricas usando datos de peso promedio estimados por el personal de la CIAT “Otros” incluye Costa Rica, Ecuador, EE.UU., El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, y Polinesia Francesa. OPOC = Océano Pacífico occidental y central.

Year	Pacific Ocean							WCPO ³	Total ⁴	Atlantic Ocean ⁵	Indian Ocean ⁶	Total
	Eastern						Total					
	Surface ¹	Longline ²				Total						
Japan		Korea	Taiwán	Others	Total							
Año	Océano Pacífico							OPOC ³	Total ⁴	Oceáno Atlántico ⁵	Oceáno Indico ⁶	Total
	Oriental						Total					
	Superficie ¹	Palangre ²				Total						
Japón		Corea	Taiwan	Otros	Total							
1970	1.3	32.5	0.4	*	0.0	32.9	34.2	50.0	84.2	42.3	24.9	151.5
1971	2.6	28.9	0.3	*	0.0	29.2	31.8	34.2	66.0	55.8	20.4	142.2
1972	2.2	35.1	0.8	*	0.0	35.9	38.2	49.6	87.7	47.2	18.8	153.7
1973	2.0	49.7	1.3	*	0.0	51.0	53.0	37.4	90.4	57.0	15.8	163.2
1974	0.9	36.0	0.6	*	0.0	36.6	37.5	50.4	87.9	64.1	26.5	178.5
1975	3.7	40.7	0.4	0.6	0.0	41.8	45.5	57.6	103.1	61.3	36.2	200.6
1976	10.2	52.8	0.2	1.2	0.0	54.2	64.5	64.5	129.0	45.3	27.7	202.1
1977	7.1	70.0	0.2	3.5	0.0	73.7	80.8	64.2	145.0	54.9	34.3	234.1
1978	11.8	67.2	0.2	3.0	0.0	70.4	82.2	39.4	121.6	52.7	48.7	223.0
1979	7.5	54.4	0.1	0.8	0.0	55.3	62.9	66.1	129.0	46.0	33.3	208.3
1980	15.4	62.0	0.6	2.2	0.0	64.7	80.1	52.4	132.5	63.6	34.4	230.5
1981	10.1	50.0	0.4	3.0	0.0	53.4	63.5	40.8	104.2	67.8	35.0	207.0
1982	4.1	50.2	0.1	3.0	0.0	53.3	57.4	52.1	109.4	73.5	43.2	226.1
1983	3.3	57.2	0.1	2.6	0.0	59.9	63.1	48.3	111.4	59.4	49.4	220.2
1984	5.9	44.6	0.0	1.6	0.0	46.2	52.2	51.7	103.8	71.1	42.7	217.6
1985	4.5	61.6	0.0	4.5	0.0	66.2	70.7	54.0	124.7	78.2	51.2	254.1
1986	1.9	92.0	0.1	10.2	0.0	102.2	104.2	46.3	150.5	65.4	50.1	266.1
1987	0.8	87.9	0.4	11.2	0.0	99.5	100.3	48.7	149.0	56.0	63.5	268.4
1988	1.1	66.0	0.4	1.2	0.0	67.6	68.7	51.2	119.9	65.8	72.0	257.7
1989	1.5	67.5	0.5	4.0	0.0	72.0	73.5	52.1	125.6	78.1	59.2	262.8
1990	4.7	86.1	0.3	4.3	0.0	90.8	95.5	67.2	162.6	84.3	62.5	309.5
1991	3.7	85.0	0.2	2.5	0.0	87.8	91.5	52.1	143.6	95.9	66.0	305.6
1992	5.5	74.5	0.1	10.3	0.1	84.9	90.4	68.0	158.4	99.0	58.7	316.2
1993	8.1	63.2	0.2	0.0	0.2	63.6	71.7	58.2	129.9	112.2	89.1	331.1
1994	29.4	61.5	0.3	7.3	0.1	69.2	98.5	47.8	146.3	132.2	95.7	374.2
1995	37.3	49.0	0.1	6.6	0.2	56.0	93.3	46.8	140.1	126.3	109.9	376.3
1996	51.4	36.7	0.1	5.4	0.2	42.4	93.7	39.2	132.9	121.5	120.9	375.3
1997	51.6	40.6	0.1	6.8	0.4	47.8	99.5	63.7	163.2	106.8	137.0	407.0
1998	35.2	35.8	0.1	*	1.1	37.0	72.1	81.1	153.3	109.8	138.9	402.0
1999	41.2	22.5	0.1	*	0.5	23.1	64.2	92.4	156.6	123.8	143.7	424.1
2000**	70.2	26.6	*	*	0.8	27.3	97.5	92.1	189.6	100.0	126.5	416.1
2001**	42.8	32.3	*	*	3.4	35.7	78.5	*	*	*	*	*

¹ Source: Table 3—Fuente: Tabla 3

² Sources: published and unpublished data from the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF), Shimizu, Japan, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, Ministry of Agriculture, People’s Republic of China, and National Fisheries Research and Development Agency, Republic of Korea.

² Fuentes: datos publicados e inéditos del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) en Shimizu (Japón), el Instituto de Oceanografía de la Universidad Nacional de Taiwan en Taipei, Ministerio de Agricultura, República Popular de China, y la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero de Corea.

³ Source: Column 10 - Column 8—Fuente: Columna 10 - Columna 8

⁴ Source: FAO data set for Fishstat+—Fuente: datos de FAO para Fishstat+

⁵ Source: ICCAT data set for Fishstat+—Fuente: datos de CICAA para Fishstat+

⁶ Source: IOTC data set for Fishstat+—Fuente: datos de CTOI para Fishstat+

* not available—no disponible

** preliminary—preliminares

TABLE 6d. Annual retained catches of Pacific bluefin, in metric tons.

TABLA 6d. Capturas retenidas anuales de aleta azul del Pacífico, en toneladas métricas.

Year	Western Pacific nations ¹			Eastern Pacific nations				Total
	Surface	Longline	Subtotal	Surface ²		Longline ³	Subtotal	
				Commercial	Recreational			
Año	Naciones de Pacífico occidental ¹			Naciones de Pacífico oriental				Total
Superficie	Palangre	Subtotal	Superficie ²		Palangre ³	Subtotal		
			Comercial	Deportiva				
1970	7,505	1,123	8,628	3,966	15		3,981	12,610
1971	8,673	757	9,430	8,348	6		8,354	17,784
1972	7,951	724	8,675	13,334	12		13,346	22,020
1973	8,798	1,158	9,956	10,743	44		10,787	20,743
1974	14,763	3,533	18,296	5,617	47		5,664	23,960
1975	10,770	1,558	12,328	9,582	27		9,609	21,937
1976	9,186	520	9,706	10,645	17		10,662	20,368
1977	12,617	712	13,329	5,473	15		5,488	18,817
1978	21,285	1,049	22,334	5,398	4		5,402	27,735
1979	25,311	1,223	26,534	6,112	9		6,121	32,655
1980	18,372	1,170	19,542	2,939	6		2,945	22,487
1981	29,576	975	30,551	1,126	6		1,132	31,683
1982	24,095	1,056	25,151	3,021	7		3,028	28,179
1983	18,046	864	18,910	1,037	21		1,058	19,968
1984	10,562	831	11,393	801	31		832	12,225
1985	11,985	706	12,691	3,929	55		3,984	16,675
1986	14,496	319	14,815	4,920	7		4,927	19,742
1987	13,314	711	14,025	942	21		963	14,988
1988	7,331	349	7,680	1,250	4		1,254	8,934
1989	9,099	645	9,744	1,076	70		1,146	10,890
1990	6,294	585	6,879	975	40		1,015	7,894
1991	14,084	627	14,711	113	57		170	14,881
1992	10,221	1,037	11,258	1,088	93	9	1,190	12,448
1993	7,818	1,328	9,146	527	114	45	686	9,832
1994	10,964	1,697	12,661	972	24	24	1,020	13,681
1995	22,768	1,104	23,872	718	166	27	911	24,783
1996	10,119	1,934	12,053	8,381	30	25	8,436	20,489
1997	14,757	3,197	17,954	2,575	90	25	2,690	20,644
1998	7,357	3,170	10,527	1,908	213	54	2,175	12,702
1999	16,863	4,244	21,107	2,463	397	89	2,949	24,056
2000*	17,888	3,898	21,786	3,386	218	22	3,626	25,412
2001*	995	2,429	3,424	1,006	303	7	1,316	4,740

¹ Source: Report of the Second Meeting of the ISC [International Scientific Committee] Pacific Bluefin Tuna Working Group of the Convention on the Conservation and Management of Highly Migratory Fish Stocks in the Western and Central Pacific Ocean

¹ Fuente: Informe del Reunión Segundo del Grupo de Trabajo del ISC [Comité Científico Internacional] sobre el Atún Aleta Azul del Pacífico de la Convención sobre la Conservación y Ordenación de Poblaciones de Peces Altamente Migratorios en el Océano Pacífico Occidental y Central

² Sources: 1970-1980 and 2001, IATTC data bases; 1981-2000, Report of the Second Meeting of the Working Group of the ISC

² Fuentes: 1970-1980 y 2001, bases de datos de CIAT; 1981-2000, Informe del Reunión Segundo del Grupo de Trabajo del ISC

³ Sources: Report of the Second Meeting of the Working Group of the ISC and data bases of the IATTC and U.S. NMFS

³ Fuentes: Informe del Reunión Segundo del Grupo de Trabajo del ISC y bases de datos de la CIAT y el NMFS de EE.UU.

* preliminary—preliminares

TABLE 7. Estimates of the commercial catches, in metric tons, of billfishes in the eastern Pacific Ocean. Most of the longline-caught fish were retained, and, with the exception of swordfish and blue marlin, most of those caught by surface gear were discarded.

TABLA 7. Estimaciones de las capturas comerciales, en toneladas métricas, de peces picudos en el Océano Pacífico oriental. La mayoría del pescado capturado con palangre fue retenida, y, a excepción de pez espada y marlín azul, la mayoría de la captura de superficie desechada.

Year	Swordfish		Blue marlin		Black marlin		Striped marlin		Shortbill spearfish		Sailfish	
	Longline	Surface	Longline	Surface	Longline	Surface	Longline	Surface	Longline	Surface	Longline	Surface
Año	Pez espada		Marlín azul		Marlín negro		Marlín rayado		Marlín trompa corta		Pez vela	
	Palangre	Superficie	Palangre	Superficie	Palangre	Superficie	Palangre	Superficie	Palangre	Superficie	Palangre	Superficie
1970	6,745	2,639	4,126		346		10,976					
1971	2,169	366	2,832		271		10,118					
1972	2,948	691	2,653		309		7,106					
1973	5,770	2,351	3,825		460		5,277					
1974	2,726	688	2,826		303		5,402					
1975	2,517	295	2,281		245		5,429				554	
1976	3,753	308	3,271		180		6,473				494	
1977	4,698	452	3,106		291		3,086				753	
1978	4,613	492	3,630		186		2,496				878	
1979	2,837	228	4,500		284		4,123				251	
1980	3,991	320	4,030		295		4,879				244	
1981	3,164	385	4,453		178		4,870				379	
1982	2,746	439	4,717		166		4,682				1,084	
1983	3,453	580	4,432		186		4,455				889	
1984	2,994	446	5,163		166		2,652				345	
1985	1,975	397	3,574		121		1,592				395	
1986	3,221	768	5,268		198		3,528		5		583	
1987	4,510	1,942	7,232		349		7,323		15		619	
1988	4,617	4,026	5,190		191		5,129		13		601	
1989	4,477	4,744	5,064		159		3,365		0		190	
1990	5,755	3,851	4,925		124		2,901		0		2	
1991	10,485	3,306	5,779	81	99	58	2,906	76	1	1.0	710	40
1992	9,825	2,821	6,389	59	221	95	2,992	69	1	1.0	981	41
1993	6,504	2,739	6,830	60	119	64	2,661	35	3	0.1	1,966	36
1994	5,063	2,555	9,277	80	232	118	3,306	34	143	0.3	1,803	29
1995	4,459	2,098	7,187	93	131	83	3,116	21	156	0.5	1,407	31
1996	6,677	636	3,431	97	108	92	2,844	22	127	0.5	714	25
1997	9,765	994	5,530	154	139	125	3,934	25	164	1.0	1,187	29
1998	8,799	1,950	4,528	148	117	113	2,226	18	135	0.4	1,023	49
1999	6,958	873	2,915	194	56	141	1,618	31	190	0.5	1,201	42
2000	9,666	905	4,515	141	53	97	1,028	17	17	0.5	1,257	58
2001	1,592	4	848	181	6	113	354	20	12	0.3	1,293	37

LA PESQUERIA DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL EN 2001

INDICE

La flota de superficie, y capturas y descargas de atunes y peces picudos.....	41
La composición por tamaño de la captura de atunes.....	45
Figuras	11
Tablas.....	27

LA FLOTA DE SUPERFICIE, Y CAPTURAS Y DESCARGAS DE ATUNES Y PECES PICUDOS

La flota de superficie

El personal de la CIAT mantiene registros detallados del arte de pesca, pabellón, y capacidad de acarreo de la mayoría de los buques que pescan atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*), barrilete (*Katsuwonus pelamis*), patudo (*Thunnus obesus*), o aleta azul (*T. orientalis*) con artes de superficie en el Océano Pacífico oriental (OPO; Figura 1). No se han mantenido en el pasado registros detallados de la mayoría de los buques palangreros, ni de barcos de pesca deportiva ni embarcaciones pequeñas tales como canoas y lanchas, pero recientemente el personal comenzó a compilar y mantener estos registros, y continuará esta actividad en el futuro. La flota aquí descrita incluye buques cerqueros y cañeros (en lo sucesivo “artes de superficie”) que pescaron estas cuatro especies de atunes en el OPO durante el año entero o parte del mismo.

Históricamente, se usaron las estimaciones de capacidad de acarreo de buques individuales suministradas por el armador o astillero, en toneladas de pescado, a menos que los registros de descarga indiquen que sea conveniente revisarlas. Se agruparon los buques, de acuerdo a su capacidad de acarreo, originalmente en toneladas cortas y luego en toneladas métricas, en seis clases de capacidad.

Desde hace varios años el personal de la CIAT usa el volumen de bodegas, en metros cúbicos (m³), en lugar de peso, en toneladas, para medir la capacidad de acarreo de los buques. Ya que la densidad de carga de pescado en una bodega puede variar, medir la capacidad de acarreo en peso es subjetivo, ya que un cargamento de pescado medido en una bodega a densidad alta pesa más que uno cargado a densidad menor. El uso de volumen como medida de capacidad elimina este problema. Las seis clases de tamaño usadas y los volúmenes correspondientes son:

Clase	Volumen de bodega (m ³)
1	<53
2	53-106
3	107-212
4	213-319
5	320-425
6	>425

El personal de la CIAT comenzó a reunir datos sobre la capacidad en volumen en 1999, pero todavía no ha obtenido esta información para todos los buques. En el caso de buques para los cuales no se dispone de información fidedigna sobre el volumen de bodega, se usa un factor 1,171 para convertir la capacidad estimada en toneladas a m³. Este factor es consistente con la densidad a la cual se cargaba el pescado en las bodegas de los buques cuando se elaboró la clasificación de los buques. Se aplicó este factor de conversión también a todos los datos de capacidad de 1961-1998 para simplificar comparaciones entre años (Tabla 1).

Hasta aproximadamente 1960 predominaron en la pesca atunera en el OPO los buques cañeros, faenando en zonas costeras y cerca de islas de alta mar. Hacia fines de los años 1950 y a principios de los 1960, la mayoría de los buques cañeros grandes fue convertida a arte de cerco, y para 1961 este arte predominaba en la flota de superficie del OPO. Entre 1961 y 2001 el número de buques cañeros se redujo de unos 93 a 11, y su volumen total disminuyó de unos 11.000 m³ a unos mil. En el mismo período el número de cerqueros aumentó de 125 a 203, y su volumen total de bodega de unos 32.000 m³ a 189.000 m³, un

promedio de unos 933 m³ por buque. Previamente ocurrió un pico en el número y volumen total de bodega de la flota cerquera entre mediados de los años 1970 y principios de los 1980, cuando llegó a haber 282 buques, y el volumen total de bodega alcanzó unos 196.000 m³, con un promedio de unos 693 m³ por buque.

La construcción de nuevos buques cerqueros, comenzada a mediados de los años 1960, resultó en un aumento en el volumen total de bodega de la flota de superficie de unos 49.000 m³ en 1966 a unos 195.000 m³ en 1976. Entre 1976 y 1981 el volumen total de bodega aumentó ligeramente. Continuó la construcción de buques nuevos, pero fue en gran parte compensada por pérdidas ocasionadas por buques hundidos o que abandonaron la pesquería. Un evento mayor de El Niño comenzó a mediados de 1982 y persistió hasta fines de 1983. Las tasas de captura en el OPO fueron bajas durante 1978-1981 debido a la concentración del esfuerzo de pesca sobre peces pequeños, y la situación se vio agravada por el Niño, que hizo que los peces fueran menos vulnerables a la captura. Luego disminuyó el volumen total de bodegas, debido al retiro de buques o a su traslado a otras zonas de pesca, principalmente el Pacífico occidental, y en 1984 alcanzó el nivel más bajo desde 1971, unos 125.000 m³. A principios de 1990 la industria enlatadora de Estados Unidos decidió no comprar más atún capturado en viajes en los cuales se realizaran lances sobre atunes asociados con delfines. Esto llevó a que muchas de las embarcaciones de Estados Unidos abandonasen esta pesquería, y a una disminución consecuente en la flota a 119.000 m³ en 1992. Con la mayor participación de buques de otras naciones en la pesquería, el volumen total de bodega ha aumentado progresivamente desde 1992, y en 2001 fue de unas 191.000 m³.

En las Tablas 2a y 2b se presentan los datos finales de 2000 y preliminares de 2001 del número y volumen total de bodega de los buques cerqueros y cañeros que pescaron atunes en el OPO. En 2000 predominaron buques de bandera mexicana y ecuatoriana. Desde 1987 la flota más grande ha sido la mexicana, con un 25% del volumen total de bodega en 2001, mientras que buques de Ecuador, Venezuela, España, y Panamá formaron el 25, 17, 6, y 5% del volumen total de bodega, respectivamente.

Buques cerqueros de la Clase 6 formaron el 90% del volumen total de bodega de la flota de buques que pescan atunes en la superficie en el OPO durante 2000.

Capturas y descargas

Atunes

Capturas de superficie

Las estimaciones de captura de atún provienen de varias fuentes, entre ellas los cuadernos de bitácora mantenidos por los pescadores, datos registrados por observadores a bordo de los buques, datos de descargas proporcionados por empresas enlatadoras y otros procesadores, y registros de importaciones y exportaciones. La estimación de la captura total de una pesquería es difícil, debido a falta de información sobre pescado capturado que, por varios motivos, es descartado en el mar, muerto o moribundo en el caso de los atunes. Desde 1993 los observadores han tomado datos sobre pescado descartado en el mar por buques de la Clase 6. Esta información permite una estimación más precisa de las cantidades totales de pescado capturadas por la flota de superficie. Las estimaciones de la cantidad total de la captura que se descarga (en lo sucesivo “captura retenida”) se basan principalmente en datos de descarga. En la Tabla 3 se presentan estimaciones anuales de las capturas retenidas y descargadas de las varias especies de atunes capturadas por buques de la flota atunera de superficie del OPO. La tabla incluye también datos de captura de barcos de pesca deportiva de Estados Unidos y otras artes de superficie misceláneas. En el caso del aleta azul, las capturas deportivas han formado un componente cada vez más importante de la captura total en los últimos años.

Se comparan las estadísticas de 2001 con las de 1986-2000. No se restringió la pesca del atún en el OPO durante 1986-1997, pero sí fue restringida en los últimos meses del año durante 1998-2001. Además, la reglamentación de aquellos cerqueros que dirigen su esfuerzo hacia atunes asociados con delfines afectó probablemente el modo de operación de esos buques, especialmente desde fines de los años 1980. El evento de El Niño que ocurrió durante 1982-1983 redujo la vulnerabilidad de los peces a la captura, y el esfuerzo de pesca permaneció relativamente bajo durante 1984-1986. Durante 1997-1998 ocurrió otro

evento importante de El Niño en el OPO.

La captura retenida anual media de aleta amarilla por artes de superficie durante 1986-2000 fue 259 mil toneladas (rango: 219 a 297 mil); la estimación preliminar de la captura retenida de la especie en 2001, 395 mil toneladas, es la mayor jamás registrada, y un 52% mayor que el promedio de 1986-2000. Los descartes medios de aleta amarilla en el mar por las pesquerías de superficie durante 1993-2000 se cifraron en un 2,1% (rango: 1,7 a 2,6%) de la captura total (capturas retenidas más descartes) de la especie por estas pesquerías.

Durante 1986-2000 la captura retenida media anual de barrilete en el OPO fue de 115 mil toneladas (rango: 62 a 268 mil). La estimación preliminar de la captura de la especie en 2001, 144 mil toneladas, es menor que en 1999 y 2000 pero un 26% superior al promedio de 1986-2000. Los descartes medios anuales de barrilete en el mar durante 1993-2001 se cifraron en un 12,3% (rango: 8,6 a 18,2%) de la captura total de la especie.

Antes de 1994 la captura retenida media anual de patudo en el OPO por artes de superficie fue alrededor de 5 mil toneladas (rango: <1 a 15 mil). A partir de 1993 las capturas aumentaron a 29 mil toneladas en 1994, entre 35 y 52 mil toneladas durante 1995-1999, y 76 mil toneladas en 2000; la estimación preliminar para 2001 es de 44 mil toneladas. Estos aumentos resultaron del desarrollo de dispositivos agregadores de peces colocados en el agua por los pescadores para atraer atunes. Los descartes medios anuales de patudo en el mar por las pesquerías de superficie durante 1993-2001 se cifraron en un 7,8% (rango: 2,8 a 11,2%) de la captura total de la especie por estas pesquerías.

El aleta amarilla, barrilete, y patudo forman la mayor parte de las capturas retenidas de los buques que pescan atunes en la superficie en el OPO, pero el aleta azul, albacora (*Thunnus alalunga*), barrilete negro (*Euthynnus lineatus*), bonito (*Sarda orientalis*), y otras especies contribuyen también. La captura retenida total por esta flota de estas otras especies fue de unas 3 mil toneladas en 2001, cantidad bien inferior al promedio de 1986-2000 de 8 mil toneladas (rango: 1,9 a 17,3 mil). En la Tabla 3 se presentan estimaciones de las capturas de estas especies descartadas durante 1993-2001.

En la Tabla 4a se detallan las capturas retenidas, clasificadas por pabellón, y las descargas de atunes capturados con artes de superficie, clasificadas por país, en el OPO en 2000, y en la Tabla 4b las estimaciones preliminares correspondientes para 2001. La captura retenida estimada de todas las especies en el OPO en 2001 fue unas 586 mil toneladas, cantidad ligeramente superior a las 560 mil toneladas estimadas para 2000 y mucho mayor que el promedio de 1986-2000 de 405 mil toneladas. Las flotas de Ecuador y México respondieron cada una del 25%, y la de Venezuela del 19%, de la captura retenida de todas especies en 2001. Otros países con capturas importantes fueron España (7%), Panamá, y Vanuatu (4% cada uno).

Las descargas representan pescado descargado de buques pesqueros en el año correspondiente, sin tener en cuenta el año de captura. El país de descarga es aquél en el cual el pescado fue descargado o, en el caso de transbordos, el que recibió el pescado transbordado. Datos de descarga preliminares (Tabla 4b) señalan que de las 591 mil toneladas descargadas en 2001, el 39% fue descargado en Ecuador y el 24% en México. Otros países con descargas importantes de atún capturado en el OPO incluyeron Colombia (7%), Costa Rica, y Venezuela (5% cada uno). Es importante notar que cuando se disponga de información final los países a los que se asignan actualmente algunas descargas podrían cambiar debido a la exportación de pescado almacenado a procesadoras en otros países.

Los atunes son capturados con redes de cerco en tres tipos de cardúmenes: asociados con delfines, con objetos flotantes (naturales y plantados), y no asociados con nada excepto otros peces. En la Tabla 5 se presentan estimaciones del número de lances cerqueros de cada tipo en el OPO durante 1987-2001 y de las capturas retenidas de esos lances. Se calcularon las estimaciones para los buques de las Clases 1 a 5 con datos de bitácora en la base de datos estadística de la CIAT, y aquéllos para los buques de la Clase 6 con datos de bitácora y de las bases de datos de observadores de la CIAT, y los programas nacionales de México (PNAAPD), Venezuela (PNOV), Ecuador (PROBECUADOR), y EE.UU. El número de lances sobre atunes asociados con objetos flotantes y no asociados fue máximo entre mediados de los años 1970 y principios de los 1980. A pesar de la oposición a la pesca de atunes asociados con delfines, y de la

decisión de las enlatadoras de EE.UU. de no comprar atún capturado en viajes en los cuales se realizaron lances sobre delfines, el número de lances sobre delfines disminuyó tan sólo moderadamente a mediados de los años 1990, y en 1998 fue el mayor desde 1990.

Hay dos tipos de objetos flotantes, los que se encuentran en el mar por casualidad y los que son contruidos por pescadores con el propósito específico de atraer peces. Se conocen estos últimos como dispositivos agregadores de peces (DAP), plantados, o FAD (del inglés *fish-aggregating device*). Hace solamente unos pocos años que se usan los plantados, pero su importancia ha aumentado en ese período mientras que la de los objetos “naturales” (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) ha disminuido, tal como señalan los datos sobre el número y porcentaje de lances realizados sobre objetos flotantes por buques de la Clase 6 con observadores de la CIAT a bordo:

	Naturales		Plantados		Desconocido		Total
	Número	%	Número	%	Número	%	
1992	1.087	61,7	556	31,5	120	6,8	1.763
1993	1.138	55,2	825	40,0	100	4,8	2.063
1994	773	27,9	1.899	68,6	98	3,5	2.770
1995	729	20,7	2.704	76,8	88	2,5	3.521
1996	537	13,4	3.447	86,0	23	0,6	4.007
1997	832	14,7	4.768	84,4	52	0,9	5.652
1998	752	13,7	4.627	84,4	102	1,9	5.481
1999	833	18,0	3.758	81,3	29	0,6	4.620
2000	488	12,5	3.381	86,3	47	1,2	3.916
2001	567	10,0	5.076	89,7	16	0,3	5.659

En las Figuras 2a, 3a, y 4a se ilustran las distribuciones anuales medias de las capturas de aleta amarilla, barrilete y patudo por buques cerqueros en el OPO registradas durante 1986-2000 (1994-2000 en el caso del patudo), y en las Figuras 2b, 3b, y 4b estimaciones preliminares para 2001. La distribución de las capturas de aleta amarilla y barrilete en 2001 fue similar a las de 1986-2000, aunque son evidentes ciertas diferencias.

No se captura a menudo patudo con arte de superficie al norte de aproximadamente 7°N. La distribución de las capturas de la especie en 2001 fue similar a las de 1994-2000, aunque son evidentes ciertas diferencias. Con el desarrollo de la pesquería sobre objetos flotantes, arriba descrita, la importancia relativa de las zonas cerca de la costa ha disminuido, mientras que la de las zonas de altura ha aumentado.

Capturas palangreras

Se obtienen de varias fuentes datos de las capturas retenidas para la mayoría de los buques palangreros grandes que pescan en el OPO, y para una porción siempre mayor de los pequeños. Estos buques, y particularmente los más grandes, dirigen su esfuerzo principalmente hacia el atún aleta amarilla. En las Tablas 6a, 6c, y 6d se detallan las capturas retenidas anuales de estas pesquerías. Durante 1985-1997 (el último año para el cual se dispone de datos completos) las capturas retenidas de aleta amarilla permanecieron relativamente estables, con un promedio de unas 20 mil toneladas (rango: 13 a 30 mil) anuales, o un 7,5% de la captura retenida total de la especie. Antes de 1985 la captura palangrera retenida anual media de patudo fue de unas 51 mil toneladas (rango: 31 a 74 mil). Alrededor de 1985 el nivel de captura retenida de patudo aumentó significativamente, y durante 1985-1994 fue en promedio unas 81 mil toneladas (rango: 66 a 102 mil). Durante 1970-1993, antes del incremento en el uso de plantados y las mayores capturas consecuentes de patudo por buques cerqueros, las pesquerías palangreras, en promedio, lograban el 93% de la captura retenida de la especie en el OPO. Durante 1995-1997 la captura retenida anual de patudo por las pesquerías palangreras osciló entre unas 40 y 56 mil toneladas (promedio: 46 mil), nivel dentro del rango histórico previo a 1985 pero significativamente inferior a las capturas retenidas durante 1985-1994.

Peces picudos

El pez espada (*Xiphias gladius*) es pescado en el OPO con palangre y red agallera, y de vez en

cuando con artes deportivas. La mayor parte de la captura comercial es retenida. Los marlines azul (*Makaira nigricans*), negro (*M. indica*), y rayado (*Tetrapturus audax*), y trompa corta (*T. angustirostris*) y el pez vela (*Istiophorus platypterus*) son pescados con palangre y artes deportivas, y son capturados de vez en cuando por buques cerqueros. La mayor parte de la captura palangrera de estas especies es retenida, y la mayor parte de la captura de superficie comercial es descartada en el mar. En la Tabla 7 se presenta información sobre las capturas comerciales e incidentales de peces picudos en el OPO.

COMPOSICION POR TAMAÑO DE LOS ATUNES EN LA CAPTURA DE SUPERFICIE

Las muestras de frecuencia de talla son la fuente básica de los datos usados para estimar la composición por talla y edad de las distintas especies de peces en las descargas. Esta información es necesaria para obtener estimaciones de la composición de las poblaciones por edad, usadas para varios propósitos, entre ellos el modelado de las poblaciones por edad. Los resultados de dicho modelado pueden ser usados para estimar el reclutamiento, que puede ser comparado con la biomasa reproductora y las condiciones oceanográficas. Además, las estimaciones de mortalidad obtenidas con estos modelos pueden ser usadas, en conjunto con estimaciones del crecimiento, para modelar el rendimiento por recluta. Los resultados de estudios de este tipo han sido descritos en diversos Boletines de la CIAT, en sus Informes Anuales desde 1954, y en sus Informes de Evaluación de Stocks.

Las muestras de frecuencia de talla de aleta amarilla, barrilete, patudo, aleta azul del Pacífico, y ocasionalmente barrilete negro capturados por buques cerqueros, cañeros, y deportivos en el OPO son tomadas por el personal de la CIAT en puertos de descarga en Ecuador, Estados Unidos (California y Puerto Rico), México, Panamá, y Venezuela. El muestreo de las capturas de aleta amarilla y barrilete fue iniciado en 1954, el de aleta azul en 1973, y el de patudo en 1975, y continúan actualmente.

En el Informe Anual de la CIAT de 2000 se describen los métodos de muestreo de las capturas de atún. En breve, se selecciona para el muestreo pescado en las bodegas de buques cerqueros y cañeros solamente si todo el pescado en la bodega fue capturado durante un solo mes, en un solo tipo de lance (delfín, objeto flotante, o no asociado), y en la misma zona de muestreo. Se clasifican estos datos por pesquería (Figura 5). Durante 2001 se tomaron muestras de 1.003 bodegas.

En este informe se presentan datos de peces capturados durante 1996-2001. Para cada especie se presentan dos histogramas de frecuencia de talla. En el caso del aleta amarilla, barrilete, y patudo, el primero presenta los datos por estrato (arte de pesca, tipo de lance, y zona) para 2001, y el segundo, similar a los de años anteriores, ilustra la captura del año en curso y los cinco años previos. En el caso del aleta azul, se presentan las capturas de 1996-2001, las comerciales en el primer histograma y las deportivas en el segundo.

Para la evaluación de los stocks se definen diez pesquerías de superficie de aleta amarilla: cuatro de objeto flotante, dos de atunes no asociados, tres de delfines, y una de caña (Figura 5). De las 1003 bodegas muestreadas, 849 contenían aleta amarilla. En la Figura 6a se ilustran las composiciones por talla estimadas del pescado capturado durante 2001. La mayoría de la captura de aleta amarilla provino de lances sobre atunes no asociados y asociados con delfines. El peso medio de los peces capturados en asociación con delfines fue más del doble del peso de los que se capturaron en los otros dos tipos de lance. El peso medio de las aletas amarillas capturados en lances sobre cardúmenes no asociados en la zona Sur y en lances sobre objetos flotantes en la zona Costera en 2001 fue mayor que en los cinco años previos.

En la Figura 6b se ilustra la composición por talla estimada del aleta amarilla capturado por todas las pesquerías combinadas durante 1996-2001. El rango de tallas del pescado fue generalmente consistente (40-160 cm), pero la distribución de las tallas varía entre años. El peso medio del aleta amarilla capturado durante 2001 fue mayor al promedio correspondiente de los cinco años anteriores, debido probablemente en gran parte a las capturas de aletas amarillas grandes frente a Perú durante el primer semestre de 2001.

Para la evaluación de los stocks se definen ocho pesquerías de barrilete: cuatro de objeto flotante, dos de atunes no asociados, una de delfines, y una de caña. Las dos últimas abarcan todas las 13 zonas de muestreo. De las 1003 bodegas muestreadas, 459 contenían barrilete. En la Figura 7a se ilustran las composiciones por

talla estimadas del pescado capturado durante 2001. La mayoría del pescado provino de lances sobre objetos flotantes. Cantidades insignificantes de barrilete fueron capturadas en asociación con delfines y por buques cañeros.

En la Figura 7b se ilustra la composición por talla estimada del barrilete capturado por todas las pesquerías combinadas durante 1996-2001. El peso medio del pescado capturado durante 2000 fue mayor que en 2001 y en cualquiera de los cuatro años anteriores.

Para la evaluación de los stocks se definen siete pesquerías de superficie de patudo: cuatro de objeto flotante, una de atunes no asociados, una de delfines, y una de caña. Las tres últimas abarcan todas las 13 zonas de muestreo. De las 1003 bodegas muestreadas, 204 contenían patudo. En la Figura 8a se ilustran las composiciones por talla estimadas del pescado capturado durante 2001. Durante 2001 se capturó significativamente menos patudo en lances sobre objetos flotantes en la zona de Galápagos que en 2000. Se capturaron pequeñas cantidades de patudo en lances sobre atunes no asociados y asociados con delfines. No se registró captura de patudo por barcos cañeros.

En la Figura 8b se ilustra la composición por talla estimada del patudo capturado por todas las pesquerías combinadas durante 1996-2001. El peso medio del pescado capturado durante 2001 fue mayor que durante 1996-1999, pero mucho menor que durante 2000.

El aleta azul del Pacífico es capturado con artes de superficie por buques comerciales y deportivos frente a California y Baja California, principalmente entre 23°N y 35°N, aproximadamente, entre mayo y octubre. Durante 2001 fue capturado entre 25°N y 37°N. La captura de aleta azul por buques comerciales fue menor durante 2001 que durante cualquiera de los cinco años previos, y se logró toda la captura registrada en julio y agosto. La mayoría de la captura de los barcos de pesca deportiva fue lograda entre junio y septiembre, pero se capturaron cantidades menores en marzo y mayo. En las Figuras 9a y 9b se presentan histogramas de las capturas estimadas comerciales y deportivas, respectivamente, de aleta azul en cada año del período de 1996-2001. Son evidentes grupos modales claros en la mayoría de los años para ambos tipos de captura.

Las cantidades de muestras de aleta azul obtenidas de las capturas comerciales y deportivas en los últimos años son como sigue:

	Comercial	Deportiva		Comercial	Deportiva
1990	14	0	1996	67	5
1991	4	0	1997	17	9
1992	1	1	1998	23	22
1993	4	35	1999	51	12
1994	2	11	2000	20	58
1995	6	16	2001	3	95

Se consiguió el mayor número de muestras de la flota comercial en 1996, año de capturas extraordinariamente elevadas. El gran número de muestras conseguido de la flota comercial durante 1999 y de la flota deportiva durante 2000 y 2001 se debió más a un mayor esfuerzo de muestreo que a mayores capturas. En los últimos años una porción considerable de la captura comercial de aleta azul ha sido transportada a corrales marinos, donde se mantienen los peces para engordarlos y luego venderlos para *sashimi*. No se tiene acceso a los peces para medirlos.

El barrilete negro es capturado incidentalmente por pescadores que dirigen su esfuerzo hacia los atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo. La demanda de la especie es baja, y la mayoría de la captura es desechada en el mar, pero a veces se retienen pequeñas cantidades, mezcladas con las especies más deseadas. Ya que se tomaron solamente nueve muestras de barrilete negro de las 1003 bodegas muestreadas durante 2001, no se presentan en este informe histogramas de frecuencia de talla para esta especie.

**STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2001
AND OUTLOOK FOR 2002**

by

Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary	47
2. Data	49
3. Assumptions and parameters.....	52
4. Stock assessment.....	54
5. Stock status	59
6. Simulated effects of future fishing operations	63
7. Future directions.....	66
References	133
Figures.....	67
Tables	101
Appendices.....	106

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 (A-SCALA) is used to conduct this assessment. The analysis method is described by Maunder and Watters (submitted), and readers are referred to that manuscript for technical details. The A-SCALA method was used for the two most recent assessments of yellowfin in the EPO.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. The assessment for 2002 differs in several from the previous assessment carried out in 2001:

1. Catch, effort, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2001 and revised data for previous years.
2. Catch and effort data for the Japanese longline fisheries have been updated to include new data for 2000 and updated data for 1998 and 1999. Effort data are extrapolated for 2001 and catch is predicted by the assessment model.
3. Effort data for the Taiwan longline fisheries have been updated to include data for 1998.
4. Longline effort data are based on habitat-standardized effort data supplied by the Secretariat for the Pacific Community (SPC).
5. The modeling period was changed to start in the first quarter of 1975 and run through to the start of 2002, to enable a better coverage of the regime shift that occurred in 1984.
6. Due to the extension of the modeling period to before the start of the environmental data, the environmental data are correlated with recruitment outside the model.
7. The model is fitted to otolith length-at-age data to provide information for estimating mean length at age and variation in length at age.

It appears that the yellowfin population has experienced two different productivity regimes (1975-1983 and 1984-2001), with greater recruitment during the second than the first. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass, the high-recruitment regime producing greater biomasses. The spawning biomass ratio (the ratio of spawning biomass to that for the unfished stock; SBR) of yellowfin

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. The effort levels are estimated to be less than the levels that will support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large recruitment that entered the fishery in 1998, the catch levels are greater than the corresponding values at the AMSY. Because of the flat yield curve, current effort levels are estimated to produce, under average conditions, catch that is only slightly less than AMSY. Future projections under the current effort levels and average recruitment indicate that the population will decline to an SBR level less than the current level, but will remain above that which will support the AMSY. These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2001 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2001 period it is likely that the estimates of SBR and catches would be higher.

The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery in 1998 through 2000 and that these cohorts increased the population biomass during 1999 and 2000. However, they have now moved through the population, and the biomass decreased in 2001.

The overall average weights of yellowfin tuna that are caught have consistently been much less than the critical weight, indicating that, from the yield-per-recruit standpoint, the yellowfin in the EPO are not harvested at the optimal size. 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-associated (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the purse-seine sets in the southern area on yellowfin associated with dolphins (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern (Fishery 7) dolphin-associated fisheries. The AMSY calculations indicate that the yield levels could be greatly increased if the fishing effort were directed toward the fisheries that catch yellowfin closest to the critical weight (longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins, particularly in the southern area). This would also increase the SBR levels.

Moderate changes in the level of surface fishing effort are predicted to 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% 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% of its recent average would have the opposite effects. The catch from surface fisheries would increase only slightly with a 25% increase in the level of surface fishing effort. The catch from surface fisheries would decrease moderately with a 25% decrease in the level of surface fishing effort. Avoiding the capture of unmarketable yellowfin tuna around floating objects, particularly fish-aggregating devices (FADs), would not significantly affect the SBRs and catches, but would moderately increase the average weight.

A sensitivity analysis was carried out to determine the effect of a stock-recruitment relationship. The results suggest that the model with a stock-recruitment relationship fits the data slightly better than the base case. The results from the analysis with a stock-recruitment relationship are more pessimistic, and they suggest that the effort level is greater than that which would produce AMSY; however the yield at this effort level is only slightly less than AMSY. The biomass is estimated to have been less than the biomass that would give rise to AMSY for most of the modeling period, except for the last two years.

The assessment results are very similar to the results from the previous assessments. The major differences occur, as expected, in the most recent years. The current assessment estimates that the biomass increased in 2000 whereas the previous assessment estimated a decline. In addition, SBR and the SBR required to produce AMSY have increased compared to the previous assessment because average recruitment has been calculated over a longer period, which includes more years from the low-recruitment re-

gime.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2001 were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2001, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of early April 2001. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

The number of years included in the analysis was increased from the 2001 assessment (Maunder and Watters 2002) to enable a better coverage of the regime shift that occurred in 1984. However, the environmental data series used does not start until 1980, so correlations between recruitment and the environmental index were done outside the model.

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 dolphin-associated schools), 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 shown 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 tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used throughout this report (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001).

All three of these types of data are used to assess the stock of yellowfin. 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).

New and updated catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-10 and 13-16) have been incorporated into the current assessment. The data for 1975 to 2000 have been updated, and those for 2001 are new (compared to those presented by Maunder and Watters (2002) in the previous assessment of yellowfin from the EPO). New data on catch for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) during 2000 for Japan and 1998 for Taiwan have been incorporated into the current assessment.

2.2.1. Catch

For this assessment, the Japanese longline data are available through 2000. This includes one additional year compared to the previous assessment. For the assessment it is assumed that the total longline effort (scaled to include nations other than Japan) in 2001 is equal to the longline effort in 2000. The total 2001 longline catch is thus a function of the 2000 effort, the estimated numbers in 2001, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries.

Trends in the catch of yellowfin tuna in the EPO during each quarter from January 1975 to December 2001 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 in unassociated schools. It should be noted that there was a

substantial fishery for yellowfin prior to 1975. Maunder and Watters (2001, 2002) have described the yellowfin catch in the EPO from 1975 to 2000. One main characteristic of the catch during that period is the increase in catch taken since about 1993 by purse-seine sets associated with floating objects.

Compared to 2000, surface fishery catches in 2001 increased in Fisheries 1 (by 92%), 3 (by 263%), 4 (by 40%), 5 (by 5%), 6 (by 48%), 7 (by 32%), 8 (by 55%), 9 (by 91%), and 10 (by 61%), and decreased in Fishery 2 (49%). This indicates that there was more catch taken in most areas in 2001 than in 2000. Compared to 1999, estimated longline catches in numbers decreased in 2000 by 55% for the northern fishery and increased by 93% for the southern fishery.

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

New effort for this assessment includes 2001 effort data for the surface fisheries and 2000 effort data for the Japanese longline fishery.

A complex algorithm, described by Maunder and Watters (2001), was used to estimate the amount of fishing effort in days fished exerted by purse-seine vessels. The longlining effort data for yellowfin have been provided by the SPC (Bigelow *et al.* 2002). These effort data have been standardized with the habitat-based method (Hinton and Nakano 1996). The most reliable, consistent, and complete effort data are available for the Japanese longline fleet, and these are used in the standardization. To enable the inclusion of catch data from the other nations into the assessment, the Japanese effort data are scaled by the ratio of the Japanese catch to the total catch. This allows the inclusion of all the longline catch data into the assessment, while using only the Japanese effort data to provide information on abundance.

The following is a brief description of the habitat-based effort standardization method (see Bigelow *et al.* (2002) and the references therein for a detailed description). The effectiveness of longline effort with respect to yellowfin tuna is strongly affected by the fishing depth of the gear, due to the preferences of the species with regard to habitat characteristics (*e.g.* temperature and oxygen levels). Since the mid-1970s, longlines have fished at greater depths in attempts to increase catches of bigeye. Therefore, it is important that standardized longline effort, which is used with catch to provide information on abundance, take into consideration the depth of the longline and the relationship between this depth and the habitat preference of yellowfin. This preference, in terms of the temperature differential from the mixed layer, is calculated by coupling acoustic tracking information with temperature data for the associated area. Preferred oxygen levels were calculated from physiological experiments and tracking studies. The depths of the longlines are calculated with the approximated length of mainline between buoys, applying a catenary curve to represent the shape of the longline. The depth is modified by a shoaling effect of ocean currents, which reduces the fishing depth of the longline. The relative habitat preference associated with each hook, which are distributed uniformly between buoys, is calculated using a time series of temperature at depth (with pre-1980 represented by a monthly climatology) and average (1934-1994) dissolved oxygen at depth for each 5° area-month stratum. The effective effort is then calculated as the sum of the habitat preference for each hook. Only Japanese effort data is used in the model, because it includes information on the number of hooks per basket, provides the only consistent large area coverage of the distribution of yellowfin, and represents the majority of the effort.

The IATTC databases do not contain catch and effort information from longlining operations conducted in the EPO during 2001. To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, it is assumed that the amount of longlining effort exerted during each quarter of 2001 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 2000.

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. 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). Fishing effort for longliners (Fisheries 11 and 12) is in numbers of hooks. Maunder and Watters (2001, 2002) discuss the historic fishing effort.

Compared to 2000, surface fishery effort in 2001 increased in Fisheries 1 (by 121%), 3 (by 2%), 4 (by 35%), and 10 (by 46%), and decreased in Fisheries 2 (by 12%), 5 (by 2%), 6 (by 40%), 7 (by 23%), 8 (by 14%), and 9 (by 7%). The decreased effort was in part due to the restrictions on yellowfin catch in the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA) in the last quarter of 2001. Compared to 1999, estimated total effective longline effort (calculated using a habitat-based model) in 2000 decreased by 8% for the northern fishery and increased by 276% for the southern fishery.

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 because of inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (submitted). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish die. Maunder and Watters (2001) describe how discards are implemented into the yellowfin assessment. One difference from the method described by Maunder and Watters (2001) is that the discard rates are not smoothed over time. Not including temporal smoothing should allow for a better representation of recruitment in the model.

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. Maunder and Watters (2001) describe the sizes of yellowfin caught by each fishery. In general, floating-object, unassociated, and baitboat fisheries catch small yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch large yellowfin.

The length frequencies of the catch during 2000 from the 10 surface fisheries were similar to those seen over the whole modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8). The strong cohort that was seen in the floating-object fisheries during 1998 and 1999 moved through the unassociated fisheries during 1999 and 2000 and entered the dolphin-associated fisheries in 2000. This cohort can be seen moving through the dolphin-associated fisheries length-frequency data during 2001. A large cohort of yellowfin tuna about 125 cm in length was evident in the length-frequency data for the first quarter of 2001 in the southern surface fisheries (Fisheries 1, 3, 6, and 9), but was not seen in any other quarters. The model was unable to adequately represent this cohort in the catch, and therefore the model removed a large number of small fish rather than large fish. There is evidence of a strong cohort entering the floating-object fisheries in 2001.

The length frequencies of the catch during 1999 for the longline fisheries were very different from those seen over the whole modeling period. There is an indication of a cohort of medium-size fish moving into the longline fisheries. This cohort was not predicted by the model, and the fish are too large to be consistent with the strong cohort seen in the other fisheries. However, it may be consistent with the strong cohort seen in the southern surface fisheries length-frequency data during the first quarter of 2001.

2.4. Auxiliary data

Otolith data described by Wild (1986) are integrated into the stock assessment model to provide information on mean length at age and variation in length at age. The data consist of 196 fish collected between 1977 and 1979. The numbers of increments on the otolith were used to estimate the age in days. The length of each fish was also recorded. The sampling design involved collecting 15 yellowfin in each 10-cm interval in the length range of 30-170 cm. This sampling design may cause some bias in the esti-

mates of variation of length at age.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments can be constrained to be similar to a specific growth curve (perhaps taken from the literature) or fixed so that the growth curve can be treated as something that is known with certainty. If the growth increments are estimated as free parameters they are constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The modified growth model is also designed so that the size and age at which fish are first recruited to the fishery must be specified. For the current assessment, it is assumed that yellowfin are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) when they are 30 cm long and two quarters old.

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 growth model is fitted to otolith data from Wild (1986), assuming that the variation of length at age in the otolith data represents the variation of length at age in the population. The mean lengths of older yellowfin are assumed to be close to the growth curve of Wild (1986).

The following weight-length relationship, from Wild (1986), was used to convert lengths to weights in this stock assessment:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

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

3.1.2. Recruitment and reproduction

The A-SCALA method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and a parameter called steepness. Steepness is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning stock size is reduced to 20% of its unexploited level, and it controls how quickly recruitment decreases when the spawning stock size is reduced. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning stock size) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning stock size). In practice, it is often difficult to estimate steepness because the spawning stock may not have been reduced to less than 20% of its unexploited level and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that cause recruitment to be extremely variable. The base-case assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. This assumption is the same as that used in the 2000 and 2001 assessments (Maunder and Watters 2001, 2002). The influence of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is investigated in a sensitivity analysis.

It is assumed that yellowfin tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the 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). It is also assumed that recruitment may have a seasonal pattern.

An assumption is made about the way that recruitment can vary around its expected level, as determined from the stock-recruitment relationship. It is assumed that recruitment should not be less than 25% of its expected level and not greater than four times its expected level more often than about 1% of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Yellowfin tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 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 13-16).

The spawning potential of the population is calculated from the numbers of fish, proportion of females, percent mature, batch fecundity, and spawning frequency (Schaefer 1998). These quantities (except numbers) are calculated for each age class, based on the mean length at age given by the von Bertalanffy growth equation fitted to the otolith data of Wild (1986; see Maunder and Watters 2002). The spawning potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the ratios of spawning biomass to that for the unfished stock (spawning biomass ratios; SBRs). The relative fecundity at age and the sex ratio at age are shown in Figures 3.3 and 3.4, respectively.

3.1.3. Movement

The evidence of yellowfin tuna movement in the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001). 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. However, this is not necessarily the best representation of the population structure.

3.1.4. Natural mortality

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 M is treated as a rate for males and females combined. The values of quarterly M used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.1. 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 2001). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific natural mortality schedule for yellowfin in the EPO is calculated.

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

Previous stock assessments have included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin tuna in the EPO (Maunder 2001, 2002). This assumption is supported by observations that spawning of yellowfin is temperature-dependent (Schaefer 1998). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of yellowfin in the EPO, a temperature variable was incorporated into the previous stock assessment model to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. However, because the model has been extended back to 1975, the environmental time series does not cover the same period (the environmental data start in 1980). The previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002) showed that estimates of recruitment were essentially identical with or without the inclusion of the environmental data. This is also supported by the results of Maunder and Watters (submitted). Therefore, recruitment is correlated with the environmental time series outside the stock assessment model. For the current assessment, the sea surface temperature (SST) in an area consisting of two rectangles from 20°N-10°S and 100°W-150°W and 10°N-10°S and 85°W-100°W, the total number of 1°x1° areas with average

SST $\geq 24^{\circ}\text{C}$, and the Southern Oscillation Index, are used as the candidate environmental variables. The data were related to recruitment, adjusted to the period of hatching. The temperature data are posted on the Internet (<http://Ingrid.ldeo.Columbia.edu>) by the U.S. National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Center for Environmental Prediction, and made available through the Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction Data Library.

In previous assessments it has also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1 (Maunder and Watters 2001, 2002). It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear, and several different environmental indices have been investigated. However, only SST for the southern longline fishery was estimated to be significant. Therefore, because of the change in the period of the model, environmental effects on catchability were not investigated in this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

A-SCALA, an age-structured statistical catch-at-length analysis model (Maunder and Watters, submitted) 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 A-SCALA model is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term “statistical” indicates that the model 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 model uses quarterly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After these parameters have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock.

The A-SCALA method was first used to assess yellowfin tuna in the EPO in 2000 (Maunder and Watters, 2001) and modified and used for the 2001 assessment (Maunder and Watters 2002). The main changes in the method from 2000 to 2001 were the inclusion of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (as a sensitivity analysis), the omission of the random-walk component of catchability, the estimation of mean length at age and the standard deviation of length at age, and shortening of the modeling period (July 1980 to January 2001). In this assessment the main changes are the increase in the modeling period (January 1975 to January 2002), inclusion of otolith data, and removal of environmental indices for recruitment and catchability.

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 2001 (this includes estimation of recruitment anomalies, and a seasonal effect);
2. quarterly catchability coefficients for the 16 fisheries that take yellowfin from the EPO (this includes estimation of 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;
5. mean length at age (Figure 3.2);
6. amount of variation in length at age.

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. fecundity of females at age (Figure 3.3);
3. sex ratio at age (Figure 3.4);
4. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16);

5. steepness of the stock-recruitment relationship (steepness = 1 for the basecase 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 or less efficient at catching fish while the biomass is not changing the CPUEs would increase or decrease 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. Trends in longline CPUE are based only on the Japanese data. A discussion of historical catch rates can be found in Maunder and Watters (2001, 2002), but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

On average, CPUE was less in 2001 than it was in 2000 for Fisheries 1 (by 13%) and 2 (by 42%) and greater for Fisheries 3 (by 256%), 4 (by 4%), 5 (by 7%), 6 (by 147%), 7 (by 72%), 8 (by 82%), 9 (by 105%), and 10 (by 11%). On average, CPUE for the Japanese longline fisheries was less in the north (by 51%) and south (by 49%) during 2000 than during 1999.

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 predicted time series of yellowfin catches are almost identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely, because it is difficult to estimate biomass if 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 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, which simultaneously illustrates the average observed and predicted size compositions of the catches for these 12 fisheries. (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 all of the fisheries with size-composition data are good, although the predicted size composition for several fisheries have lower peaks than the observed size composition (Figure 4.2). The model also tends to over-predict for the larger yellowfin in most fisheries. 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 is variation in fishing mortality exerted by the fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO, with fishing mortality being higher before 1984, during the lower productivity regime (Figure 4.3). Fishing mortality changes with age (Figure 4.3b). The fishing mortality for young and old yellowfin is low. There is a peak at around age 13 quarters, which corresponds to peaks in the selectivity curves for fisheries on floating objects, unassociated and dolphin-associated yellowfin (Figure 4.4). The population has not been greatly impacted by the increase in effort associated with floating objects that has occurred since 1993 (Figure 4.3b).

The fishing mortality rates vary over time because the amount of effort exerted by each fishery changes

over time, because different fisheries catch yellowfin 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 14 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1-4). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin select fish of similar size to those caught by sets on floating objects (about 4 to 14 quarters old, Figure 4.4, Fisheries 5 and 6), but these catches contain a greater proportion of fish from the upper portion of this range. Purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins in the northern and coastal regions select mainly mid-aged fish (7 to 15 quarters old, Fisheries 7 and 8). The dolphin-associated fishery in the south (Fishery 9) selects mainly older yellowfin (12 or more quarters). Longline fisheries for yellowfin also select mainly older individuals (about 9 or more quarters, Figure 4.4, Fisheries 11 and 12). Baitboats (Fishery 10) select small yellowfin (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, except for an increase in the last few years (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 may have decreased the catchability of yellowfin during this time.

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in unassociated schools has also been highly variable over time (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6).

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin 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). These fisheries show a slight increasing trend over time. The catchability in the southern fishery (Fishery 9) is more variable. All three dolphin-associated fisheries have had an increase in catchability during 2001.

The ability of baitboats to capture yellowfin tuna has been highly variable over time (Figure 4.5a, Fishery 10). There are multiple periods of high and low catchability and a slight increase over time. The catchability during 2001 was greater than average.

The ability of longline vessels to capture yellowfin tuna has been more variable in the northern fishery (Fishery 11), which catches fewer yellowfin, than in the southern fishery (Fishery 12). In the southern fishery, the catchability appears to have decreased in the last few years.

The catchabilities of small yellowfin tuna by the discard fisheries are shown in Figure 4.5b (Fisheries 13-16).

Of the environmental variables tested, only the SST for the southern longline fishery has shown a highly significant correlation with the catchability (Maunder and Watters 2002). Despite its significance, the correlation between SST and catchability in that fishery did not appear to be a good predictor of catchability (Maunder and Watters 2002), and therefore it is not included in this assessment.

4.2.2. Recruitment

In the previous assessment, the abundance of yellowfin tuna being recruited to fisheries in the EPO appeared to be correlated to SST anomalies at the time that these fish were hatched. Due to the extension of the modeling period and the shorter length of the environmental time series, recruitment was correlated with environmental variables outside the model. No relationship was apparent between the environmental indices and recruitment (Figure 4.6b). However, inclusion of a seasonal component in recruitment was

significant, as in the previous assessment (Maunder and Watters 2002).

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 relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.6). The apparent relationship between biomass and recruitment is due to what is thought to be a regime shift in productivity (Tomlinson 2001). The increased productivity caused an increase in recruitment, which, in turn, increased the biomass. Therefore, in the long term, 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 4.6a.

A sensitivity analysis was carried out, fixing the Beverton-Holt steepness parameter at 0.75 (Appendix A). This means that recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population when the population is reduced to 20% of its unexploited level. (The best estimate of steepness in the previous assessment was 0.66 (Maunder and Watters 2002).) Given the current information and the lack of contrast in the biomass since 1985, the hypothesis of two regimes in recruitment is as plausible as a relationship between population size and recruitment. The results when a stock-recruitment relationship is used are described in Section 4.4.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. The large recruitment that entered the discard fisheries in the third quarter of 1998 (6 months old) was estimated to be the strongest cohort seen since 1975. The recruitments in 1999, 2000, and in the second quarter of 2001 were estimated to be high. Another characteristic of the recruitment that was also apparent in previous assessments is the 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 that of the most recent year (Figure 4.7). The average coefficient of variation (CV) on the estimates of recruitment is 0.20.

The recruitment for 2000, which was estimated in the previous assessment to be low, is now estimated to be much higher. This is not surprising, given the large confidence intervals for these recruitments in the previous assessment, indicating that they are not well estimated.

The estimates of the most recent recruitments are highly uncertain, as can be seen from the large confidence intervals (Figure 4.7), due to the limited data available for these cohorts. In addition, the floating-object fisheries account for only a small portion of the total catch of yellowfin, and the catch during the last quarter of 2001 was low for all surface fisheries due to a regulation restricting the catch of yellowfin in surface fisheries imposed to prevent overfishing of the species.

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin tuna that are 1.5 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. Between 1975 and 1983 the biomass of yellowfin declined to about 200,000 mt; it then increased rapidly during 1983-1986, and reached about 490,000 mt in 1986. Since then it has been relatively constant at about 470,000-500,000 mt, except for a peak in 2001. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is fairly well known. The average CV of the estimates of the biomass is 0.15.

The spawning biomass is defined as the relative total egg production (of all the fish in the population). The estimated trend in spawning biomass is also 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 0.11.

It appears that trends in the biomass of yellowfin tuna can be explained by the trends in fishing mortality and recruitment. Simulation results (see Maunder and Watters (2001) for a description) suggest that the fishing mortality affects the total biomass. The simulated biomass trajectory without fishing 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 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.

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 10-20 kg for most of the period from 1975 to 2001, but have differed considerably among fisheries (Figures 4.10 and 5.2). The average weight was greatest during the 1985-1992 period (Figure 5.2) when the effort from the floating-object and unassociated fisheries was lower (Figure 2.3). 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 5-10 kg for Fishery 3, 10-15 kg for Fisheries 2 and 4, and 15-20 kg for Fishery 1), the unassociated fisheries (about 15 kg), the northern and coastal dolphin-associated fisheries (about 20-30 kg), and the southern dolphin-associated fishery and the longline fisheries (each about 40-50 kg).

4.3. Comparisons to external data sources

No external data were used as a comparison in the current assessment.

4.4. Sensitivity to assumptions

A sensitivity analysis was carried out to determine the effect of the stock-recruitment relationship. The basecase analysis was carried out with no stock-recruitment relationship. An alternative analysis was carried out with the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship fixed at 0.75. This implies that when the population is reduced to 20% of its unexploited level, the expected recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population. Previous results (Maunder and Watters 2002) suggest that the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship, but, given the amount of data used in the analysis, the difference is probably not statistically significant (see Maunder and Watters 2002: Table 4.3). When a Beverton-Holt stock recruitment relationship (steepness = 0.75) is included, the estimated biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are almost identical to the base case.

4.5. Comparison to previous assessments

The assessment results are very similar to the results from the previous assessments presented by Maunder and Watters (2001, 2002) and the results using cohort analysis (Figure 4.12). The current assessment indicates that the biomass increased in 2000, whereas the previous assessment indicated a decline.

4.6. Summary of the results from the assessment model

The catch rates of yellowfin increased for most of the surface fisheries in 2001 relative to 2000.

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. However, this correlation may be an artifact of seasonal recruitment. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1983 and 1984-2001) and that the population has been in the high-recruitment regime for approximately the last 17 years. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass, the higher recruitment regime producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these two regimes, but the evidence is weak and is probably biased, due to the apparent regime shift. Biomass increased during 1999 and 2000, but is estimated to have decreased during 2001.

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), unassociated (Fisheries 5 and 6), and baitboat (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the dolphin-associated (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern region (Fishery 7) dolphin-associated 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 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. Possible candidates for reference points are:

1. S_{AMSY} as a target reference point.
2. F_{MSY} as a limit reference point
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the model period, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the current management objective specified by the IATTC Convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past (*e.g.* the levels estimated in 1983). Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The 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, termed the “spawning biomass ratio” (SBR), is described by Maunder and Watters (2001). The equation defining the SBR is

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

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 quarterly SBR_t for yellowfin in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the first quarter of 1975 to the first quarter of 2002). 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 expected from an unexploited population. The SBR level that would give rise to AMSY (SBR_{AMSY}) is estimated to be about 0.36.

At the beginning of 2002, the spawning stock of yellowfin tuna in the EPO was considerably reduced. The estimate of SBR at this time was about 0.53, with lower and upper 95% confidence limits of 0.42 and 0.65, respectively. It is important to note that the estimate of the lower confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.36), indicating that, at the beginning of 2002, the spawning stock of yellowfin in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock were at the AMSY level.

A time series of SBR estimates for yellowfin tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. The historical trends in SBR are similar to those described by Maunder and Watters (2001, 2002). However, the SBR and SBR required to produce AMSY have increased compared to the previous assessment because average recruitment has been calculated over a longer period that includes more years from the low-recruitment regime.

In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.07. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2001 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than the level that would be expected to occur if the population were at the AMSY level (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.36 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, which are also useful for assessing the status of a stock, are described by Maunder and Watters (2001). The critical weight for yellowfin tuna in the EPO has been estimated to be about 49.5 kg (Figure 5.2). This value is greater than the value of 32 kg reported by Anonymous (2000a). The difference is due to the time step of the calculation (quarterly versus monthly) and differences in weight-at-age.

The average weight of yellowfin tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 20 kg at the end of 2001 (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-associated fishery in the southern region (Fishery 9) catch yellowfin with average weights close to the critical weight (Figure 4.11). All the remaining fisheries catch yellowfin of average sizes that are less than the critical weight. Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin-associated fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin-associated fisheries perform better under the critical-weight criterion.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

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. AMSY calculations are described by Maunder and Watters (2001). The calculations are changed from Maunder and Watters (2001) to include the Beverton-Holt stock-recruitment relationship where applicable.

At the start of 2002, 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 (Figure 4.4) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce the AMSY is greater than the current level of effort, as the effort at AMSY is 113% 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. Therefore changes in the long-term levels of effort will only marginally change the catches, while considerably changing the biomass. The spawning stock biomass changes substantially with changes in the long-term fishing mortality (Figure 5.3). Decreasing the effort, which will increase CPUE and thus 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 1984 may require a different approach to estimating the AMSY. Different regimes will give rise to different values for the AMSY. This is discussed by Maunder and Watters (2001). If average recruitment from the 1975-1983 period is used, AMSY is 26% less than when the whole period is used. If the 1984-2002 period is used AMSY is 13% greater.

The estimation of the AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin tuna in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. If the management objective is to maximize the AMSY, the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the southern dolphin-associated fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the northern and coastal dolphin-associated fisheries (Fisheries 7 and 8), and then the unassociated fisheries (Fisheries 5 and 6) and the southern floating-object fishery (Fishery 1) (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 southern dolphin-associated fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the northern and southern longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the northern dolphin-associated fishery (Fishery 7). Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin-associated fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin-associated fisheries perform better under both the AMSY and S_{AMSY} objectives. Maunder and Watters (2002) present results that are restricted to each type of fishery. 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. Lifetime reproductive potential

One common management objective is the conservation of spawning biomass. Conservation of spawning biomass allows an adequate supply of eggs, so that future recruitment is not detrimentally affected. If reduction in catch is required to protect the spawning biomass, it is advantageous to know at which ages to avoid catching fish to maximize the benefit to the spawning biomass. This can be achieved by calculating the lifetime reproductive potential for each age-class. If a fish of a given age is not caught it has an ex-

pected (average over many fish of the same age) lifetime reproductive potential (i.e. the expected number of eggs that fish will produce over its remaining lifetime). This value is a function of the fecundity of the fish at the different stages of its remaining life and the mortality (both natural and fishing mortality) it is subjected to. The higher the mortality, the less likely the individual is to survive and continue reproducing.

Younger individuals may appear to have longer period in which to reproduce, and therefore a higher lifetime reproductive potential. However, because the rate of natural mortality of younger individuals is greater, their expected lifespan is shorter. An older individual, which has already made it through the ages for which mortality is high, has a greater expected lifespan, and thus may have a greater lifetime reproductive potential. Mortality rates may be greater at the oldest ages and reduce the expected lifespan of these ages, thus reducing lifetime reproductive potential. Therefore, the maximum lifetime reproductive potential may occur at an intermediate age.

The lifetime reproductive potential for each quarterly age class was calculated, using the average fishing mortality at age over the most recent two years. Because current fishing mortality is included, the calculations are based on marginal changes (*i.e.* the marginal change in egg production if one individual or one unit of weight is removed from the population) and any large changes in catch would produce somewhat different results because of changes in the future fishing mortality rates.

The calculations based on avoiding capturing a single individual indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding an individual at age 14 quarters (Figure 5.4, upper panel). This suggests that restricting the catch from fisheries that capture intermediate-aged yellowfin (ages 10-15 quarters) would provide the greatest benefit to the spawning biomass. However, this is not a fair comparison because an individual of age 14 quarters is much heavier than an individual recruited to the fishery at age 2 quarters. The calculations based on avoiding capturing a single unit of weight indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish recruited to the fishery at age 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture young yellowfin would provide the greatest benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by one ton of young yellowfin would protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of middle-aged yellowfin by about three tons.

5.5. Sensitivity analysis

When the Beverton-Holt stock-recruitment relationship is included in the analysis with a steepness of 0.75, the SBR is reduced and the SBR level that produces AMSY is increased (Figure A.3). The SBR is estimated to be less than that at AMSY for most of the model period, except for the last two years. The current effort level is estimated to be above the level required to produce AMSY (Figure A.4), but, due to the recent large recruitment, current catch is greater than AMSY (Table 5.1). In contrast to the analysis without a stock-recruitment relationship, the addition of this relationship may cause catch to be significantly reduced as effort is increased beyond the level required for AMSY. As can be seen in Figure A.4, the analysis without a stock-recruitment relationship has a relative yield curve equal to the relative yield-per-recruit curve (similar to the yield-per-recruit curve in Figure A.4, see Figure 5.3) because recruitment is constant. The equilibrium catch under the current effort levels is estimated to be only slightly less than AMSY, indicating that reducing effort will not greatly increase the catch.

5.6. 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 most of the last 17 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 effort levels are estimated to be less than 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 to 2000, the catch levels are higher than the corresponding values at AMSY. Because of the flat yield curve, the average equilibrium yield at current effort levels is only slightly less than AMSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the results are more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level that would support AMSY for most of the model period, except for the last few years.

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, using the method described by Maunder and Watters (2001), 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.

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 2002-2006.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75% of the average amount of effort it exerted during 2000-2001.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 2000-2001.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125% of the average amount of effort it exerted during 2000-2001.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort during the fourth quarters of 2002, 2003, 2004, 2005, and 2006 is equal to 75% of the average effort exerted during the fourth quarters of 2000 and 2001.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2002 through 2006, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 2000 (again by quarter). Assumptions about selectivity, catchability, discards, and population dynamics are the same as these in the assessment model (Maunder and Watters 2001).

It was 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 2000 and 2001. (These averages for fishing effort are computed on a quarterly basis.)

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded yellowfin tuna. In the first scenario, it is assumed that all discarded fish 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 will survive.

The recruitment during 2002 through 2006 was assumed to vary randomly around the same expected level from the stock-recruitment relationship (*i.e.* average recruitment in the base case because it does not

assume a stock-recruitment relationship) and to be as variable as the recruitment during 1975-2001. 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.

6.2. Assumptions about population dynamics

The simulation study was conducted using the same assumptions about population dynamics used during the period 1975-2001 (*see* Maunder and Watters, 2001). Stochasticity is added to each simulation by randomly sampling from a distribution of recruitment anomalies. These anomalies are assumed to come from the same distribution as those estimated for 1975-2001.

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 longline 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% of its recent, average level is predicted to decrease the median estimate of the SBR by about 17% by the end of 2006 (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 24% (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under current effort levels, it is predicted that at the end of 2006 the SBR would remain, on average, higher than $SBR_{AMS\text{Y}}$ (Table 6.1; compare the 20% quantiles for the SBR to the estimated $SBR_{AMS\text{Y}}$ of 0.36). This result is consistent with the previous estimate that, under average conditions, current levels of fishing effort should be increased to achieve the AMSY (Section 5.3). However, SBR is estimated to fall during the projection period due to lower recruitment estimated during 2001.

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 2% higher than that predicted when the discarded yellowfin are assumed to die (Table 6.1; compare 50% 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

The average weight of individuals in the catch is expected to increase in the next few years as the large recruitments to the fishery that occurred during 1998 to 2000 increase in size. 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 fish caught by fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent average would, after 5 years, decrease the average weight of fish in the combined catch by about 13% (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the sur-

face effort to 75% of its recent average would increase the average weight of fish in the catch by about 14% (Table 6.1; compare 50% 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 2005 would be substantially less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 49.5 kg to the 80% 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 in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing the capture of fish vulnerable to the discard fisheries (or ensuring that discarded fish survive) would moderately increase (13%) the average weight of fish in the combined catch during 2006 (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 would 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 would cause short-term decreases in the catch. It is also important to note that if the future level of effort increases (or decreases) by 25%, the catch would not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. For example, if the future level of effort increases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2006 would increase by only 3% compared to that predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “125% surface effort”). Similarly, if the future level of effort decreases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2006 would decrease by about 7% (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “75% surface effort”). This lack of sensitivity of the future catch by the surface fishery to increases in the effort of the surface fishery is consistent with the fact that the curve relating average sustainable yield to fishing effort 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 not change the future catches of the surface fleet (Figure 6.3 and Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “average, no discards”).

6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet

The catch by the longline fisheries is expected to increase substantially in the next few years. This is probably due to the large cohorts recruited in the late 1990s entering the longline fishery. 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 2006 would increase by about 29% if the surface effort were reduced to 75% of its recent average for the next 5 years (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “75% surface effort”). Similarly, the quarterly longline catch during 2006 would decrease by about 19% if the surface fishing effort were increased to 125% of its recent average (Table 6.1; compare 50% 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). Preventing catches of unmarketable yellowfin would increase the quarterly longline catch during 2006 by about 2% (Table 6.1; compare 50% 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

It is predicted that the SBR will reduce in the next few years, but will still remain above the level required to produce 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, 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% 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% of its recent average would have the opposite effects. The catch from surface fisheries would increase only slightly with a 25% increase in the level of surface fishing effort. The catch from surface fisheries would decrease moderately with a 25% decrease in the level of surface fishing effort.

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 1975-2001 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 1985-2001 period, it is likely that the estimates would be different.

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 2002 and updated data for 2001 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.

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

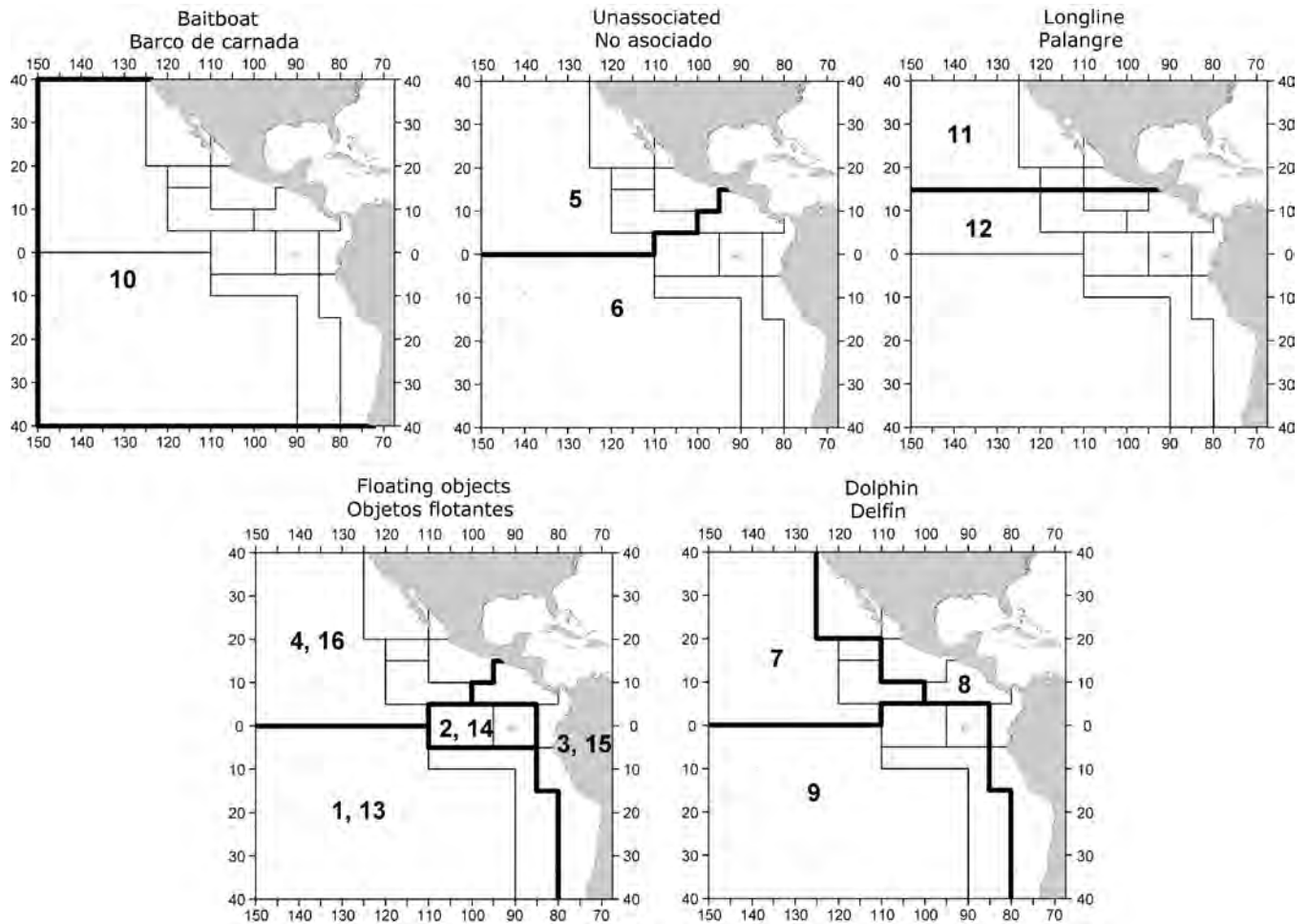


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

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

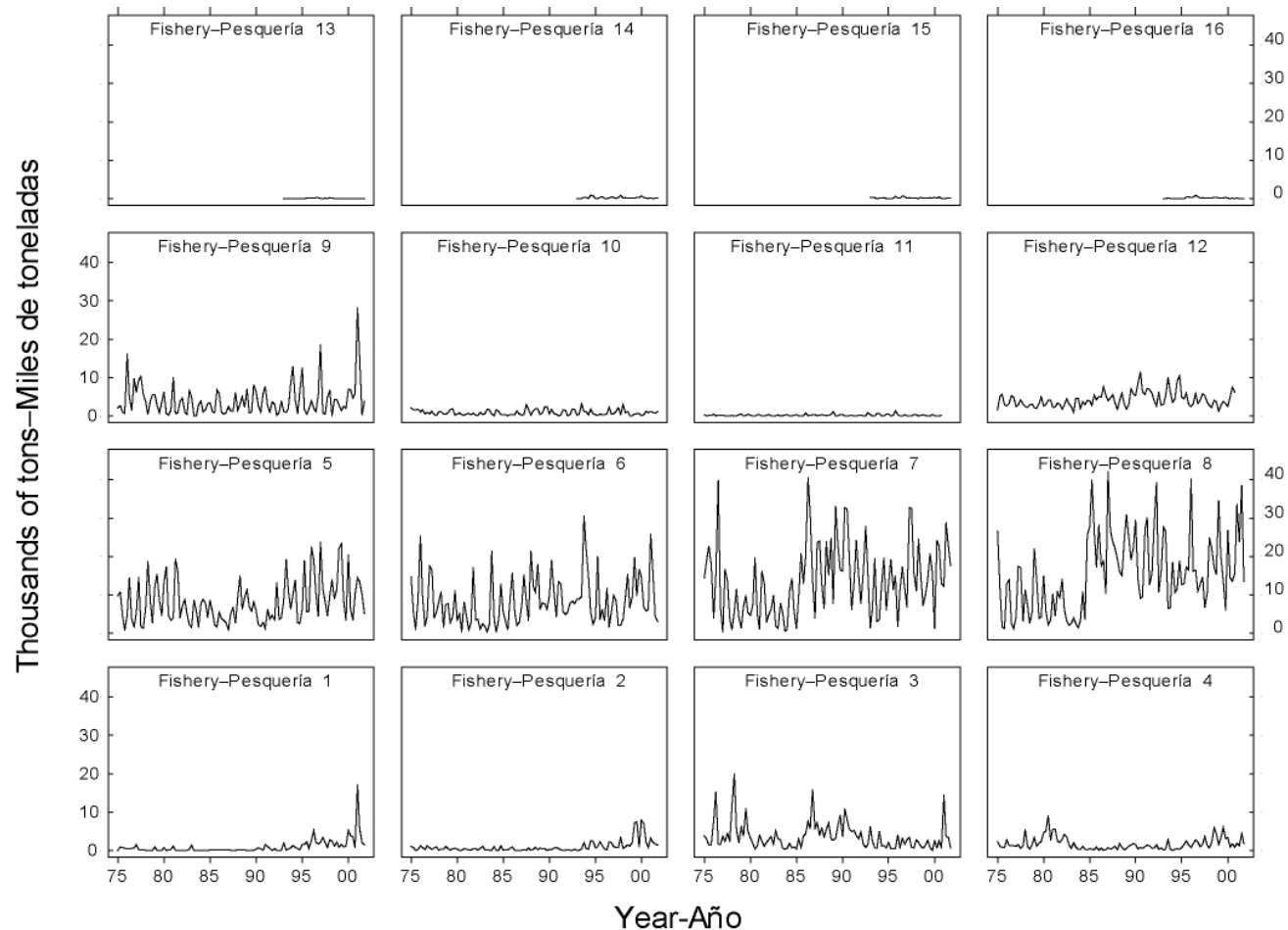


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catch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

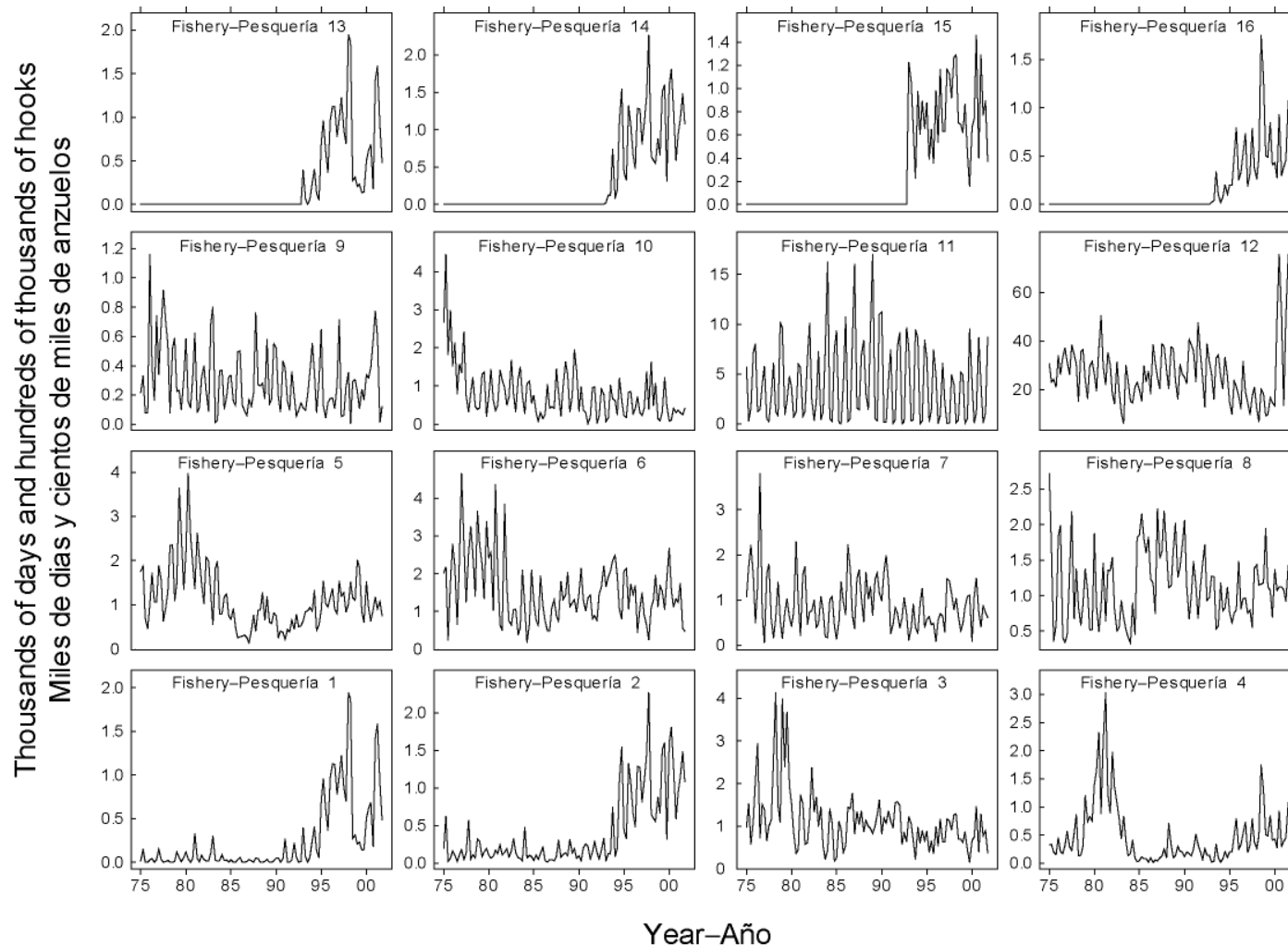


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that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

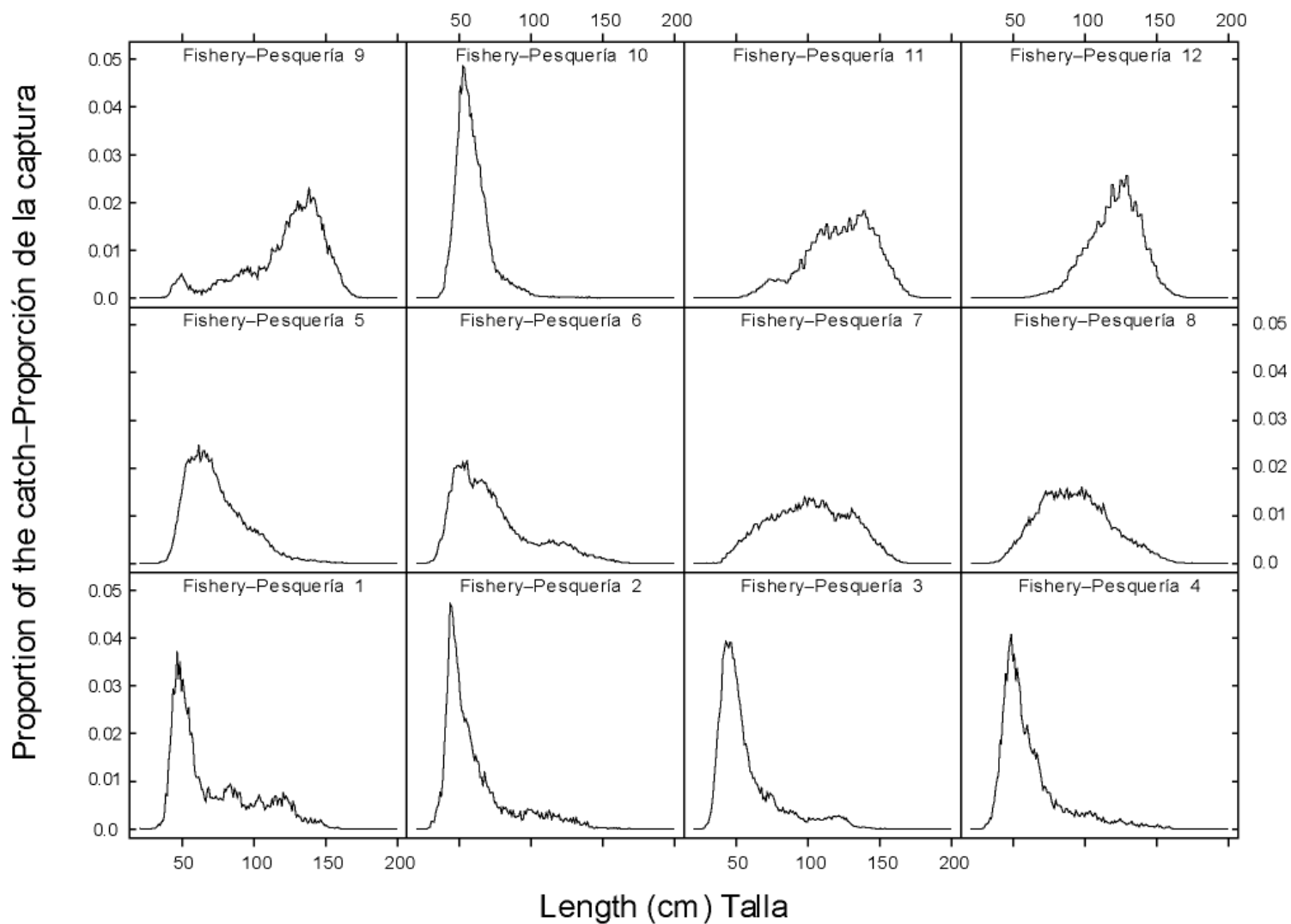


FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches made by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1975 through December 2001.

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 2001.

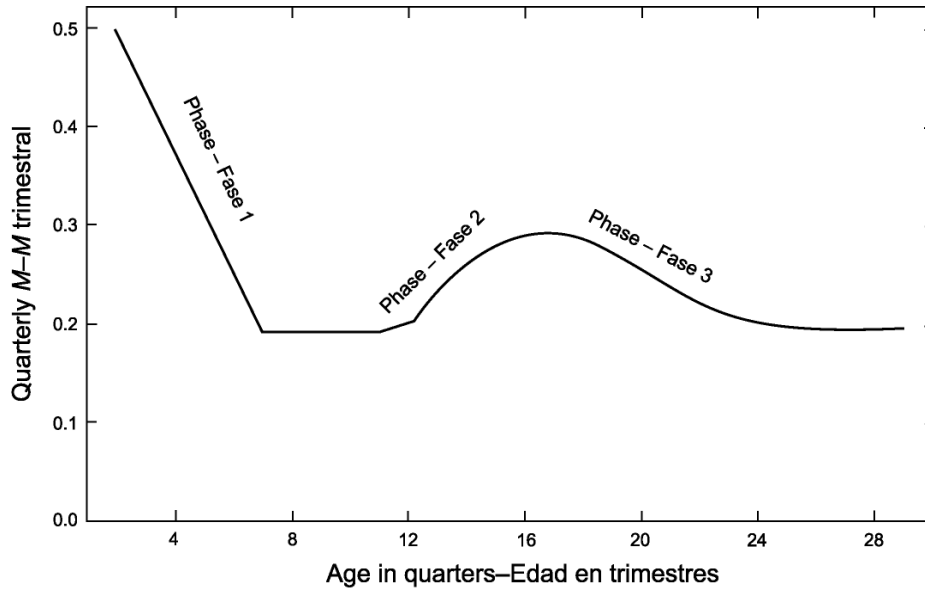


FIGURE 3.1. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

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.

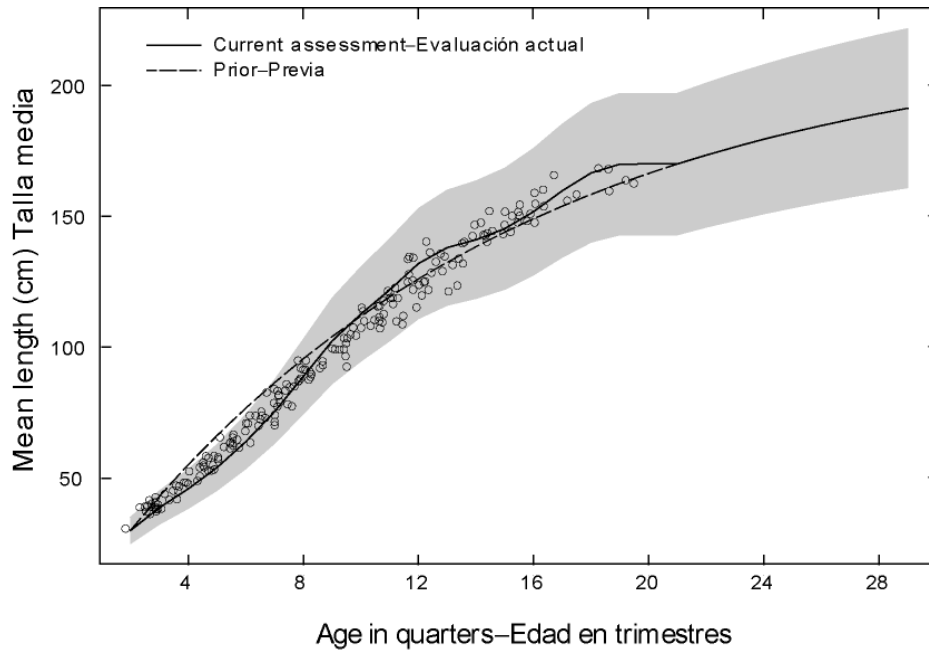


FIGURE 3.2. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The dashed line is the mean length-at-age prior used in the assessment. The circles represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variance of length at age (± 2 sd)

FIGURA 3.2. Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida). La línea de trazos es la distribución previa (*prior*) de la talla a edad usada en la evaluación. Los círculos representan datos de otolitos de talla a edad (Wild 1986). La región sombreada representa la varianza de la talla a edad (± 2 de).

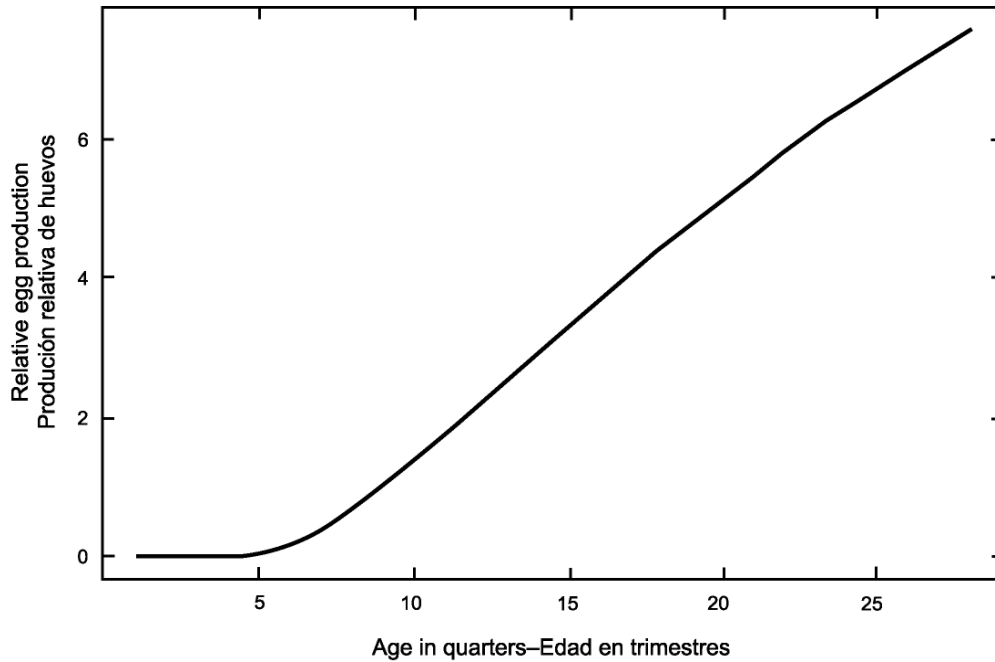


FIGURE 3.3. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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

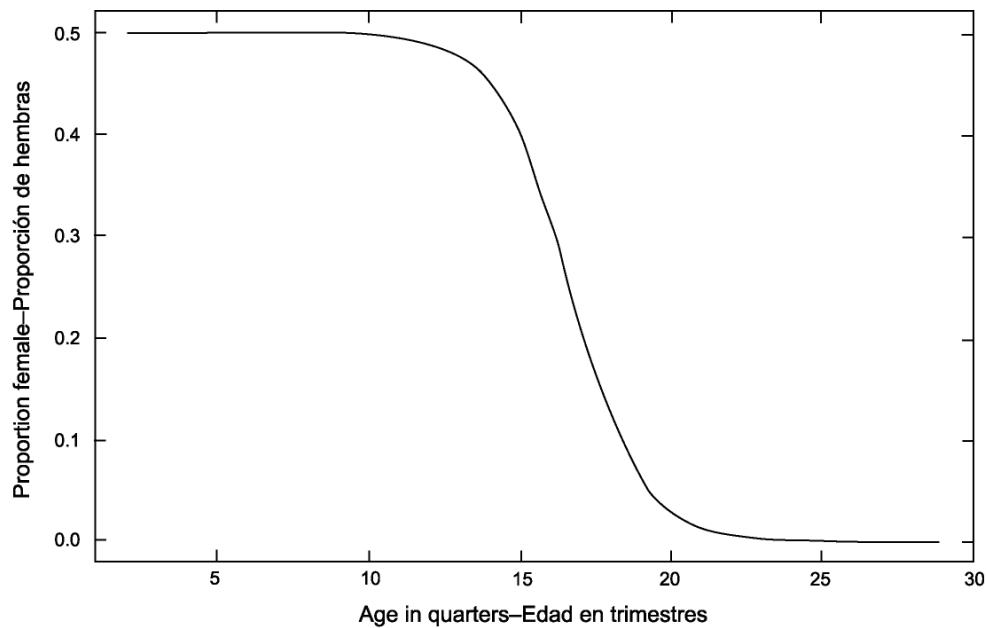


FIGURE 3.4. Sex ratio (from Schaefer 1998) curve used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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

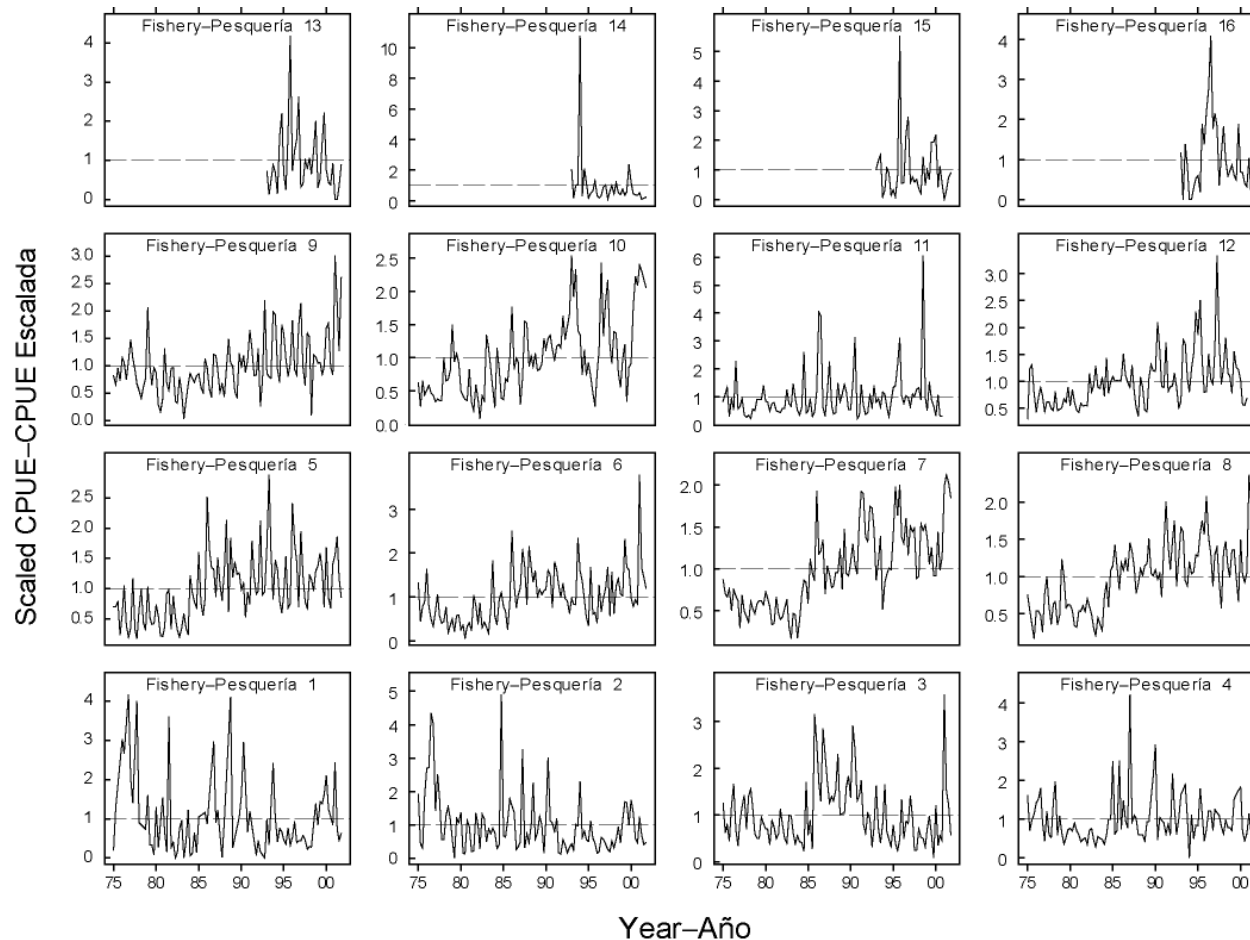


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those for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

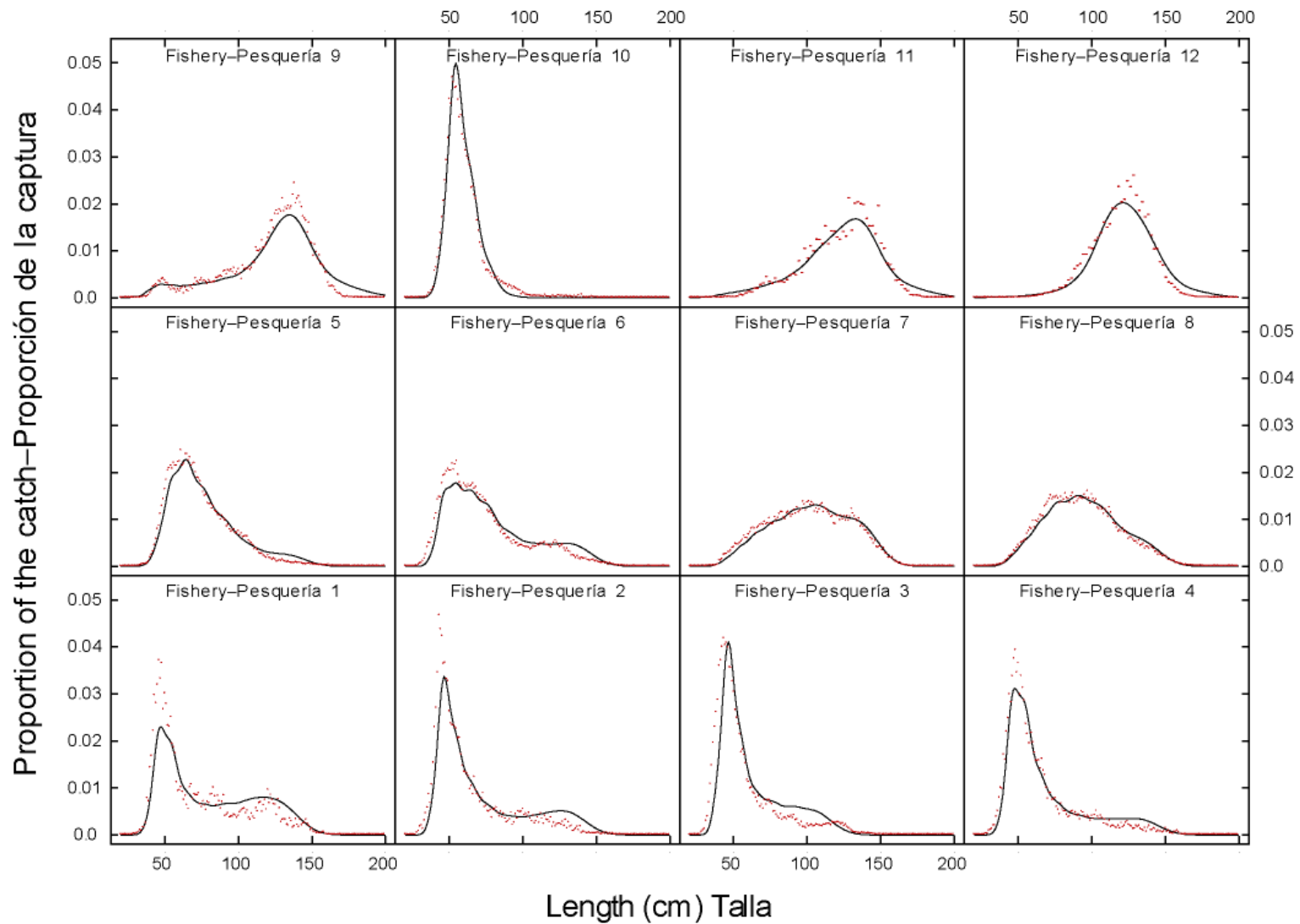


FIGURE 4.2. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

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

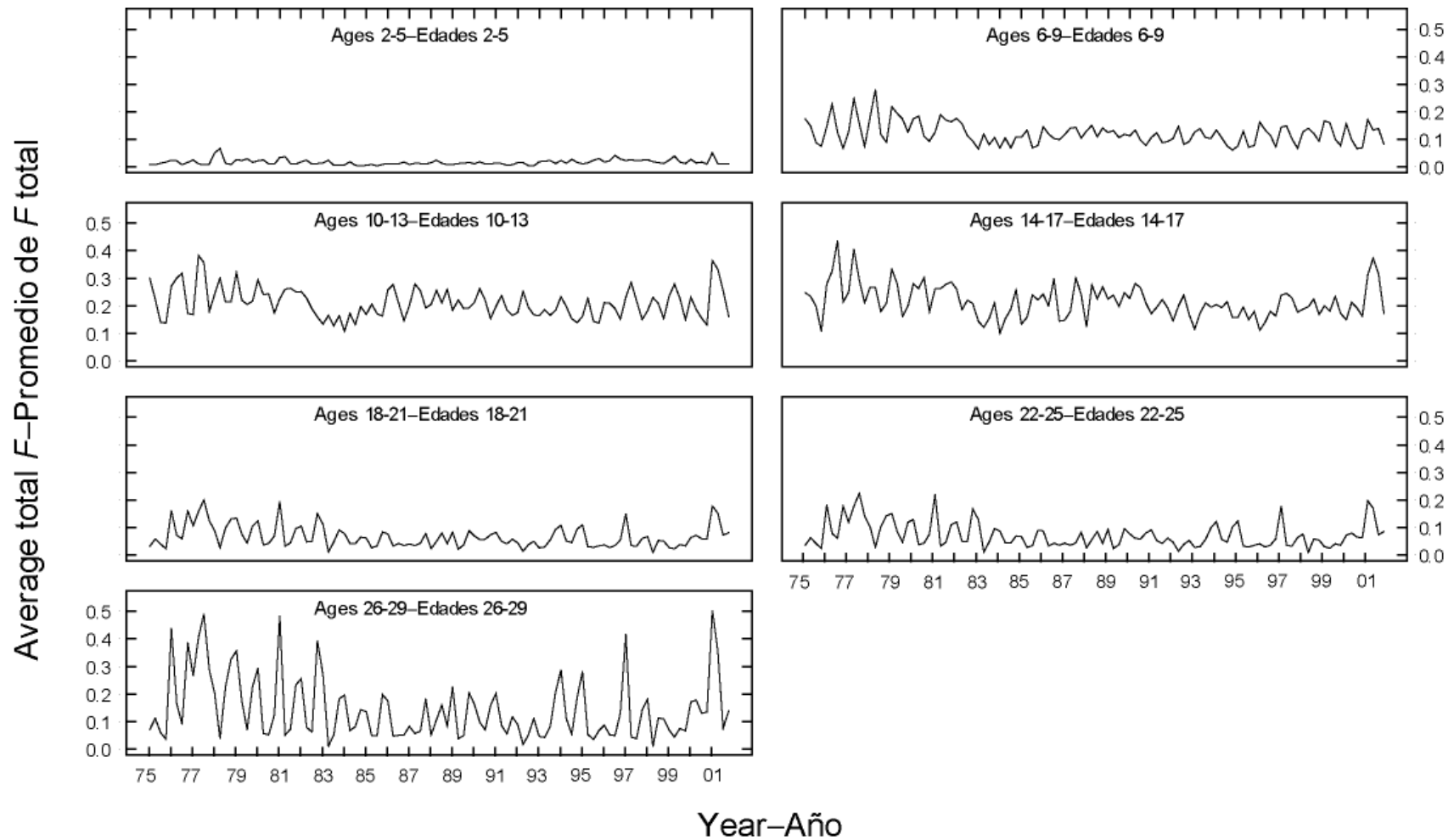


FIGURE 4.3a. Time series of average total quarterly fishing mortality of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title 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 4.3a. 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.

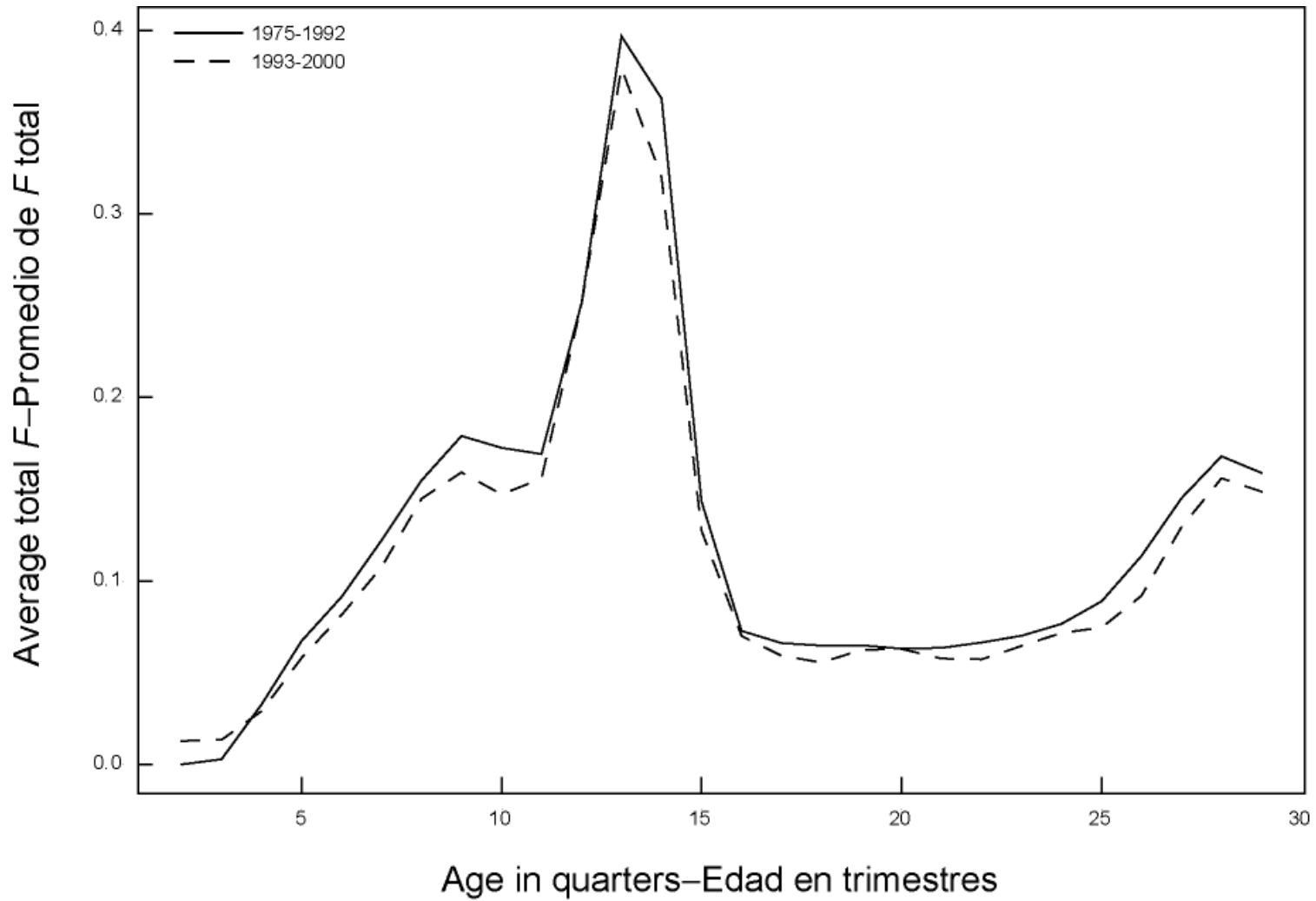


FIGURE 4.3b. Average total quarterly fishing mortality by age of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. The estimates are presented for two periods, the latter period relating to the increase in effort associated with floating objects.

FIGURA 4.3b. Mortalidad por pesca total trimestral por edad de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se presentan estimaciones para dos períodos, el segundo relacionado con aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes.

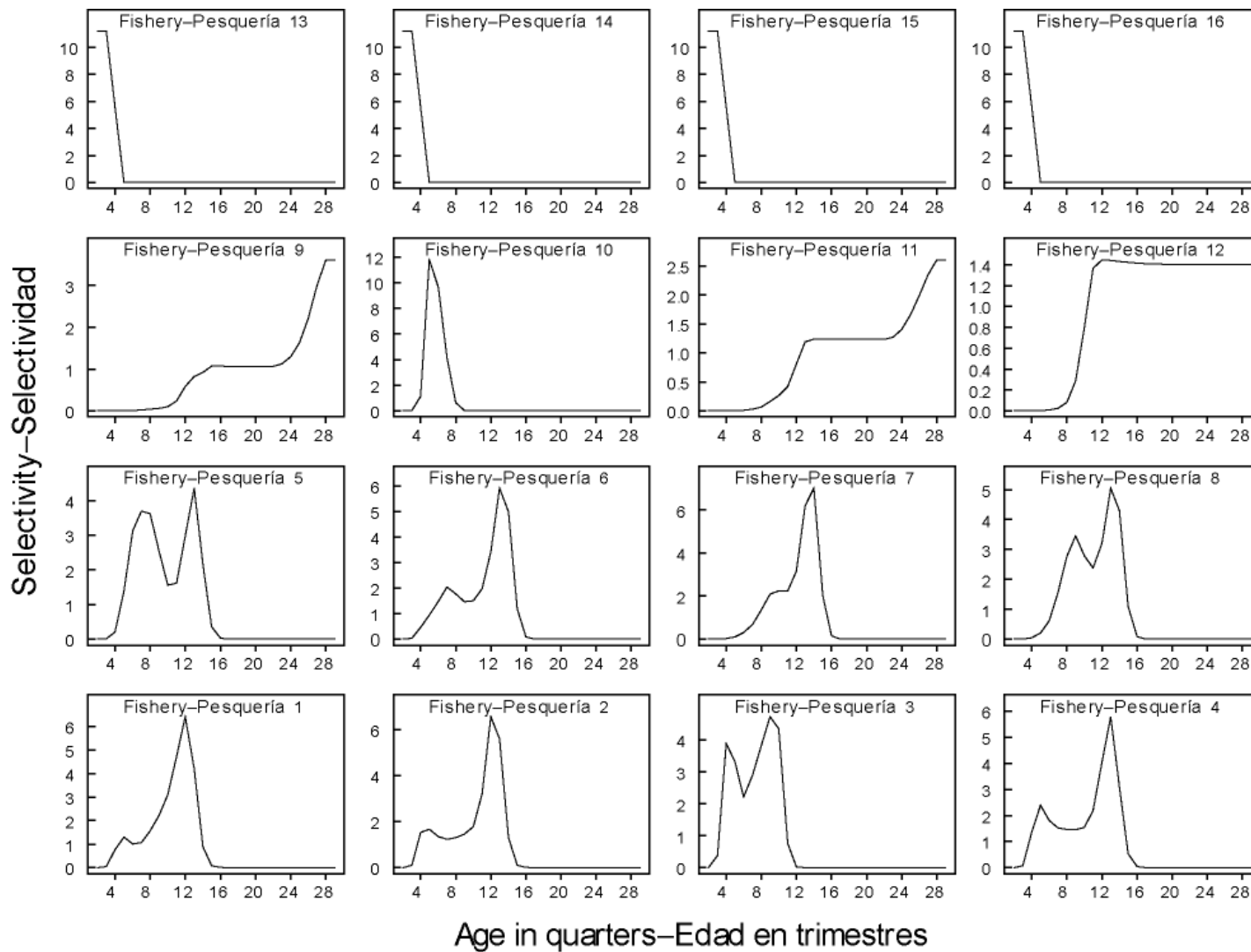


FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 13-16 are based on assumptions.

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 1-12 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 13-16 se basan en supuestos.

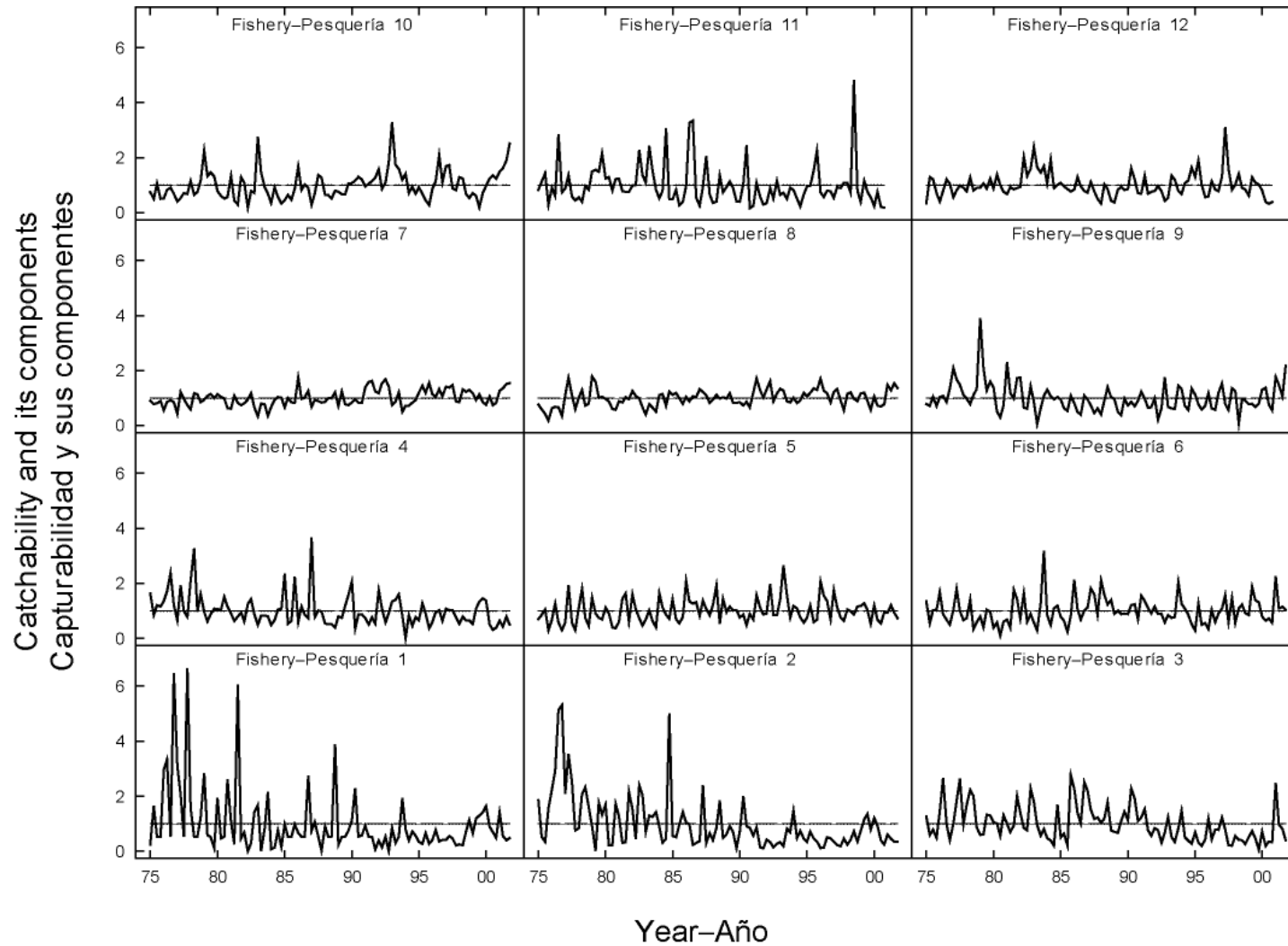


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.
FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

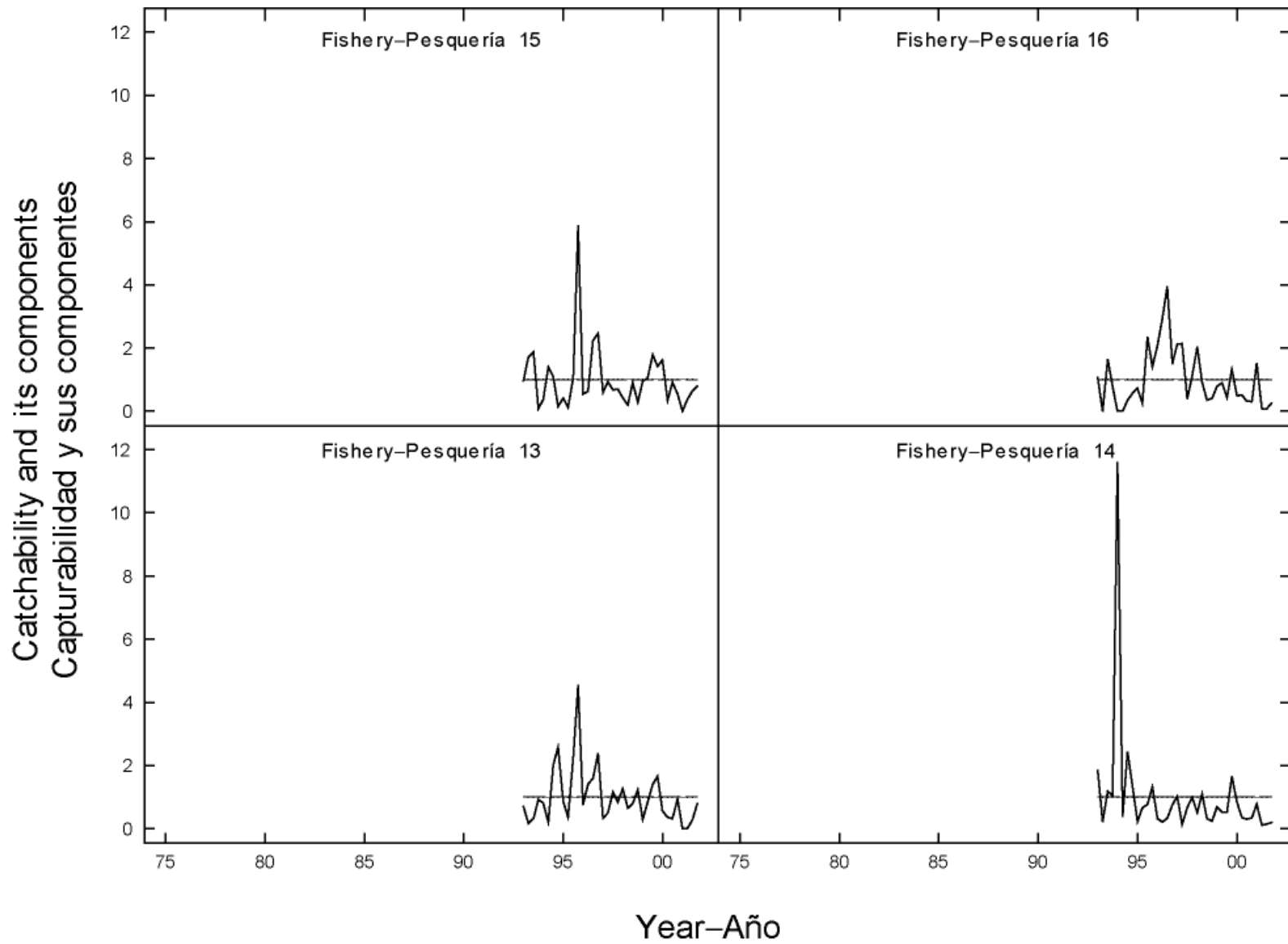


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional detail.

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.

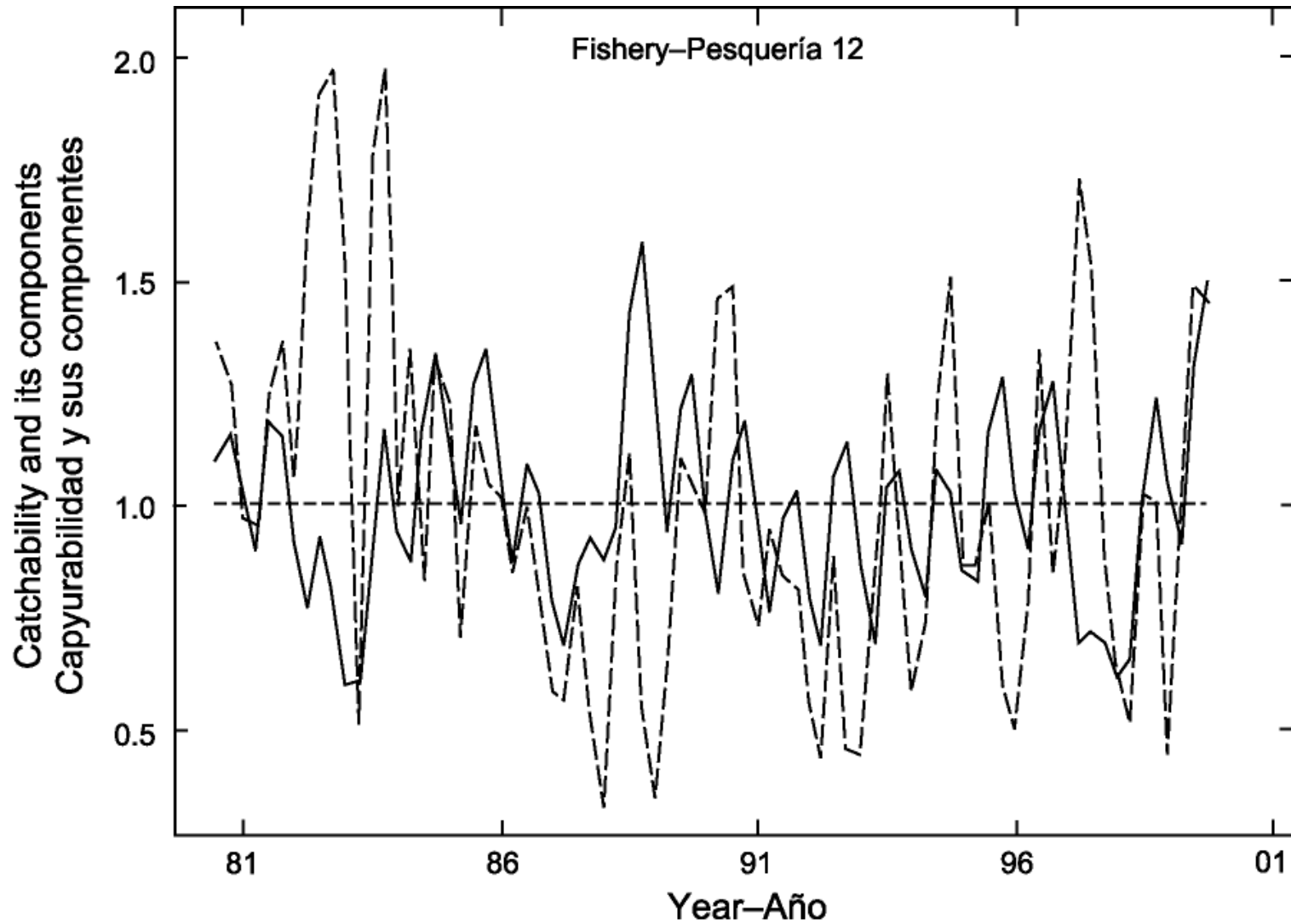


FIGURE 4.5c. Trends in catchability (q) for the southern longline fishery (Fishery 12) when SST is used as an environmental index to explain changes in catchability. The dashed line represents the environmental effect. See Figure 4.5a for additional detail.

FIGURA 4.5c. Tendencias en capturabilidad (q) para la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) cuando se usa la TSM como índice ambiental para explicar cambios en la capturabilidad. La línea de trazos representa el efecto ambiental. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

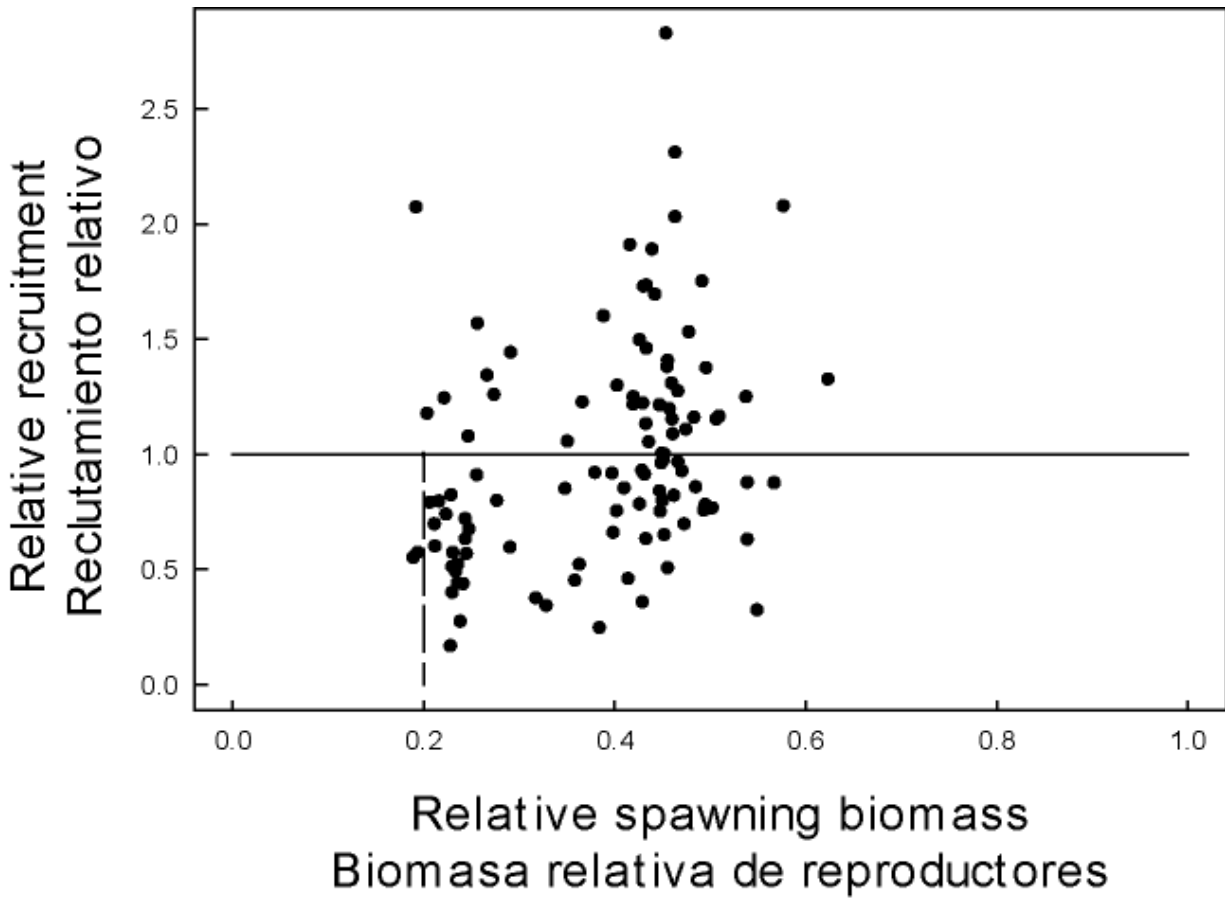


FIGURE 4.6a. Estimated relationships between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6a. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún aleta amarilla y biomasa reproductora . Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. Se escala la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora media no explotada equivalga a 1,0.

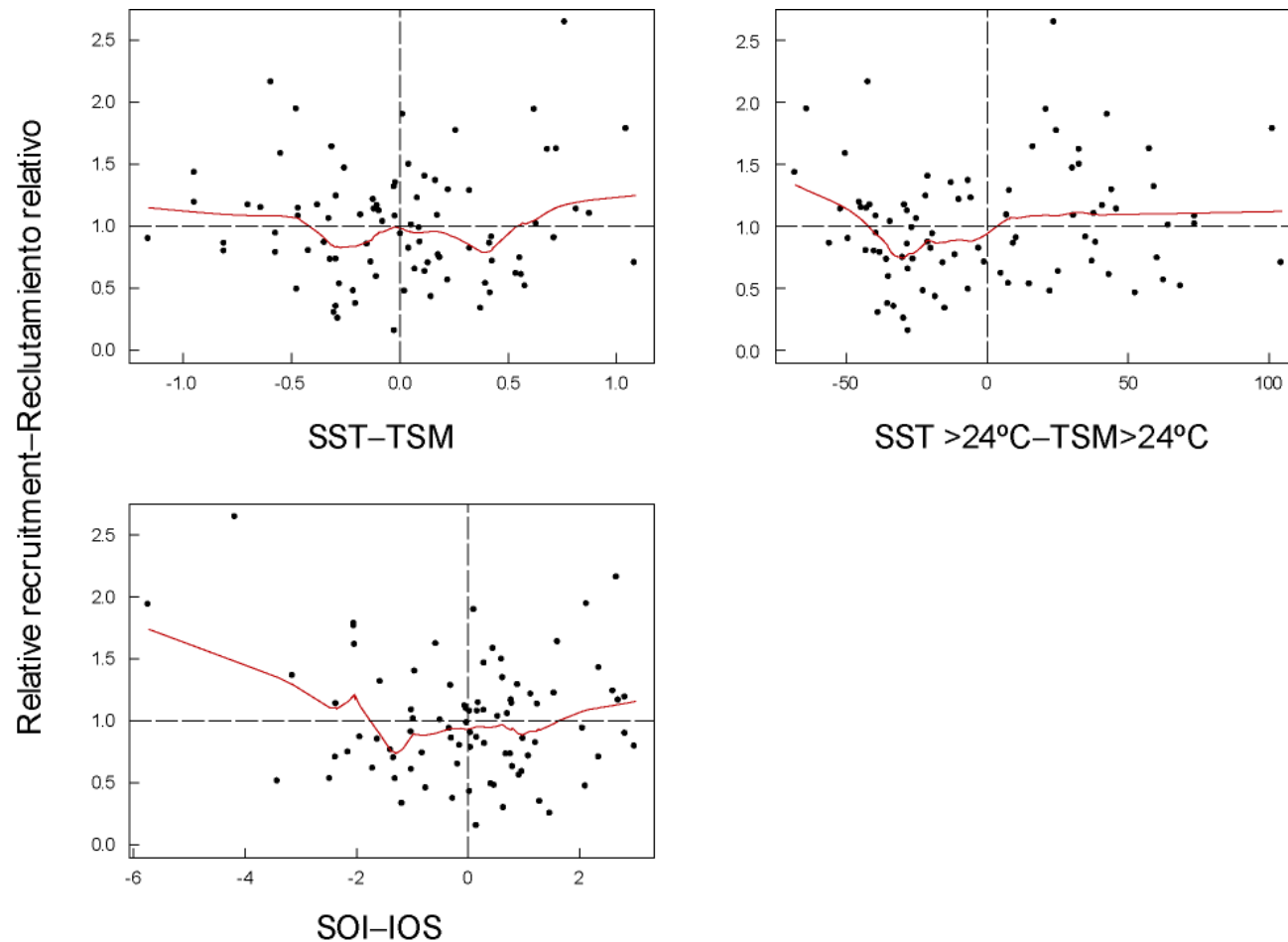


FIGURE 4.6b. Estimated relationships between recruitment of yellowfin tuna and environmental indices. SST >24°C is the frequency of 1° x 1° areas with monthly average temperatures greater than 24°C. SOI is the Southern Oscillation Index. The recruitment and environmental indices are scaled so that they average 1.0 and 0.0, respectively.

FIGURA 4.6b. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún aleta amarilla e índices ambientales. TSM >24°C: frecuencia de zonas de 1° x 1° con temperatura mensual media de más de 24°C; IOS: Índice de Oscilación del Sur. Se escalan los índices de reclutamiento y ambiental medios para que equivalgan a 1,0 y 0,0, respectivamente.

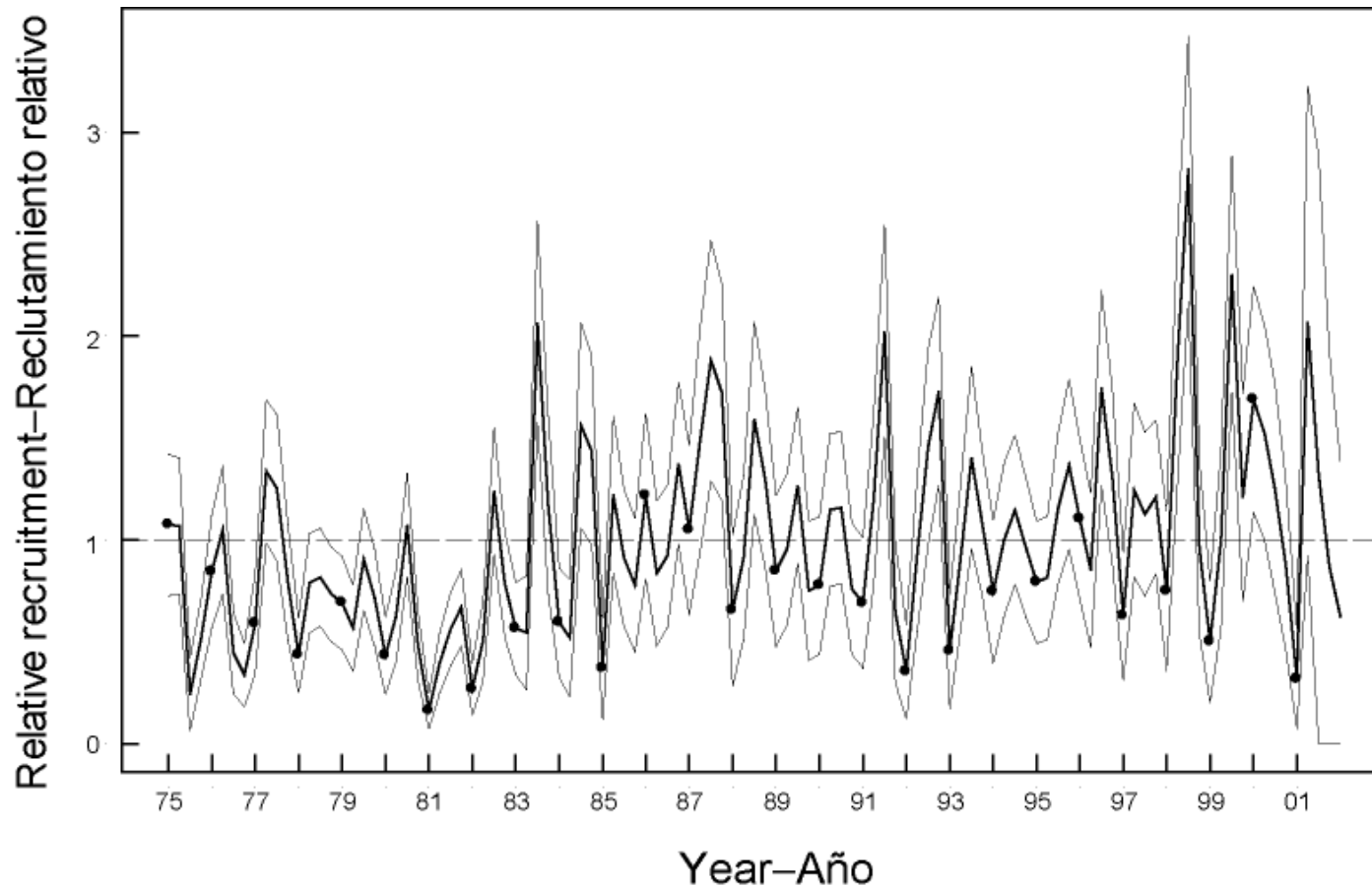


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95% confidence intervals around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

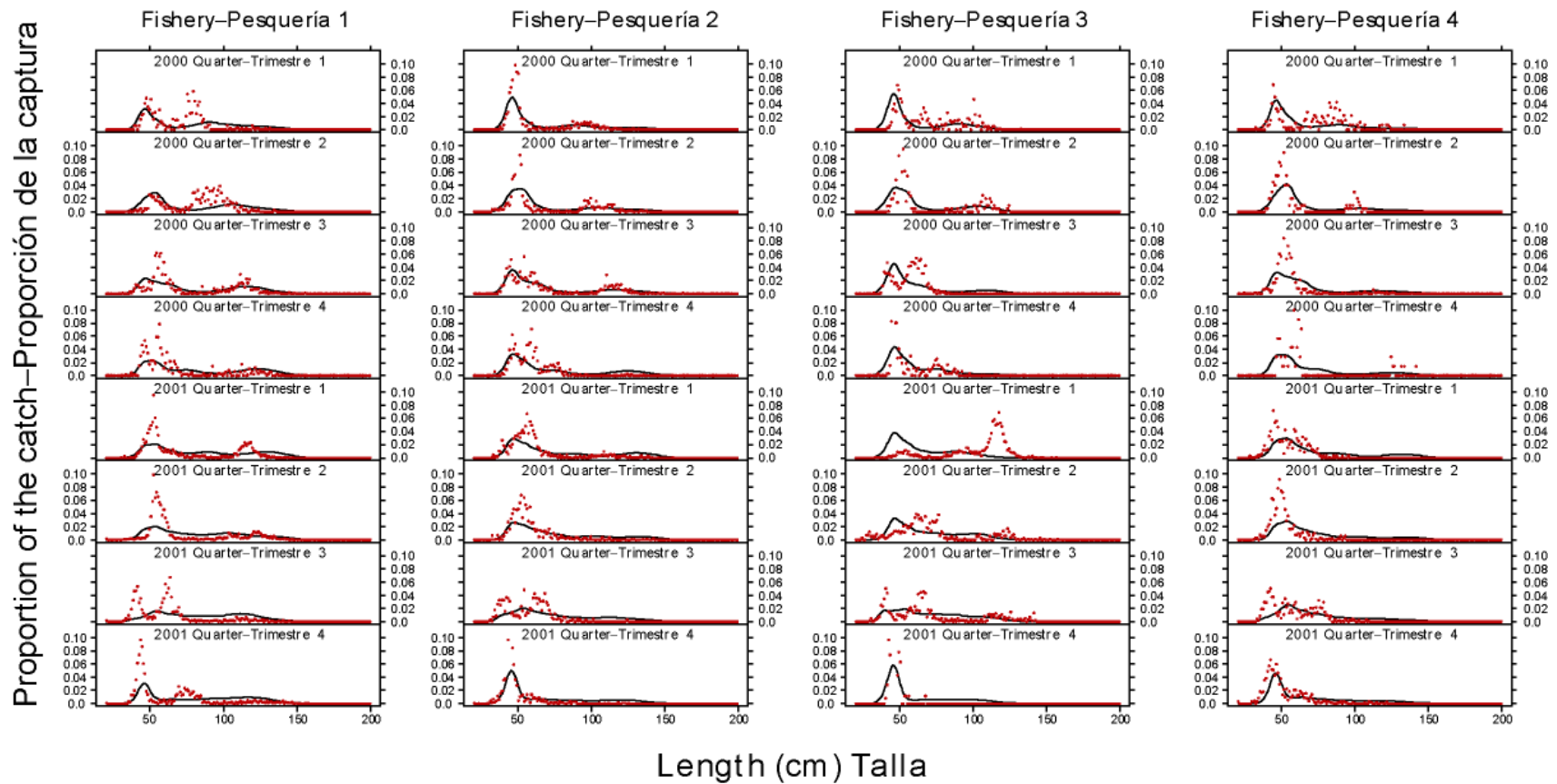


FIGURE 4.8a. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects.

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

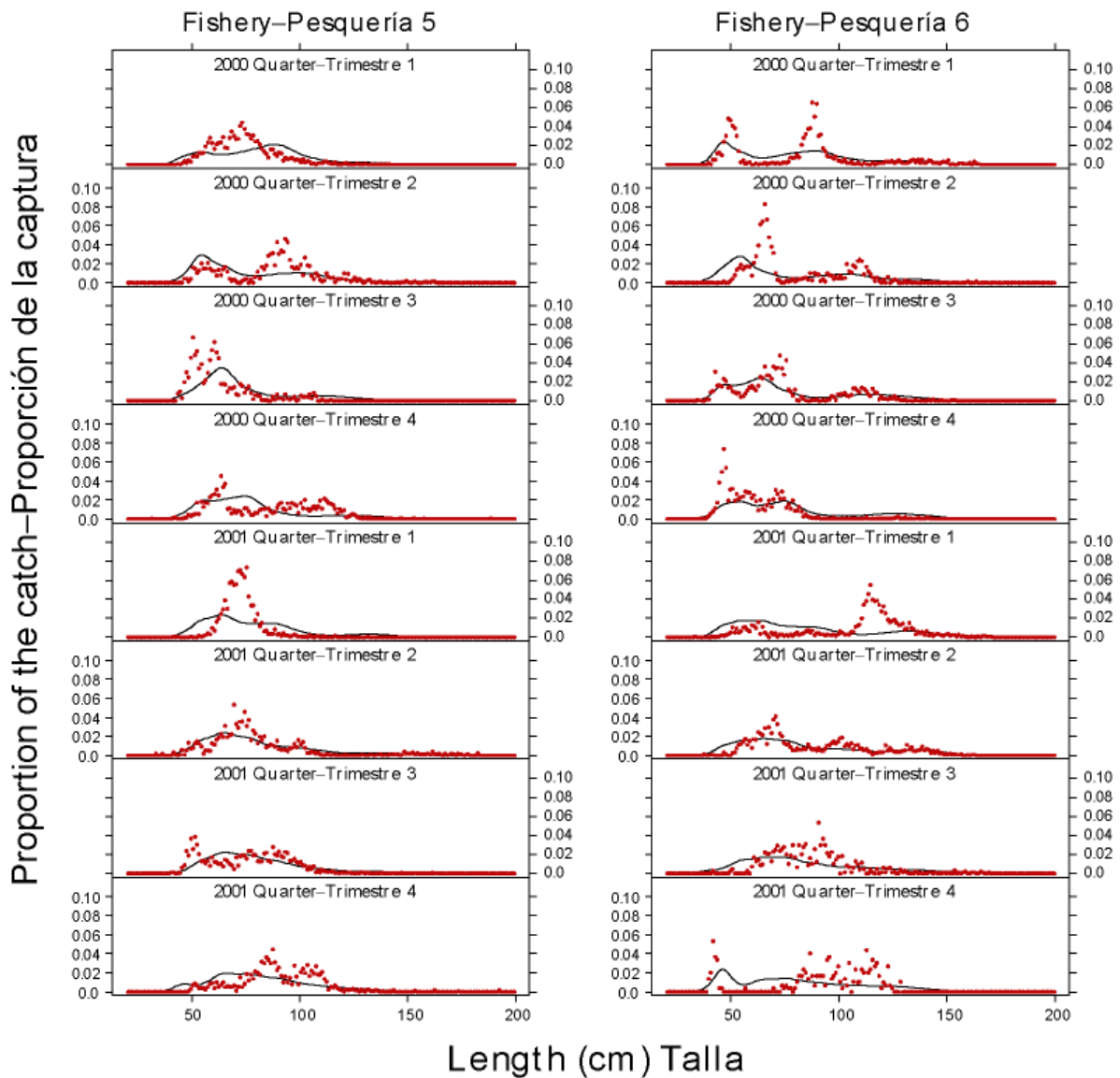


FIGURE 4.8b. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in unassociated schools.

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

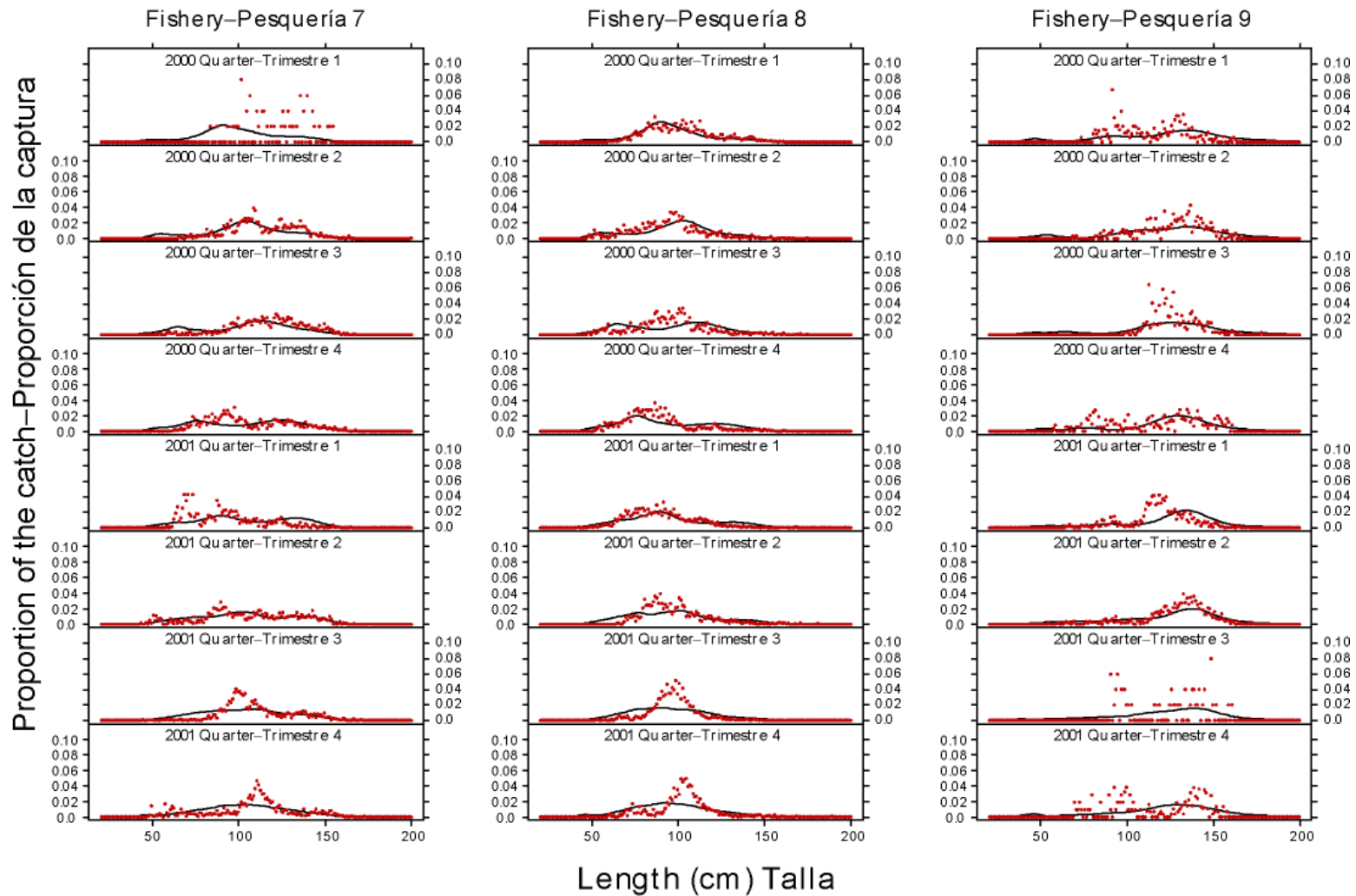


FIGURE 4.8c. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with dolphins.

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

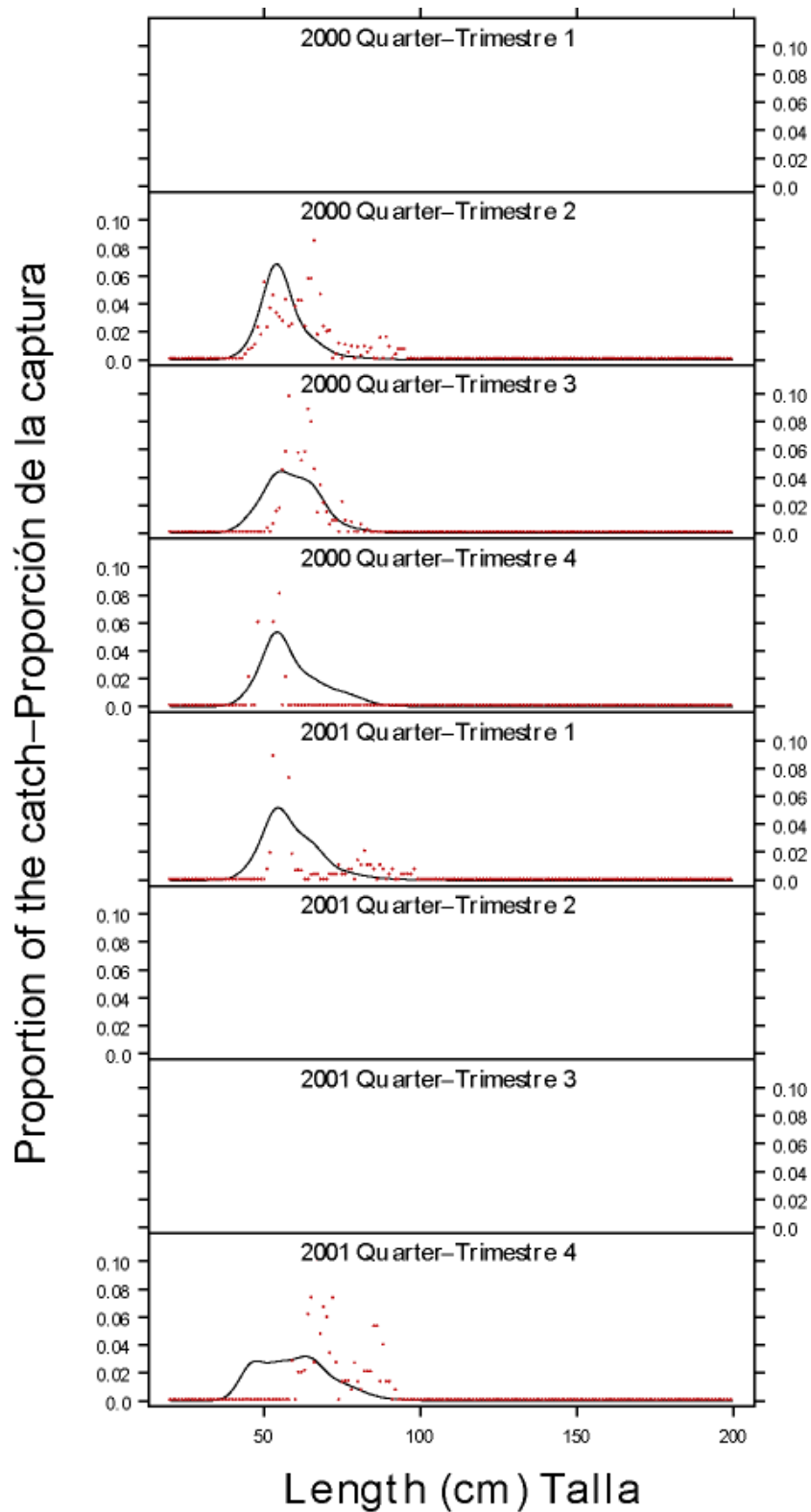


FIGURE 4.8d. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the baitboat fishery (Fishery 10).

FIGURA 4.8d. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por la pesquería de carnada (Pesquería 10).

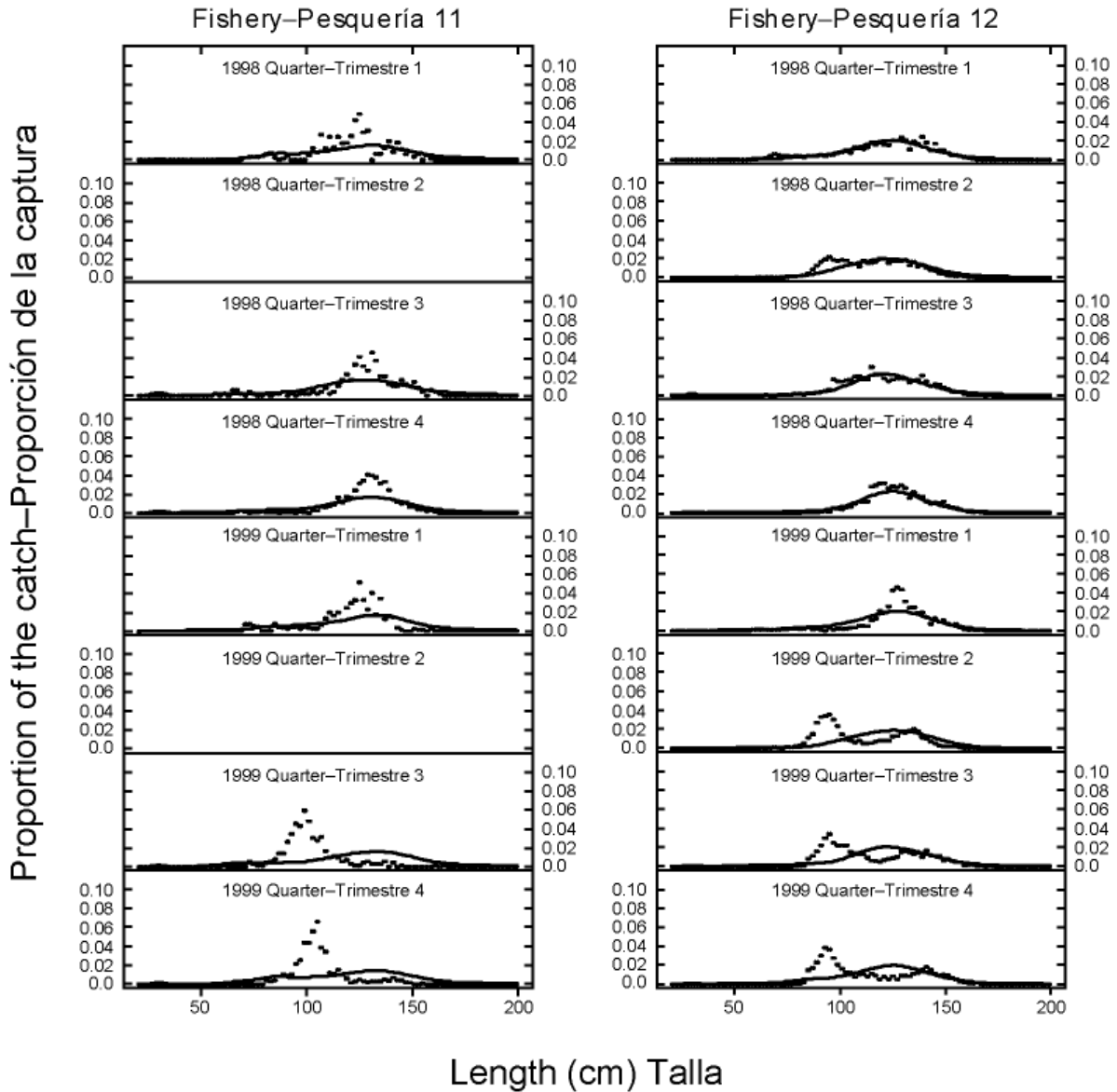


FIGURE 4.8e. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the longline fisheries.
FIGURA 4.8e. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías palangreras.

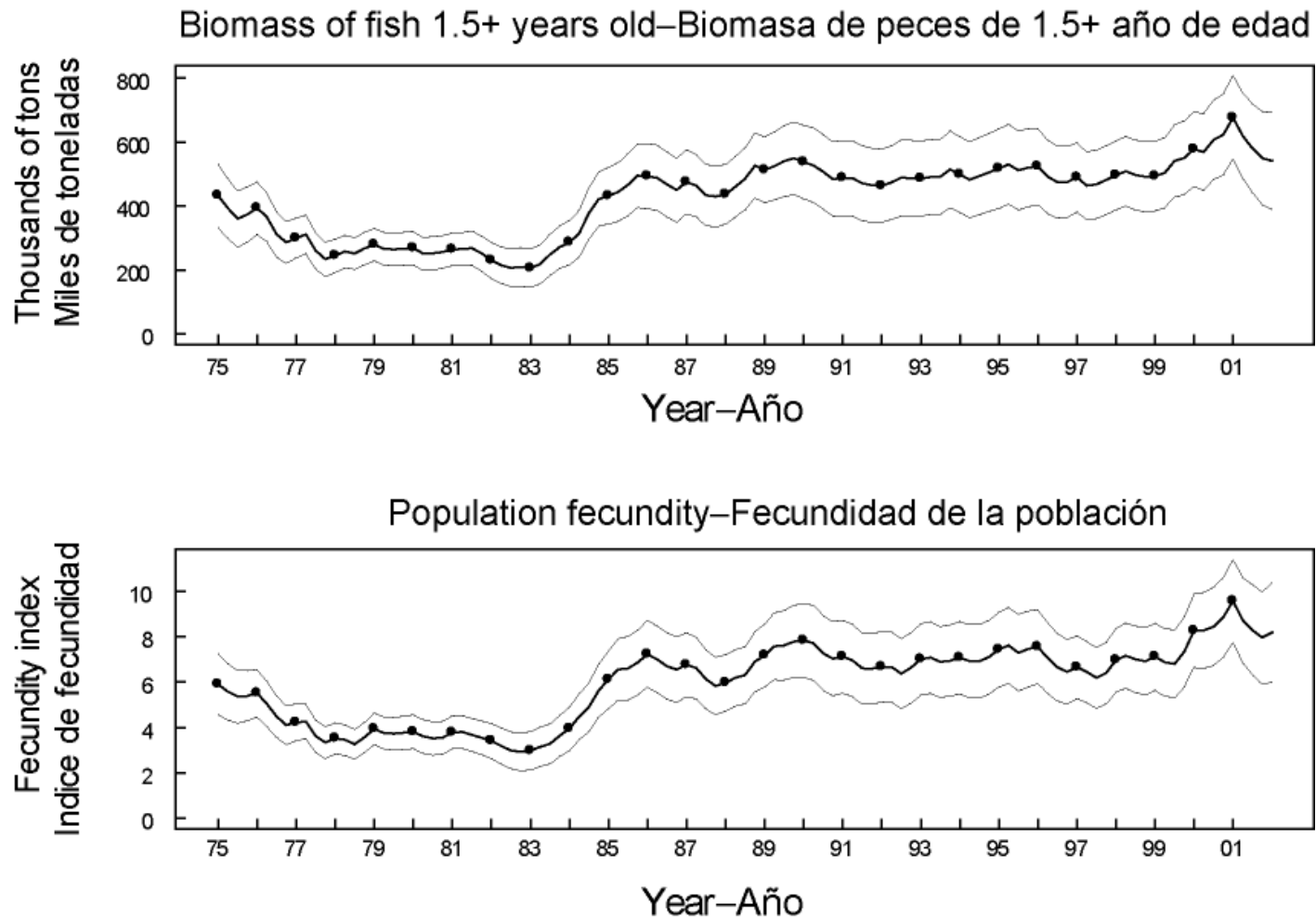


FIGURE 4.9. Estimated biomass and spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis,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

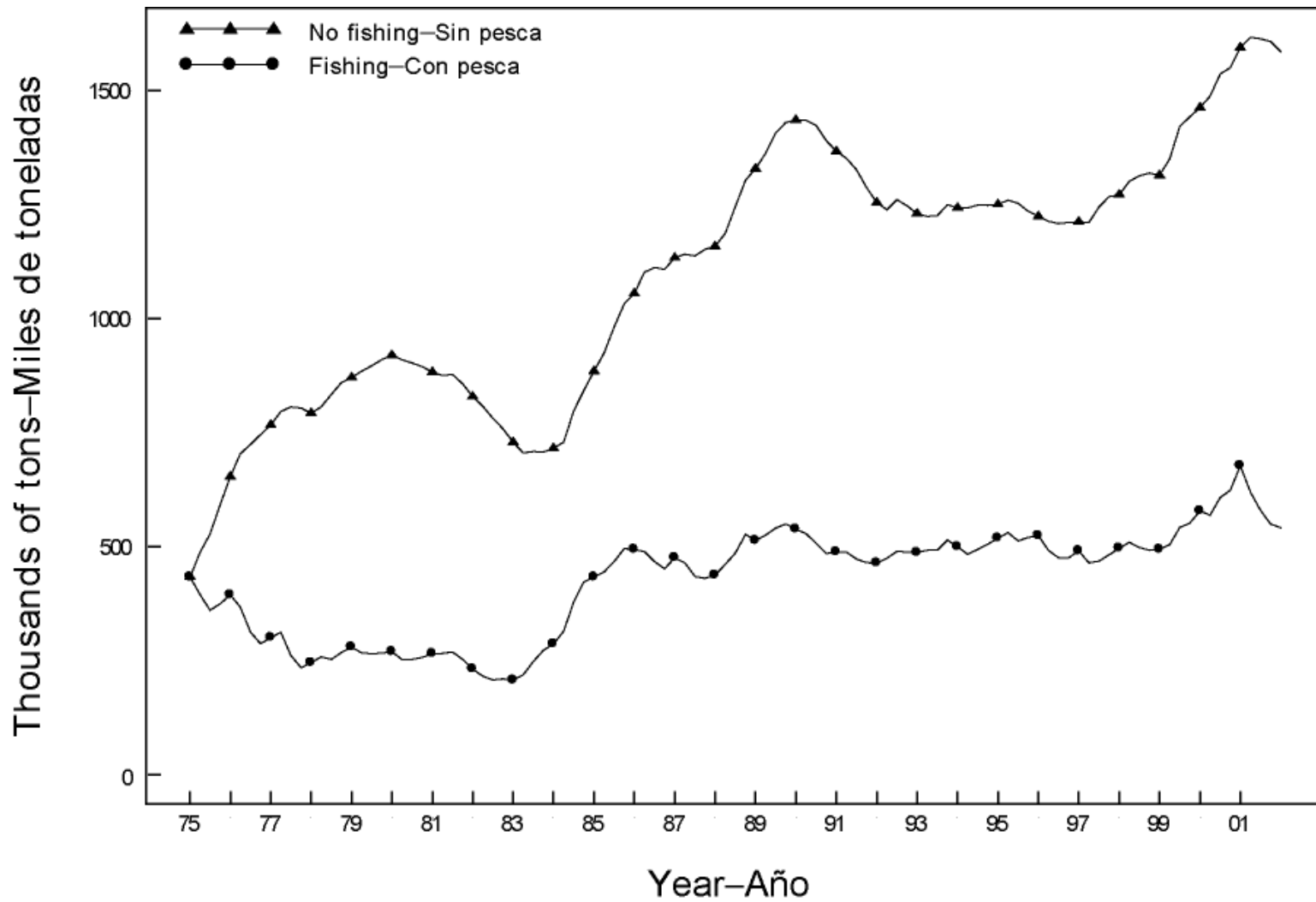


FIGURE 4.10. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2001 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

FIGURA 4.10. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-2001 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación del stock (“con pesca”).

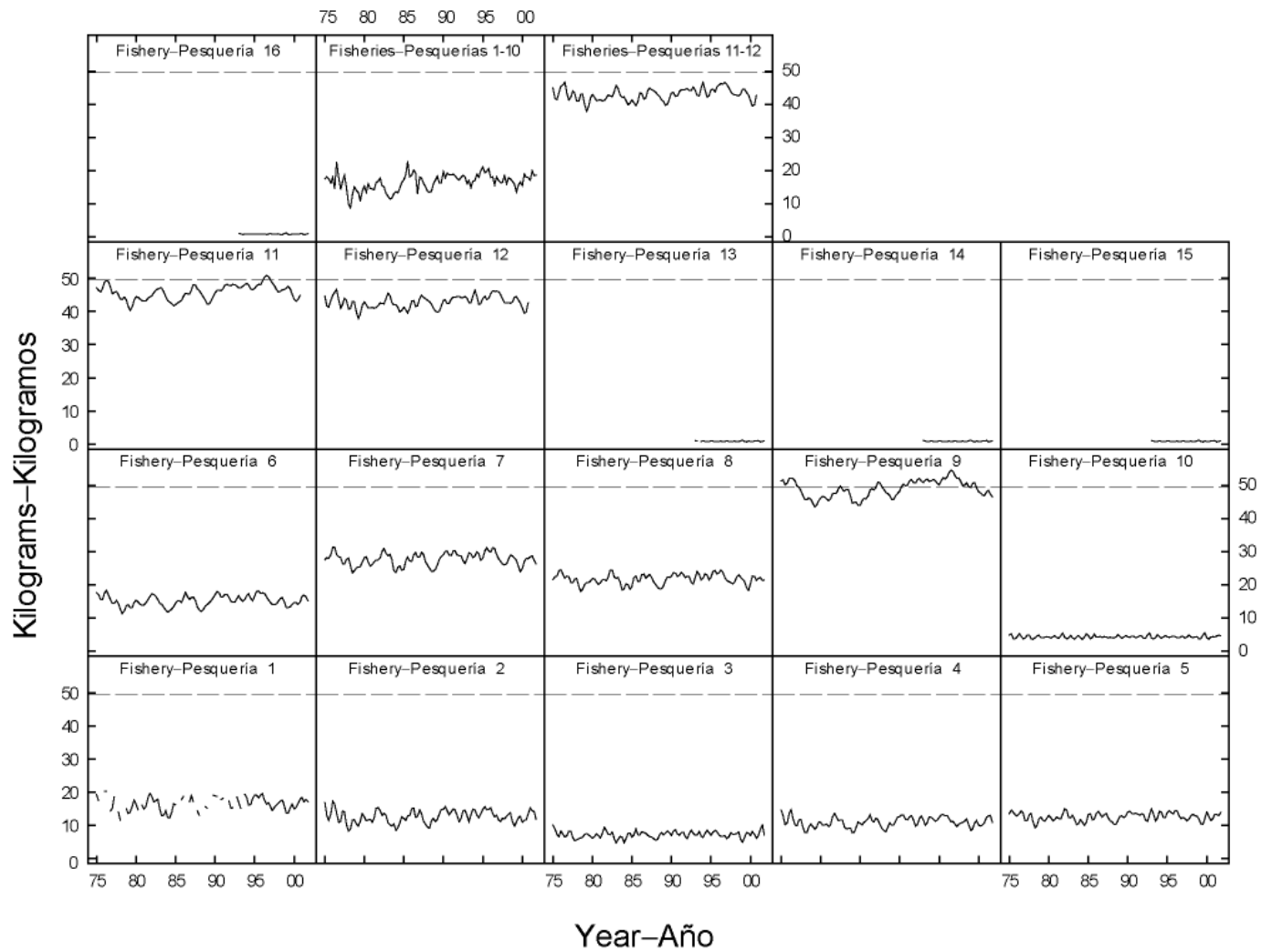


FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and the time series for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight.

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 identifica el peso crítico.

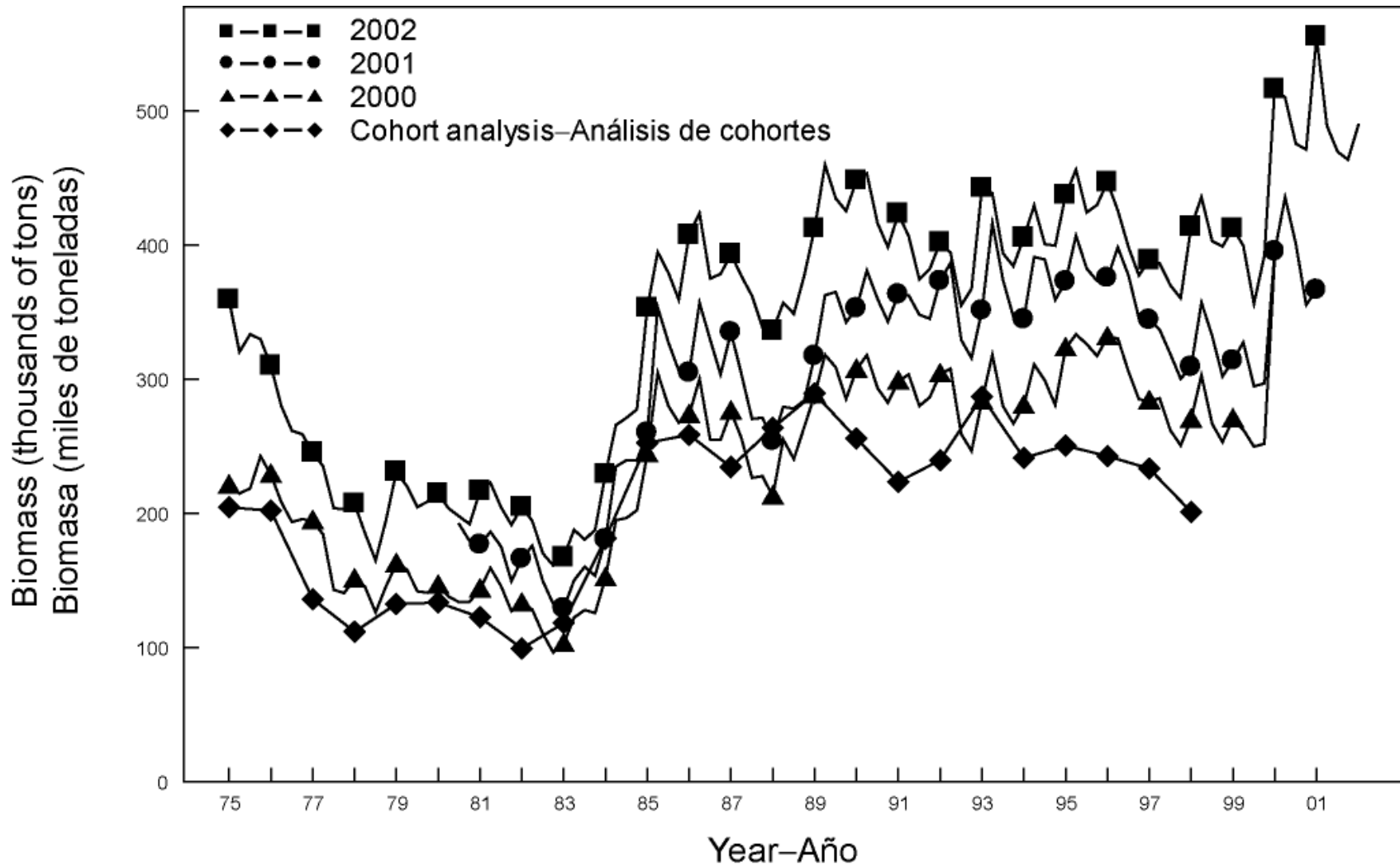


FIGURE 4.12. Comparison of biomass (2 years of age and older) from previous assessments and the current assessment.
FIGURA 4.12. Comparación de biomasa (edades de dos años y más) de evaluaciones previas y de la evaluación actual.

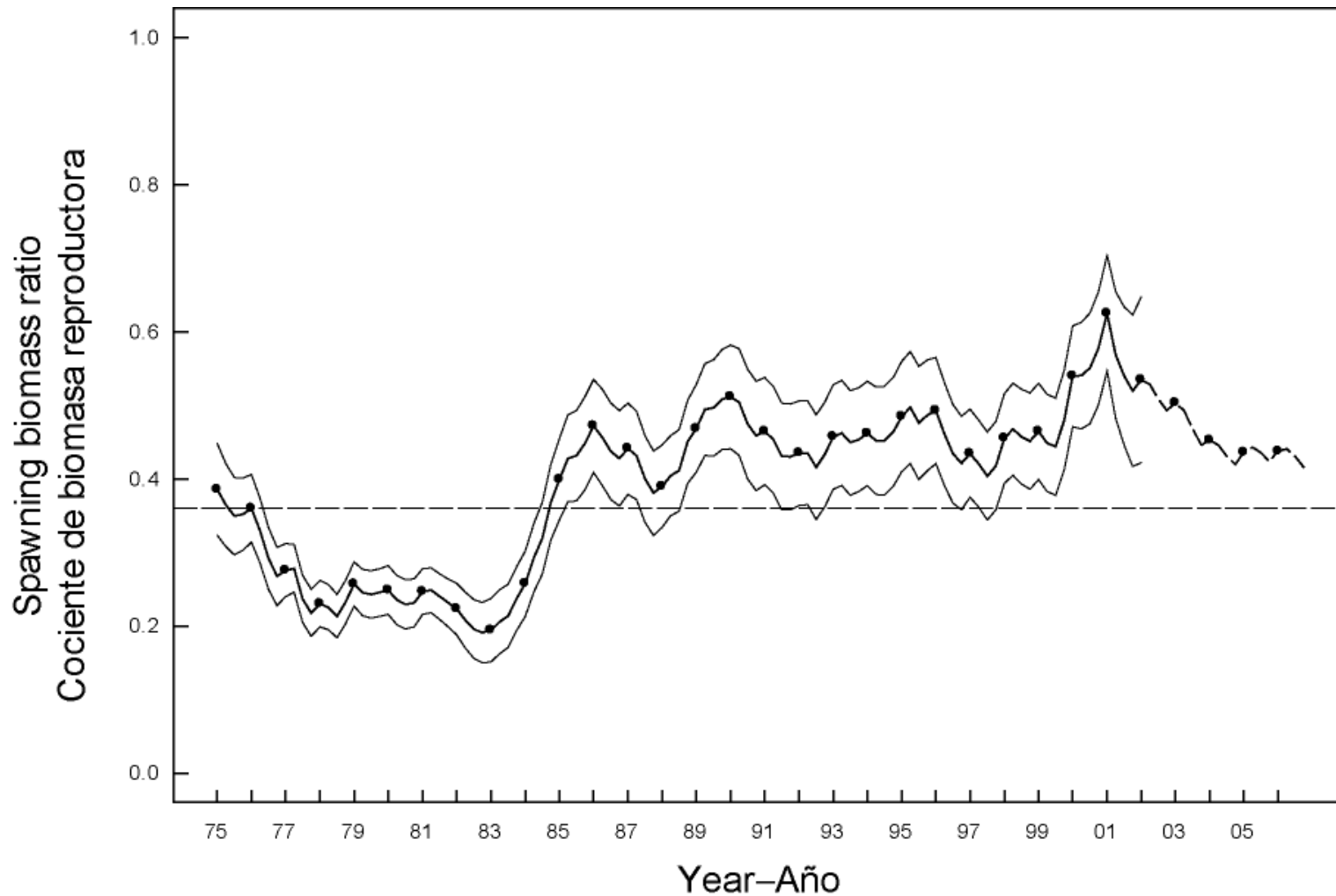


FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The dashed extension to the solid line represents the projected SBR under current effort and average recruitment. The thin lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.36) 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 extensión de trazos de la línea sólida representa el SBR proyectado con el esfuerzo y el reclutamiento medio actuales. Las líneas delgadas representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. Las líneas de trazos horizontal (en aproximadamente 0,36) identifican el SBR en RPMS.

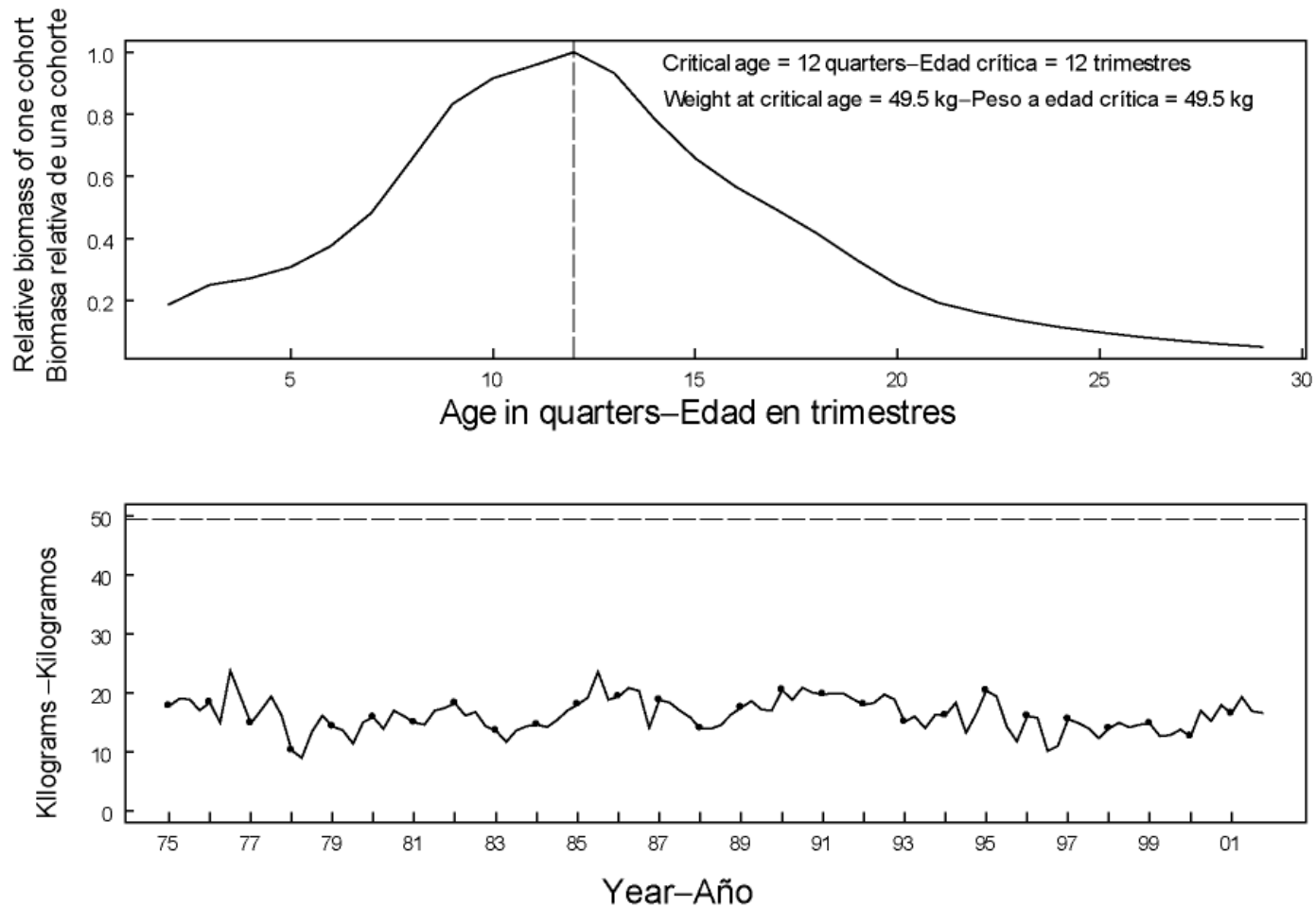


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the “critical age” and “critical weight” (Section 5). The lower panel illustrates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

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

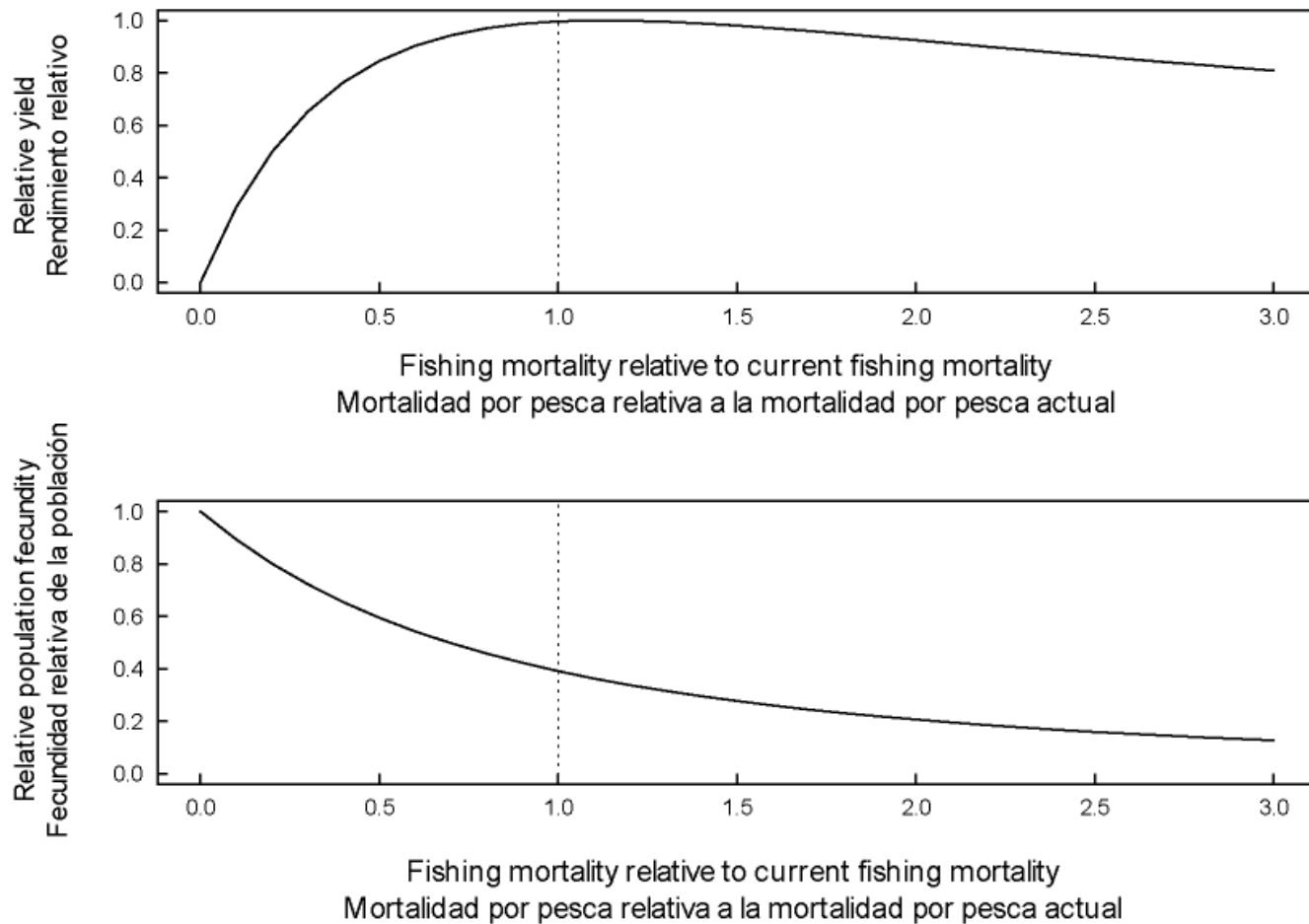


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates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

FIGURA 5.3. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) 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.

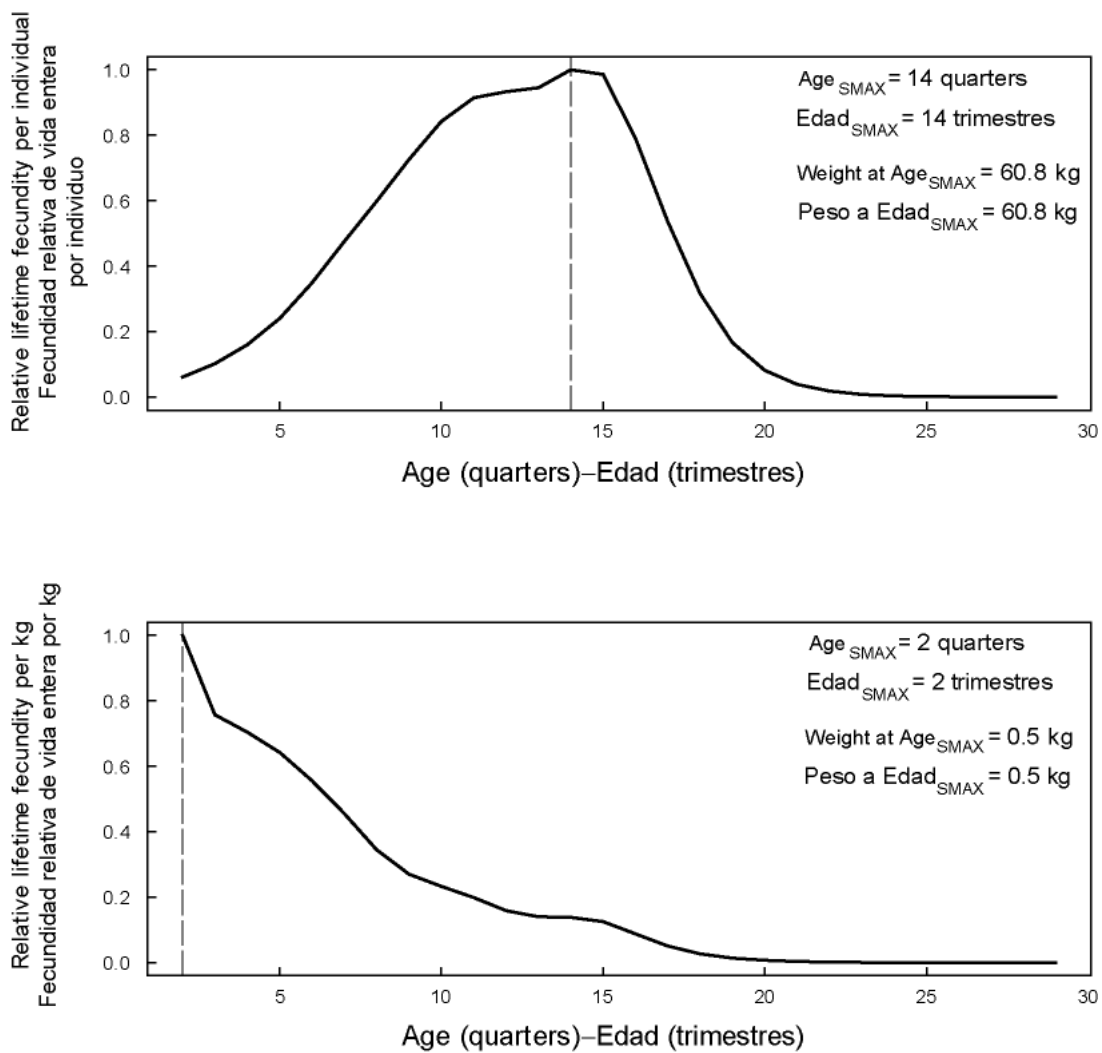


FIGURE 5.4. Marginal relative lifetime reproductive potential at age based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). Age_{SMAX} is the age at which the maximum marginal relative lifetime reproductive potential is realized. The vertical lines indicate the locations of Age_{SMAX}.

FIGURA 5.4. Potencial de reproducción relativo marginal a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Edad_{SMAX} es la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo. Las líneas verticales señalan la posición de Edad_{SMAX}.

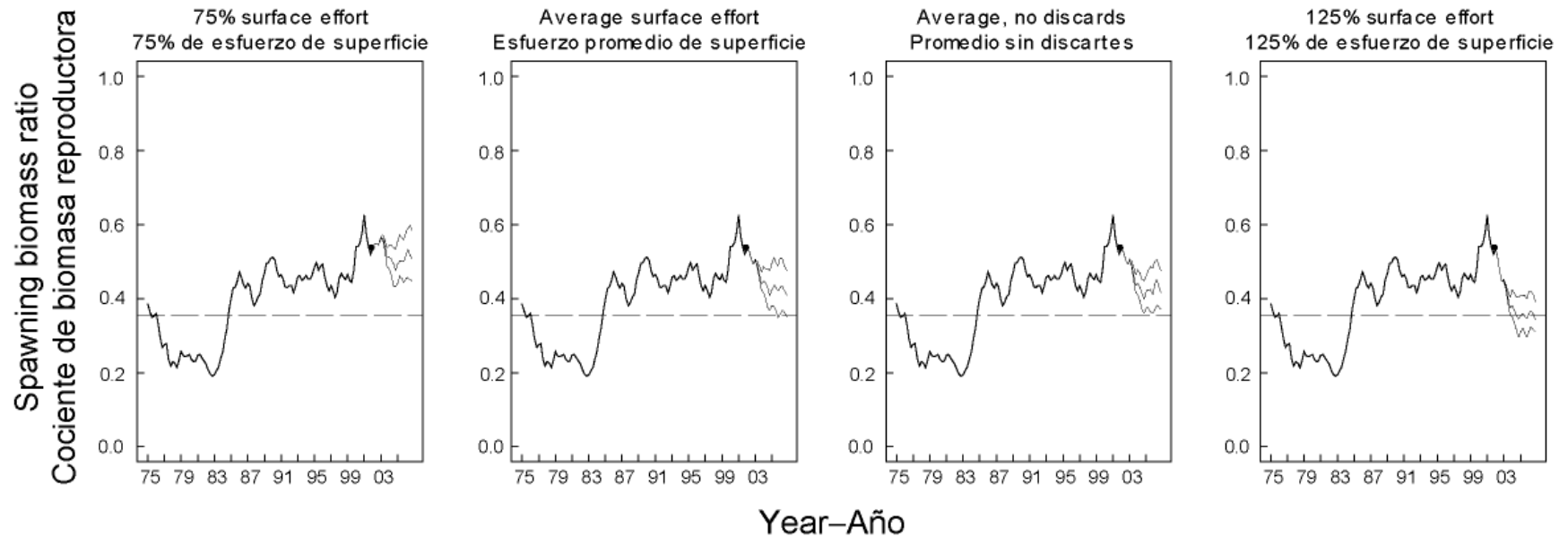


FIGURE 6.1. Simulated SBRs during 2002-2006 for yellowfin tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines (at 0.36) identify $SBR_{AMS\dot{Y}}$ (Section 5.3).

FIGURA 6.1. SBR simulados durante 2002-2006 para el atún aleta amarilla en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales (en 0.36) identifican SBR_{RPMS} (Sección 5.3).

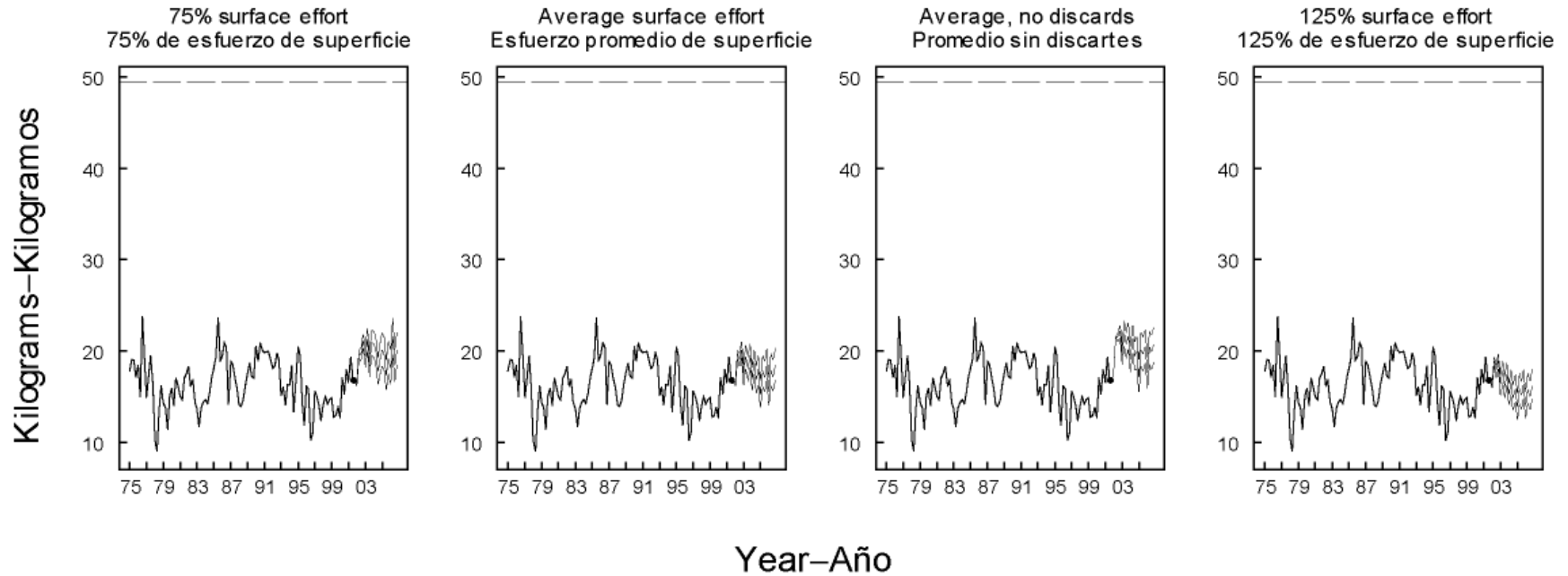


FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of yellowfin tuna in the combined catch during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. 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 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de los pesos medios simulados. La línea de trazos horizontal en cada recuadro representa el peso crítico estimado.

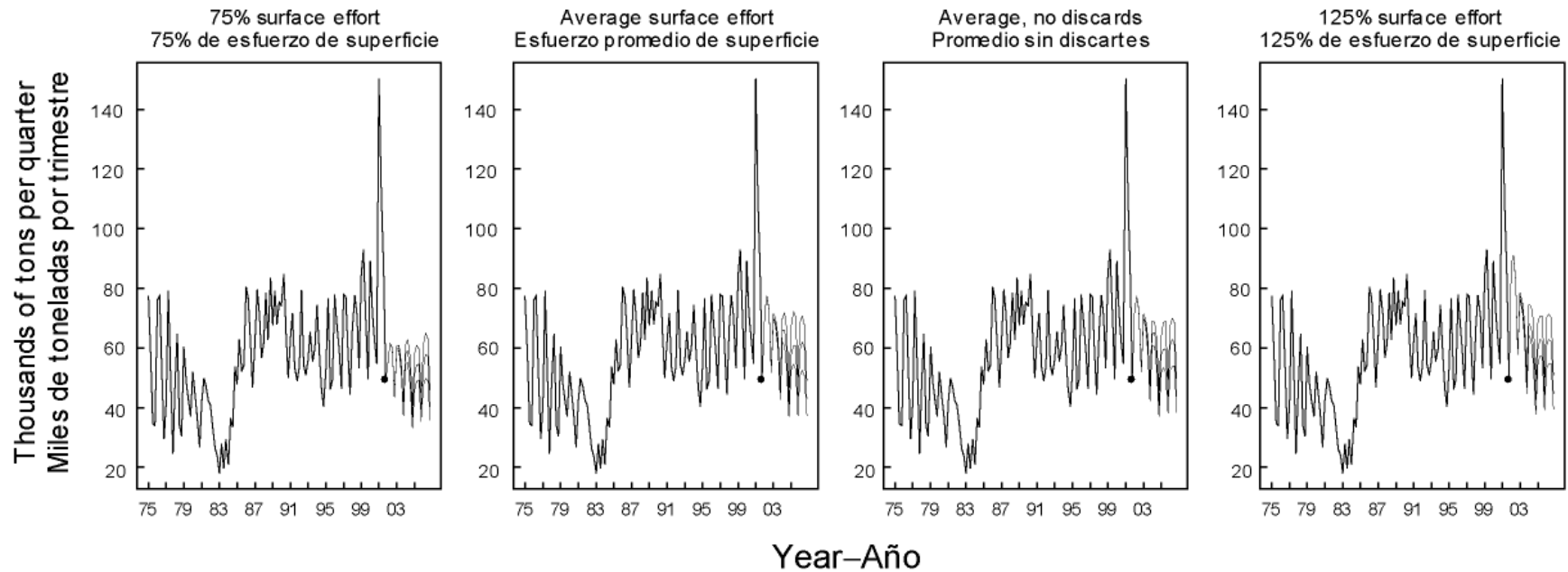


FIGURE 6.3. Simulated catches of yellowfin tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated catches taken by these fisheries.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas de estas pesquerías.

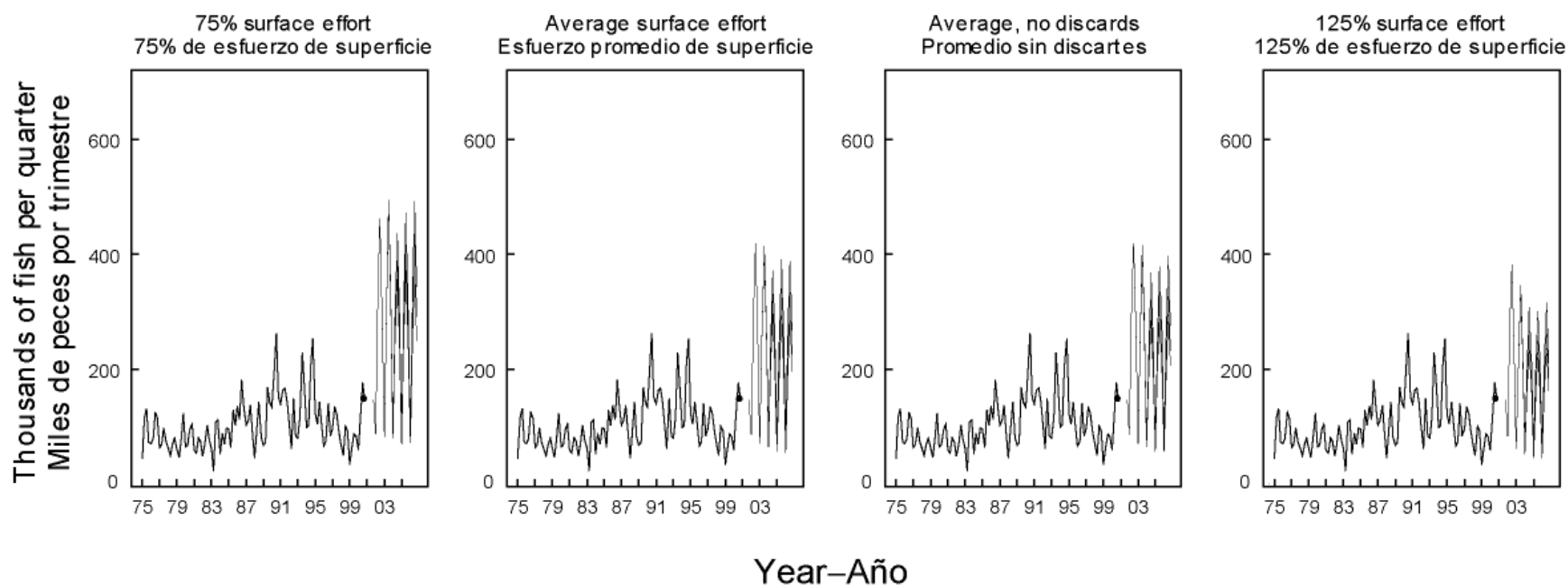


FIGURE 6.4. Simulated catches of yellowfin tuna taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated catches of the fish taken by these fisheries.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas de estas pesquerías.

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 dolphin-associated schools. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; 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	1975-2001	11-12	
2	PS	FLT	1975-2001	7, 9	landings + discards from inefficiencies in fishing process—descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1975-2001	5-6, 13	
4	PS	FLT	1975-2001	1-4, 8, 10	
5	PS	UNA	1975-2001	1-4, 8, 10	
6	PS	UNA	1975-2001	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DOL	1975-2001	2-3, 10	landings + discards—descargas + descartes
8	PS	DOL	1975-2001	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DOL	1975-2001	7, 9, 11-12	
10	BB		1975-2001	1-13	
11	LL		1975-2001	N of-de 15°N	landings only—descargas solamente
12	LL		1975-2001	S of-de 15°N	
13	PS	FLT	1993-2001	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	1993-2001	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	1993-2001	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	1993-2001	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

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

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

Year	Total recruitment	Biomass of age-1.5+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1.5+	Biomasa reproductora relativa
1975	118,619	432,753	0.62
1976	109,468	394,151	0.58
1977	162,514	299,806	0.44
1978	113,537	245,173	0.37
1979	117,692	279,321	0.41
1980	107,012	269,135	0.40
1981	73,110	264,950	0.39
1982	114,470	231,076	0.36
1983	177,927	206,490	0.31
1984	168,258	286,540	0.41
1985	134,148	432,549	0.64
1986	177,887	493,496	0.76
1987	251,341	475,510	0.71
1988	182,273	437,002	0.62
1989	156,288	512,948	0.75
1990	157,149	537,909	0.82
1991	186,180	487,847	0.74
1992	182,364	463,707	0.70
1993	157,150	486,482	0.73
1994	157,771	499,103	0.74
1995	168,872	517,740	0.78
1996	204,616	523,764	0.79
1997	171,984	490,262	0.70
1998	263,249	496,094	0.73
1999	205,071	493,646	0.74
2000	217,886	578,156	0.86
2001	187,220	676,756	1.00
2002		541,390	0.86

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	30.00	0.51	16	151.78	76.23
3	38.71	1.13	17	159.81	89.37
4	45.85	1.90	18	166.60	101.61
5	53.98	3.14	19	169.95	108.06
6	63.86	5.28	20	170.01	108.17
7	75.36	8.79	21	170.01	108.17
8	88.79	14.58	22	173.37	114.91
9	102.40	22.63	23	176.51	121.45
10	112.67	30.40	24	179.43	127.77
11	121.92	38.78	25	182.16	133.84
12	131.95	49.49	26	184.69	139.68
13	138.06	56.90	27	187.06	145.27
14	141.06	60.81	28	189.26	150.61
15	145.28	66.60	29	191.31	155.71

TABLE 5.1. AMSY and related quantities for the base case and the stock recruitment relationship sensitivity analysis.

TABLA 5.1. RPMS y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad de la relación stock-reclutamiento.

	Basecase Caso base	h = 0.75
AMSY–RPMS	275,925	283,847
$B_{msy} - B_{rms}$	383,651	501,836
$S_{msy} - S_{rms}$	5,459	7,186
$C_{2001}/AMSY - C_{2001}/RPMS$	1.59	1.55
$B_{2002}/B_{AMSY} - B_{2002}/B_{RMS}$	1.41	1.09
$S_{2002}/S_{AMSY} - S_{2002}/S_{RMS}$	1.5	1.15
$S_{AMSY}/S_{F=0} - S_{RPMS}/S_{F=0}$	0.36	0.39
F multiplier—Multiplicador de F	1.12	0.83

TABLE 5.2. Estimates of the AMSY (value in brackets represents the component of AMSY made up of discards of small tunas), 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 (el valor en paréntesis representa el componente de RPMS compuesto de descartes de atunes pequeños) 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}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{\text{RPMS}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RPMS}}/S_{F=0}$	Multiplificador de F
1	252,060 (2,197)	338,703	4,579	0.28	0.30	26.1
2	190,841 (15,026)	341,264	4,664	0.28	0.30	25.5
3	131,883 (12,702)	215,353	2,659	0.18	0.17	28.3
4	188,828 (10,968)	332,511	4,558	0.28	0.30	39.6
5	210,915	278,760	3,591	0.23	0.23	11.4
6	248,827	353,460	4,883	0.29	0.32	10.8
7	314,863	388,424	5,438	0.32	0.35	8.1
8	280,658	329,700	4,395	0.27	0.29	6.4
9	361,414	489,645	7,240	0.41	0.47	25.5
10	121,950	24,171	278	0.02	0.02	206.8
11	359,332	464,253	6,777	0.38	0.44	1,302.1
12	364,777	426,196	6,075	0.35	0.40	26.1

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.

	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 2006–SBR para el cuarto trimestre de 2006				
20%	0.45	0.35	0.37	0.31
50%	0.51	0.41	0.42	0.34
80%	0.58	0.48	0.47	0.39
Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2006– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante el cuarto trimestre de 2006				
20%	17.4	15.4	17.7	13.4
50%	20.0	17.5	19.7	15.3
80%	22.0	19.5	21.8	17.2
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2006– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2006				
20%	43,666	45,466	47,072	48,170
50%	52,140	56,350	56,386	58,119
80%	61,250	66,162	67,166	68,712
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2006–Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2006				
20%	93	79	78	62
50%	290	225	229	182
80%	384	307	305	245

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS

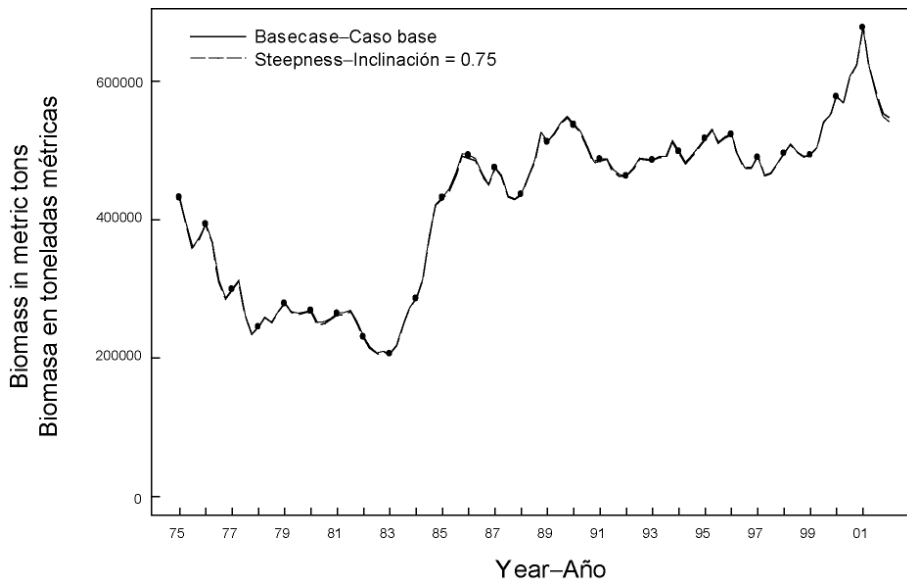


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de biomasa del análisis sin relación stock-reclutamiento (caso base) y con (inclinación = 0,75).

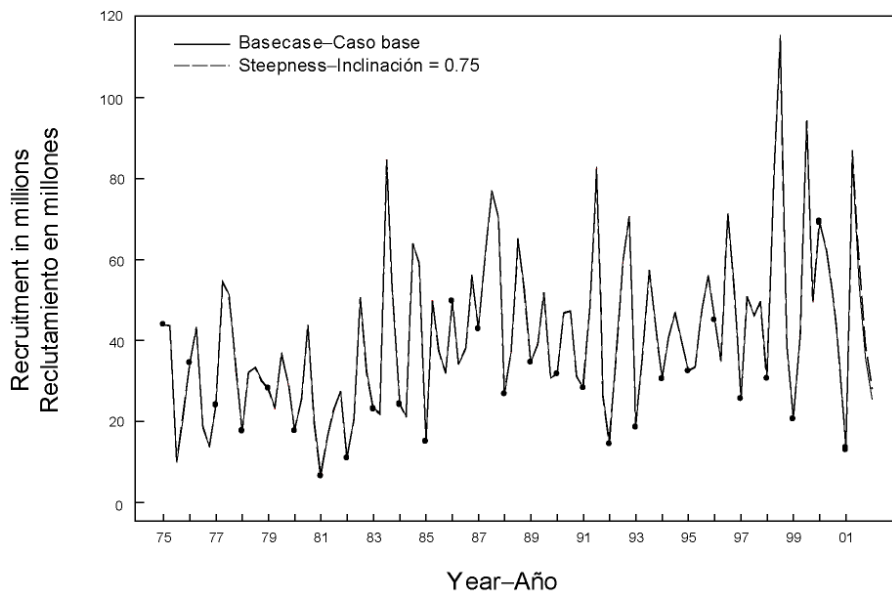


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con (inclinación = 0,75).

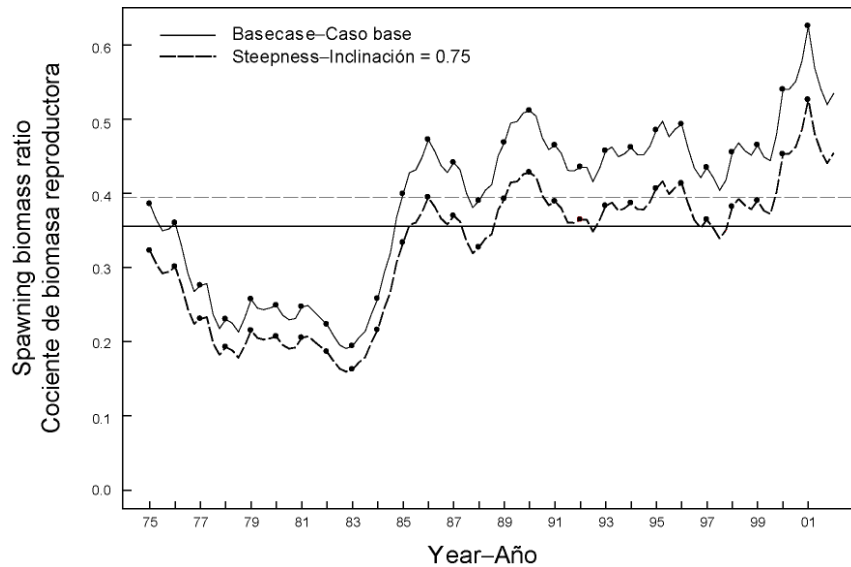


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBR associated with AMSY.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis sin (caso base) y con relación stock-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RPMS.

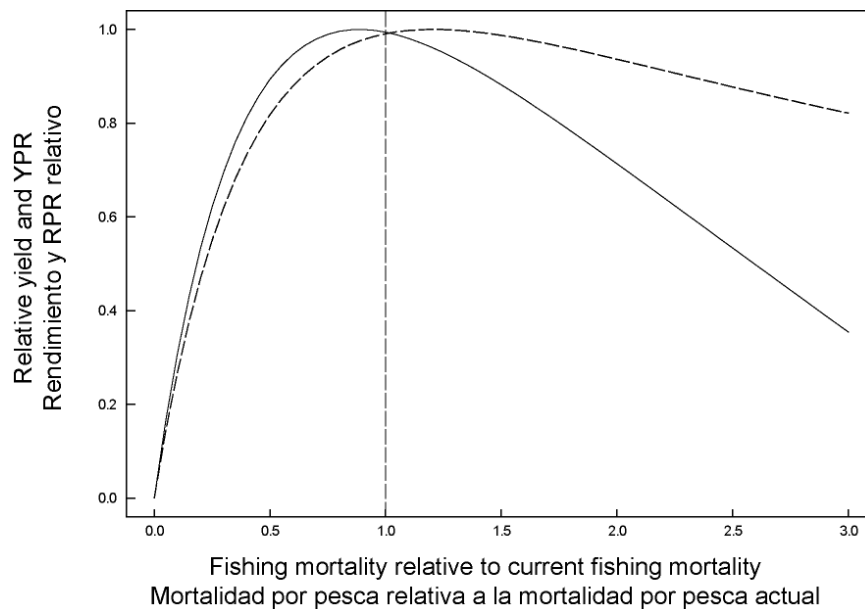


FIGURE A.4. Comparison of the relative yield (solid line) with the relative yield per recruit (dashed line) when the stock assessment model has a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A4. Comparación del rendimiento relativo (línea sólida) con el rendimiento por recluta relativo (línea de trazos) cuando el modelo de evaluación del stock incluye una relación stock-reclutamiento (inclinación = 0.75).

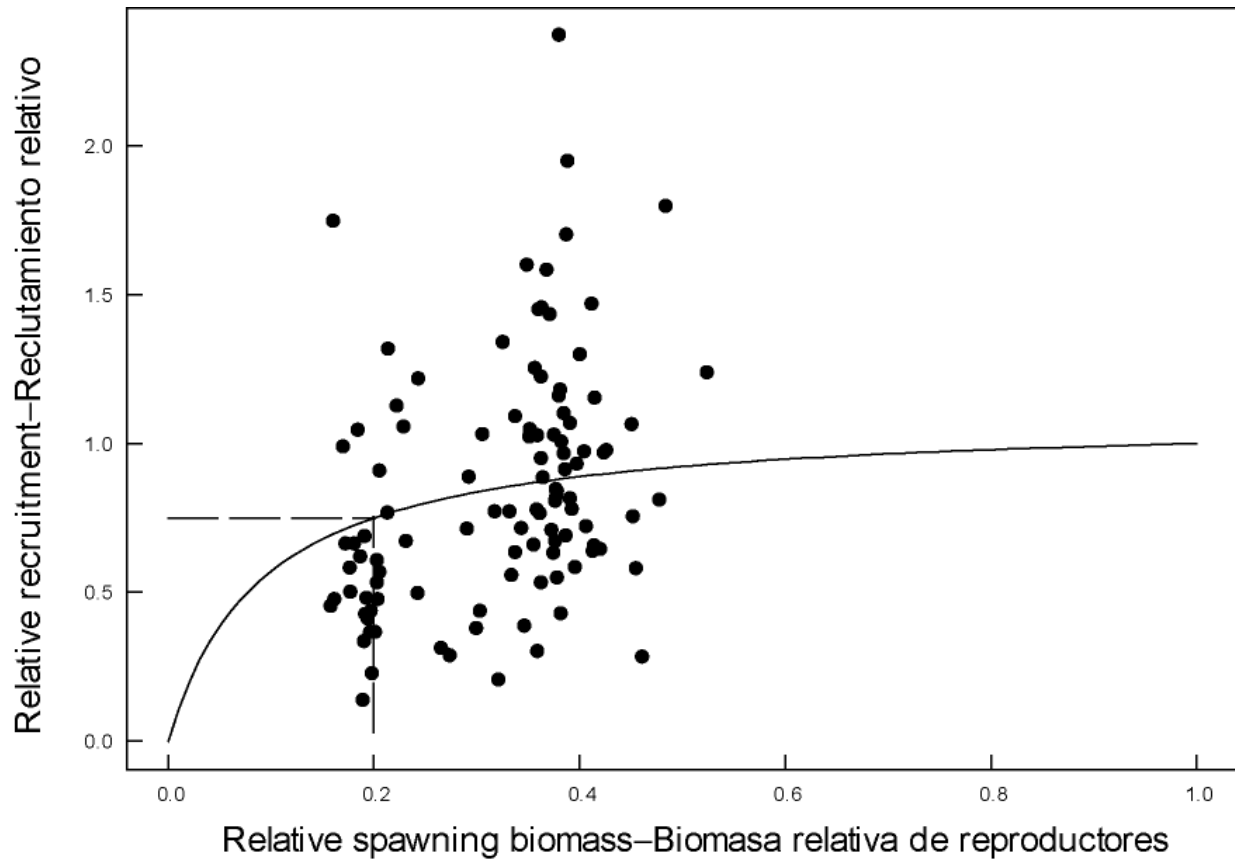


FIGURE A.5. Recruitment plotted against spawning biomass when the analysis has a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.5. Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación stock-reclutamiento (inclinación = 0,75).

APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASECASE ASSESSMENT

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

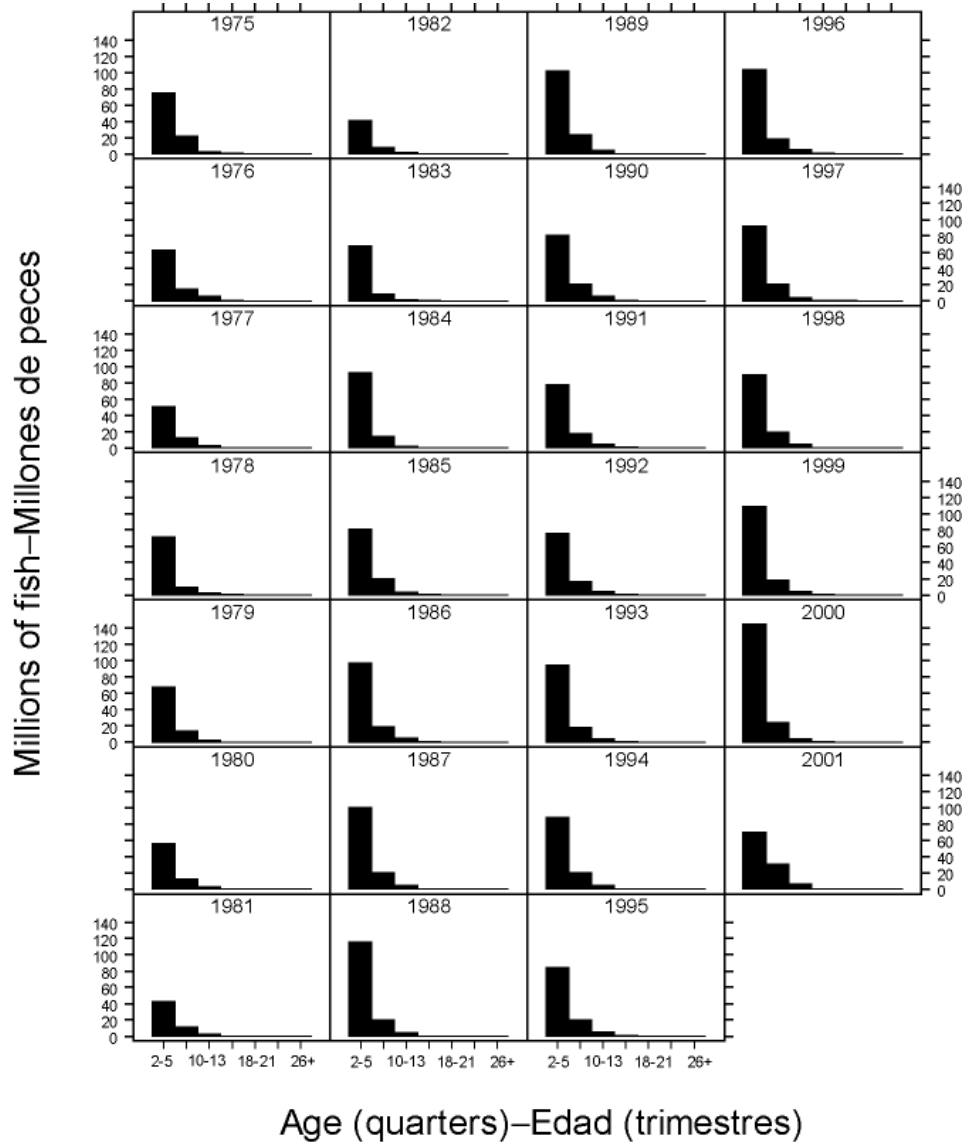


FIGURE B.1. Numbers of yellowfin tuna present in the EPO on 1 January of each calendar year.
FIGURA B.1. Número de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

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

	Age (quarters) – Edad (trimestres)						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1975	0.0946	0.5982	1.1387	0.5761	0.1608	0.1878	0.3192
1976	0.1837	0.7159	1.2273	0.7281	0.4772	0.6184	1.2875
1977	0.2079	0.7934	1.2605	0.9289	0.5682	0.7793	1.5157
1978	0.3482	0.8789	1.0850	0.7016	0.3249	0.4855	0.7745
1979	0.2399	0.8467	1.2069	0.8183	0.3919	0.4854	1.0337
1980	0.1895	0.7009	1.2318	0.6376	0.3097	0.3302	0.6638
1981	0.2982	0.7169	1.1794	0.6097	0.4438	0.5346	1.1290
1982	0.1888	0.6724	1.0495	0.6495	0.3480	0.4761	0.8096
1983	0.1556	0.4031	0.7143	0.3539	0.2785	0.3475	0.6101
1984	0.1184	0.4280	0.7355	0.2876	0.2380	0.2993	0.5557
1985	0.0864	0.5373	0.8680	0.3399	0.2041	0.2706	0.4548
1986	0.1214	0.6222	1.1031	0.5407	0.2084	0.2370	0.3980
1987	0.1385	0.6269	1.1251	0.3919	0.1822	0.2499	0.3847
1988	0.1914	0.6545	1.0798	0.3656	0.1824	0.2512	0.4245
1989	0.1401	0.5973	0.9563	0.5435	0.2371	0.3131	0.5916
1990	0.1389	0.5567	1.0586	0.5831	0.2595	0.3212	0.5299
1991	0.1389	0.5364	0.9526	0.4269	0.2496	0.2940	0.5382
1992	0.1571	0.5744	0.9773	0.3502	0.1448	0.1779	0.2794
1993	0.1746	0.5717	0.8625	0.3394	0.1753	0.2507	0.3500
1994	0.1280	0.5077	0.9520	0.5078	0.3177	0.3873	0.7681
1995	0.1126	0.4387	0.8408	0.3533	0.2465	0.2831	0.5894
1996	0.1461	0.6092	0.9273	0.2811	0.1490	0.2034	0.3288
1997	0.1599	0.6087	1.1212	0.5487	0.3389	0.4208	0.8963
1998	0.1788	0.5840	0.9509	0.4350	0.1873	0.2504	0.4796
1999	0.2112	0.6760	1.1470	0.4491	0.1190	0.1575	0.2722
2000	0.1273	0.5527	0.9676	0.4259	0.2600	0.3424	0.6782
2001	0.2301	0.6896	1.4864	0.8614	0.5593	0.6452	1.5176

CONDICION DEL ATUN ALETA AMARILLA EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL EN 2001 Y PERSPECTIVAS PARA 2002

por

Mark N. Maunder

INDICE

1. Resumen ejecutivo	111
2. Datos	113
3. Supuestos y parámetros.....	116
4. Evaluación del stock	118
5. Condición del stock.....	124
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	128
7. Direcciones futuras.....	131
Referencias.....	132
Figuras.....	67
Tablas	101
Anexos	106

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, A-SCALA (del inglés *age-structured, catch-at-length analysis*) para realizar esta evaluación. Se describe el método analítico en Maunder y Watters (presentado), y se refiere a los lectores a los detalles técnicos en dicho trabajo. Se usó el método A-SCALA para las dos evaluaciones más recientes del aleta amarilla en el OPO.

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.

La evaluación para 2002 es diferente en varias maneras de la evaluación previa realizada en 2001:

1. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2001 y datos revisados de años anteriores.
2. Se actualizaron los datos de captura y esfuerzo para las pesquerías palangreras japonesas para incluir datos nuevos de 2000 y datos actualizados de 1998 y 1999. Se extrapolaron los datos de esfuerzo para 2001 y se predice la captura con el modelo de evaluación.
3. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías palangreras de Taiwan para incluir datos de 1998.
4. Los datos de esfuerzo palangrero se basan en datos de esfuerzo estandarizado por hábitat proporcionados por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC).
5. Se cambió el período del modelo para comenzar en el primer trimestre de 1975 y seguir hasta el principio de 2002, para permitir una mejor cobertura del cambio de régimen ocurrido en 1984.
6. Debido a la extensión del período del modelo más allá del comienzo de los datos ambientales, se correlacionan éstos con reclutamiento afuera del modelo.
7. Se ajustó el modelo a datos de talla a edad para proporcionar información para la estimación de talla media a edad y variación en la misma.

Parece que la población de aleta amarilla ha experimentado dos regímenes de productividad distintos (1975-1983 y 1984-2001; el reclutamiento en el segundo fue mayor que en el primero. Estos dos regímenes corresponden a dos regímenes en biomasa; el régimen con reclutamiento mayor produjo biomásas

mayores. El cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la de la población no explotada, denominado SBR (*spawning biomass ratio*)) de 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. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo 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 ingresó a la pesquería en 1998, los niveles de captura son mayores que los valores correspondientes en RPMS. A raíz de la curva plana de rendimiento, se estima que los niveles actuales de esfuerzo producirán, bajo condiciones medias, una captura tan sólo ligeramente inferior al RPMS. Proyecciones a futuro con los niveles actuales de esfuerzo y reclutamiento medio indican que la población disminuirá a un nivel de SBR inferior al actual, pero seguirá por encima del nivel que soportaría el RPMS. Se realizaron estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-2001. De haberse usado el reclutamiento medio de 1984-2001, es probable que las estimaciones de SBR y capturas serían mayores.

El análisis indica que cohortes muy fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000 y que estas cohortes incrementaron la biomasa de la población durante 1999 y 2000, pero ya pasaron por la población y la biomasa disminuyó en 2001.

El peso medio de los aletas amarillas en la captura ha sido siempre inferior al peso crítico, indicando que, del punto de vista de rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO no es pescado al tamaño óptimo. 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 asociadas con delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). En las pesquerías palangreras y en los lances sobre aleta amarilla asociado con delfines en la zona sur (Pesquería 9) se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías asociadas con 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 aleta amarilla más cercano al peso crítico (la palangrera y la cerquera sobre aleta amarilla asociado con delfines, particularmente en la zona sur). Esto aumentaría también los niveles de SBR.

Se predice que cambios moderados en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían 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. La captura de las pesquerías de superficie aumentaría sólo ligeramente con un aumento de 25% en el nivel del esfuerzo de pesca de superficie, y disminuiría moderadamente con una disminución de 25% en dicho nivel. 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.

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de una relación stock-reclutamiento. Los resultados sugieren que el modelo con una relación stock-reclutamiento se ajusta a los datos ligeramente mejor que el caso base. Los resultados del análisis con una relación stock-reclutamiento son más pesimistas, y sugieren que el nivel de esfuerzo está por encima del nivel que produciría el RPMS; sin embargo, el rendimiento en este nivel de esfuerzo es sólo ligeramente inferior al RPMS. Se estima que la biomasa fue inferior a la biomasa que daría lugar al RPMS durante la mayor parte del período del modelo, excepto los dos últimos años.

Los resultados de la evaluación son muy similares a los resultados de las evaluaciones previas. Las dife-

rencias más grandes ocurren, tal como se esperaría, en los años más recientes. La evaluación actual estima que la biomasa aumentó en 2000, mientras que la previa estimó una disminución. Además, el SBR y el SBR necesario para producir el RPMS han aumentado con respecto a la evaluación previa porque se calculó el reclutamiento medio para un período más largo que incluye más años del régimen de reclutamiento bajo.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2001 para llevar a cabo la evaluación del stock de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2000, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT a principios de abril de 2002. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

Se aumentó el número de años incluidos en el análisis con respecto a la evaluación de 2001 (Maunder y Watters 2002) para permitir una mejor cobertura del cambio de régimen ocurrido en 1984. La serie de tiempo de datos ambientales usada no comienza hasta 1980, por lo que se realizaron las correlaciones entre el reclutamiento y el índice ambiental afuera del modelo.

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 asociados con delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de aleta amarilla, y en la Figura 2.1 se ilustra 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 atún aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1. Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usados en todo este informe (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001).

Se usan los tres tipos de datos para evaluar el stock de 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).

Se incorporaron en la evaluación actual datos de captura y esfuerzo nuevos y actualizados para las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se actualizaron los datos de 1975-2000, y los de 2001 son nuevos (en comparación con los que presentaron Maunder y Watters (2002) en la evaluación anterior del aleta amarilla del OPO). Se incorporaron en la evaluación actual datos de captura nuevos para las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) durante 2000 en el caso de Japón y 1998 en el caso de Taiwan.

2.2.1. Captura

Para esta evaluación se dispone de datos de palangreros japoneses hasta 2000 inclusive, un año más que en la evaluación anterior. Se supone que el esfuerzo palangrero total (escalado para incluir países además

de Japón) en 2001 es igual al esfuerzo palangrero en 2000. La captura palangrera total en 2001 es por lo tanto una función del esfuerzo de 2000, los números estimados en 2001, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras.

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 2001. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que existía una pesquería sustancial de aleta amarilla antes de 1975. Maunder y Watters (2001, 2002) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 2000. Una característica principal de la captura durante ese período es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros asociados con objetos flotantes.

En comparación con 2000, las capturas de las pesquerías de superficie en 2001 aumentaron en las Pesquerías 1 (+92%), 3 (+263%), 4 (+40%), 5 (+5%), 6 (+48%), 7 (+32%), 8 (+55%), 9 (+91%), y 10 (+61%), y disminuyeron en la Pesquería 2 (-49%). Esto señala que la captura fue mayor en la mayoría de las zonas en 2001 que en 2000. En comparación con 1999, en 2000 las capturas palangreras estimadas disminuyeron un 55% en la pesquería del norte y aumentaron un 93% en la del sur.

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

El esfuerzo nuevo en esta evaluación incluye datos de esfuerzo en 2001 para las pesquerías de superficie y datos de esfuerzo en 2000 para la pesquería palangrera japonesa.

Se usó un algoritmo complejo, descrito por Maunder y Watters (2001), para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros. Los datos de esfuerzo palangrero de aleta amarilla fueron proporcionados por la SPC (Bigelow *et al.* 2002). Estos datos fueron estandarizados con el método basado en hábitat (Hinton y Nakano 1996). Los datos de esfuerzo más fiables, consistentes, y completos disponibles son los de la flota japonesa, y se usan éstos en la estandarización. Para permitir la inclusión de datos de captura de las otras naciones en la evaluación, se escalan los datos de esfuerzo japonés por el cociente de la captura japonesa a la captura total. Esto permite incluir todos los datos de captura palangrera en la evaluación, pero usar solamente los datos de esfuerzo japonés como base para la información sobre abundancia.

Se presente una breve descripción del método de estandarización basado en hábitat (ver Bigelow *et al.* (2002) y sus referencias para una descripción detallada). La eficacia del esfuerzo palangrero con respecto al aleta amarilla es afectada fuertemente por la profundidad a la que pesca el arte, debido a las preferencias de la especie en cuanto a las características de su hábitat (temperatura y nivel de oxígeno, por ejemplo). Desde mediados de la década de los 1970, los palangres pescan a mayor profundidad, apuntando a incrementar las capturas de patudo. Es por lo tanto importante que el esfuerzo de pesca palangrero estandarizado, usado con la captura como base para la información sobre abundancia, tome en consideración la profundidad del palangre y la relación entre esta profundidad y las preferencias del aleta amarilla con respecto al hábitat. Se calculan estas preferencias, en términos de la diferencia en temperatura de la capa de mezcla, juntando información de rastreo acústico con datos de temperatura para la zona asociada. Se calculan los niveles preferidos de oxígeno a partir de experimentos fisiológicos y estudios de rastreo. Se calcula la profundidad de los palangres a partir de la cantidad de reinal (línea madre) entre flotadores, usando una curva catenaria para representar la forma del palangre. La profundidad es afectada por los efectos de las corrientes oceánicas, que reducen la profundidad a la que pesca el aparejo. Se calcula la preferencia de hábitat relativa asociada con cada anzuelo, distribuidos uniformemente entre los flotadores, usando una serie de tiempo de temperatura a profundidad (con el período antes de 1980 representado por una climatología mensual) y oxígeno disuelto medio (1934-1994) a profundidad para cada estrato de zona de 5°-mes. Se calcula entonces el esfuerzo efectivo como la suma de la preferencia de

hábitat para cada anzuelo. Se usan solamente datos de esfuerzo de la flota japonesa en el modelo, porque incluye información sobre el número de anzuelos por canasta, brinda la única cobertura consistente de una zona grande de la distribución del aleta amarilla, y representa la mayoría del esfuerzo.

Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de la pesca palangrera realizada en el OPO en 2001. Para la evaluación del aleta amarilla se supone que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2001 fue igual al esfuerzo ejercido en el trimestre correspondiente en 2000.

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. 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 de las Pesquerías 13-16 se derivan de las de las Pesquerías 1-4 (ver Sección 2.2.3). Se expresa el esfuerzo palangrero (Pesquerías 11 y 12) en número de anzuelos. En Maunder y Watters (2001, 2002) se comenta el esfuerzo de pesca histórico.

En comparación con 2000, el esfuerzo de la pesquería de superficie en 2001 aumentó en las Pesquerías 1 (+121%), 3 (+2%), 4 (+35%), y 10 (+46%), y disminuyó en las Pesquerías 2 (-2%), 5 (-2%), 6 (-40%), 7 (-23%), 8 (-14%), y 9 (-7%). La disminución del esfuerzo se debió en parte a la restricción de la captura de aleta amarilla en el Area Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) en el último trimestre de 2001. En comparación con 1999, el esfuerzo palangrero efectivo total estimado (nótese que se usó un modelo basado en hábitat para calcular el esfuerzo palangrero efectivo) en 2000 disminuyó un 8% en la pesquería del norte y aumentó un 276% en la del sur.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de stocks, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas debido a 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 (presentado). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla. Una diferencia del método descrito por Maunder y Watters (2001) es que no se suavizan las tasas de descarte con el tiempo. No incluir una suavización temporal debería permitir una mejor representación del reclutamiento en el modelo.

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. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillos capturados por cada pesquería. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y carnada capturan aleta amarilla pequeño, mientras que las pesquerías asociadas con delfines y palangreras capturan aleta amarilla grande.

Las frecuencias de talla de la captura durante 2000 de las 10 pesquerías de superficie fueron similares a las observadas durante el período entero del modelo (compárense las Figuras 4.2 y 4.8). La cohorte fuerte observada en las pesquerías sobre objetos flotantes durante 1998 y 1999 pasó por las pesquerías de cardúmenes no asociados durante 1999 y 2000 e ingresó a las pesquerías asociadas con delfines en 2000. Se puede observar a esta cohorte pasar por los datos de frecuencia de talla de las pesquerías asociadas con delfines durante 2001. Fue evidente en estos datos una cohorte grande de aleta amarilla de unos 125 cm de talla en el primer trimestre de 2001 en las pesquerías de superficie del sur (Pesquerías 1, 3, 6, y 9), pero no fue observada en ningún otro trimestre. El modelo no pudo representar esta cohorte adecuadamente en la captura, y por lo tanto eliminó una gran cantidad de peces pequeños en lugar de grandes. No hay

evidencias de que haya ingresado una cohorte fuerte a las pesquerías sobre objetos flotantes en 2001.

Las frecuencias de talla de la captura de las pesquerías palangreras durante 1999 fueron muy diferentes a las que se observaron para el período entero del modelo. Hay indicaciones del ingreso de una cohorte de peces de tamaño mediano a las pesquerías palangreras. Sin embargo, esta cohorte no fue predicha por el modelo, y los peces son demasiado grandes para ser consistentes con la cohorte fuerte observada en las otras pesquerías. Sin embargo, es posible que sea consistente con la cohorte fuerte observada en los datos de frecuencia de talla de las pesquerías de superficie del sur durante el primer trimestre de 2001.

2.4. Datos auxiliares

Se integran en el modelo de evaluación datos de otolitos descritos por Wild (1986) para proveer información sobre la talla media a edad y la variación en la talla a edad. Los datos consisten de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. Se usó el número de incrementos en los otolitos para estimar la edad en días. Se registró también la talla de cada pez. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm. Esto podría causar cierto sesgo en las estimaciones de variación en la talla a edad.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Se pueden constreñir estos incrementos para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizá de la literatura) o fijados para permitir trazar la curva de crecimiento como algo que se sabe con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres son constreñidos para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monótonicamente. El modelo de crecimiento modificado está también diseñado para que se tenga que especificar el tamaño y la edad a las cuales los peces son reclutados a la pesquería por primera vez. Para la evaluación actual se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) cuando mide 30 cm y es de dos trimestres de edad.

El crecimiento del atún aleta amarilla fue estimado por Wild (1986), usando la ecuación de crecimiento 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, se ajusta el modelo de crecimiento a los datos de otolitos de Wild (1986), suponiendo que la variación de la talla a edad en los datos de otolitos representa variación de la talla a edad en la población. Se supuso que la talla media de aletas amarillas de mayor edad era cercana a la curva de crecimiento de Wild (1986).

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Wild (1986), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

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

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

El método A-SCALA permite especificar una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y un parámetro denominado inclinación (*steepness*). Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño del stock reproductor al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño del stock reproductor. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclu-

tamiento es una función lineal del tamaño del stock reproductor) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente del tamaño del stock reproductor). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación porque el stock reproductor podría no estar reducido a menos del 20% de su nivel no explotado y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que causan que el reclutamiento sea extremadamente variable. La evaluación del caso base supone que no hay ninguna relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento. Este supuesto es el mismo que se usó en las evaluaciones de 2000 y 2001 (Maunder y Watters 2001, 2002). Se investiga la influencia de una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en un análisis de sensibilidad.

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. 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). Se supone también que el reclutamiento podría tener un patrón estacional.

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación stock-reclutamiento. Se supone que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel esperado más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 2 trimestres de edad) (Sección 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 calcula el potencial de desove de la población a partir del número de peces, la proporción de hembras, el porcentaje maduro, la fecundidad por camada, y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). Se calculan estas cantidades (excepto el número de peces) para cada clase de edad con base en la talla media a edad arrojada por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy ajustada a los datos de otolitos de Wild (1986; ver Maunder y Watters 2002). Se usa el potencial de desove de la población en la relación stock-reclutamiento y para determinar los cocientes de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada (SBR, de *spawning biomass ratio*). En las Figuras 3.3 y 3.4 se ilustran la fecundidad relativa por edad y la proporción de sexos por edad, respectivamente.

3.1.3. Desplazamientos

La evidencia acerca de los desplazamientos del atún aleta amarilla en el EPO es resumida por Maunder y Watters (2001). 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. No obstante, esta no es necesariamente la mejor representación de la estructura de la población.

3.1.4. Mortalidad natural

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 considera M como una sola tasa para ambos sexos combinados.

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 2001). Maunder y Watters (2001) descri-

ben en detalle el cálculo de la tabla de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

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

Evaluaciones previas del stock incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder 2001, 2002). Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del aleta amarilla depende de la temperatura (Schaefer 1998). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de aleta amarilla en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en el modelo previo de evaluación del stock, para determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Sin embargo, ahora que se extendió el modelo hasta 1975, no cubre el mismo período que la serie de tiempo ambiental, que comienza en 1980. Las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002) demostraron que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales, y esto es apoyado también por los resultados de Maunder y Watters (presentado). Por lo tanto, se correlaciona el reclutamiento con la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación del stock. Para la presente evaluación, se usa la temperatura superficial del mar en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1°x1° con TSM media $\geq 24^{\circ}\text{C}$, y el Índice de Oscilación del Sur, como candidatos de variable ambiental. Se relacionaron estos datos al reclutamiento, ajustado al período de cría. Los datos de temperatura son puestos en el Internet (<http://Ingrid.Ideo.Columbia.edu>) por el Centro Nacional de Predicción Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA) de EE.UU., a través de la Biblioteca de Datos del Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction.

En evaluaciones previas se supuso también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1 (Maunder y Watters 2001, 2002). Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca, y se investigaron varios índices ambientales diferentes. No obstante, se estimó que solamente la TSM para la pesquería palangrera del sur fue significativa. Por lo tanto, debido al cambio en el período del modelo, no se investigaron los efectos ambientales sobre la capturabilidad en esta evaluación.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan A-SCALA, un modelo de dinámica de población estructurado por edades (Maunder y Watters, presentado), 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 A-SCALA se basa en el método descrito por Fournier *et al.* (1998). El término “estadístico” indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación entre los datos observados y la población real. El modelo usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación del stock comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación del stock.

Se usó el método A-SCALA por primera vez para evaluar el atún aleta amarilla en el OPO en 2000 (Maunder y Watters, 2001), y se modificó y usó para la evaluación de 2001 (Maunder y Watters 2002). Los cambios principales en el método entre 2000 y 2001 son la inclusión de una relación stock-

reclutamiento de Beverton-Holt (como análisis de sensibilidad), la omisión de un componente de trayectoria aleatoria de capturabilidad, la estimación de talla media a edad y la desviación estándar de talla a edad, y la reducción del período del modelo (julio de 1980 a enero de 2001). En esta evaluación los cambios principales son el aumento del período (enero de 1975 a enero de 2002), la inclusión de los datos de otolitos, y la eliminación de índices ambientales de reclutamiento y capturabilidad.

Se estimaron los parámetros siguientes para 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 último trimestre de 2001 (incluye estimación de anomalías del reclutamiento y un efecto estacional);
2. coeficientes trimestrales de capturabilidad para las 16 pesquerías que capturan aleta amarilla del OPO (incluye estimación de efectos 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;
5. talla media a edad (Figura 3.2);
6. grado de variación en la talla a edad.

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. fecundidad de hembras a edad (Figura 3.3);
3. proporción de sexos a edad (Figura 3.4);
4. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
5. inclinación de la relación stock-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base).

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 o disminuye mientras que la biomasa no cambia, las CPUE se incrementarían o disminuirían 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 atún aleta amarilla en el OPO. Las tendencias en la CPUE palangrera se basan en los datos japoneses únicamente. En Maunder y Watters (2001, 2002) se comentan las tasas históricas de captura, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

En promedio, la CPUE fue menor en 2001 que en 2000 en las Pesquerías 1 (-13%) y 2 (-42%) y mayor en las Pesquerías 3 (+256%), 4 (+4%), 5 (+7%), 6 (+147%), 7 (+72%), 8 (+82%), 9 (+105%), y 10 (+11%). En promedio, la CPUE de las pesquerías palangreras japonesas fue menor en el norte (-51%) y mayor en el sur (+49%) durante 2000 que durante 1999.

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 son casi idénticas a aquellas 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 predichas de las capturas de estas doce pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 13-16 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para las pesquerías con datos de composición por tamaño son buenas, aunque las de varias pesquerías muestran picos más bajos que la composición por tamaño observada (Figura 4.2). El modelo suele también predecir demasiado aleta amarilla grande en la mayoría de las pesquerías. 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

Hay variación en la mortalidad por pesca ejercida causada por las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO, con una mortalidad por pesca mayor antes de 1984, durante el régimen de productividad baja (Figura 4.3). La mortalidad por pesca cambia con la edad (Figura 4.3b). La mortalidad por pesca de los aletas amarillos jóvenes y viejos es baja. Ocurre un pico alrededor de la edad de 3 trimestres, que corresponde a los picos en las curvas de selectividad de las pesquerías de aleta amarilla asociado con objetos flotantes y delfines y no asociados (Figura 4.4). La población no ha sido muy afectada por el aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993 (Figura 4.3b).

Las tasas de mortalidad por pesca varían con el tiempo porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan aleta amarilla de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de capturabilidad). 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 3 a 8 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-4), con peces ligeramente mayores seleccionados en la región de altura del sur (Pesquería 1). Lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados seleccionan peces de tamaño similar a los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (4-14 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 5 y 6), pero estas capturas contienen una mayor proporción de peces de la porción superior de este rango. Lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines en las regiones norte y costera seleccionan principalmente peces de edad mediana (7-15 trimestres, Pesquerías 7 y 8). La pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9) selecciona principalmente aleta amarilla mayor (12 trimestres o más). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente ejemplares mayores (unos 9 trimestres o más, Figura 4.4, Pesquerías 11 y 12). Los barcos de carnada (Pesquería 10) seleccionan aletas amarillas pequeños (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), con la excepción de un aumento en los últimos años. Estas pesquerías demuestran también una variación temporal elevada en la capturabilidad. Cambios en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores podrían haber reducido la capturabilidad del aleta amarilla durante este período.

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados también fue altamente variable (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6).

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en lances sobre delfines fue menos variable en las zonas norte y costera que en las otras pesquerías (Figura 4.5a, Pesquerías 7 y 8). Estas pesquerías presentan una ligera tendencia ascendente con el tiempo. La capturabilidad en la pesquería del sur (Pesquería 9) es más variable. La capturabilidad de las tres pesquerías asociadas con delfines aumentó en 2001.

La capacidad de barcos de carnada de capturar atún aleta amarilla ha sido altamente variable (Figura 4.5a, Pesquería 10). Hay múltiples períodos de capturabilidad alta y baja y una ligera tendencia con el tiempo. La capturabilidad durante 2001 fue mayor al promedio.

La capacidad de barcos palangreros de capturar atún aleta amarilla ha sido más variable en la pesquería del norte (Pesquería 11), que captura menos aleta amarilla, que en la del sur (Pesquería 12). En esta última, la capturabilidad parece haber disminuido en los últimos años.

En la Figura 4.5b se ilustra la capturabilidad de atún aleta amarilla pequeño por las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16).

De las variables ambientales probadas, solamente la TSM para la pesquería palangrera del sur mostró una correlación altamente significativa con la capturabilidad (Maunder y Watters 2002). A pesar de ser significativa, la correlación entre TSM y capturabilidad en esa pesquería no pareció ser un buen predictor de capturabilidad (Maunder y Watters 2002), y por lo tanto no fue incluido en esta evaluación.

4.2.2. Reclutamiento

En la evaluación anterior, la abundancia del atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías en el OPO pareció estar correlacionada con las anomalías de las TSM en el momento de cría de esos peces. Debido a la extensión del período del modelo y la duración menor de la serie de tiempo ambiental, se correlacionó el reclutamiento con variables ambientales fuera del modelo. No fue aparente ninguna relación entre los índices ambientales y el reclutamiento (Figura 4.6b), pero la inclusión de un componente estacional en el reclutamiento fue asimismo significativo, al igual que en la evaluación previa (Maunder y Watters 2002).

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 producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.6). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a lo que se cree ser un cambio de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento 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 4.6a.

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt en 0,75 (Anexo A). Esto significa que el reclutamiento es el 75% del reclutamiento de una población no explotada cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado. (La mejor estimación de la inclinación en la evaluación previa fue 0,66 (Maunder y Watters 2002).) Dada la información actual y la falta de

contraste en la biomasa desde 1985, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos igual de verosímil que una relación entre tamaño de población y reclutamiento. En la Sección 4.4 se describen los resultados cuando se usa una relación stock-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. Se estima todavía que el reclutamiento grande que ingresó a las pesquerías de descarte en el tercer trimestre de 1998 (a la edad de 6 meses) es la cohorte más fuerte observada desde 1975. Se estimó que los reclutamientos en 1999, 2000, y el segundo trimestre de 2001 fueron altos. Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas es el cambio 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 la del año más reciente (Figura 4.7). El coeficiente de variación (CV) medio de las estimaciones de reclutamiento es 0,20.

El reclutamiento para 2000, que se estimó ser bajo en la evaluación previa, se estima ahora ser mucho más alto. Esto no es sorprendente, teniendo en cuenta los grandes intervalos de confianza de estos reclutamientos en la evaluación previa, señalando que no fueron bien estimados.

Las estimaciones de los reclutamientos más recientes son altamente inciertas, tal como señalan los grandes intervalos de confianza (Figura 4.7), debido a los datos limitados disponibles para estas cohortes. Además, las pesquerías sobre objetos flotantes responden de solamente una pequeña porción de la captura total de aleta amarilla, y la captura durante el último trimestre de 2001 fue baja en todas las pesquerías de superficie debido a la restricción de la captura de aleta amarilla por estas pesquerías para evitar una pesca excesiva de la especie.

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de 1,5 años o más de edad. En la Figura 4.9 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. Entre 1975 y 1983 la biomasa disminuyó a unas 200.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1986, alcanzando unas 490.000 toneladas en 1986, desde cuando ha permanecido relativamente constante en unas 470.000 a 500.000 toneladas, con la excepción de un pico en 2001. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa es 0,15.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos (de todos los peces en la población). En la Figura 4.9 se ilustra también 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 0,11.

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 (ver descripción en Maunder y Watters (2001)) sugieren que la mortalidad por pesca afecta la biomasa total. En la Figura 4.10 se superponen las trayectorias de biomasa simulada sin pesca 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. 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.

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 10-20 kg durante la mayor parte del período de 1975-2001, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figuras 4.10 y 5.2). El peso medio fue máximo durante 1985-1992, cuando el esfuerzo en las pesquerías sobre objetos flotantes y cardúmenes no asociadas fue menor (Figura 2.3). 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 5-10 kg para la Pesquería 3, 10-15 kg para las Pesquerías 2 y 4, y 15-20 kg para la Pesquería 1), las pesquerías no asociadas (unos 15 kg), las pesquerías sobre delfines del norte y costera (unos 20-30 kg), y la pesquería sobre delfines del sur y las pesquerías palangreras (unos 40-50 kg en cada caso).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se usaron datos externos para fines de comparación en el evaluación actual.

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de la relación stock-reclutamiento. Se realizó el análisis del caso base sin una relación stock-reclutamiento. Se realizó un análisis alternativo con la inclinación de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt fijada en 0,75. Esto implica que cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado, el reclutamiento esperado es el 75% del reclutamiento de una población no explotada. Resultados previos (Maunder y Watters 2002) sugieren que el análisis con una relación stock-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación, pero, dada la cantidad de datos usados en el análisis, la diferencia probablemente no es estadísticamente significativa (ver Maunder y Watters 2002: Tabla 4.3). Cuando se incluye una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación = 0,75), la biomasa estimada (Figura A.1) y el reclutamiento (Figura A.2) son casi idénticos al caso base.

4.5. Comparación con evaluaciones previas

Los resultados de la evaluación son muy similares a los resultados de las evaluaciones previas presentadas por Maunder y Watters (2001, 2002) y los resultados basados en análisis de cohortes (Figura 4.12). La evaluación actual señala que la biomasa aumentó en 2000, mientras que la evaluación previa señaló una disminución.

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Las tasas de captura de aleta amarilla aumentaron para la mayoría de las pesquerías de superficie en 2001 con respecto a 2000.

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. Sin embargo, es posible que esta correlación sea un artefacto del reclutamiento estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha vivido dos regímenes distintos de reclutamiento (1975-1983 y 1984-2001), y que la población lleva actualmente unos 17 años en un régimen de reclutamiento alto. Los dos regímenes de reclutamiento corresponden a dos regímenes en biomasa: el régimen de reclutamiento alto produce niveles de biomasa mayores. Una relación stock-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y está probablemente sesgada, debido al cambio de régimen aparente. La biomasa aumentó durante 1999 y 2000, pero se estima que disminuyó durante 2001.

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 asociadas con delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y asociada con delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con delfines 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 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. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1. S_{RPMS} como punto de referencia objetivo;
2. F_{RMS} como punto de referencia límite;
3. S_{min} , la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RPMS es objetivo especificado por la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado (por ejemplo, los niveles estimados en 1983). Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

5.1. Evaluación de la condición 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, descrito por Maunder y Watters (2001), el cociente de biomasa reproductora, o SBR (*spawning biomass ratio*). La ecuación que define el SBR es

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

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 podría estar presente si no hubiese pesca durante un período extendido (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 esta severamente reducida y esta probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, es probable que la pesca no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que 1, es posible que la población haya iniciado un régimen de producción incrementada.

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

Se computaron estimaciones de SBR, trimestral 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 2002). 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 al nivel promedio esperado de una población no explotada. Se estima el nivel de SBR que daría lugar al RPMS (SBR_{RPMS}) en un 0,36.

Al principio de 2002, el stock reproductor de atún aleta amarilla en el OPO estaba considerablemente reducido. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0.53, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,42 y 0,65, respectivamente. Es importante notar que la estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,36), señalando que, al principio de 2002, el stock reproductor de aleta amarilla en el OPO era probablemente mayor de lo que se esperaría si el stock estuviese al nivel de RPMS.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para atún aleta amarilla en el OPO. Las tendencias históricas en el SBR son similares a aquéllas descritas por Maunder y Watters (2001), pero el SBR y el SBR necesario para producir el RPMS han aumentado con respecto a la evaluación previa porque se calculó el reclutamiento medio para un período más largo que incluye más años del régimen de reclutamiento bajo.

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,07. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2001 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población estuviese al nivel de RPMS (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,26 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

Los cálculos del rendimiento por recluta, útiles para evaluar la condición de un stock, son descritos por Maunder y Watters (2001).

Se estimó el peso crítico para atún aleta amarilla en el OPO en unos 49,5 kg (Figura 5.2). Este valor es mayor que los 32 kg reportados por Anónimo (2000a). La diferencia se debe al intervalo del cálculo (trimestral en lugar de mensual) y diferencias en el peso a edad.

El peso medio del atún aleta amarilla en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 20 kg al fin de 2001 (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 amarillos capturados por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines en la región sur (Pesquería 9) es cercano al peso crítico (Figura 4.11). Todas las demás pesquerías capturan aleta amarilla de tamaño medio inferior al peso crítico. De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y asociadas con delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías asociadas con delfines son mejores con respecto al criterio de peso crítico.

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

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. Los cálculos del RPMS son descritos por Maunder y Watters (2001). Se cambiaron los cálculos de Maunder y Watters (2001) para incluir la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en

casos aplicables.

Al principio de 2002, 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 mayor que el nivel actual de esfuerzo, ya que el esfuerzo en RPMS es 113% 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. Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. La biomasa del stock reproductor cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.3). Reducir el esfuerzo, que incrementaría la CPUE y por lo tanto posiblemente reduciría también 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 1984 podría requerir un enfoque diferente a la estimación del RPMS. Regímenes distintos darán lugar a valores distintos del RPMS. Se discute la cuestión en Maunder y Watters (2001). Si se usa el reclutamiento medio del período de 1975-1983, el RPMS es un 26% menor que cuando se usa el período entero. Si se usa el período de 1984-2002, el RPMS es un 13% mayor.

La estimación del RPMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. A fin de ilustrar cómo cambiaría el 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 el objetivo de la ordenación es maximizar el RPMS, las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines del sur (Pesquería 9) tendrán el mejor desempeño, seguidas por las pesquerías asociadas con delfines costera y del norte (Pesquerías 7 y 8), y luego las pesquerías no asociadas (Pesquerías 5 y 6) y la pesquería sobre objetos flotantes del sur (Pesquería 1) (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, la pesquería asociada con delfines del sur (Pesquería 9) será la mejor, seguida por las pesquerías palangreras del norte y del sur (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines del norte (Pesquería 7).

De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y asociadas con delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías asociadas con delfines son las mejores para los dos objetivos de RPMS y S_{RPMS} . Maunder y Watters (2002) presentan resultados limitados a cada tipo de pesquería. 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 Potencial de reproducción de vida entera

Una meta común de la ordenación es la conservación de la biomasa reproductora. Conservar la biomasa reproductora permite un suministro adecuado de huevos, evitando efectos perjudiciales para el reclutamiento futuro. Si es necesario reducir la captura para proteger la biomasa reproductora, es conveniente saber la edad de los peces que no se debe pescar para lograr el beneficio máximo para la biomasa reproductora. Esto es posible mediante el cálculo del potencial de reproducción total (de vida entera) de cada clase de edad. Si no es capturado, un pez de una edad dada tiene un cierto potencial total de reproducción esperado (el promedio de muchos peces de la misma edad); es decir, el número esperado de huevos que ese pez producirá durante el resto de su vida. Este valor es una función de la fecundidad del pez en las distintas etapas del resto de su vida y de la mortalidad (natural y por pesca) a la cual es sujeto. Como ma-

por la mortalidad, menos probabilidad tiene el pez de sobrevivir y seguir reproduciendo.

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

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

Los cálculos basados en evitar la captura de un solo individuo señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un individuo a la edad de 14 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla de edad intermedia (10-15 trimestres) resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Sin embargo, esta comparación no es justa porque un individuo de 14 trimestres de edad pesa mucho más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres. Los cálculos basados en evitar la captura de una sola unidad de peso señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un pez reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres (Figura 5.4, recuadro inferior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla joven resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Los resultados sugieren también que reducir la captura por una tonelada de aleta amarilla joven protegería aproximadamente la misma cantidad de biomasa reproductora que una reducción de unas tres toneladas en la captura de aleta amarilla de edad mediana.

5.5. Análisis de sensibilidad

Al incluir la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en el análisis con una inclinación de 0,75, se reduce el SBR y aumenta el nivel de SBR que produce el RPMS (Figura A.3). Se estima que el SBR es inferior al nivel de RPMS durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de los dos últimos años. Se estima que el nivel actual de esfuerzo está por encima del nivel necesario para producir el RPMS (Figura A.4), pero, debido al reclutamiento grande reciente, la captura actual es superior al RPMS (Tabla 5.1). Por contraste con el análisis sin una relación stock-reclutamiento, añadir esta relación podría resultar en una reducción significativa de la captura ya que el esfuerzo es incrementado por encima del nivel necesario para el RPMS. Tal como se observa en la Figura A.4, el análisis sin una relación stock-reclutamiento muestra una curva de rendimiento relativa igual a la curva de rendimiento por recluta relativa (similar a la curva de rendimiento por recluta en la Figura A.4, ver Figura 5.3) porque el reclutamiento es constante. Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RPMS, señalando que reducir el esfuerzo no aumentaría mucho la captura.

5.6. 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 durante la mayor parte de los 17 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. Se estima que los niveles de esfuerzo son inferiores a 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 1998-2000, los niveles de captura son más altos que los valores correspondientes en RPMS. Debido a la curva plana de rendimiento, el rendimiento de equilibrio medio con los niveles actuales de

esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RPMS.

Si se supone una relación stock-reclutamiento, los resultados son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel que soportaría el RPMS durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de los últimos pocos años.

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, usando el método descrito por Maunder y Watters (2001), 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.

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 2002-2006.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2000-2001.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2000-2001.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2000-2001.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo durante el cuarto trimestre de 2002, 2003, 2004, 2005 y 2006 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 2000 y 2001.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2002 a 2006, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 2000 (también por trimestre). Los supuestos sobre la selectividad, capturabilidad, descartes, y dinámica de poblaciones son los mismos que en el modelo de evaluación (Maunder y Watters 2001).

Se supuso 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 2000 y 2001. (Se computan los promedios de esfuerzo de pesca por trimestre.)

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de atún aleta amarilla. En el primero se supone que todo el pescado 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.

Se supuso que el reclutamiento durante 2002 a 2006 varía al azar alrededor del mismo nivel esperado de la relación stock-reclutamiento (es decir, el reclutamiento medio en el caso base porque no supone una

relación stock-reclutamiento) y es igual de variable que el reclutamiento durante 1975-2001. 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.

6.2. Supuestos acerca de la dinámica de la población

Se realizó el estudio de simulación usando los mismos supuestos acerca de la dinámica de la población usados durante 1975-2001 (ver Maunder y Watters, 2001). Se añade estocasticidad a cada simulación mediante un muestreo aleatorio de una distribución de anomalías del reclutamiento. Se supone que estas anomalías resultan de la misma distribución que aquéllas estimadas para 1975-2001.

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 17% para el fin de 2006 (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 24% (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 2006 el SBR seguiría, en promedio, superior al SBR_{RPMS} (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 20% del SBR el SBR_{RPMS} estimado de 0,36). Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca deberían ser incrementados para lograr el RPMS (Sección 5.3). Sin embargo, se estima que el SBR disminuirá durante el período de proyección debido al reclutamiento estimado más bajo durante 2001.

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 2% mayor a 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

Se espera que el peso medio de los peces en la captura aumente en los próximos años a medida que los reclutamientos grandes a la pesquería ocurridos durante 1998-2000 aumenten en tamaño. Dentro del ran-

go 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 atún 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 disminuyera 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 incrementaría el peso promedio del aleta amarilla en la captura en un 14% (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 2005 sería sustancialmente inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 49.5 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 aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar la captura de peces vulnerables a las pesquerías de descarte (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría moderadamente (13%) el peso promedio de peces en la captura combinada durante 2006 (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, aumentos en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie causarían aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 1-10). También vale lo contrario: reducciones en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie causarían 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 aumentaría (o disminuiría) necesariamente 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 2006 aumentarían solamente un 3% con respecto a 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 por 25%, las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2006 disminuirían un 7% (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 aumentos en el esfuerzo de dicha pesquería es consistente con que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con el esfuerzo de 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) no cambiaría las capturas futuras de la flota de superficie (Figura 6.3 y Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”).

6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera

Se espera que la captura de las pesquerías palangreras aumente sustancialmente en los próximos años. Esto se debe probablemente al ingreso de las grandes cohortes reclutadas a fines de los años 1990 a la pesquería con palangre. Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la can-

tividad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie afectarían sustancialmente las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). La captura palangrera trimestral durante 2006 aumentaría en un 29% 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 2006 disminuiría en un 19% 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 2006 en un 2% (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 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

Se predice que el SBR disminuirá en los próximos años, pero que permanecerá por encima del nivel necesario para producir el RPMS.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían el SBR sustancialmente, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas moderadamente, y la captura total 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. La captura de las pesquerías de superficie aumentaría tan sólo ligeramente con un aumento de 25% en el nivel del esfuerzo de pesca de superficie, y moderadamente con una reducción de 25% en dicho nivel.

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 1975-2001. 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 1985-2001, las estimaciones serían diferentes.

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 2002 y datos actualizados de 2001.

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 mercado 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.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000a. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 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.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. *Calif. Fish Game* 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. *Fish. Res.* 11: 375-395.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 1-227.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: A length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- 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.N. and Watters, G.M. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 5-90.
- Maunder, M. and G. Watters. submitted. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Draft manuscript submitted to the IATTC Bull.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. submitted. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. *Fishery Bulletin*.
- 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. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 320-340.
- 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 IN 2001
AND OUTLOOK FOR 2002**

by

Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary	134
2. Data	135
3. Assumptions and parameters	137
4. Stock assessment	140
5. Stock status	144
6. Simulated effects of future fishing operations	146
7. Future directions	146
References	198
Figures	147
Tables	178
Appendix: Additional results from the assessments	182

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document presents the most current stock assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean (EPO), estimated with A-SCALA, an age-structured, statistical catch-at-length analysis. This method was used for the 2001 assessments of skipjack tuna in the EPO. The differences compared to the previous assessment include extending the modeling time frame to start in 1975 (as opposed to 1981) and investigation of the sensitivity to dome-shaped selectivity curves versus asymptotic (monotonic) selectivity curves. New catch, effort, and length-frequency data have been included for 2001 and updated for previous years. The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches of several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Environmental influences on recruitment have been investigated. The assessment is still considered preliminary because 1) it is unknown if catch-per-day-fished is proportional to abundance for purse-seine fisheries, 2) it is possible that there is a population of large skipjack that is invulnerable to the fisheries, 3) stock structure in relation to the EPO and western and central Pacific stocks is uncertain, and 4) estimates of absolute biomass have changed by more than an order of magnitude from the previous assessment.

The recruitment of skipjack tuna to the fisheries in the EPO is variable. The rate of fishing mortality is estimated to be about the same or less than the rate of natural mortality; this is supported by estimates from tagging data. Biomass fluctuates mainly in response to the variations in recruitment, except for the low biomass levels in the early 1980s that were estimated to be a consequence of high fishing mortality rates.

The analysis indicates that a group of very strong cohorts entered the fishery in 1998-99, and that these cohorts increased the biomass and catches during 1999 and 2000. There is also an indication that the most recent recruitments have been low, which may lead to lower biomasses and catches. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

There is considerable variation in spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to the spawning biomass of the unexploited stock; SBR) for skipjack tuna in the EPO. In 2002 the SBR is at a low level (about 0.23). AMSY and yield-per-recruit calculations estimate that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the main fisheries. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of

natural mortality and growth.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2001 were used to conduct the stock assessment of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2001, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of early April 2002. All data are summarized and analyzed on a monthly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Skipjack are fished in the EPO by purse seiners (in schools associated with floating objects and in unassociated schools) and by baitboats. Vessels of all sizes participate in these fisheries. 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. Fisheries associated with floating objects take place mostly off Central America and northern South America, but extend far offshore. The floating objects include both flotsam and fish-aggregating devices (FADs). The fisheries directed at unassociated schools take place mostly off Baja California and off Central America and northern South America. Only small amounts of skipjack are caught in sets on dolphin-associated tunas. Only larger vessels participate in this fishery.

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 Mexico or the United States (Anonymous, 2002: Table 2). These vessels are all small, and they fish relatively close to shore off northern Mexico and Southern California.

Eleven fisheries are defined for the stock assessment of skipjack tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine and baitboat), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The skipjack 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. The longline fisheries are ignored because they capture a minimal amount of skipjack. The baitboat fishery and the purse-seine fishery that makes sets on schools associated with dolphins have been combined because they account for only a small fraction of the total skipjack catch.

In general, fisheries are defined such that, over time, there has been 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 FADs (Fisheries 1-2, 4, 8-9, and 11), and sets made on a mix of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 10).

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of skipjack, 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 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 skipjack tuna. Removals by Fishery 7 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 5-6 are landings plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Removals by Fisheries 8-11 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 skipjack tuna in the EPO during each month between January 1975 and December 2001 are illustrated in Figure 2.2. The majority of catch of skipjack has been taken by purse-seine sets on skipjack associated with floating objects and by purse-seine sets on skipjack in unassociated schools. It should be noted that substantial amounts of skipjack were already being removed from the EPO prior to 1975.

There has been substantial annual and monthly variation in the catches of skipjack tuna made by the surface fleet (Figure 2.2). 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 skipjack have been dominated by sets on floating objects and unassociated schools, with floating-object sets increasing since 1993. There have been some extremely large catches in the central floating-object fishery (Fishery 2) and the southern unassociated fishery (Fishery 6) during 1999 and 2000.

2.2.2. Effort

The method that is used to estimate the amount of fishing effort, in days fished, exerted by purse-seine vessels is described by Watters and Maunder (2001).

Trends in the amount of fishing effort, in days fishing, exerted by the 11 fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO are plotted in Figure 2.3. There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by surface gears. The total fishing effort directed at tunas associated with floating objects (Figure 2.3, Fisheries 1-4) was relatively high prior to 1985, low from 1986 to 1992, and then increased again from 1993 to present. In the early period (before 1985) the effort was mainly in Fisheries 3 and 4 and in the late period (after 1993) it was in Fisheries 1 and 2. The effort has increased substantially since 1993 in all the floating-object fisheries except the coastal fishery (Figure 2.3, Fisheries 1, 2, and 4). Fishing effort directed at tunas in unassociated schools was higher prior to 1985 (Figure 2.3, Fisheries 5 and 6). It is assumed that the fishing effort in Fisheries 8-11 is equal to that in Fisheries 1-4 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 8-11 are derived from those taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.3). Because Fishery 7 is a combination of both dolphin-associated purse-seine sets and baitboats, and these methods represent only a small fraction of the total skipjack catch in the EPO, the effort is assumed constant for this fishery, and it is not used to provide information on biomass.

The large month-to-month 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 skipjack tuna are discarded from catches made by purse-seine vessels for one of two reasons. First, skipjack 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, they may be discarded because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of skipjack discarded is estimated with information collect-

ed by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (submitted). Regardless of why skipjack are discarded, it is assumed that all discarded fish die.

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 1-6), 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. No observer data are available to estimate the discards for the baitboat fishery (contained within Fishery 7), 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 8-11). 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. 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 one or a few age classes. The catches taken by Fisheries 8-11 (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 skipjack associated with floating objects (Fisheries 1-4) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO all catch skipjack tuna of similar sizes (35-75 cm). The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is illustrated in Figure 4.2.

Data on the size compositions of discards from fisheries that catch skipjack in association with floating objects (Fisheries 8-11) 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 8-11 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 8-11 are composed entirely of fish less than about 51 cm in length (less than about 16 months old). It is assumed that skipjack are recruited to the discard fisheries when they are about 9 months old and about 30 cm in length and are not vulnerable to those fisheries after they reach 15 months of age.

2.4. Auxiliary data

No auxiliary data were included in the assessment.

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	<i>K</i> (annual)	<i>L</i> _∞ (mm)
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.) It should be noted, however, that the results of sensitivity analyses performed by Bayliff (1988) indicated that the estimates of the parameters were imprecise. Maunder (2001) provided estimates similar to those of Bayliff (1988), and concluded that more data for large and small skipjack are needed. I use the grouped estimates of Bayliff (1988) with the assumption that a 30-cm skipjack is 9 months old as a prior for mean length at age. The age at 30 cm is based on evidence that skipjack produce about 0.8 rings on their otoliths each day (Wild and Foreman 1980), and a 30-cm skipjack has about 210 rings (Uchiyama and Struhsaker 1981).

The weight-length relationships of skipjack in the EPO is $W = (5.5293 \times 10^{-6})L^{3.336}$, where W = weight in kilograms and L = length in centimeters (Hennemuth, 1959).

3.1.2. Recruitment and reproduction

Information on the reproduction of skipjack in the EPO is given by Anonymous (1998: 26) and Schaefer (2001). 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 24°C. It is assumed that skipjack tuna can be recruited to the fishable population during every month of the year.

No strong assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the stock assessment of skipjack. 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% of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1% of the time. These constraints imply that, on a monthly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 8 years.

Skipjack tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 30 cm (about 9 months 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 8-11).

The proportion of females in each age-class that are mature is used to estimate the spawning biomass of the stock. All females aged 16 months and more are assumed to be mature. The sex ratio is assumed to be 50-50, based on the data from Schaefer (2001).

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 percentage of skipjack released in the western Pacific that were at liberty 0 to 30 days, 31 to 180 days, and more than 180 days that traveled more than 500 nautical miles are 0, about 5, and about 30, respectively. 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. Nevertheless, for the purposes of the current assessment, it is assumed that skipjack move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the start of each month of the year.

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). In contrast to yellowfin and bigeye tuna, skipjack do not show an increase in the proportion of males for older fish (Schaefer 2001). Hampton (2000), using tagging data, obtained estimates of natural mortality for skipjack in the western Pacific Ocean (WPO) that were higher for old and young individuals. The results showed much higher natural mortality rates for skipjack of sizes less than 40 cm and greater than 70 cm. The estimates from the WPO (Hampton 2000) were used to develop an age-specific natural mortality curve to use in the assessment (Figure 3.1). Hampton's estimates of high natural mortality for old skipjack may be an artifact of the tagging data due to older fish moving out of the fishery. Therefore it is assumed that natural mortality is constant over high ages. Hampton's estimates of high natural mortality for young skipjack may also be an artifact of the tagging data due to tagging mortality, and a lower natural mortality rate is used here.

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. 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 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.) 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 influences of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack in the EPO have been studied 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 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).

The previous stock assessment (Maunder and Watters 2002a) included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of skipjack tuna in the EPO. To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of skipjack in the EPO, a temperature variable was incorporated into the previous stock assessment model to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. However, because the model has been extended back to 1975, it does not cover the same period as the environmental time series, which starts in 1980. Assessment of yellowfin tuna (Maunder and Watters 2002b) showed that estimates of re-

recruitment were essentially identical with or without the inclusion of the environmental data. This is also supported by the results of Maunder and Watters (submitted). Therefore, the correlation between recruitment and the environmental time series is conducted outside the stock assessment model. For the current assessment, the SSTs in an area consisting of two boxes from 20°N-10°S and 100°W-150°W and 10°N-10°S and 85°W-100°W, the total number of 1°x1° areas with average SST $\geq 24^{\circ}\text{C}$, and the Southern Oscillation Index, are used as the candidate environmental variables. The environmental data were compared to recruitment, based on the month during which the fish were hatched. The SST data are posted on the Internet (<http://Ingrid.ldeo.Columbia.edu>) by the U.S. National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Centers for Environmental Prediction, and made available through the Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction Data Library.

4. STOCK ASSESSMENT

An age-structured population dynamics model A-SCALA (Maunder and Watters, submitted) and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of the skipjack tuna stock in the EPO. This method was used in the 2000 and 2001 assessments for yellowfin (Maunder and Watters 2001, 2002b), and bigeye (Watters and Maunder 2001, 2002), and the 2001 assessment of skipjack (Maunder and Watters 2002a) tuna in the EPO. The model 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 monthly 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. Skipjack have a higher natural mortality rate than do yellowfin and bigeye tuna, so a monthly timeframe is needed to allow information from individual cohorts to be extracted from the length-frequency data.

Since fisheries data are complex, the ways in which the model is fitted to the observed data are constrained. It is fitted 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 skipjack tuna:

1. The discard fisheries (Fisheries 8-11) 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. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change slightly from month to month. On average, the events that cause the fishing mortality to be slightly higher or lower should cancel one another out.
4. The data for fisheries whose catch is composed of discards from sorting (Fisheries 8-11) and the combined dolphin-associated and baitboat fishery (Fishery 7) 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 A-SCALA model has a variety of possible parameter and model structure formulations that can be used. In the 2001 assessment many of these different formulations were applied to the skipjack population in the EPO. These models all gave similar trends in biomass and recruitment. Among the models, the estimates of absolute biomass and the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to

the spawning biomass of the unexploited stock; SBR) differed. However, they all indicated that the exploitation rate was low, that recruitment was highly variable, and that recruitment drove the trends in biomass. In 2001 two models were presented that differed in how the initial exploitation rate in 1981 was calculated. In this assessment two models are again presented, but extended to start in 1975. The two models differ in their assumptions about selectivity. The first model allows selectivity for all fisheries, except the discard fisheries, which have fixed selectivities, to be dome-shaped (*i.e.* non-monotonic). In the second model, the selectivities for fisheries 2-7 are forced to be asymptotic (*i.e.* monotonically increasing). Dome-shaped selectivities allow the existence of a population of large skipjack that are invulnerable to the fishery. An asymptotic selectivity ensures that large skipjack are fully selected by the fishery, and, if there are no large skipjack caught, the model will estimate that skipjack do not survive to be large. Therefore, the asymptotic selectivities should provide higher estimates of exploitation rate and lower estimates of biomass. It is suggested that these two analyses will bound the possible exploitation rates for skipjack in the EPO.

Both models have the estimated and fixed parameters as described below. The fishing mortality used to estimate the initial conditions is calculated as the average fishing mortality over the first two years. Deviations around the numbers at age in the initial conditions are estimated for the first 10 age classes.

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

1. recruitment to the fishery in every month from January 1975 through December 2001 (This includes estimation of average recruitment and recruitment anomalies.);
2. monthly catchability coefficients for the 11 fisheries that take skipjack from the EPO (This includes estimation of random effects.);
3. selectivity curves for 7 of the 11 fisheries (Fisheries 8-11 have an assumed selectivity curve.);
4. initial population size and age structure;
5. mean length at age (Figure 3.2);
6. amount of variation in length at age.

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

1. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. maturity of females at age;
3. sex ratio at age;
4. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 8-11).

4.1. Indices of abundance

The CPUEs of the 11 fisheries defined for the current assessment of skipjack 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 skipjack tuna of the surface fleet (Figure 4.1, Fisheries 1-6). Prior to 1993, the CPUEs for floating-object sets were fairly consistent, but since then the CPUE has increased, except in the coastal fishery (Fishery 3). The CPUE has been reduced in the most recent years (Figure 4.1, Fisheries 1-4). The CPUEs of skipjack captured in unassociated schools (Figure 4.1, Fisheries 5 and 6) were generally greater in the late 1980s and the late 1990s, with very high CPUEs in 1999 and 2000 for the southern fishery (Fishery 6) and in 1995 and 1999 for the northern fishery (Fishery 5). The northern unassociated fishery has shown more variation. Due to the short period of the fisheries that discarded skipjack from sorting the catches of Fisheries 1-4 (Figure 4.1, Fisheries 8-11), it is not possible to determine whether there were any trends in CPUE for these fisheries. The combined baitboat and

dolphin-associated fishery (Fishery 7) is not presented because constant effort was assumed for this fishery.

4.2. Assessment results

Before proceeding to the results, it is important to highlight the sensitivity of the results to the initial values. Two minima were found for the non-monotonic selectivity assessment: one occurred at very high biomass levels and low fishing mortality levels, and the other at levels similar to the monotonic selectivity assessment. The two results were achieved by starting at different initial values for the selectivity curves. The high biomass-low fishing mortality result was obtained with the initial values for the selectivity curves based on dome-shaped selectivity curves. This result was similar to those presented in 2001 (Maunder and Watters 2002a). The lower biomass-higher fishing mortality result was obtained with the initial values for the selectivity curves based on asymptotic selectivity curves. The lower biomass-higher fishing mortality result had a total log-likelihood that was about 25 units greater than the high-biomass-low fishing mortality result; therefore this result was used in the rest of this report.

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data for the 11 fisheries that catch skipjack tuna in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly. The 11 time series of skipjack 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 skipjack tuna caught by Fisheries 1-7 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 seven fisheries. (It should be recalled that the size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 8-11 are not included in this discussion.) The predicted size compositions for all the fisheries with size-composition data (Fisheries 1-7) are good (Figure 4.2). However, there is a tendency to overpredict the frequency of very small and very large fish. A description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3.

Estimates of growth differed from the prior. The growth rates were much higher for the first few age classes, but lower for the intermediate ages. For the greater ages, the mean lengths-at-age were highly constrained so that the mean length-at-age essentially equaled the prior.

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, (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change, and (3) this is only a preliminary analysis, and future modifications are likely.

4.2.1. Fishing mortality

The temporal trends in fishing mortality are similar between the two assessments (Figure 4.3 and Table A.1). There are two peaks in the fishing mortality rate, one prior to 1983 and the other in 1993-1994, corresponding to estimated increases in catchability (Figure 4.5). The fishing mortality is higher for the monotonic selectivity assessment than for the non-monotonic selectivity assessment. The average age-specific fishing mortality rates differ substantially between the two assessments (Figure 4.3). As would be expected, the monotonic selectivity assessment has fishing mortality increasing with age, while the non-monotonic selectivity assessment has fishing mortality decreasing for the older ages. This is a consequence of the selectivity curves (Figure 4.4), which are more dome-shaped for the non-monotonic assessment. The expansion of the floating-object fishery that started in 1993 appears to have increased the

fishing mortality rate on older skipjack, and, in the non-monotonic selectivity assessment, reduced the fishing mortality rates on younger skipjack.

4.2.2. Recruitment

There was no clear relationship between skipjack recruitment and the environmental variables (Figure 4.6). 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, the abundance of skipjack recruits appears to be unrelated to the biomass of spawners at the time of spawning. (Spawners are defined as female skipjack that are mature; see section 3.1.2) (Figure 4.6).

The estimated time series of skipjack 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 features of this time series is the very high variation in recruitment from month to month and the large recruitments to the fishery in 1983, 1994-95, and 1998-99. The analysis indicates that a group of very strong cohorts entered the fishery in 1998-99 and that these cohorts increased the biomass (Figure 4.9) and catches (Figure 2.2) during 1999 and 2000. There is also an indication the most recent recruitments are low, which may lead to lower biomasses and catches. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore very uncertain.

There is very little difference in the overall trends in recruitment between the two assessments, except that the non-monotonic selectivity assessment indicates much greater recruitment in 1998-99.

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of skipjack tuna that are one or more years old. The trends in the biomass of skipjack in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The biomass has been highly variable during the 1975-2001 period. The biomass was estimated to decline from 1975 to a very low level in 1982, and then increase rapidly to a peak in 1985. It then declined to a low level in 1994 before rapidly increasing in 1995, and stayed high until another rapid increase in late 1998 and in 1999. It has since declined to much lower levels. The temporal trends in biomass are similar for the two assessments, except that the peak in 1999 is about twice as high for the non-monotonic selectivity assessment compared to the monotonic selectivity assessment. The variation in biomass can be attributed mostly to changes in recruitment (Figure 4.9c and 4.9d), except that the low levels observed during the early 1980s were estimated to be due to high fishing mortality. The estimates of biomass are more than an order of magnitude less than those presented in the previous assessment (Maunder and Watters 2002a).

4.2.4. Average weights of fish in the catch

The overall average weights of the skipjack tuna caught in the EPO predicted by the analysis have been around 2-4 kg for most of the period from 1975 to 2001, and are similar among fisheries (Figure 4.10). However, average weight was consistently lower in the early 1980s, when the fishing mortality rate was estimated to be high.

4.3. Comparisons to external data sources

Tagging data for 1980 and 1981 were used to estimate the fishing mortality rate. The estimated monthly rates of total mortality, using the method of Robson and Chapman (1961), are 0.53 and 0.55, respectively. These estimates include natural and fishing mortality: removing a factor of 0.14 for natural mortality gives estimates of fishing mortality of 0.39 and 0.41. These are likely to be overestimates, as the tagging

was conducted in a limited area where most of the catch was taken and are therefore measures of the localized exploitation rate. These estimates also include losses due to emigration, long-term tag loss, and long-term tagging mortality. The average monthly estimates of fishing mortality from the stock assessment model for 1980 and 1981 are 0.12 and 0.3-0.4 for ages 9-20 and 21+ (Table A.1). Bayliff (1976) analyzed earlier tagging data (1950-1973) and found a range of total monthly mortality rates from around 0.3 to 1.0. This indicates that the stock assessment results are somewhat consistent with the tagging data.

4.4. Sensitivity to assumptions

No additional sensitivity analyses were conducted in 2002.

4.5. Summary of the results from the assessment model

The recruitment of skipjack tuna to the fisheries in the EPO is variable. Fishing mortality is estimated to be about the same or less than the rate of natural mortality. These levels are supported by estimates from tagging data. Biomass fluctuates mainly in response to the variations in recruitment, except for the low biomass levels in the early 1980s that were estimated to be a consequence of high fishing mortality rates.

The analysis indicates that a group of very strong cohorts entered the fishery in 1998-99, and that these cohorts increased the biomass and catches during 1999 and 2000. There is also an indication the most recent recruitments are low, which may lead to lower biomasses and catches. However, these estimates of low recruitment are based on limited information, and are therefore uncertain.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of skipjack tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and AMSY.

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fishing 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. Possible candidates for reference points are:

1. S_{AMSY} as a target reference point;
2. F_{MSY} as a limit reference point;
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the model time frame, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past (*e.g.* the levels estimated in the early 1980s). Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The 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, termed the “spawning biomass ratio” (SBR), is described by Maunder and Watters (2001). 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 monthly SBR_t for skipjack in the EPO have been computed for every month represented in the stock assessment model (the first month of 1975 to the first month of 2002). 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 expected from an unexploited population. Unfortunately, the SBR level that would give rise to AMSY (SBR_{AMSY}) cannot be estimated for skipjack, as is discussed in section 5.3, so it is not possible to relate the SBR to the SBR_{AMSY} .

At the beginning of 2002, the spawning stock of skipjack tuna in the EPO was considerably reduced. The estimate of SBR at this time was about 0.23, with lower and upper 95% confidence limits of 0.16 and 0.30.

A time series of SBR estimates for skipjack tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. The SBR has been below the average unexploited level for most of the period 1975 to 2001, except for the peak in 1999.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Estimates based on yield-per-recruit calculations indicate that the critical age for skipjack is less than the age at recruitment to the fishery. This indicates that the maximum yield per recruit is achieved with an infinite fishing mortality. The yield-per-recruit calculations depend on estimates of growth and natural mortality, which are both uncertain.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

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. AMSY calculations are described by Maunder and Watters (2001). The calculations are changed from Maunder and Watters (2001) to include the Beverton-Holt stock-recruitment relationship where applicable.

The current assessment assumes that there is no stock-recruitment relationship for skipjack tuna, so the relative yield curve is equal to the relative yield-per-recruit curve. Therefore, AMSY is achieved by an infinite fishing mortality (Section 5.2). As this is not achievable in reality, no quantities based on AMSY are presented.

5.4. Summary of stock status

There is a large amount of variation in SBR for skipjack tuna in the EPO. In 2002 the SBR is at a low level (about 0.23). Estimates based on AMSY and yield-per-recruit indicate that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural

mortality and growth.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

Historical biomass of skipjack tuna has been driven mainly by fluctuations in recruitment, so future projections will also be determined by recruitment. This is particularly true for short-lived species like skipjack. For this reason, no projections of future biomass are provided.

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 skipjack tuna in the EPO. New data collected during 2002 and updated data for 2001 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.

The IATTC staff intends to continue developing the assessment for skipjack.

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 skipjack tuna in the EPO. The staff also intends to reinvestigate indices of skipjack 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.

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

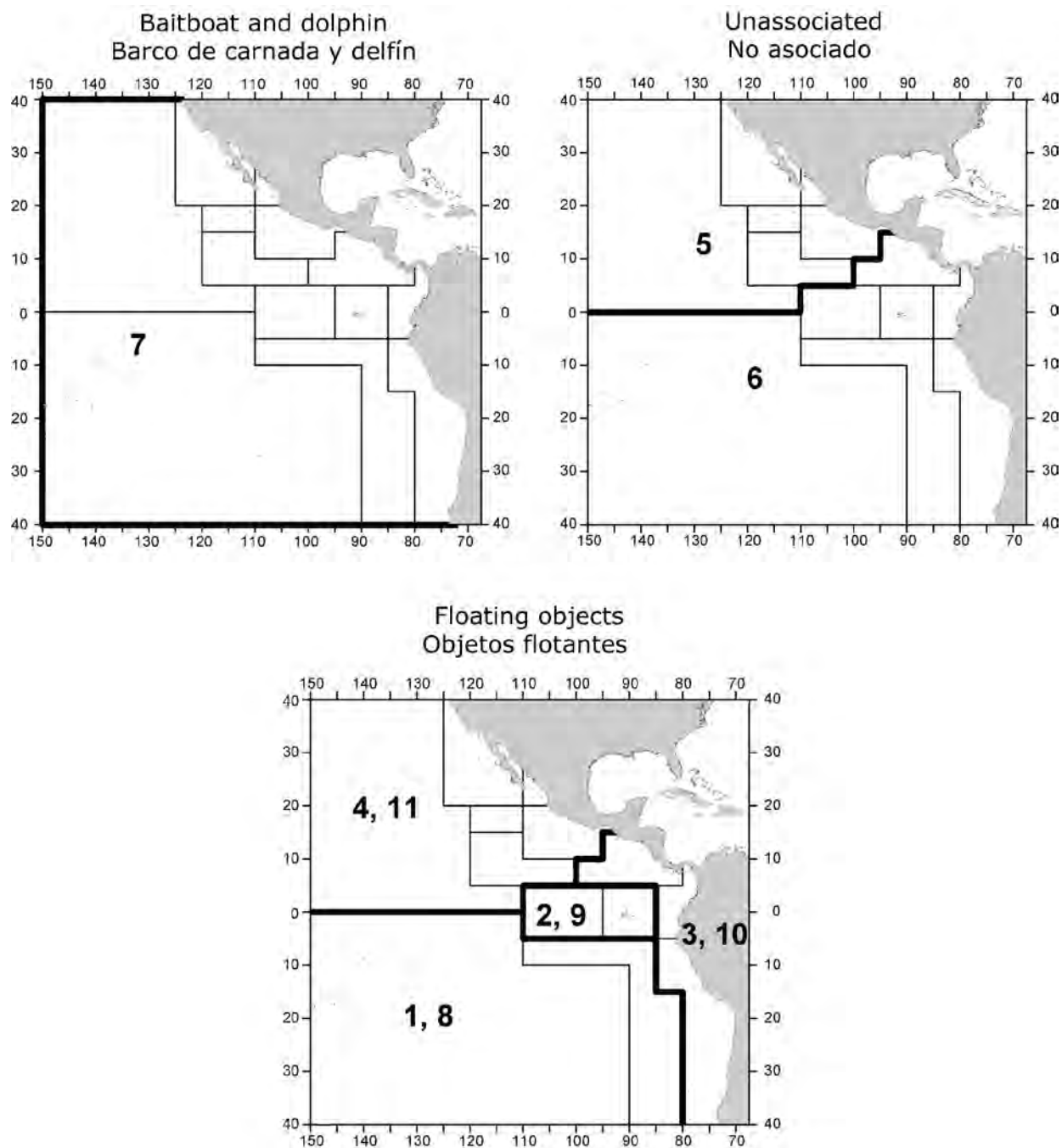


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

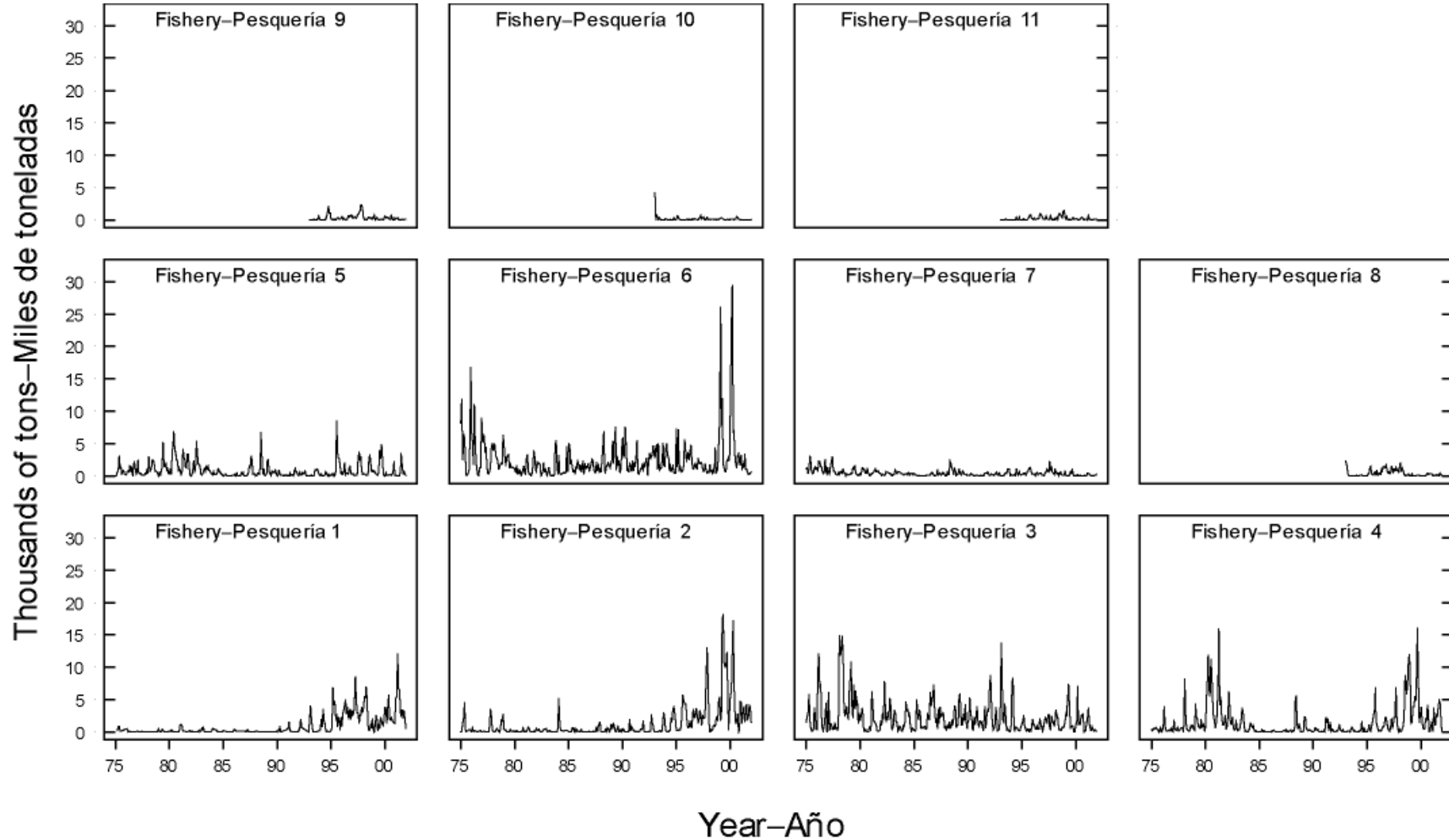


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a monthly basis, there are 12 observations of catch for each year.

FIGURA 2.2. Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por mes, hay 12 observaciones de captura para cada año.

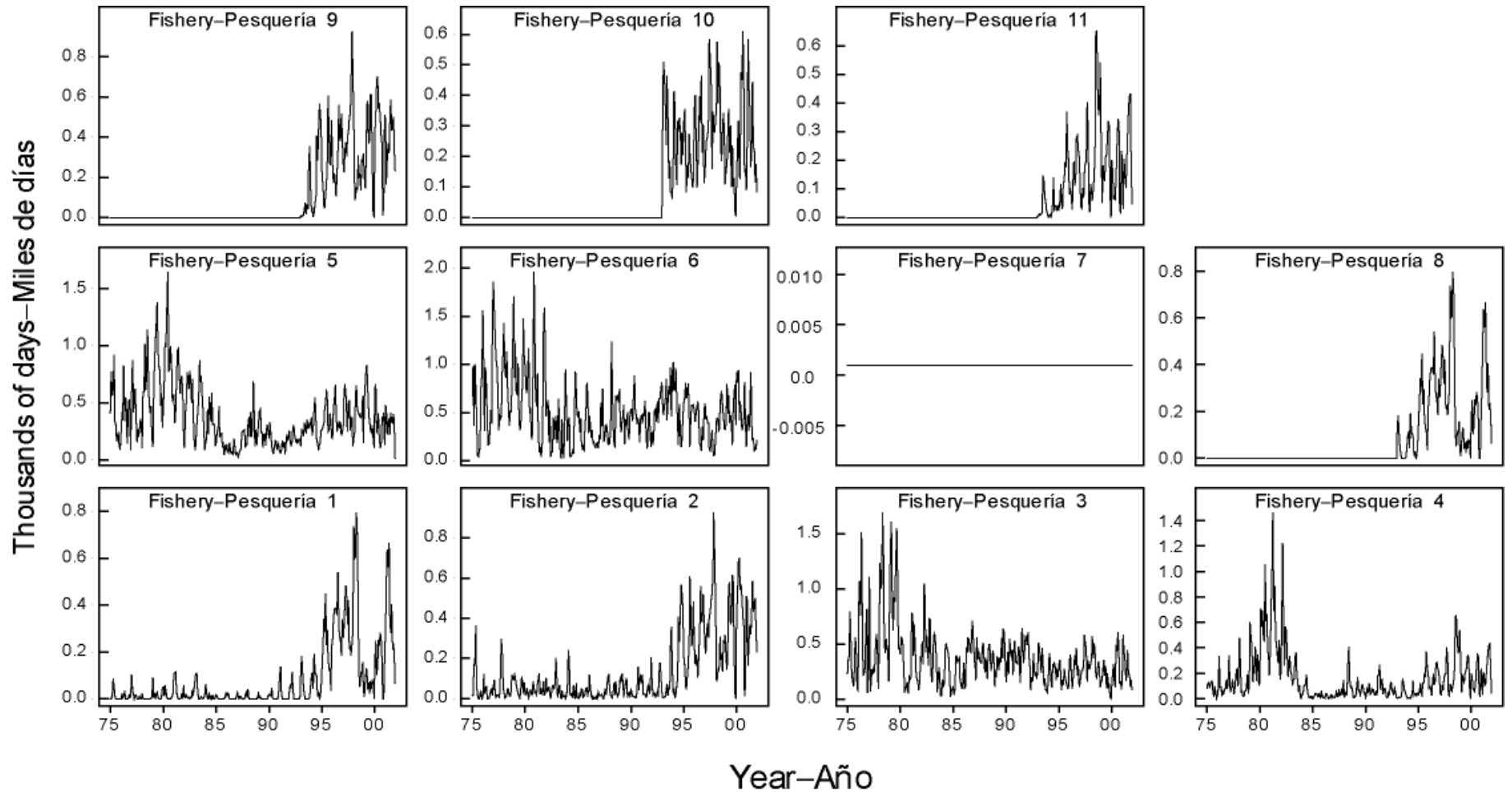


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a monthly basis, there are 12 observations of effort for each year. Constant effort was assumed for Fishery 7.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por mes, hay 12 observaciones de esfuerzo para cada año. Se supuso un esfuerzo constante para la Pesquería 7.

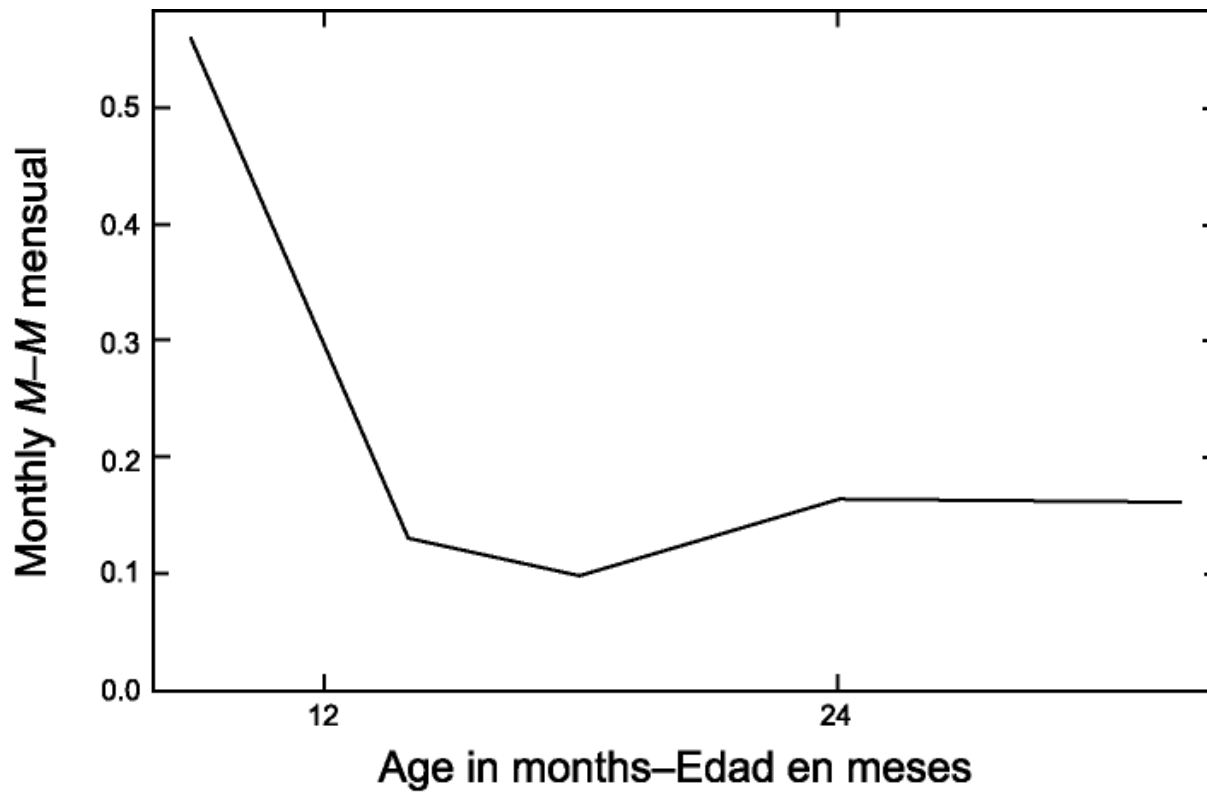


FIGURE 3.1. Natural mortality (M) rates, at monthly intervals, used for the assessment of skipjack tuna in the EPO.

FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (M), a intervalos mensuales, usadas para la evaluación del atún barrilete en el OPO.

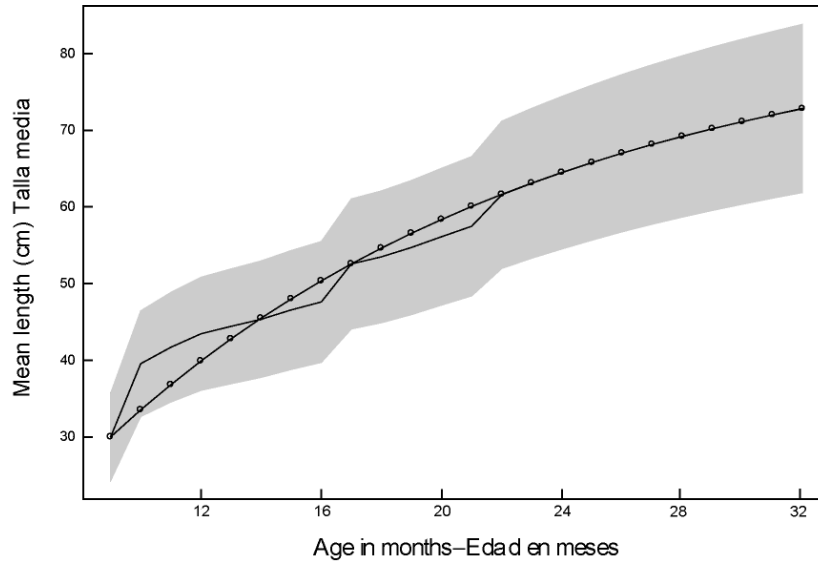


FIGURE 3.2a. Growth curve used for the non-monotonic selectivity assessment of skipjack tuna in the EPO. The shaded area represents the variance of length-at-age (plus and minus two standard deviations) and the smooth curve is the prior.

FIGURA 3.2a. Curva de crecimiento usada para la evaluación de selectividad no monotónica del atún barrilete en el OPO. La zona sombreada representa la varianza de la talla a edad (más y menos dos desviaciones estándar).

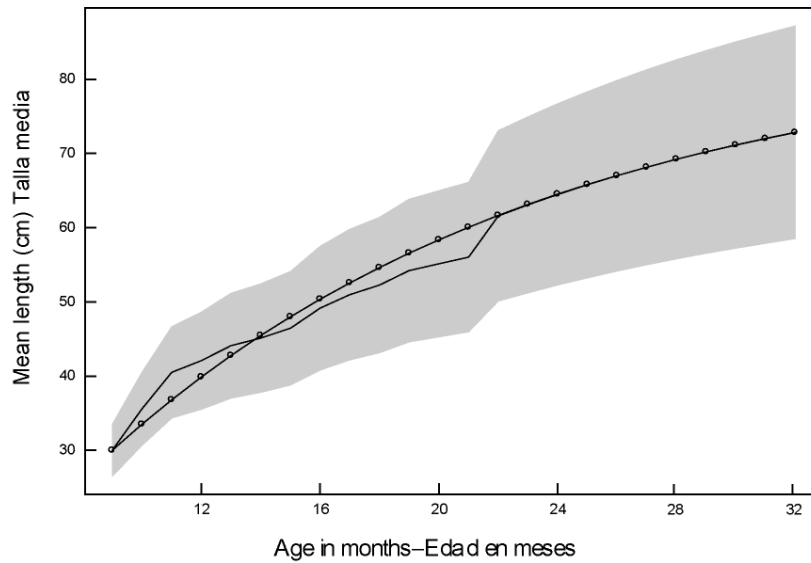


FIGURE 3.2b. Growth curve used for the monotonic selectivity assessment of skipjack tuna in the EPO. The shaded area represents the variance of length-at-age (plus and minus two standard deviations) and the smooth curve is the prior.

FIGURA 3.2b. Curva de crecimiento usada para la evaluación de selectividad monotónica del atún barrilete en el OPO. La zona sombreada representa la varianza de la talla a edad (más y menos dos desviaciones estándar).

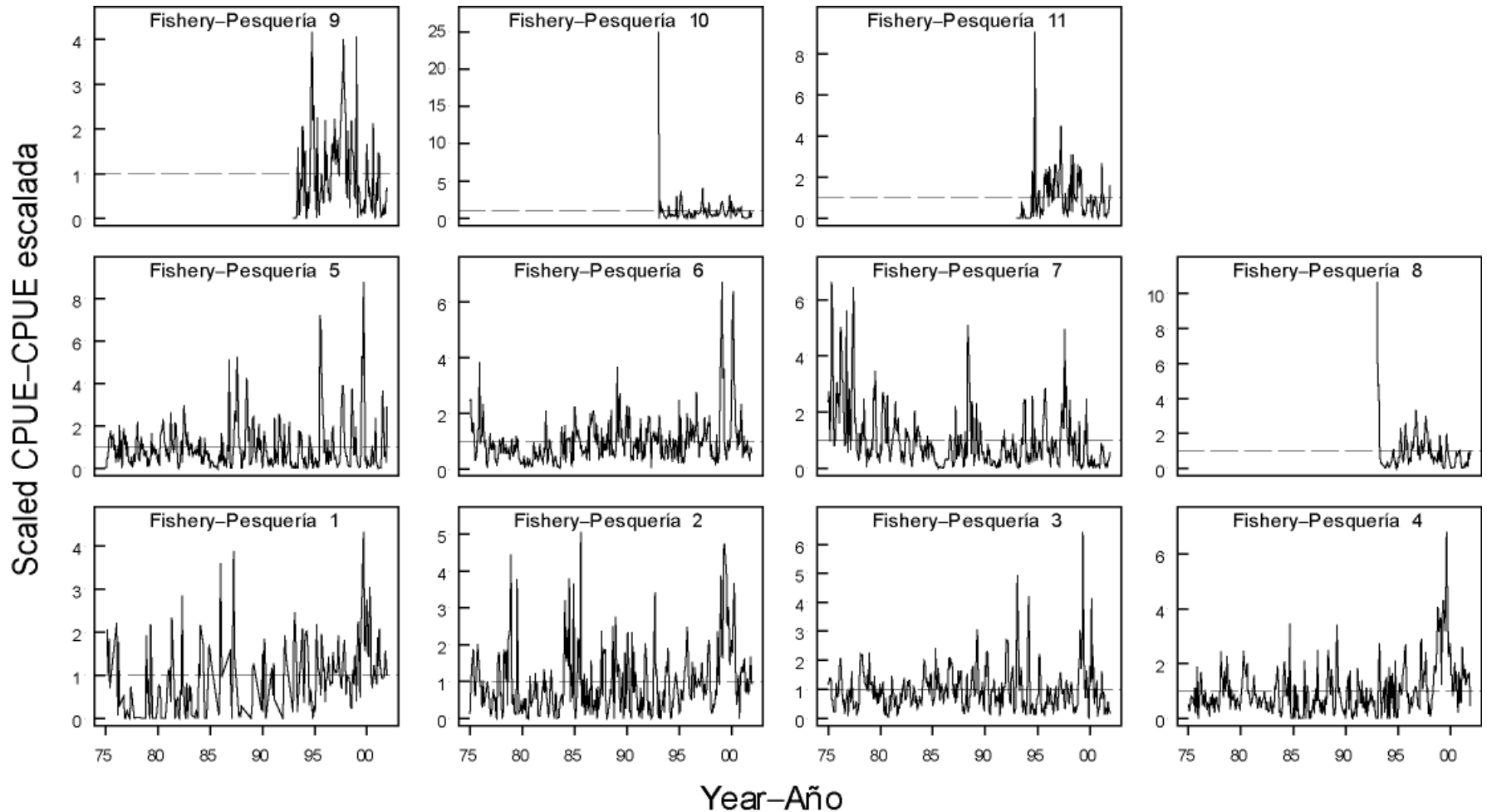


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a monthly basis, there are 12 observations of CPUE for each year. The CPUEs are in kilograms per day fished. The data are adjusted so that the mean of each time 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 barrilete en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por mes, hay 12 observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE en kilogramos por día de pesca. 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.

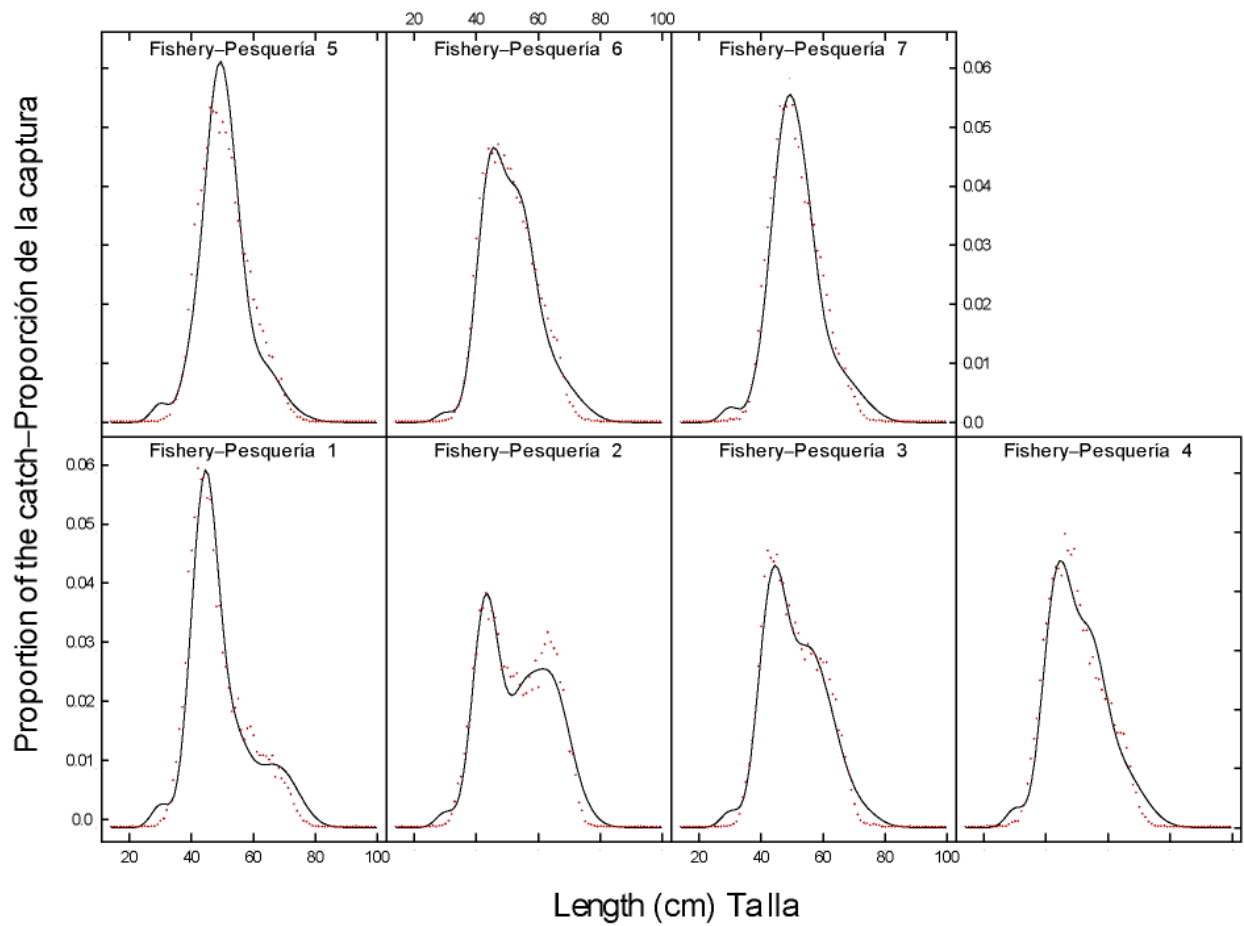


FIGURE 4.2a. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries for the non-monotonic selectivity assessment.

FIGURA 4.2a. Composición media por tamaño observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para evaluación de selectividad no monotónica.

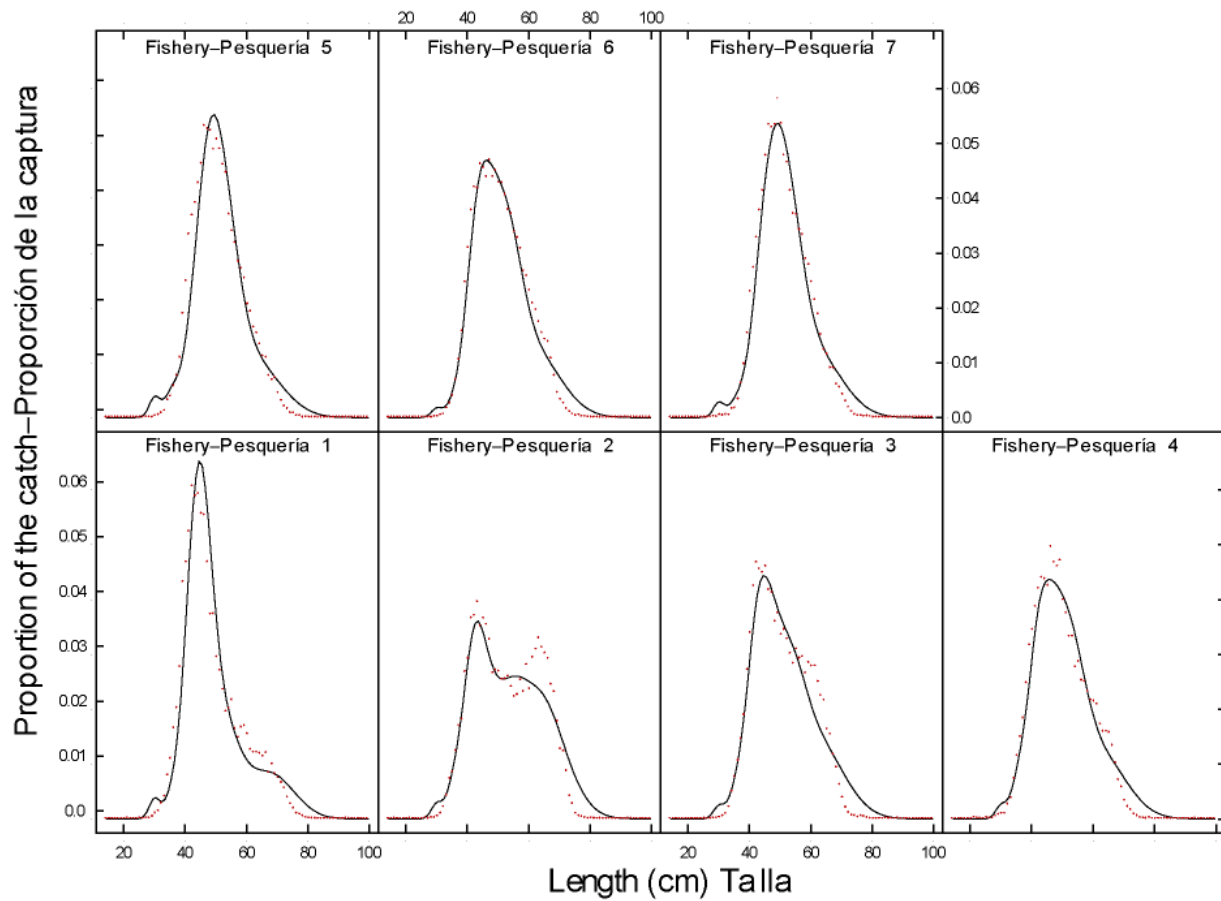


FIGURE 4.2b. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries for the monotonic selectivity assessment.

FIGURA 4.2b. Composición media por tamaño observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de selectividad monotónica.

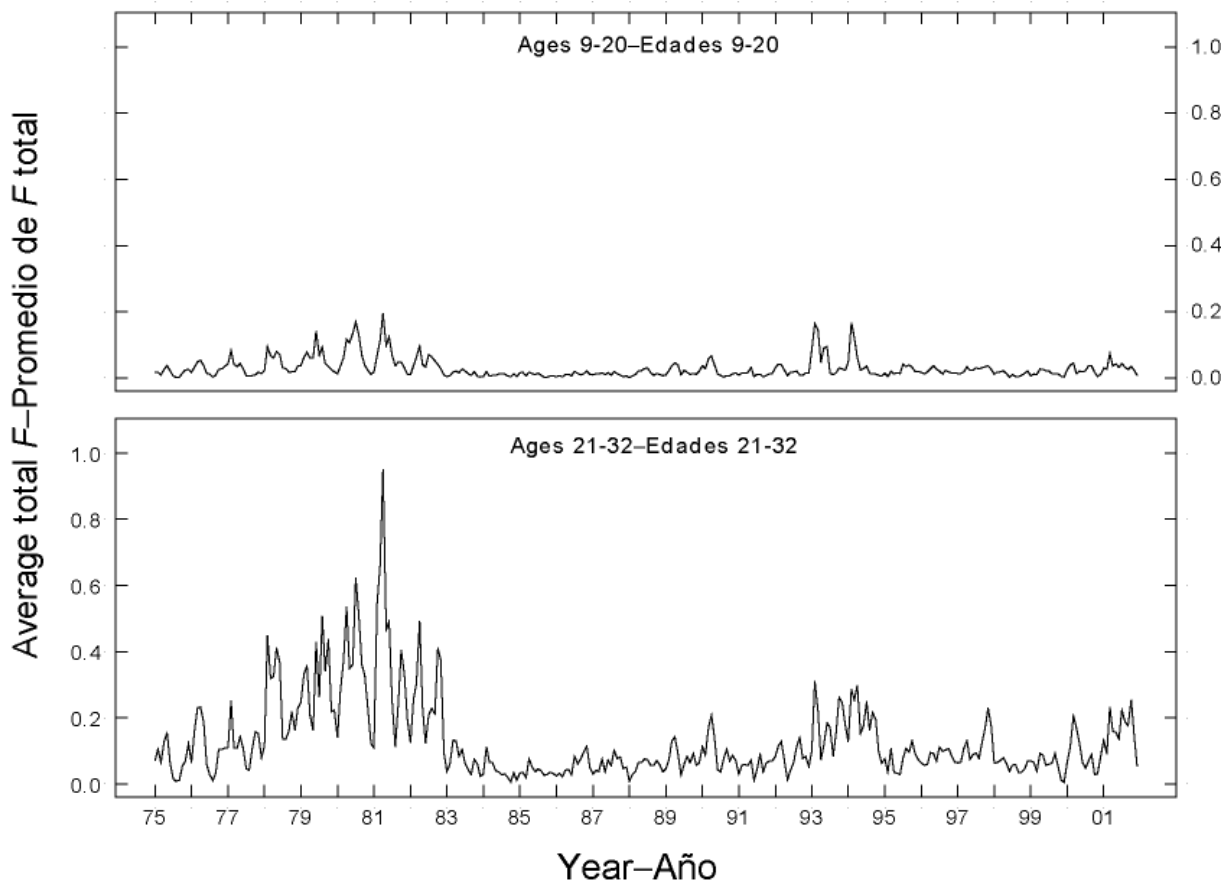


FIGURE 4.3a. Time series of average total monthly fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment. Each panel illustrates an average of 12 monthly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 9-20 months old.

FIGURA 4.3a. Series de tiempo de la mortalidad por pesca mensual total media de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica. Cada recuadro ilustra un promedio de 12 vectores mensuales 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 es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 9 y 20 meses de edad.

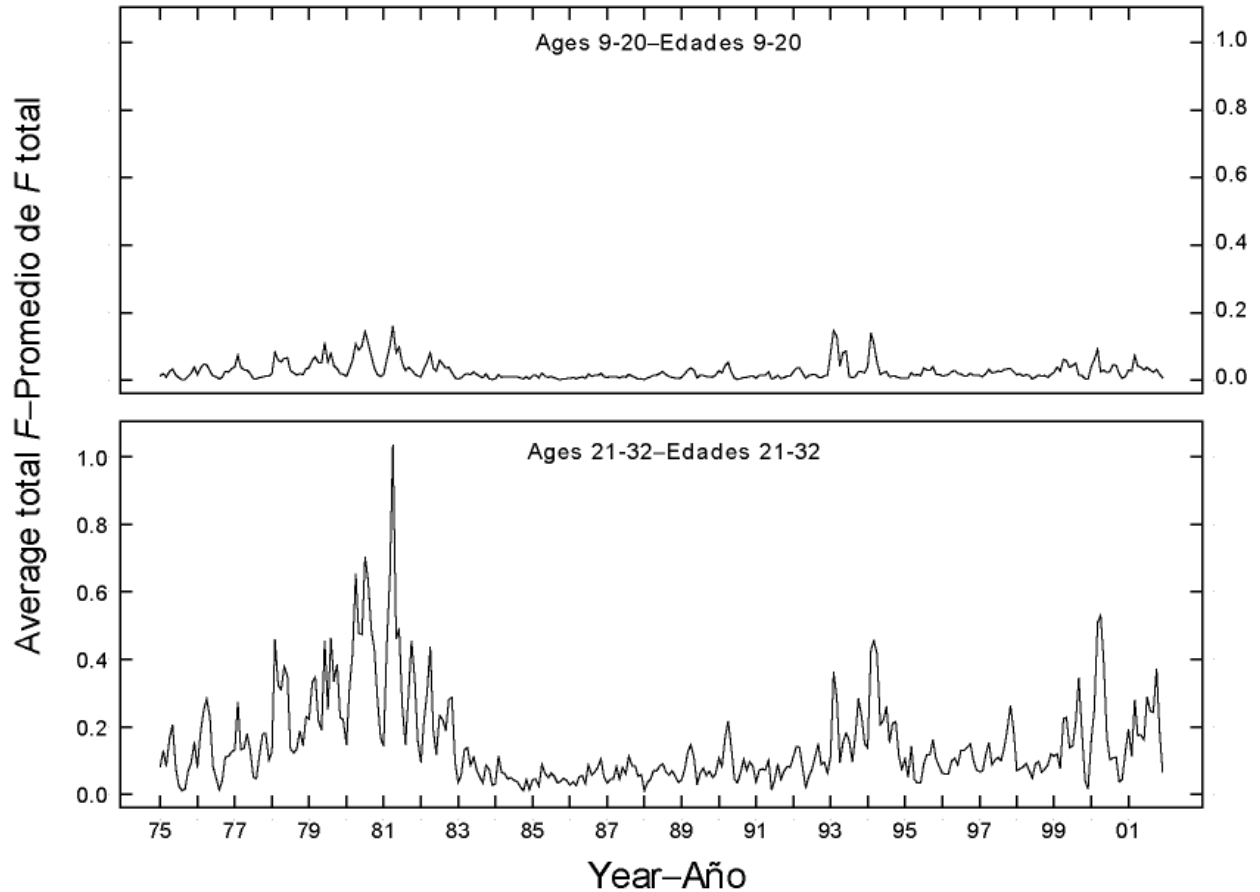


FIGURE 4.3b. Time series of average total monthly fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from the monotonic selectivity assessment. Each panel illustrates an average of 12 monthly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 9-20 months old.

FIGURA 4.3b. Series de tiempo de la mortalidad por pesca mensual total media de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad monotónica. Cada recuadro ilustra un promedio de 12 vectores mensuales 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 es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 9 y 20 meses de edad.



FIGURE 4.3c. Average age-specific fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment. The estimates are separated into before and after the expansion of the floating-object fisheries.

FIGURA 4.3c. Mortalidad por pesca media por edad de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica. Se separan las estimaciones en antes y después de la expansión de las pesquerías de objetos flotantes.

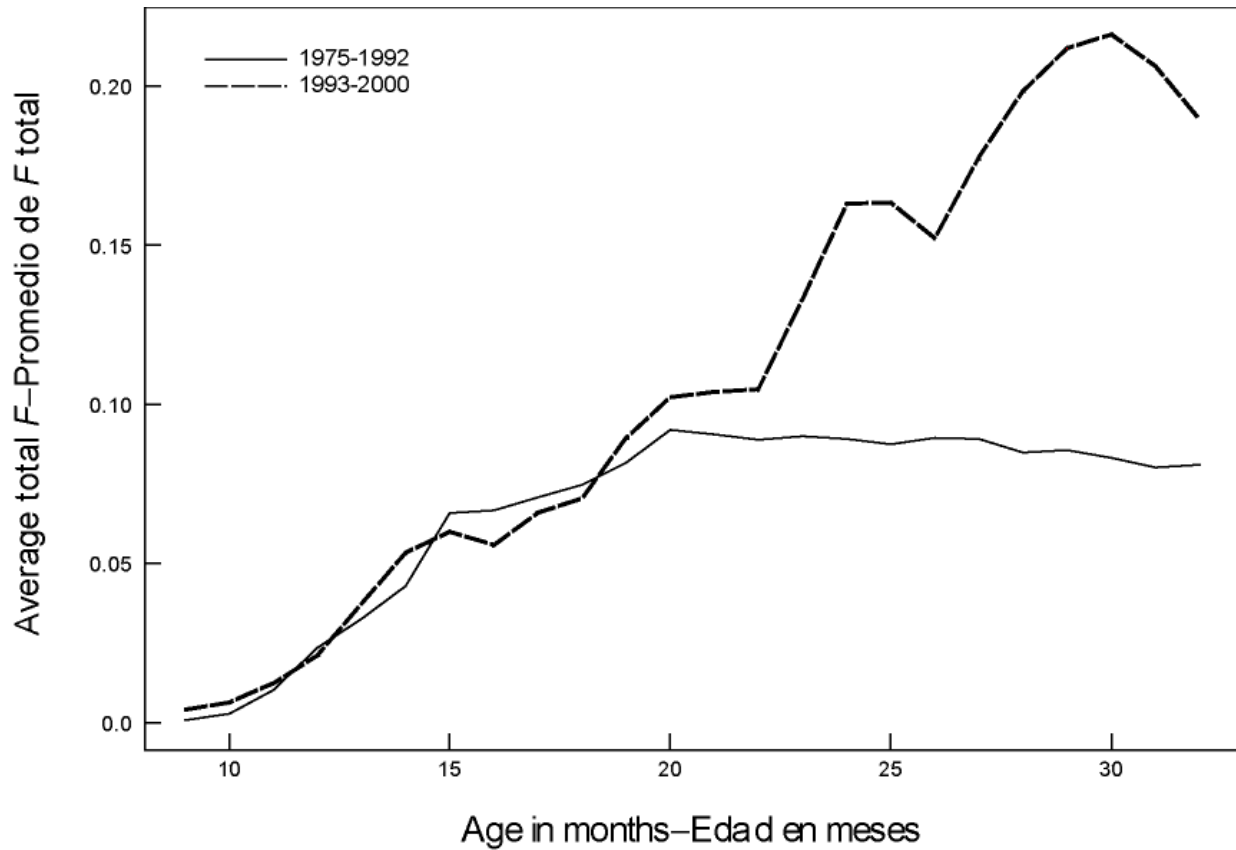


FIGURE 4.3d. Average age-specific fishing mortality of skipjack tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, from the monotonic selectivity assessment. The estimates are separated into before and after the expansion of the floating-object fisheries.

FIGURA 4.3d. Mortalidad por pesca media por edad de atún barrilete reclutado a las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad monótonica. Se separan las estimaciones en antes y después de la expansión de las pesquerías de objetos flotantes.

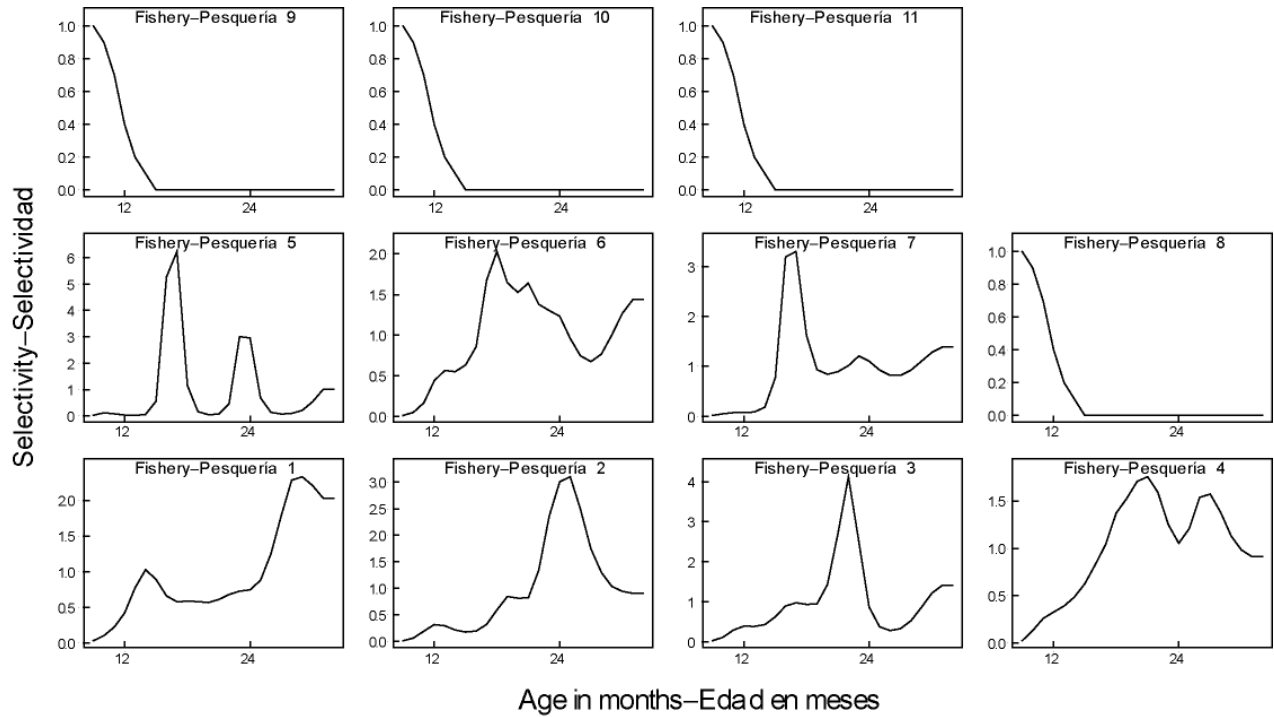


FIGURE 4.4a. Selectivity curves for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment. The curves for Fisheries 1-7 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 8-11 are based on assumptions.

FIGURA 4.4a. Curvas de selectividad para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1-7 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 8-11 se basan en supuestos.

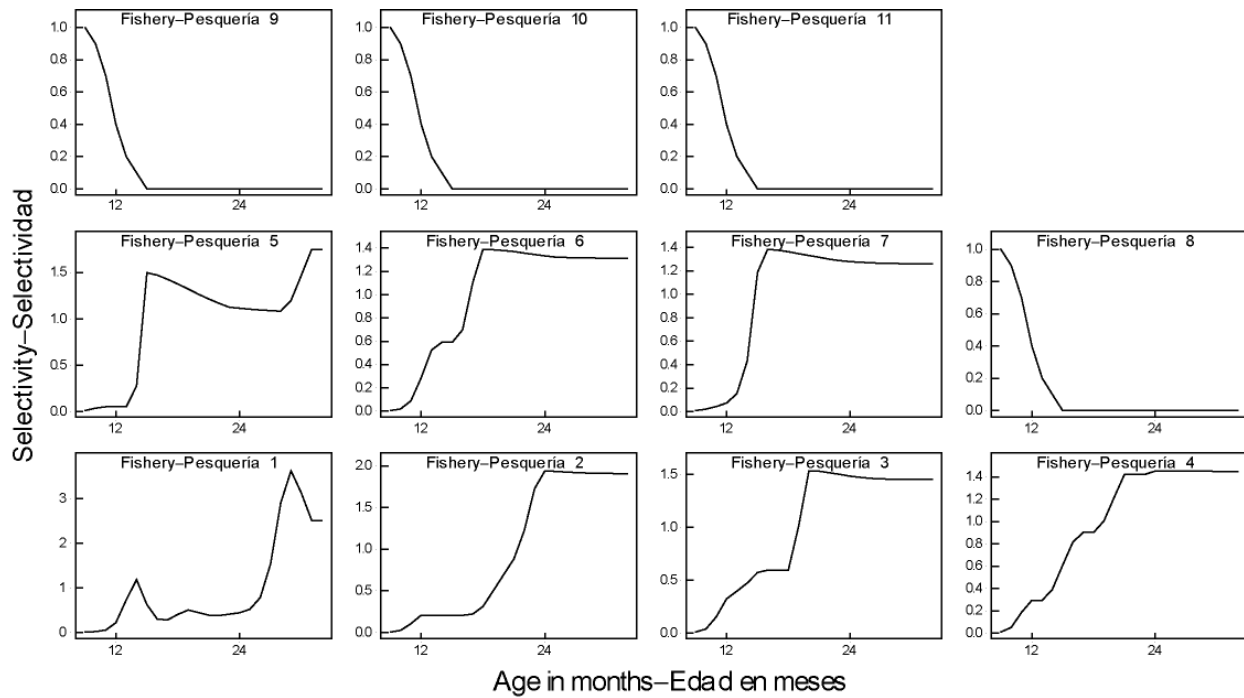


FIGURE 4.4b. Selectivity curves for the 11 fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from the monotonic selectivity assessment. The curves for Fisheries 1-7 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 8-11 are based on assumptions.

FIGURA 4.4b. Curvas de selectividad para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad monotónica. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1-7 con el método A-SCALA; las de la Pesquerías 8-11 se basan en supuestos.

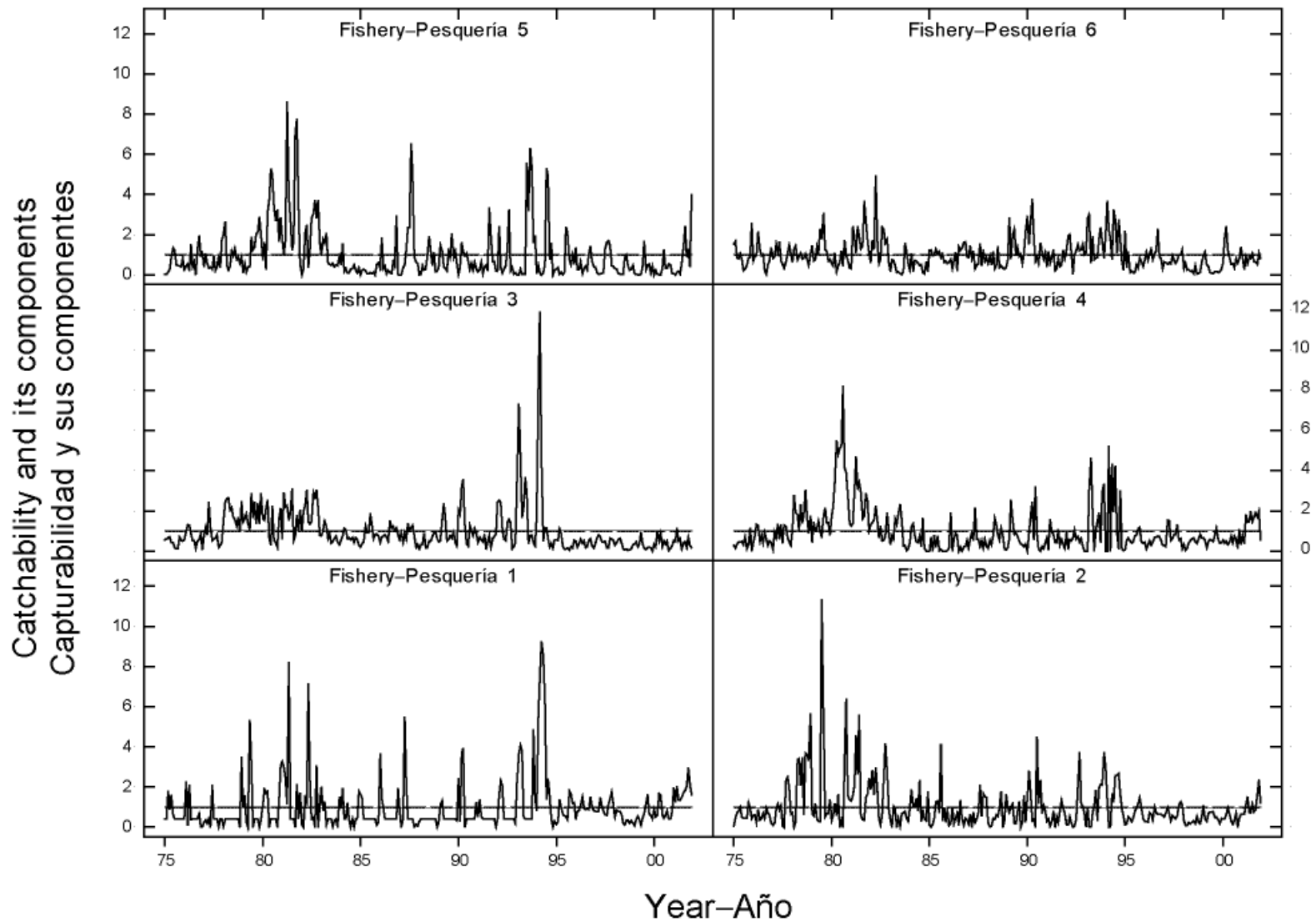


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the six main fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment.

FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las seis pesquerías principales que capturan atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica.

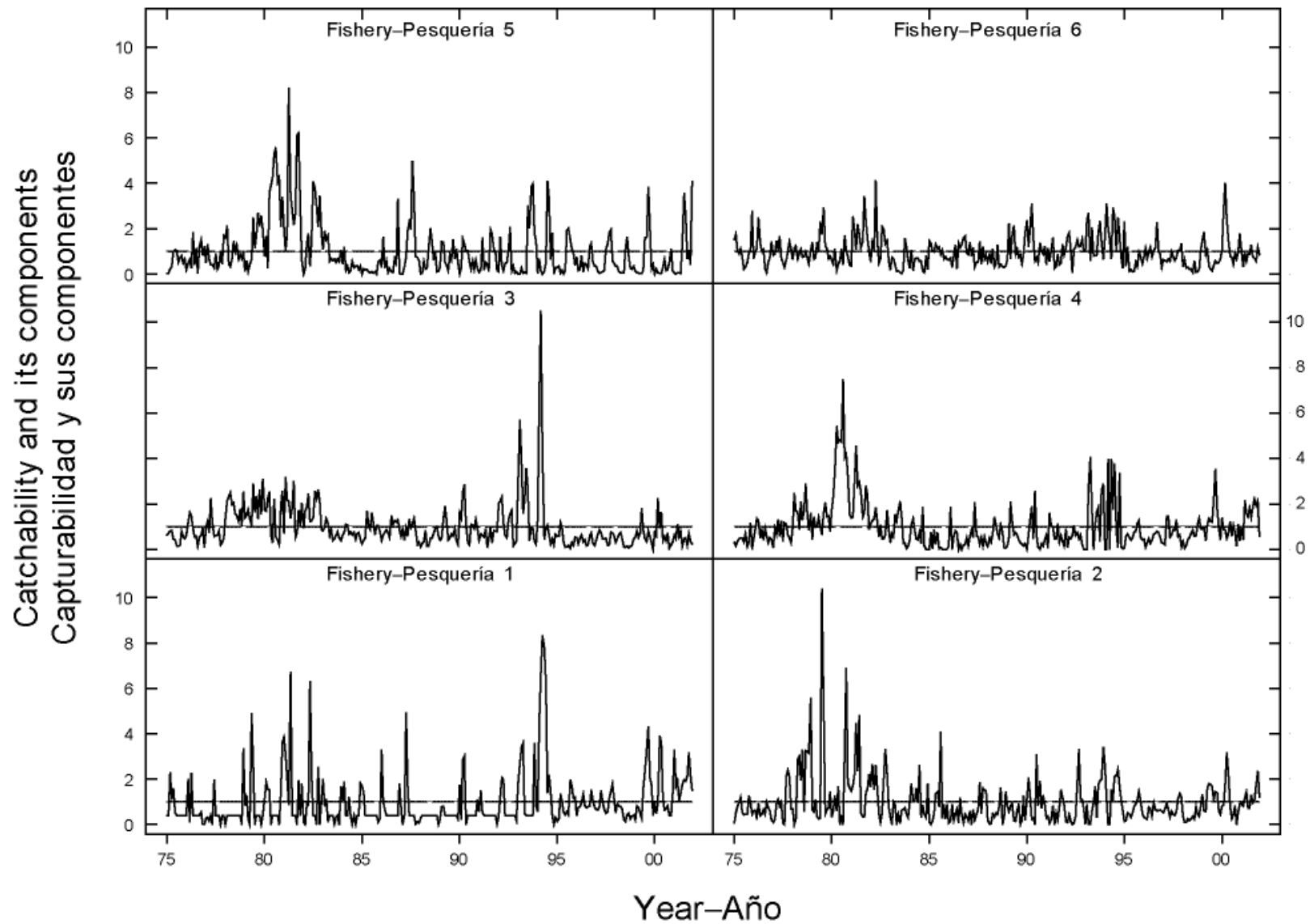


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the six main fisheries that take skipjack tuna in the EPO, from the monotonic selectivity assessment.
FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (q) para las seis pesquerías principales que capturan atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad monotónica.

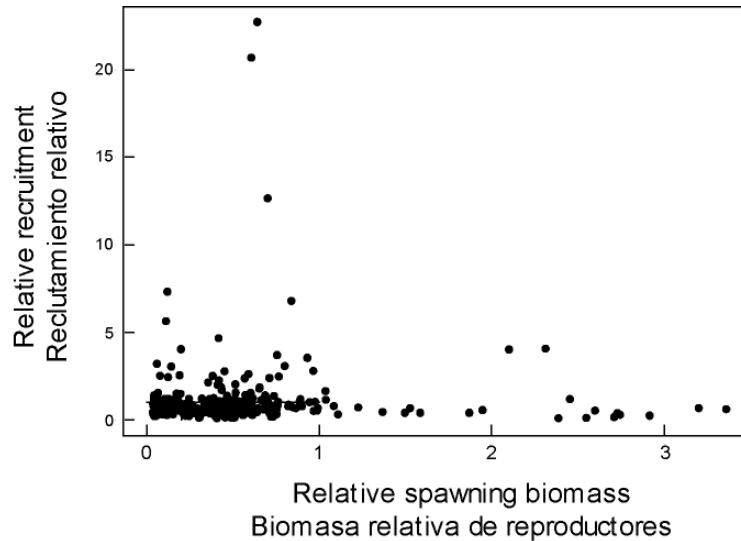


FIGURE 4.6a. Estimated relationships between recruitment of skipjack tuna and spawning biomass from the non-monotonic selectivity assessment. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6a. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún barrilete y la biomasa reproductora, de la evaluación de selectividad no monotónica. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora no explotada media equivalga a 1,0.

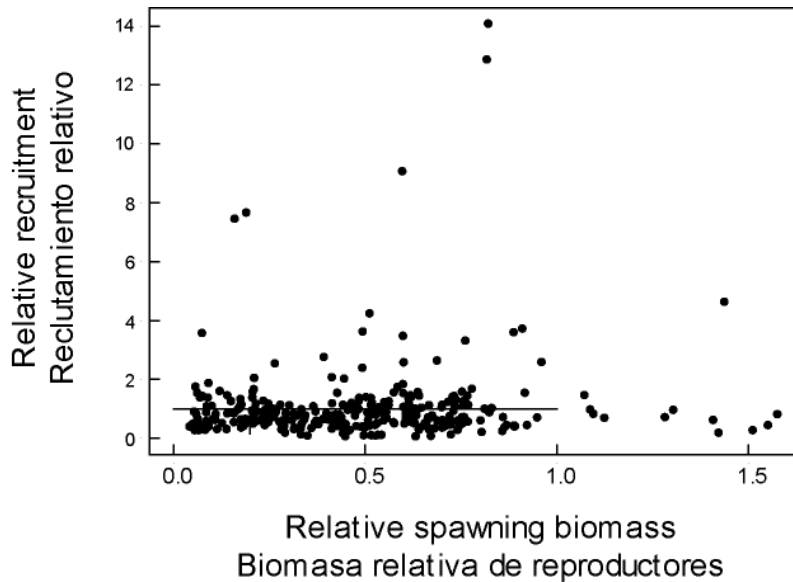


FIGURE 4.6b. Estimated relationships between recruitment of skipjack tuna and spawning biomass from the monotonic selectivity assessment. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6b. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún barrilete y la biomasa reproductora, de la evaluación de selectividad monotónica. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora no explotada media equivalga a 1,0.

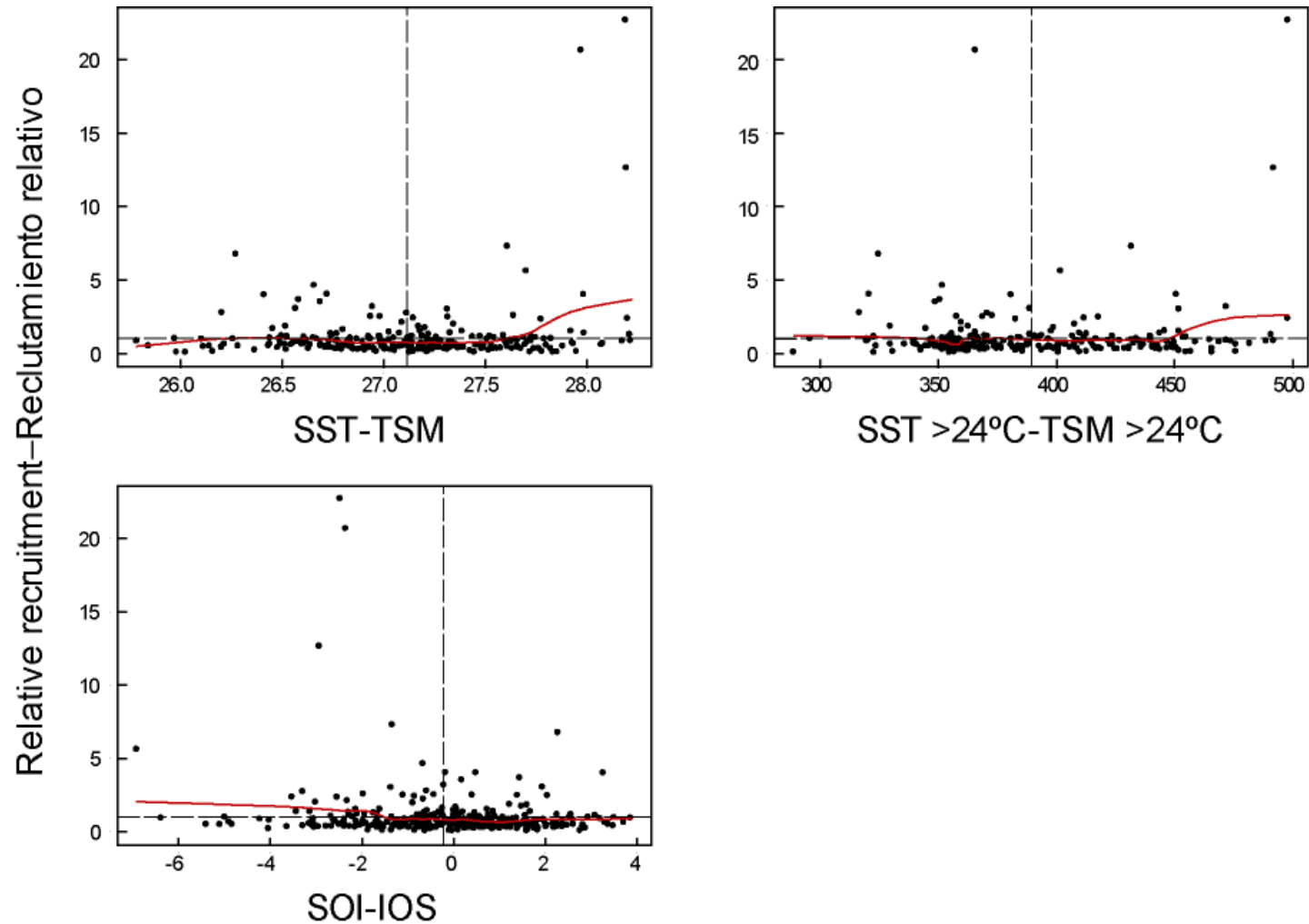


FIGURE 4.6c. Estimated relationships between recruitment of skipjack tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching for the non-monotonic selectivity assessment. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The dashed reference lines indicate the averages. The solid curve is a loess smoother.

FIGURA 4.6c. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún barrilete y anomalías de las TSM en el momento supuesto de cría, de la evaluación de selectividad no monotónica. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. Las líneas de referencia de trazos señalan los promedios. La curva sólida es un suavizador que usa regresiones con ponderación local.

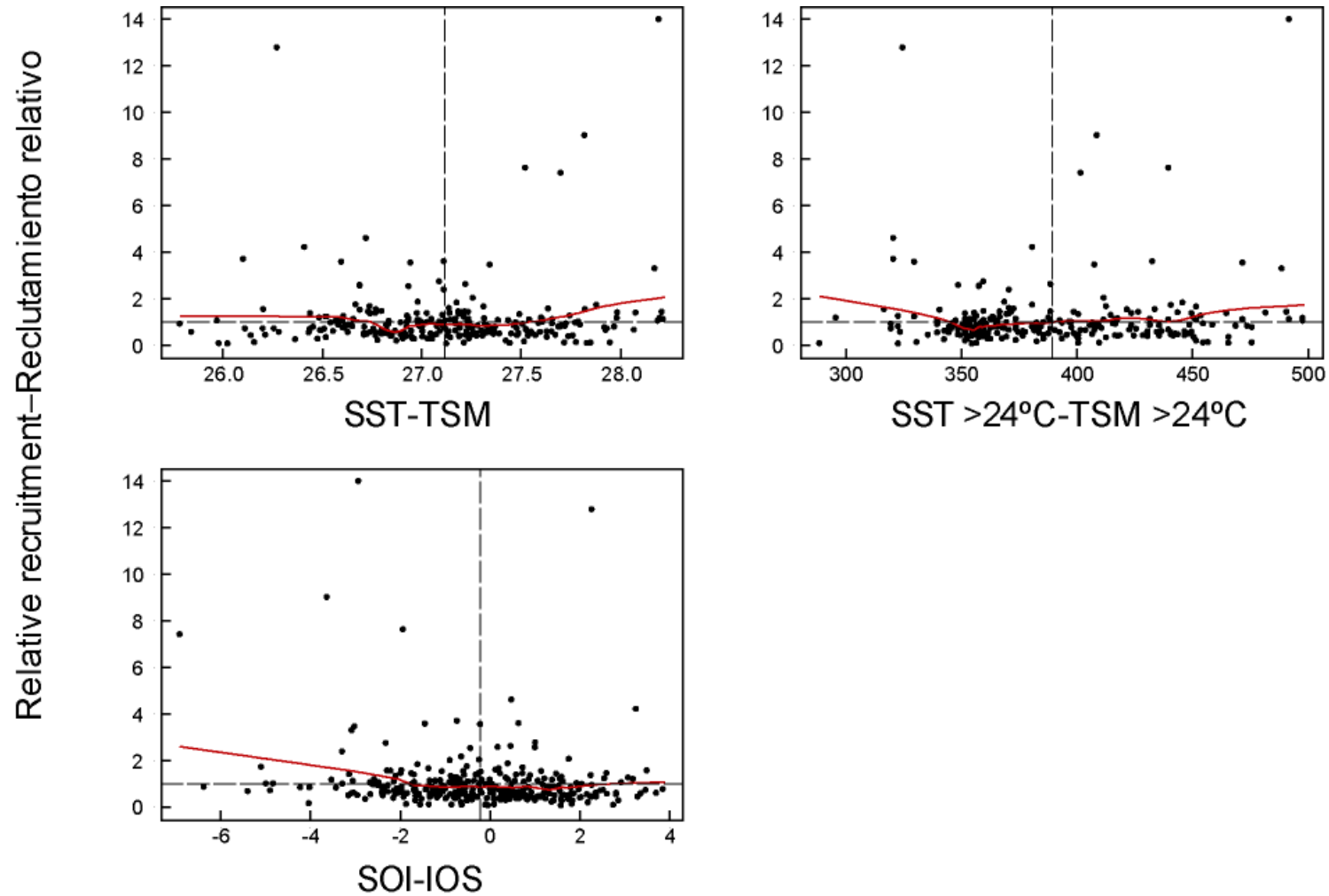


FIGURE 4.6d. Estimated relationships between recruitment of skipjack tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching for the monotonic selectivity assessment. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The dashed reference lines indicate the averages. The solid curve is a loess smoother.

FIGURA 4.6d. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún barrilete y anomalías de las TSM en el momento supuesto de cría, de la evaluación de selectividad monotónica. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. Las líneas de referencia de trazos señalan los promedios. La curva sólida es un suavizador que usa regresiones con ponderación local.

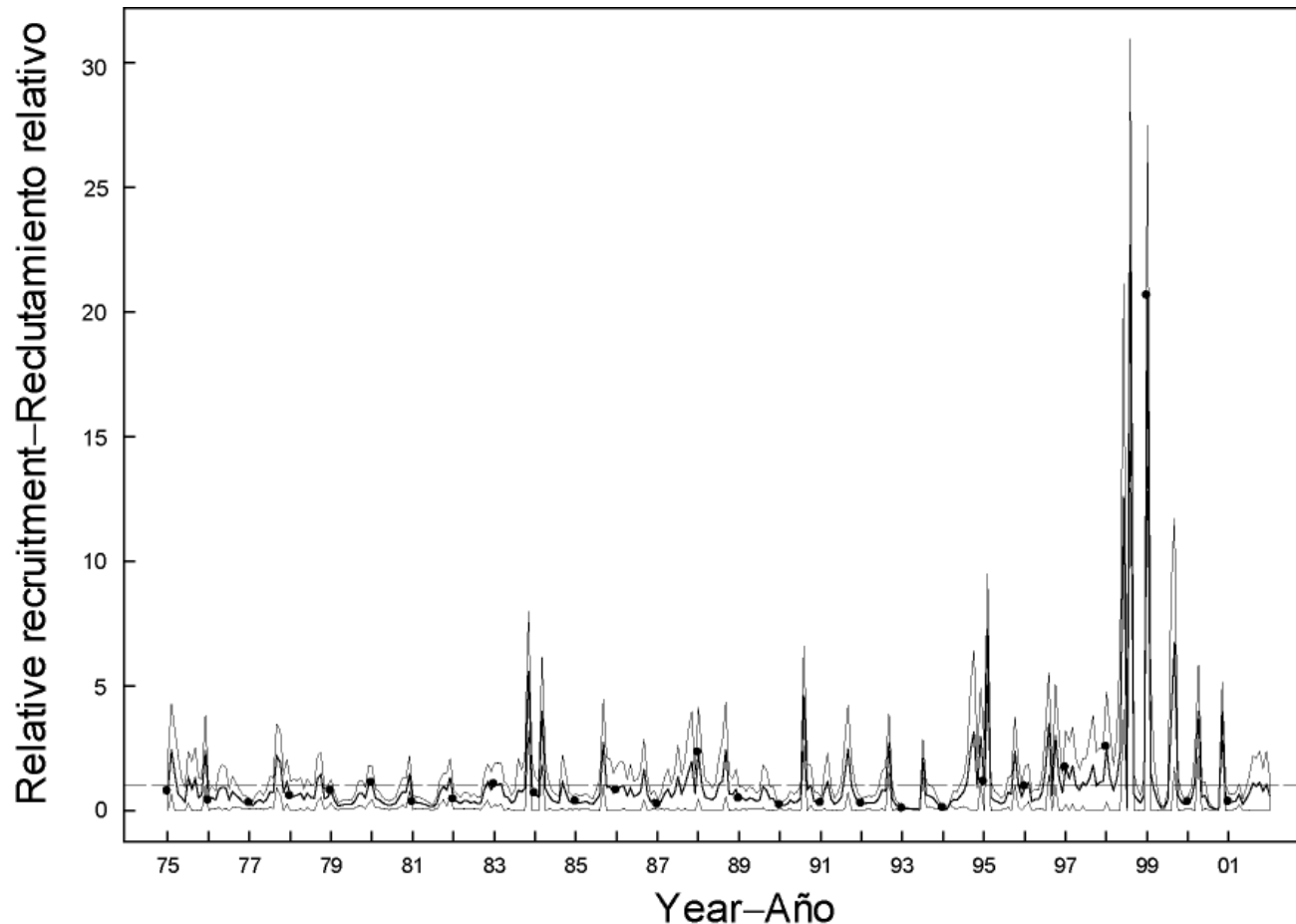


FIGURE 4.7a. Estimated recruitment of skipjack tuna to the fisheries of the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The solid line illustrates the maximum-likelihood estimates, and the dashed line the 95% confidence intervals. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7a. Reclutamiento estimado de atún barrilete a las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea sólida ilustra las estimaciones de probabilidad máxima, y la línea de trazos los intervalos de confianza de 95%. 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 meses, hay 12 estimaciones de reclutamiento para cada año.

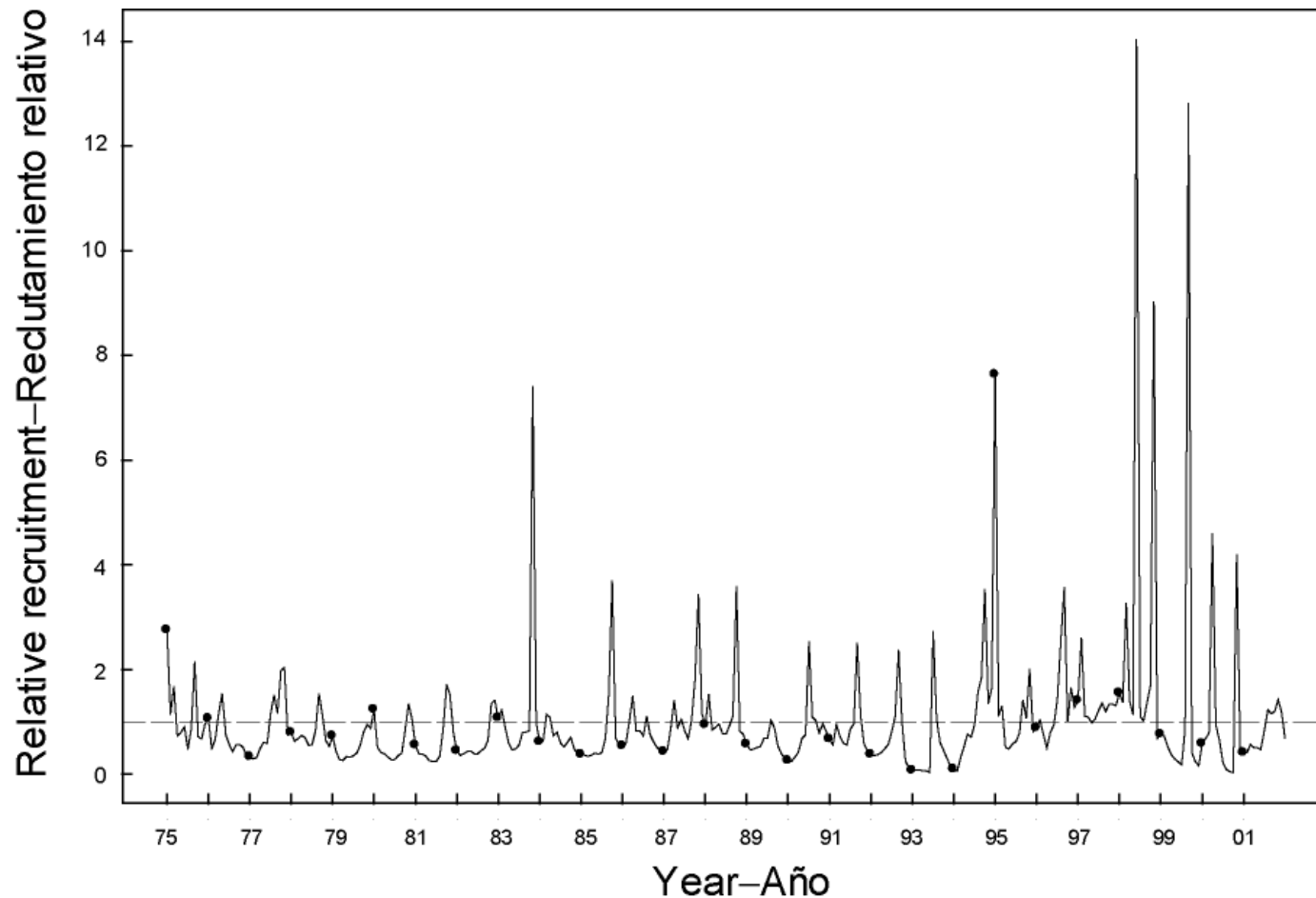


FIGURE 4.7b. Estimated recruitment of skipjack tuna to the fisheries of the EPO from the monotonic selectivity assessment. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The solid line illustrates the maximum-likelihood estimates of recruitment, and the dashed lines the 95% confidence intervals. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7b. Reclutamiento estimado de atún barrilete a las pesquerías del OPO, de la Evaluación 2. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea sólida ilustra las estimaciones de probabilidad máxima del reclutamiento, y la línea de trazos los intervalos de confianza de 95%. 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 meses, hay 12 estimaciones de reclutamiento para cada año.

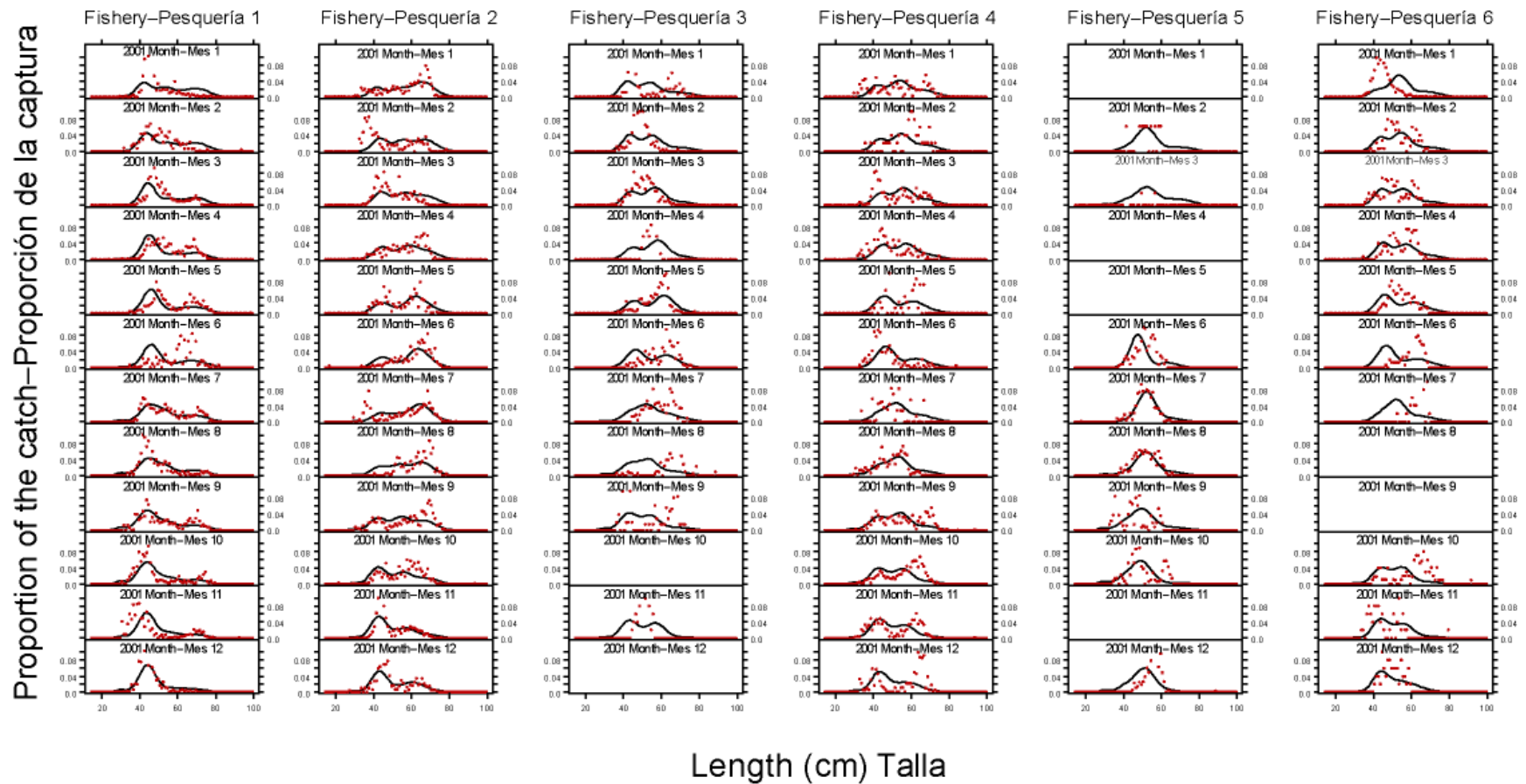


FIGURE 4.8a. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take skipjack tuna in association with floating objects and unassociated schools, from the nonmonotonic selectivity assessment.

FIGURA 4.8a. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún barrilete en asociación con objetos flotantes y no asociado, de la evaluación de selectividad no monotónica.

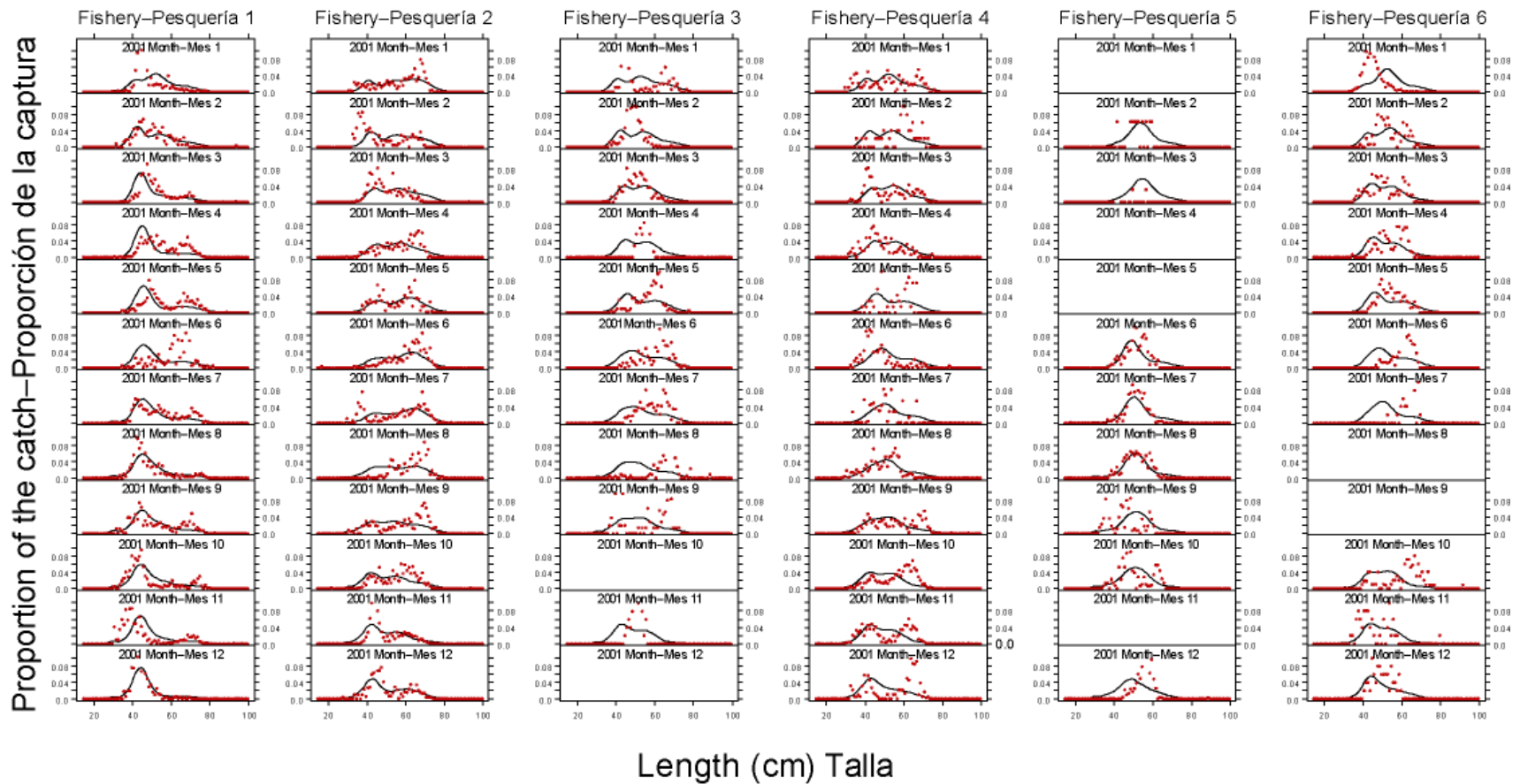


FIGURE 4.8b. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take skipjack tuna in association with floating objects and unassociated schools, from the monotonic selectivity assessment.
FIGURA 4.8b. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún barrilete en asociación con objetos flotantes y no asociado, de la evaluación de selectividad monotónica.

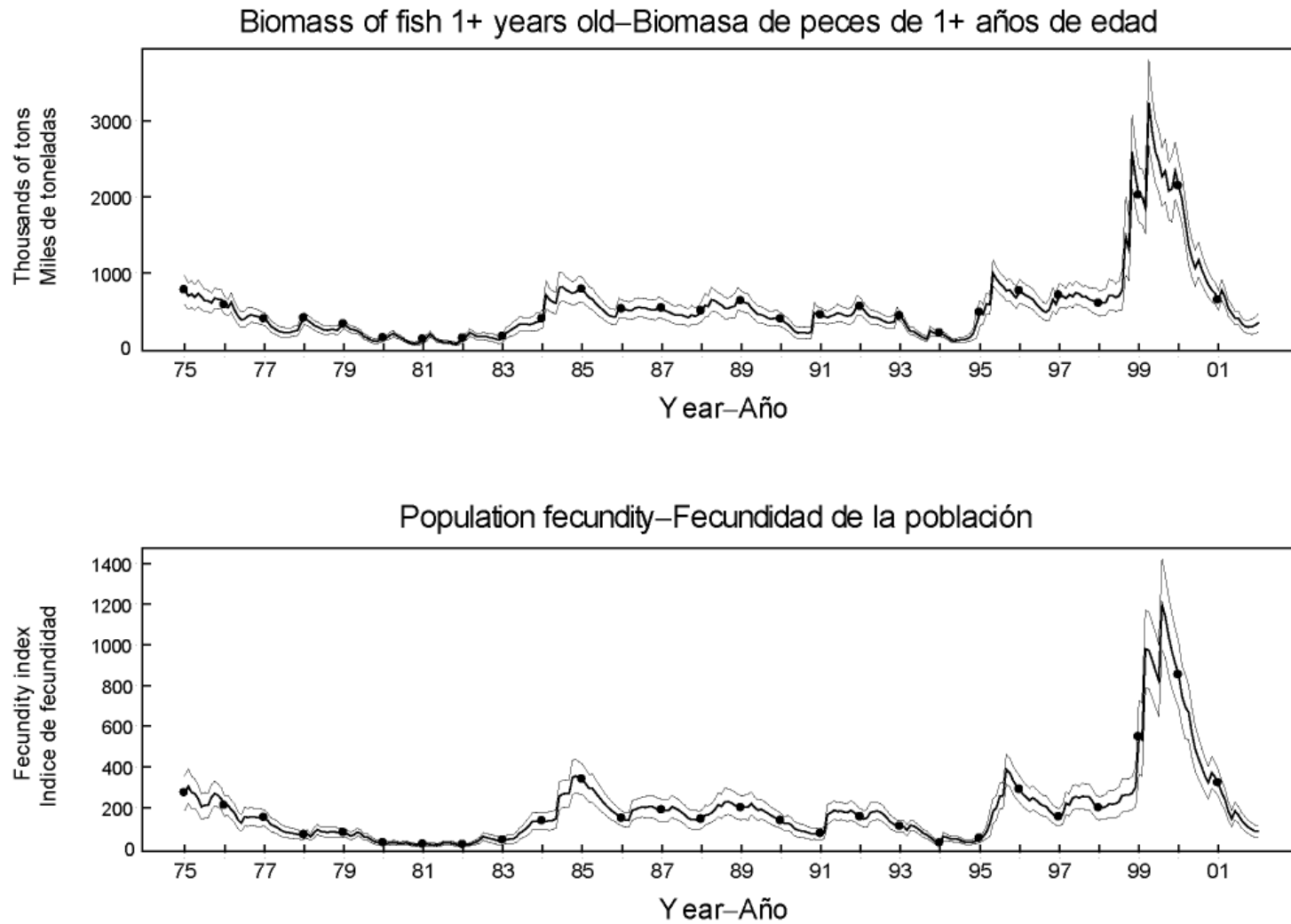


FIGURE 4.9a. Estimated biomass of skipjack tuna in the EPO from the non-monotonic selectivity assessment. Since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9a. Biomasa estimada de atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay 12 estimaciones de biomasa para cada año.

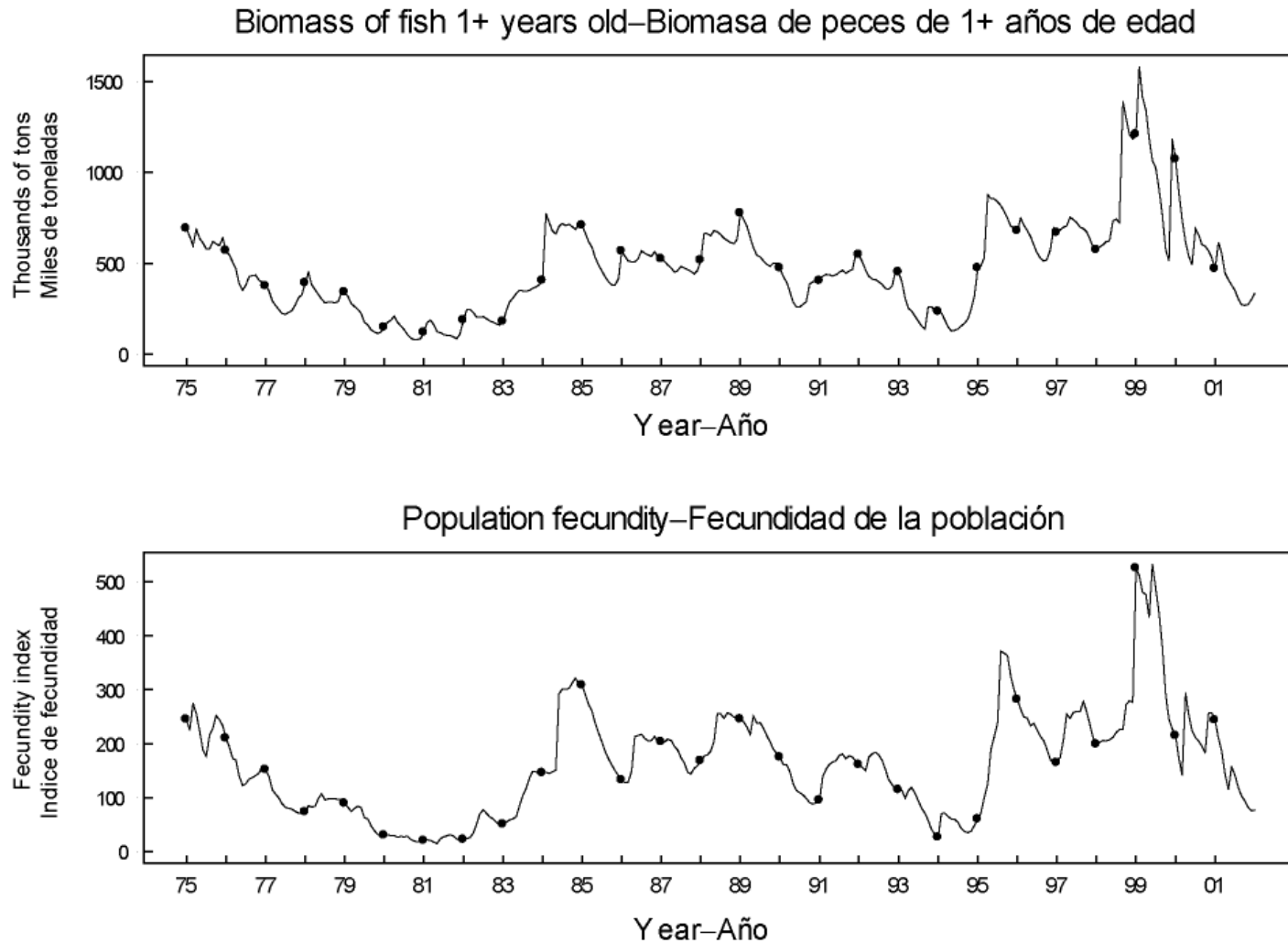


FIGURE 4.9b. Estimated biomass of skipjack tuna in the EPO from the monotonic selectivity assessment. Since the assessment model represents time on a monthly basis, there are 12 estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9b. Biomasa estimada de atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad monotónica. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por meses, hay 12 estimaciones de biomasa para cada año.

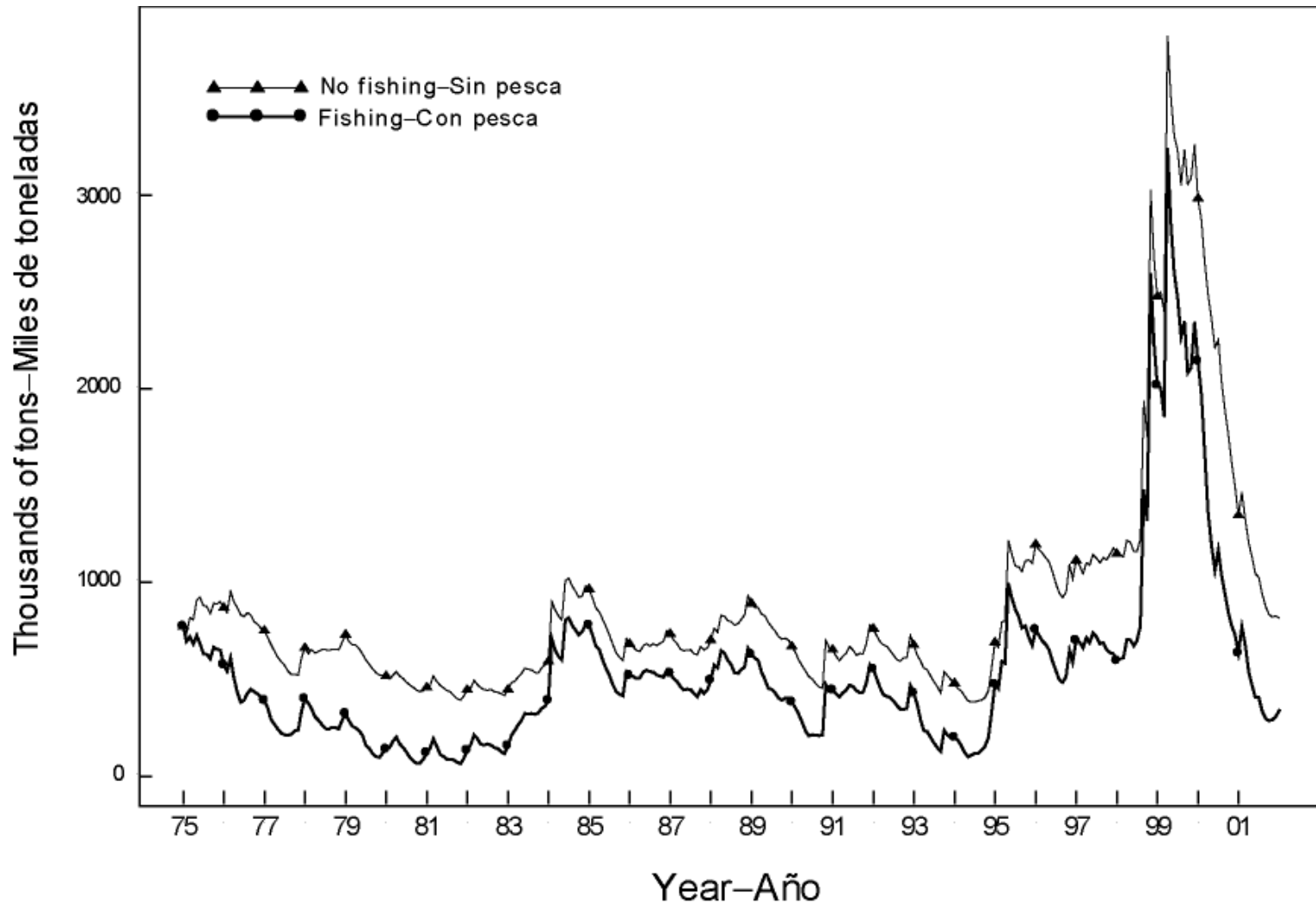


FIGURE 4.9c. Biomass trajectory of a simulated population of skipjack tuna that was not exploited during 1975-2002 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”) from the non-monotonic selectivity stock assessment.

FIGURA 4.9c. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de barrilete no explotada durante 1975-2002 (“sin pesca”) y la que predice el modelo de evaluación (“con pesca”), de la evaluación de selectividad no monotónica.

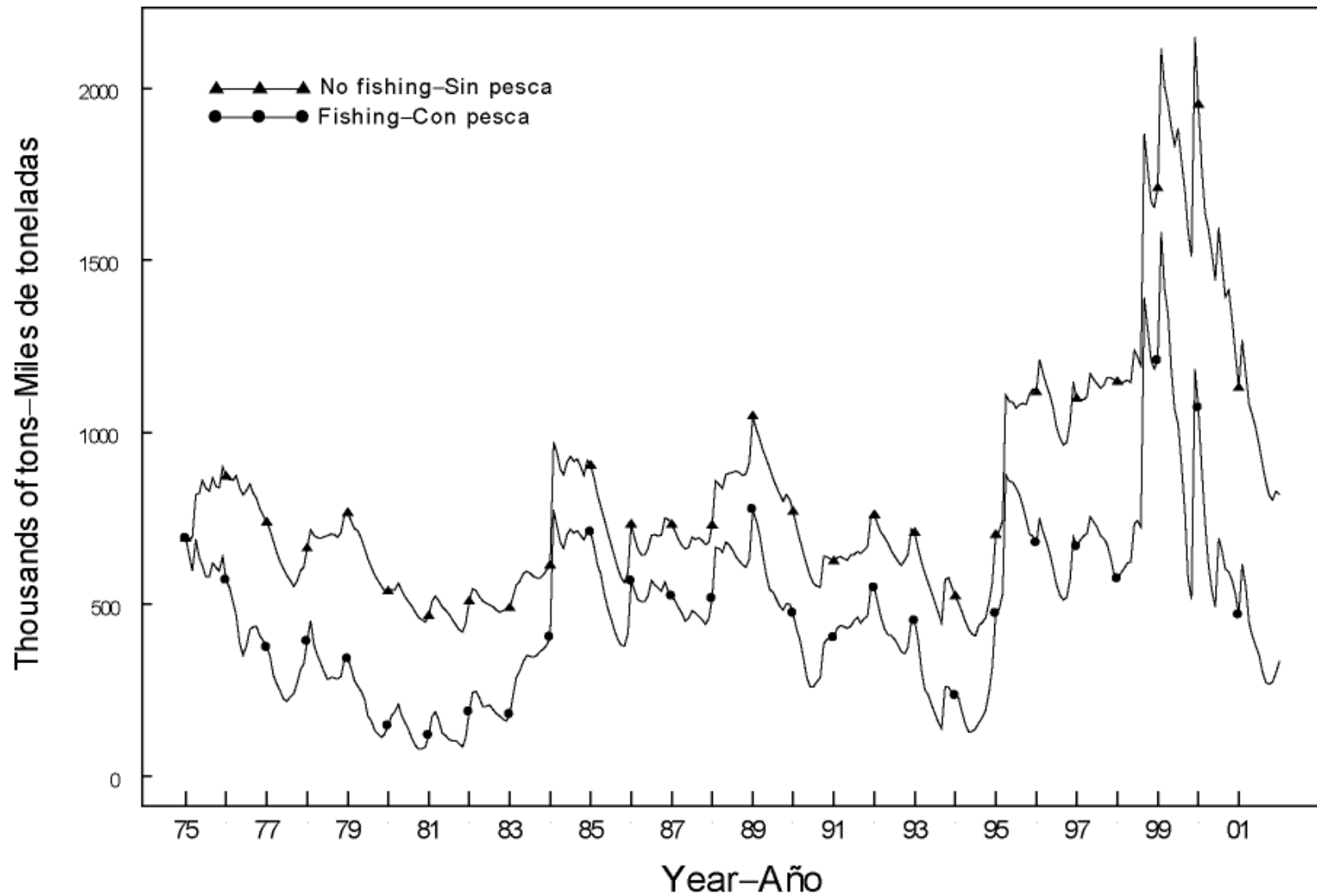


FIGURE 4.9d. Biomass trajectory of a simulated population of skipjack tuna that was not exploited during 1975-2002 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”) from the monotonic selectivity stock assessment.

FIGURA 4.9d. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de barrilete no explotada durante 1975-2002 (“sin pesca”) y la que predice el modelo de evaluación (“con pesca”), de la evaluación de selectividad monotónica.

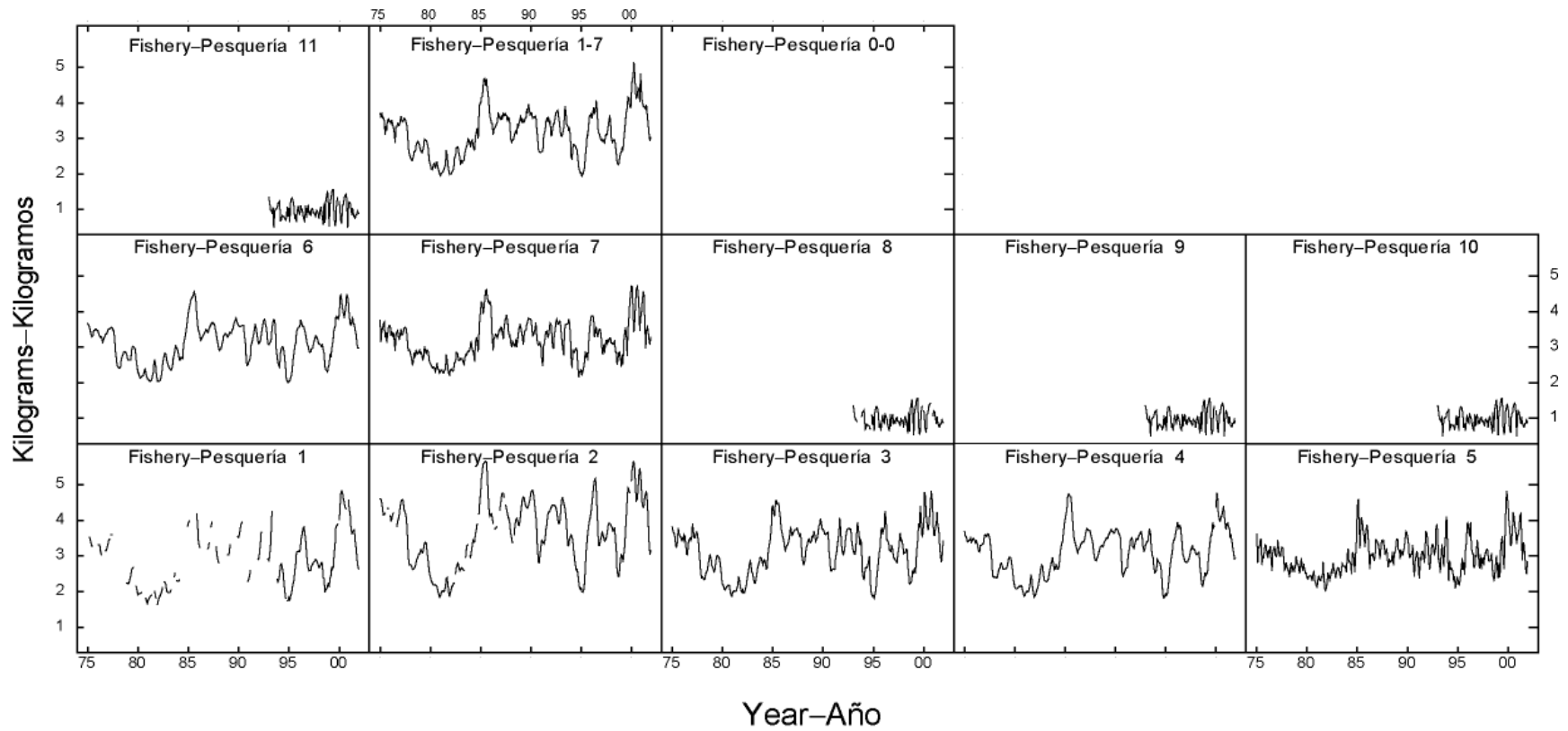


FIGURE 4.10a. Estimated average weights of skipjack tuna caught by the fisheries of the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7.

FIGURA 4.10a. Peso medio estimado de atún barrilete capturado en las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-7” es un promedio de las Pesquerías 1 a 7.

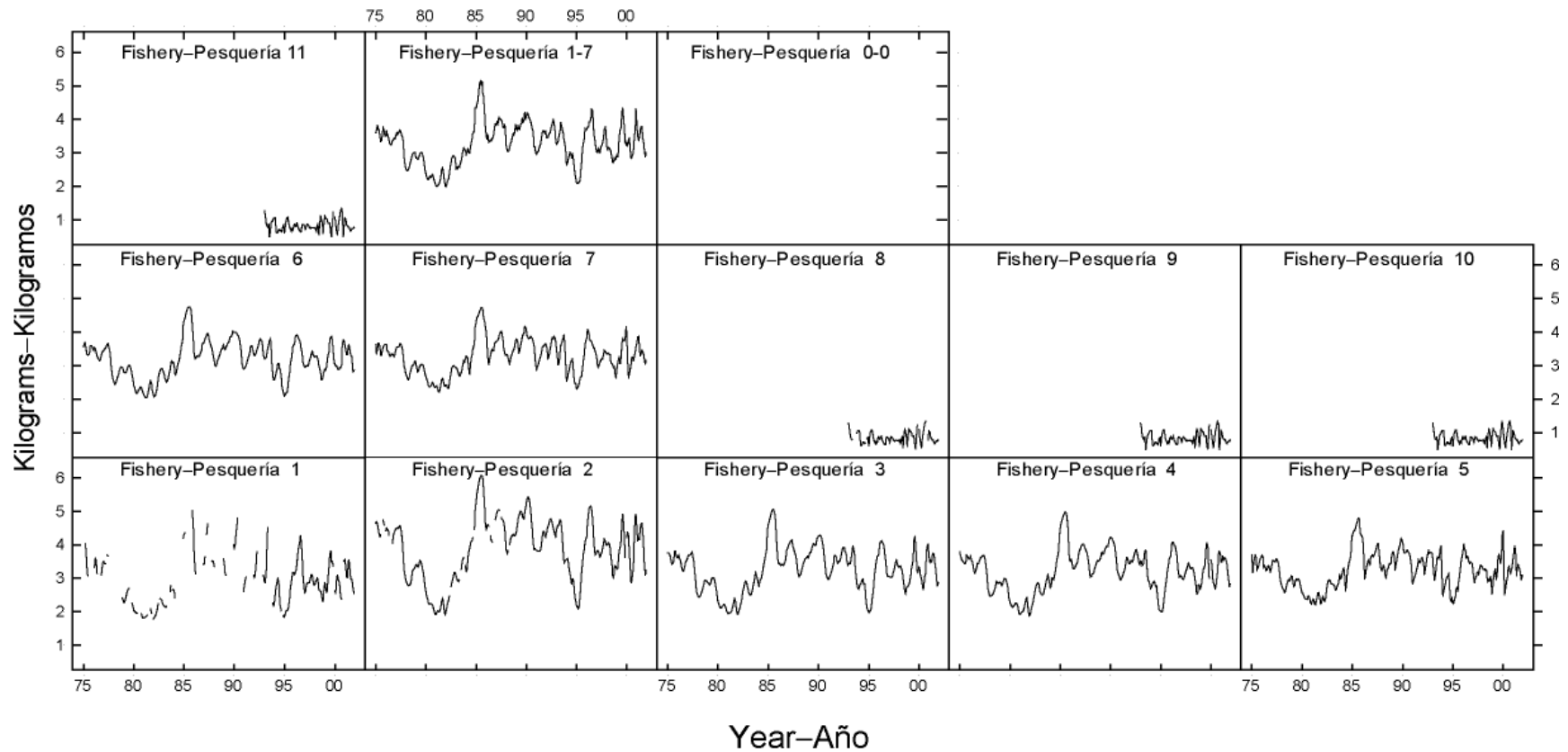


FIGURE 4.10b. Estimated average weights of skipjack tuna caught by the fisheries of the EPO from the monotonic selectivity assessment. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7.

FIGURA 4.10b. Peso medio estimado de atún barrilete capturado en las pesquerías del OPO, de la evaluación de selectividad monotónica. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-7” es un promedio de las Pesquerías 1 a 7.

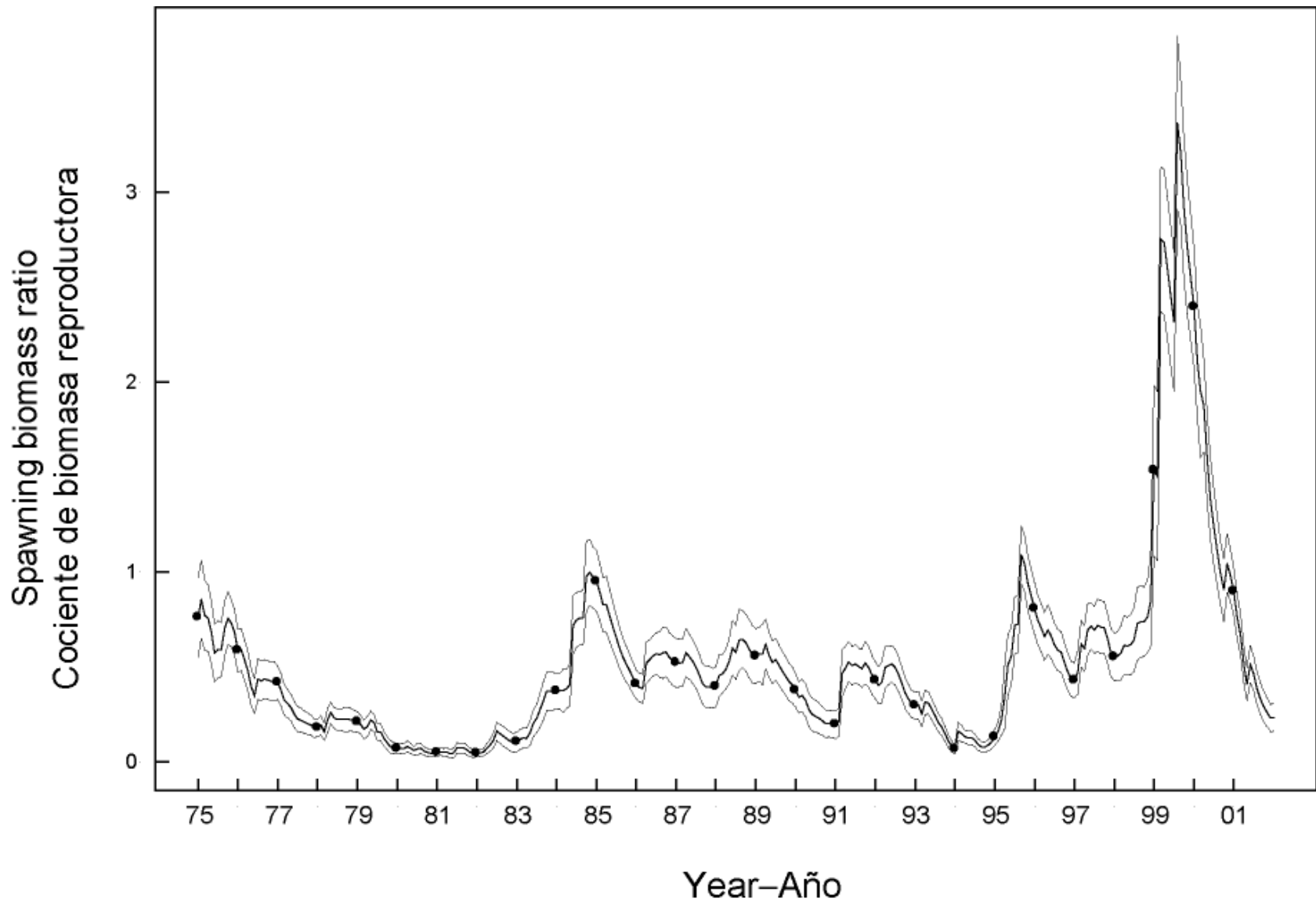


FIGURE 5.1a. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for skipjack tuna in the EPO, from the non-monotonic selectivity assessment.

FIGURA 5.1a. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad no monotónica.

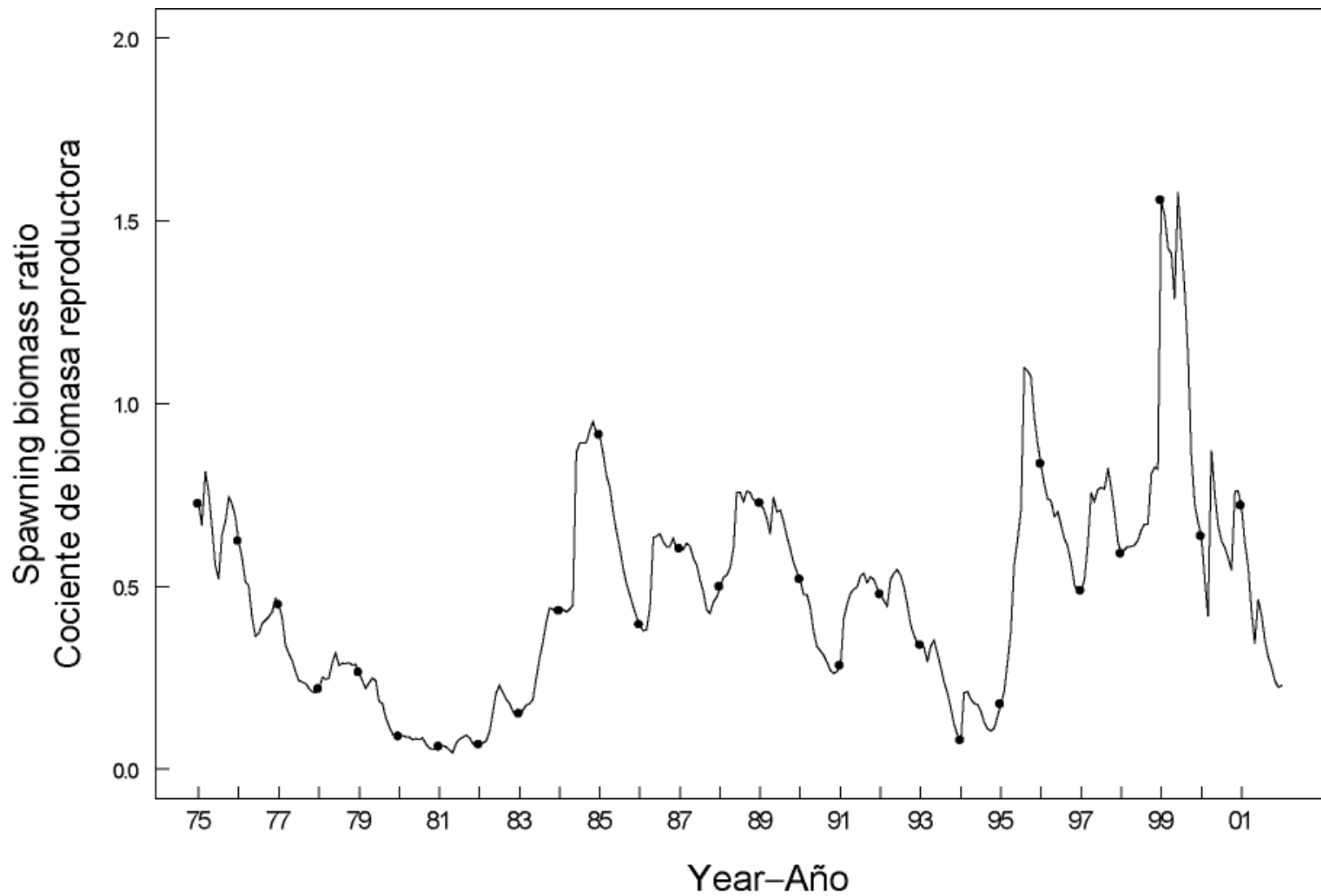


FIGURE 5.1b. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for skipjack tuna in the EPO, from the monotonic selectivity assessment.

FIGURA 5.1b. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún barrilete en el OPO, de la evaluación de selectividad monotónica.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; 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 barrilete 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	1981-2001	11-12	
2	PS	FLT	1981-2001	7, 9	landings + discards from inefficiencies in fishing process—descargas + descartes de
3	PS	FLT	1981-2001	5-6, 13	ineficacias en el proceso de pesca
4	PS	FLT	1981-2001	1-4, 8, 10	
5	PS	UNA	1981-2001	1-4, 8, 10	
6	PS	UNA	1981-2001	5-7, 9, 11-13	landings + discards—
7	PS-BB	DOL	1981-2001	1-13	descargas + descartes
8	PS	FLT	1993-2001	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
9	PS	FLT	1993-2001	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
10	PS	FLT	1993-2001	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
11	PS	FLT	1993-2001	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

TABLE 4.1a. Estimated total annual recruitment to the fishery at the age of 9 months (millions of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and relative spawning biomass of skipjack tuna in the EPO for the non-monotonic selectivity assessment. Biomass is defined as the total weight of skipjack one year of age and older; spawning biomass is estimated with the maturity schedule and sex ratio data.

TABLA 4.1a. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería a la edad de 9 meses (en millones de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año), y biomasa reproductora del atún barrilete en el OPO para la evaluación de selectividad no monotónica. Se define la biomasa como el peso total de barrilete de un año o más de edad; se estima la biomasa reproductora con el calendario de madurez y datos de proporciones de sexos.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa reproductora relativa
1975	2,107	773,493	0.31
1976	1,110	575,413	0.23
1977	1,510	392,144	0.15
1978	1,324	400,493	0.07
1979	890	323,813	0.07
1980	1,087	140,292	0.02
1981	940	120,793	0.01
1982	941	135,086	0.01
1983	2,221	158,147	0.03
1984	1,635	391,802	0.13
1985	1,317	780,717	0.36
1986	1,476	521,343	0.20
1987	1,684	531,962	0.20
1988	1,928	496,278	0.16
1989	967	628,352	0.22
1990	1,502	385,367	0.16
1991	1,521	445,062	0.08
1992	1,140	553,849	0.17
1993	742	429,152	0.13
1994	2,116	201,523	0.03
1995	2,496	474,700	0.04
1996	2,346	757,680	0.29
1997	2,414	700,881	0.18
1998	7,385	595,865	0.19
1999	5,650	2,017,829	0.42
2000	1,890	2,140,851	1.00
2001	1,294	636,298	0.39
2002		773,493	0.31

TABLE 4.1b. Estimated total annual recruitment to the fishery at the age of 9 months (millions of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and relative spawning biomass of skipjack tuna in the EPO for the monotonic selectivity assessment. Biomass is defined as the total weight of skipjack one year of age and older; spawning biomass is estimated with the maturity schedule and sex ratio data.

TABLA 4.1b. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería a la edad de 9 meses (en millones de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año), y biomasa reproductora relativa del atún barrilete en el OPO para la evaluación de selectividad monotónica. Se define la biomasa como el peso total de barrilete de un año o más de edad; se estima la biomasa reproductora con el calendario de madurez y datos de proporciones de sexos.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa reproductora relativa
1975	2,086	691,385	0.67
1976	1,305	569,273	0.55
1977	1,693	374,036	0.37
1978	1,406	391,442	0.18
1979	950	340,792	0.20
1980	1,119	145,824	0.07
1981	1,150	118,206	0.04
1982	1,082	186,524	0.04
1983	2,435	179,231	0.12
1984	1,251	403,517	0.36
1985	1,471	709,113	0.88
1986	1,421	566,721	0.45
1987	2,117	522,820	0.54
1988	2,098	516,575	0.44
1989	1,065	774,781	0.67
1990	1,491	473,509	0.53
1991	1,584	402,295	0.25
1992	1,234	547,360	0.44
1993	855	451,269	0.33
1994	2,012	233,755	0.09
1995	2,766	473,097	0.12
1996	2,468	678,181	0.70
1997	2,413	667,081	0.44
1998	5,690	573,641	0.48
1999	2,655	1,208,036	1.00
2000	2,008	1,070,576	0.68
2001	1,491	469,123	0.59
2002		333,624	0.19

TABLE 4.2a. Estimates of the average sizes of skipjack tuna for the non-monotonic selectivity assessment. The ages are expressed in months after hatching.

TABLA 4.2a. Estimaciones del tamaño medio de atún barrilete de la evaluación de selectividad no monotónica. Se expresan las edades en meses desde la cría.

Age (months)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (months)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
9	30.00	0.48	21	57.49	4.20
10	39.56	1.21	22	61.59	5.28
11	41.70	1.45	23	63.10	5.72
12	43.45	1.66	24	64.48	6.15
13	44.42	1.78	25	65.80	6.58
14	45.36	1.91	26	67.03	7.00
15	46.56	2.08	27	68.15	7.39
16	47.61	2.24	28	69.20	7.78
17	52.57	3.12	29	70.21	8.16
18	53.49	3.30	30	71.14	8.53
19	54.71	3.56	31	72.01	8.88
20	56.12	3.88	32	72.86	9.23

TABLE 4.2b. Estimates of the average sizes of skipjack tuna for the monotonic selectivity assessment. The ages are expressed in months after hatching.

TABLA 4.2b. Estimaciones del tamaño medio de atún barrilete evaluación de selectividad monotónica. Se expresan las edades en meses desde la cría.

Age (months)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (months)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
9	30.00	0.47	21	56.04	3.88
10	35.59	0.84	22	61.59	5.33
11	40.51	1.30	23	63.09	5.78
12	42.09	1.48	24	64.48	6.22
13	44.11	1.74	25	65.79	6.65
14	45.12	1.87	26	67.01	7.08
15	46.46	2.07	27	68.15	7.49
16	49.16	2.50	28	69.22	7.89
17	50.99	2.83	29	70.21	8.28
18	52.28	3.07	30	71.14	8.65
19	54.22	3.47	31	72.01	9.02
20	55.14	3.68	32	72.85	9.37

APPENDIX: ADDITIONAL RESULTS FROM THE ASSESSMENTS

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

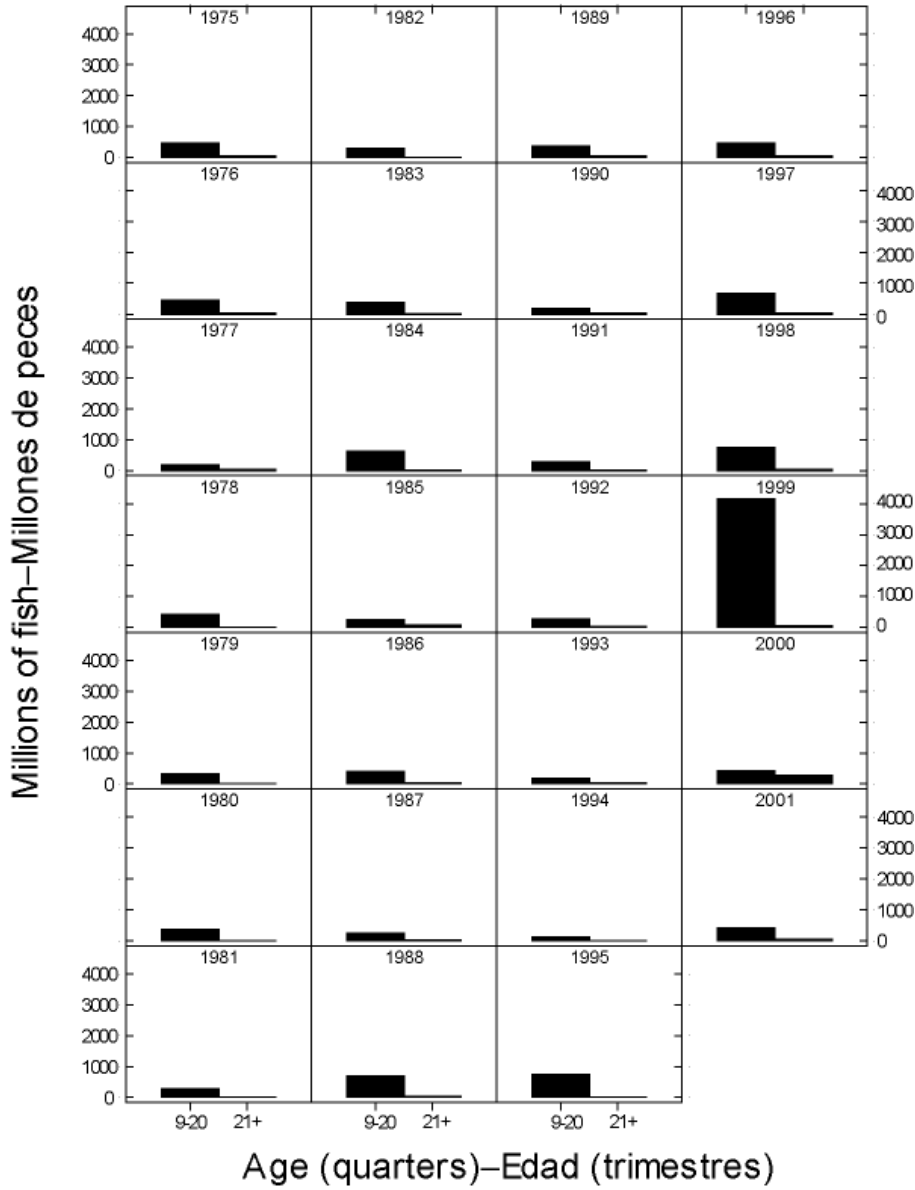


FIGURE A.1a. Numbers of skipjack tuna present in the EPO on January 1 of each calendar year, from the non-monotonic selectivity assessment.
FIGURA A.1a. Número de atunes barrilete presentes en el OPO el 1 de enero de cada año, de la evaluación de selectividad no monotónica..

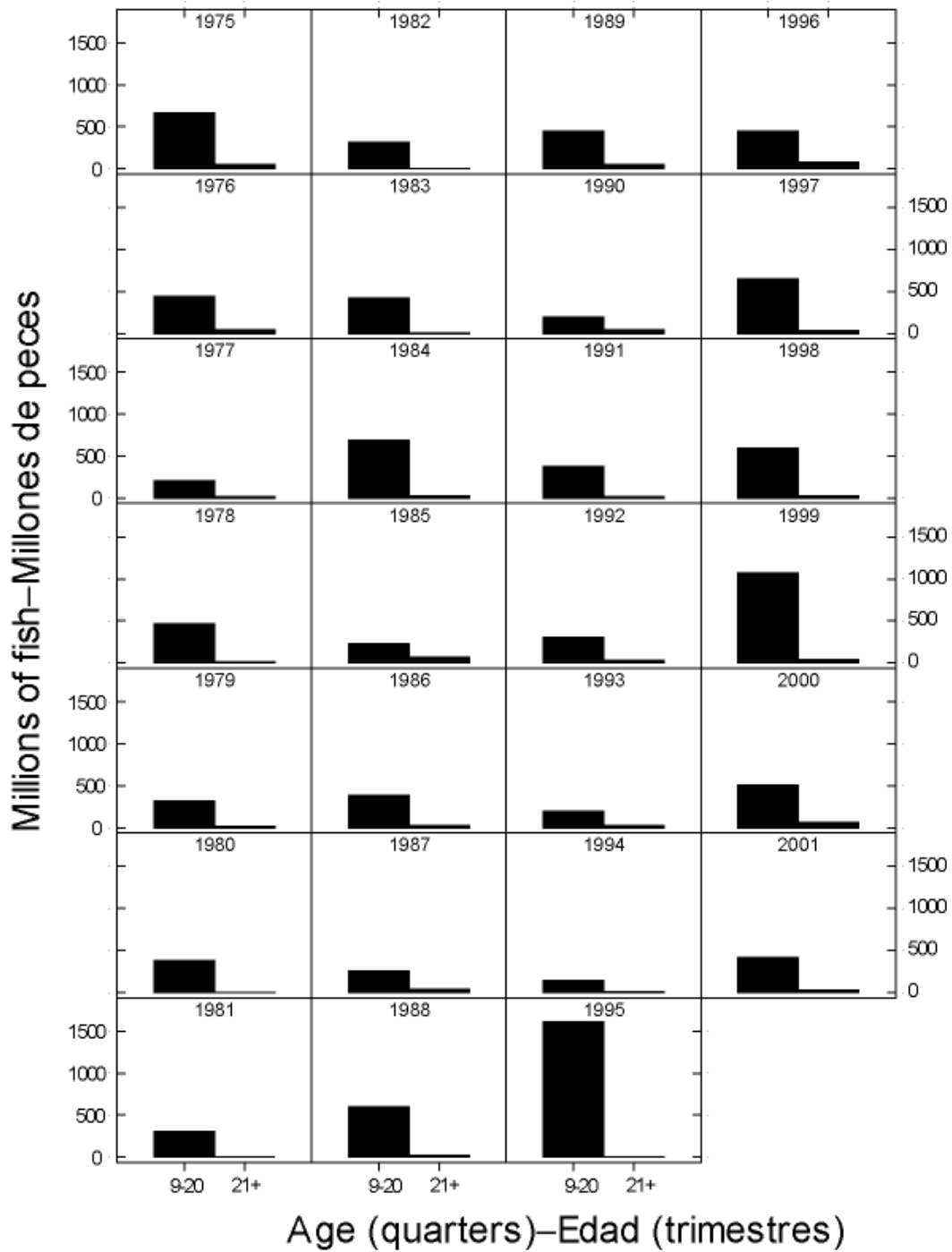


FIGURE A.1b. Numbers of skipjack tuna present in the EPO on January 1 of each calendar year, from the monotonic selectivity assessment.

FIGURA A.1b. Número de atunes barrilete presentes en el OPO el 1 de enero de cada año, de la evaluación de selectividad monotónica.

TABLE A.1. Average annual fishing mortality rates on skipjack tuna in the EPO.**TABLA A.1.** Tasas de mortalidad por pesca anual media para el atún barrilete en el OPO.

Year	Non monotonic selectivity		Monotonic selectivity	
	Ages 9-20	Ages 21+	Ages 9-20	Ages 21+
Año	Selectividad no monotónica		Selectividad monotónica	
	Edad 9-20	Edad 21+	Edad 9-20	Edad 21+
1975	0.5240	0.8722	0.4422	1.2879
1976	0.7273	1.2232	0.7361	1.8998
1977	1.0117	1.4960	0.9296	1.9369
1978	1.2673	2.6014	1.1207	3.3761
1979	1.3573	2.6765	1.2994	3.3898
1980	1.3646	3.1054	1.2720	3.8542
1981	1.5864	4.5725	1.4736	4.8407
1982	1.0318	2.2323	0.9493	2.5603
1983	0.3693	0.7230	0.3409	0.9488
1984	0.2116	0.5570	0.2073	0.7052
1985	0.3604	0.3593	0.3366	0.5960
1986	0.3012	0.3979	0.2998	0.5345
1987	0.4722	0.4591	0.4207	0.6862
1988	0.3301	0.4315	0.3350	0.5979
1989	0.5779	0.8309	0.4594	0.9750
1990	0.8689	1.1914	0.6875	1.4092
1991	0.4093	0.4901	0.3656	0.7478
1992	0.6459	0.8408	0.5829	1.2758
1993	1.5490	1.8016	1.4044	2.5091
1994	1.6435	2.3843	1.4376	3.7148
1995	0.4215	0.7593	0.3050	1.2537
1996	0.5196	0.8959	0.4664	1.1049
1997	0.5673	1.0650	0.5743	1.4259
1998	0.3511	0.6999	0.4442	1.0750
1999	0.2336	0.7398	0.7634	1.9120
2000	0.6442	1.3140	0.9842	3.5557
2001	0.5240	0.8722	0.4422	1.2879

CONDICION DEL ATUN BARRILETE EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL EN 2001 Y PERSPECTIVAS PARA 2002

por

Mark N. Maunder

INDICE

1. Resumen ejecutivo	185
2. Datos	186
3. Supuestos y parámetros.....	189
4. Evaluación del stock	191
5. Condición del stock.....	195
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	197
7. Direcciones futuras.....	197
Referencias.....	198
Figuras.....	147
Tablas	178
Anexo: Resultados adicionales de las evaluaciones.....	200

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock de atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), estimado con A-SCALA, un análisis con estructura de edades y captura a talla. Se usó este método para las evaluaciones de 2001 del atún barrilete en el OPO. Las diferencias de las evaluaciones previas incluyen la extensión del comienzo del período del modelo de 1981 a 1975 y una investigación de la sensibilidad a curvas de selectividad en forma de domo y asintóticas (monotónicas). Se incluyen nuevos datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para 2001 y se actualizaron los de años anteriores. 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 investigaron influencias ambientales sobre el reclutamiento. Se considera todavía preliminar la evaluación porque (1) se ignora se la captura por día de pesca es proporcional a la abundancia para la pesca con red de cerco, (2) es posible que exista una población de barrilete grande invulnerable a la pesca, (3) existe incertidumbre acerca de la estructura del stock en relación con los stocks del Pacífico occidental y central, y (4) las estimaciones de biomasa absoluta han cambiado más de una orden de magnitud desde la evaluación previa.

El reclutamiento de atún barrilete a las pesquerías en el OPO es variable. Se estima que la tasa de mortalidad por pesca es aproximadamente igual a o menor que la tasa de mortalidad natural, y esto es apoyado por estimaciones basadas en datos de marcado. La biomasa fluctúa principalmente en reacción a variaciones en el reclutamiento, con la excepción de los niveles de biomasa bajos a principios de la década de los 1980, considerados consecuencia de tasas elevadas de mortalidad por pesca.

El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 1998-1999 y que esas cohortes incrementaron la biomasa y las capturas durante 1999 y 2000. Hay también una indicación de que los reclutamientos más recientes fueron muy bajos, llevando quizá a biomasa y capturas reducidas. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

Hay una variación considerable en el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora del stock no explotado (*spawning biomass ratio*, SBR) del atún barrilete en el OPO. En 2002 el SBR está en un nivel bajo (aproximadamente 0,23). Las estimaciones del RPMS y el rendimiento por recluta señalan que se logra el rendimiento máximo con una mortalidad por pesca infinita porque el peso crítico es menor

que el peso medio de reclutamiento a las pesquerías principales, pero esto no es seguro debido a incertidumbres en las estimaciones de mortalidad natural y crecimiento.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2001 para llevar a cabo la evaluación del stock de atún barrilete en el OPO. Los datos de 2001, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta principios de abril de 2002. Se resumen y analizan los datos por mes.

2.1. Definiciones de las pesquerías

El barrilete es pescado en el OPO por buques cerqueros (en cardúmenes asociados con objetos flotantes y en cardúmenes no asociados) y de carnada. Buques de todos tamaños participan en estas pesquerías. La mayoría de las capturas es lograda entre el norte de Baja California y el sur de Perú, con una zona de capturas relativamente bajas frente al sur de México. La pesquería se extiende hacia el oeste hasta aproximadamente 140°O en aguas ecuatoriales. La pesca asociada con objetos flotantes tiene lugar principalmente frente a Centroamérica y el norte de América del Sur, pero se extiende muy lejos de la costa. Los objetos flotantes incluyen objetos naturales, desechos, y dispositivos agregadores de peces (“plantados”). La pesca dirigida hacia cardúmenes no asociados tiene lugar principalmente frente a Baja California y frente a Centroamérica y el norte de América del Sur. Se capturan tan sólo pequeñas cantidades de barrilete en lances sobre atunes asociados con delfines. Solamente buques grandes participan en esta pesquería.

Los barcos de carnada respondieron de la mayoría de las capturas de aleta amarilla, barrilete, y patudo antes de aproximadamente 1960. Estos buques 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 alrededor de ciertas islas de altamar. Hay ahora solamente unos pocos barcos de carnada, todos matriculados en Estados Unidos o México (Anónimo, 2002: Tabla 2); son todos pequeños, y pescan relativamente cerca de la costa frente al norte de México y el sur de California.

Se definen 11 pesquerías para la evaluación del stock de atún barrilete. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco y carnada), 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 barrilete, 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. Se hizo caso omiso a las pesquerías palangreras porque capturan una cantidad muy pequeña de barrilete. Se combinaron la pesquería de carnada y la pesquería cerquera que pesca atunes asociados con delfines porque responden de solamente una pequeña fracción de la captura total de barrilete.

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, 8-9, y 11) y lances sobre una mezcla de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y DAP (Pesquerías 3 y 10).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación del stock de barrilete, 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 barrilete. Las extracciones por la Pesquería 7 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 y 6 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 8-11 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 barrilete en el OPO durante cada mes entre enero de 1975 y diciembre de 2001. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre barriletes asociados con objetos flotantes o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que antes de 1975 se estaba ya pescando cantidades sustanciales de barrilete en el OPO.

Hubo variaciones anuales y mensuales sustanciales en las capturas de atún barrilete por la flota de superficie (Figura 2.2). 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 barrilete predominan los lances sobre objetos flotantes y atunes no asociados, con un aumento de los primeros desde 1993. Ocurrieron algunas capturas muy grandes en la pesquería central sobre objetos flotantes (Pesquería 2) y la pesquería no asociada del sur (Pesquería 6) durante 1999 y 2000.

2.2.2. Esfuerzo

El método usado para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros es descrito por Watters y Maunder (2001).

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por las 11 pesquerías definidas para la evaluación de stock de atún barrilete en el OPO.

Ha ocurrido una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las artes de superficie. El esfuerzo de pesca total dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes (Figura 2.3, Pesquerías 1-4) fue relativamente alto antes de 1985, bajo de 1986 a 1992, y luego volvió a aumentar desde 1993 hasta ahora. En el período temprano (antes de 1985) la mayoría del esfuerzo fue ejercido en las Pesquerías 3 y 4, y en el período tardío (después de 1993) en las Pesquerías 1 y 2. El esfuerzo ha aumentado sustancialmente desde 1993 en todas las pesquerías sobre objetos flotantes excepto la costera (Figura 2.3, Pesquerías 1, 2 y 4). El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes en cardúmenes no asociados fue mayor antes de 1985 (Figura 2.3, Pesquerías 5 y 6). Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 8-11 es igual a aquél en las Pesquerías 1-4 (Figura 2.3), porque las capturas en las Pesquerías 8-11 se derivan de las capturas en las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.3). Ya que la Pesquería 7 es una combinación de lances cerqueros sobre delfines y barcos de carnada, y estos métodos representan solamente una pequeña fracción de la captura total de barrilete en el OPO, se supone que el esfuerzo es constante para esta pesquería, y no se usa para proveer información sobre la biomasa.

Las grandes variaciones entre meses 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 barrilete 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 barrilete descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (presentado). 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, 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 1-6), 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. No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en la pesca con carnada (contenido en la 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 8-11). 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. 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 una o unas pocas clases de edad. Las capturas de las Pesquerías 8-11 (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 barrilete asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-4) porque es infrecuente la clasificación en otras pesquerías cerqueras.

2.3. Datos de composición por tamaño

Todas las pesquerías del OPO capturan atún barrilete de tamaño similar (35-75 cm). En la Figura 2.4 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 4.2.

Los datos sobre la composición por tamaño de los descartes de pesquerías que capturan barrilete en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 8-11) 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 8-11 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 8-11 consisten exclusivamente de peces de menos de unos 51 cm (de menos de aproximadamente unos 16 meses de edad). Se supone que los barriletes son reclutados a las pesquerías de descarte cuando tienen unos 9 meses y miden unos 30 cm y no son vulnerables a esas pesquerías después de alcanzar los 15 meses de edad.

2.4. Datos auxiliares

No se incluyeron datos auxiliares en la evaluación.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El personal de la CIAT usó una tasa de crecimiento de 24 cm/año, de Forsbergh (1989), en su modelo del rendimiento por recluta de barrilete. Bayliff (1988) usó datos de marcado para calcular las estimaciones siguientes 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 todos los peces en los mismos grupos de tamaño de liberación (275-324 mm, 325-374 mm, *etc.*) y tiempo en libertad (31-40 días, 41-50 días, *etc.*) y se trataron como un solo pez para reducir la influencia de grupos con grandes cantidades de peces.) 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. Maunder (2001) calculó estimaciones similares a las de Bayliff (1988), y concluyó que eran necesarios más datos sobre barriletes grandes y pequeños. En esta evaluación se usaron las estimaciones agrupadas de Bayliff (1988) con el supuesto que un barrilete de 30 cm es de 9 meses de edad como distribución previa de talla media a edad. La edad a los 30 cm se basa en evidencia de que los barriletes producen unos 0,8 anillos en los otolitos cada día (Wild y Foreman 1980) y un barrilete de 30 cm tiene unos 210 anillos (Uchiyama y Struhsaker 1981).

La relación peso-talla del barrilete en el OPO es $W = 5,5293 \times 10^{-6} L^{3.336}$, donde W = peso en kg y L = talla en cm (Hennemuth, 1959).

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

Anónimo (1998: 26) y Schaefer (2001) presentan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove ocurre por toda la zona entre aproximadamente 15°N y 10°S desde el litoral de las Américas hasta 130°W con temperaturas superficiales del mar (TSM) de 24°C o más. Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante cada mes del año.

No se hacen supuestos fuertes acerca de la relación entre biomasa de adultos (o abundancia) y reclutamiento en la evaluación del stock de barrilete. 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 barrilete es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 9 meses 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 8-11).

Se usa la proporción madura de hembras en cada clase de edad para estimar la biomasa reproductora del stock. Se supone que todas las hembras de 16 o más meses de edad son maduras. Se supone que la proporción de sexos es 50-50, con base en los datos de Schaefer (2001).

3.1.3. Desplazamientos

Schaefer *et al.* (1961), Fink y Bayliff (1970), y Hunter *et al.* (1986) presentan información sobre los desplazamientos del barrilete en el OPO. Los porcentajes de barrilete liberados en el Pacífico occidental que permanecieron en libertad de 0 a 30 días, 31 a 180 días, y más de 180 días y que se desplazaron más de 500 millas náuticas son 0, un 5, y un 30, respectivamente. Han sido recapturados en el Pacífico central u

occidental 27 barriletes marcados liberados en el OPO (Bayliff, 1988: Anexo 2), pero no se han recapturado en el OPO barriletes marcados liberados en el Pacífico central u occidental. Se debe tener en cuenta que el número de peces marcados recapturados en distintos lugares depende de la cantidad de esfuerzo de pesca en esos lugares. Si se inician experimentos de marcado donde hay mucho esfuerzo de pesca es probable que las distancias recorridas por los peces sean menores de lo que serían si hubiesen sido liberados en zonas con pesca intensa y ligera. No obstante, para los propósitos de la presente evaluación se supone que las tasas de desplazamiento del barrilete en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada mes del año.

3.1.4. Mortalidad natural

Wild y Hampton (1994) discuten los intentos de estimación de la tasa de mortalidad natural (M) de barrilete, y los muchos problemas asociados con estos estudios. El personal de la CIAT usa un valor de 1,5, sobre una base anual, para M en los análisis de rendimiento por recluta (Anónimo, 2000: 69). A diferencia de los atunes aleta amarilla y patudo, el barrilete no muestra un aumento en la proporción de machos para los peces de mayor edad (Schaefer 2001). Hampton (2000) demostró, usando datos de marcado, que las estimaciones de mortalidad natural de barrilete en el Pacífico occidental arrojaban niveles más altos para individuos viejos y jóvenes. Los resultados señalan tasas de mortalidad natural mucho más altas para barriletes de menos de 40 cm y de más de 70 cm. Para la presente evaluación se usaron las estimaciones del Pacífico occidental (Hampton 2000) para desarrollar una curva de mortalidad natural por edad (Figure 3.1). Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes viejos podrían ser un artefacto de los datos de marcado que resulta de que los peces de mayor edad salgan de la pesquería. Se supuso por lo tanto que la mortalidad natural es constante para las edades mayores. Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes jóvenes podría asimismo ser un artefacto de los datos de marcado debido a mortalidad por marcado, por lo que se usó en este estudio una tasa de mortalidad natural más baja.

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. Se han usado varios métodos para estudiar la estructura de stocks de la especie, inclusive análisis de estadísticas de captura, el ciclo vital, marcado, datos de genética bioquímica, y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Muchas organizaciones han realizado investigaciones de estos temas, entre ellas la CIAT, la Comisión del Pacífico Sur (ahora la Secretaría de la Comunidad del Pacífico; SPC), el Servicio Nacional Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU., y varias organizaciones en Japón. Los resultados pertinentes a una solución de este problema fueron examinados por Argue (1981), y discutidos en detalle por Anónimo (1984: 186-189). En resumen, 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. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no permiten decidir a favor de una ni otra 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.) 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

Forsbergh (1989) estudió 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 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).

La evaluación previa del stock (Maunder y Watters 2002a) incluyó el supuesto de que las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún barrilete en el OPO. A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de barrilete en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en el modelo previo de evaluación del stock, a fin de determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Sin embargo, ahora que se extendió el modelo hasta 1975, no cubre el mismo período que la serie de tiempo ambiental, que comienza en 1980. La evaluación del atún aleta amarilla (Maunder y Watters 2002b) demostró que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales, y esto es apoyado también por los resultados de Maunder y Watters (presentado). Por lo tanto, se realiza la correlación entre reclutamiento y la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación de stocks. Para la presente evaluación, se usan las TSM en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delimitado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1° x 1° con TSM media $\geq 24^\circ\text{C}$, y el Índice de Oscilación del Sur como candidatos de variable ambiental. Se compararon los datos ambientales con el reclutamiento, con base en el mes durante el cual fueron criados los peces. Los datos de TSM son puestos en el internet (<http://Ingrid.Ideo.Columbia.edu>) por los Centros Nacionales de Predicción Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA) de EE.UU., a través de la Biblioteca de Datos del Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*, o análisis estadístico estructurado por edad de captura a talla; Maunder y Watters, presentado), 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 barrilete en el OPO. Se usó este método en las evaluaciones de los atunes aleta amarilla (Maunder y Watters 2001, 2002) y patudo (Watters y Maunder 2001, 2002) en el OPO en 2000 y 2001, y en la evaluación del atún barrilete en 2001 (Maunder y Watters 2002a). El modelo 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 mensuales 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. La tasa de mortalidad natural del barrilete es más alta que las de los atunes aleta amarilla y patudo, por lo que son necesarios intervalos mensuales para permitir extraer información de cohortes individuales de los datos de frecuencia de talla.

Ya que los datos de pesquerías son complejos, se constriñen las formas en las que se ajusta el modelo a los datos observados. Se ajusta 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 barrilete:

1. Las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11) 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. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre meses. En promedio, los eventos que causan que la mortalidad por pesca sea un poco más alta o más baja se cancelan.
4. Los datos de pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 8-11) y las pesquerías asociada con delfines y de carnada combinadas (Pesquería 7) 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.

El modelo A-SCALA tiene varias formulaciones de parámetros y estructura que se pueden usar. En la evaluación de 2001 se aplicaron muchas de estas distintas formulaciones a la población de barrilete en el OPO. Todos estos modelos produjeron tendencias similares en biomasa y reclutamiento. Entre los modelos, las estimaciones de biomasa absoluta y el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR: el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora del stock no explotado) variaron, pero todas señalaron que la tasa de explotación es baja, que el reclutamiento es altamente variable, y que el reclutamiento impulsa las tendencias en biomasa. En 2001 se presentaron dos modelos que usaban métodos distintos para calcular la tasa inicial de explotación en 1981. En esta evaluación se presentan de nuevo dos modelos, pero extendidos para comenzar en 1975. Los supuestos sobre la selectividad son distintos en los dos modelos. El primero permite que la selectividad para todas las pesquerías, excepto las de descarte, que tienen selectividad fija, tenga forma de domo (no monotónica). En el segundo, se obliga a la selectividad de las Pesquerías 2-7 a ser asintótica (es decir, aumenta de forma monotónica). La selectividad en forma de domo permite que exista una población de barriletes grandes invulnerable a la pesquería; la selectividad asintótica garantiza que el barrilete grande es plenamente seleccionado por la pesquería y, si no se captura barrilete grande, el modelo estimará que la especie no sobrevive hasta alcanzar tamaño grande. Una selectividad asintótica debería por lo tanto producir estimaciones más altas de la tasa de explotación y más bajas de la biomasa. Se propone que estos dos análisis delimitarán los límites superior e inferior de las posibles tasas de explotación de barrilete en el OPO.

Ambos modelos tienen los parámetros estimados y fijos descritos a continuación. Se calcula la mortalidad por pesca usada para estimar las condiciones iniciales como la mortalidad por pesca media durante los dos primeros años. Se estiman las desviaciones alrededor de las cantidades a edad en las condiciones iniciales para las 10 primeras clases de edad.

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

1. reclutamiento a la pesquería en cada mes desde enero de 1975 hasta diciembre de 2001 (incluye estimación del reclutamiento medio y anomalías del reclutamiento);
2. coeficientes mensuales de capturabilidad para las 11 pesquerías que capturan barrilete del OPO (incluye estimación de efectos aleatorios);
3. curvas de selectividad para 7 de las 11 pesquerías (las Pesquerías 8-11 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población;
5. talla media a edad (Figura 3.2);
6. cantidad de variación en la talla a edad.

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

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);

2. madurez de hembras a edad;
3. proporción de sexos a edad;
4. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11).

4.1. Índices de abundancia

En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 11 pesquerías definidas en esta evaluación del barrilete 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 barrilete de la flota de superficie han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 1-6). Antes de 1993, las CPUE de lances sobre objetos flotantes fueron bastante consistentes, pero desde entonces la CPUE ha aumentado, excepto en la pesquería costera (Pesquería 3). Ha disminuido en los años más recientes (Figura 4.1, Pesquerías 1-4). Las CPUE de barrilete capturado en cardúmenes no asociados (Figura 4.1, Pesquerías 5 y 6) fueron generalmente mayores a fines de los años 1980 y 1990, con CPUE muy elevadas en 1999 y 2000 en la pesquería del sur (Pesquería 6) y en 1995 y 1999 en la pesquería del norte (Pesquería 5). La pesquería no asociada del norte presenta mayor variación. Debido al corto período de las pesquerías que descartan barrilete 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. No se presenta la pesquería asociada con delfines y de carnada combinada (Pesquería 7) porque se supuso esfuerzo constante para la misma.

4.2. Resultados de la evaluación

Antes de pasar a los resultados, es importante destacar la sensibilidad de los resultados a los valores iniciales. Se encontraron dos mínimas para la evaluación de selectividad no monotónica: una ocurrió a niveles muy altos de biomasa niveles y niveles bajos de mortalidad por pesca, y la otra a niveles similares a la evaluación monotónica. Se lograron los dos resultados comenzando con distintos valores iniciales para las curvas de selectividad curves. Se obtuvo el resultado de biomasa alta-mortalidad por pesca baja con los valores iniciales para las curvas de selectividad basadas en curvas de selectividad en forma de domo. Este resultado fue similar a los que se presentaron en 2001 (Maunder y Watters 2002a). Se obtuvo el resultado de biomasa baja-mortalidad por pesca alta con los valores iniciales para las curvas de selectividad basadas en curvas de selectividad asintóticas. El logaritmo de la verosimilitud total del resultado de biomasa baja-mortalidad por pesca alta fue unas 25 unidades mayor que el del resultado de biomasa alta-mortalidad por pesca baja, y por lo tanto se usa en el resto de este informe.

El ajuste del método A-SCALA a los datos de captura y de composición por tamaño para las 11 pesquerías que capturan atún barrilete 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 11 series de tiempo de capturas de barrilete 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 barrilete capturado por las Pesquerías 1-7. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y las composiciones por tamaño medias predichas de las capturas de estas siete pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 8-11 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para las 12 pesquerías con datos de composición por tamaño (Pesquerías 1-7) son buenas (Figura 4.2), pero las predicciones de la frecuencia de peces muy grandes y muy pequeños suelen ser excesivas. En la Sección 2.3 se describen las distribu-

ciones por tamaño de la captura de cada pesquería.

Las estimaciones de crecimiento fueron distintas a la distribución previa. Las tasas de crecimiento fueron mucho más altas para las primeras clases de edad, pero más bajas para las edades intermedias. Para las edades mayores, las tallas medias a edad fueron muy constreñidas para que la talla media a edad equivaliese esencialmente a la distribución previa.

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, (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación, y (3) este análisis es sólo preliminar, y es probable que se modifique en el futuro.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Las tendencias temporales de la mortalidad por pesca de las dos evaluaciones son similares (Figura 4.3 y Tabla A.1). Hay dos picos en la mortalidad por pesca, uno antes de 1983 y el otro en 1993-1994, correspondientes a aumentos estimados en la capturabilidad (Figura 4.5). La mortalidad por pesca es mayor para la evaluación de selectividad monotónica que para la no monotónica. Las tasas medias de mortalidad por pesca por edad de las dos evaluaciones son sustancialmente diferentes (Figura 4.3). Como es de esperar, en la evaluación de selectividad monotónica la mortalidad por pesca aumenta con la edad, mientras que en la no monotónica disminuye para las edades mayores, debido a la forma más de domo de la curva de selectividad (Figura 4.4) de la evaluación no monotónica. La expansión de la pesquería sobre objetos flotantes iniciada en 1993 parece haber incrementado la tasa de mortalidad por pesca de barrilete mayor, y, en la evaluación no monotónica, reducido la de barrilete más joven.

4.2.2. Reclutamiento

No hubo una relación clara entre el reclutamiento de barrilete y las variables ambientales (Figura 4.6). 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, la abundancia de reclutas de barrilete no parece estar relacionada con la biomasa de reproductores en el momento de desove. (Se definen los reproductores como hembras maduras; ver Sección 3.1.2) (Figura 4.6).

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de barrilete, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. Las características más conspicuas de esta serie de tiempo son una variación muy elevada en el reclutamiento de mes en mes y los grandes reclutamientos a la pesquería en 1983, 1994-1995, y 1998-1999. El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 1998-1999 y que esas cohortes incrementaron la biomasa (Figura 4.9) y las capturas (Figura 2.2) durante 1999 y 2000. Hay también una indicación de que los reclutamientos más recientes fueron muy bajos, llevando quizá a biomasa y capturas reducidas. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto muy inciertas.

Hay poca diferencia en las tendencias generales en el reclutamiento entre las dos evaluaciones, excepto que la evaluación de selectividad no monotónica indica un reclutamiento mucho mayor en 1998-1999.

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún barrilete de un año o más de edad. En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en la biomasa de barrilete en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa fue altamente variable durante el período de 1975-2001. Se estimó que la biomasa disminuyó a partir de 1975 hasta alcanzar un nivel muy bajo en 1982, y luego aumentó rápidamente a un pico en 1985. Posteriormente disminuyó a un nivel bajo en 1994 antes de volver a au-

mentar rápidamente en 1995. Permaneció alta hasta otro aumento rápido a fines de 1998 y en 1999. Desde entonces ha disminuido a niveles mucho más bajos. Las tendencias temporales en la biomasa son similares para las dos evaluaciones, excepto que la altura del pico en 1999 en la evaluación de selectividad no monotónica es aproximadamente el doble de aquél de la evaluación de selectividad monotónica. La variación en la biomasa puede ser atribuida principalmente a cambios en el reclutamiento (Figuras 4.9c y 4.9d), excepto que se estima que los niveles bajos observados a principios de los años 1980 se debieron a una mortalidad por pesca elevada. Las estimaciones de la biomasa son más de un orden de magnitud inferiores a los que se presentaron en la evaluación previa (Maunder y Watters 2002a).

4.2.4. Peso promedio de peces en la captura

El peso medio general del atún barrilete capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido alrededor de los 2-4 kg durante la mayor parte del período de 1975-2001, y son similares entre pesquerías (Figura 4.10). Sin embargo, el peso promedio fue consistentemente menor a principios de los años 1980, cuando se estima que la tasa de mortalidad por pesca fue alta.

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

Se usaron datos de marcado de 1980 y 1981 para estimar la tasa de mortalidad por pesca. Las estimaciones de mortalidad total (natural y por pesca), usando el método de Robson y Chapman (1961), son 0,53 y 0,55, respectivamente. Restando un factor de 0,14 para la mortalidad natural media mensual, las tasas de mortalidad por pesca estimada son 0,39 y 0,41. Estas son probablemente excesivas porque se realizó el marcado en una zona limitada donde se logra la mayor parte de la captura y son por lo tanto medidas de la tasa de explotación local. Incluyen también pérdidas debidas a emigración, pérdidas de marcas a largo plazo, y mortalidad por marcado a largo plazo. Las estimaciones mensuales medias de mortalidad por pesca del modelo de evaluación del stock para 1980 y 1981 son 0,12 y 0,3-0,4 para edades 9-20 y 21+ (Tabla A.1). Bayliff (1976) analizó datos de marcados previos (1950-1973) y descubrió tasas de mortalidad total mensual de entre 0,3 y 1,0. Esto señala que los resultados de la evaluación del stock son algo consistentes con los datos de marcado.

4.4. Sensibilidad a supuestos

No se realizaron análisis adicionales de sensibilidad en 2002.

4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

El reclutamiento de atún barrilete a las pesquerías en el OPO es variable. Se estima que la mortalidad por pesca es aproximadamente igual a o menor que la mortalidad natural, niveles apoyados por estimaciones basadas en datos de marcado. La biomasa fluctúa principalmente en reacción a variaciones en el reclutamiento, con la excepción de los niveles de biomasa bajos a principios de la década de los 1980, considerados consecuencia de tasas elevadas de mortalidad por pesca.

El análisis indica que un grupo de cohortes muy fuertes ingresó a la pesquería en 1998-1999, y que estas cohortes incrementaron la biomasa y las capturas durante 1999 y 2000. Hay también una indicación de que los reclutamientos más recientes fueron bajos, llevando quizá a biomasa y capturas menores. Sin embargo, estas estimaciones de reclutamiento bajo se basan en información limitada, y son por lo tanto inciertas.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Se evalúa la condición del stock de atún barrilete en el OPO a partir de cálculos basados en la biomasa reproductora, el rendimiento per recluta, y el RPMS.

Se están desarrollando puntos de referencia precautorios, descritos en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO y el Acuerdo sobre Poblaciones de Peces de la ONU, como lineamientos para la ordenación de pesquerías. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia límite ni objetivo para los stocks que ampara, pero en las tres subsecciones siguientes se describen algunos puntos de referencia posibles.

Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1. S_{RPMS} como punto de referencia objetivo;
2. F_{RMS} como punto de referencia límite;
3. S_{min} , la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RPMS es objetivo especificado por la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado (por ejemplo, los niveles estimados a principios de los años 1980). Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

5.1. Evaluación de la condición del stock con base en la biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se podría acumular sin pesca es útil para evaluar la condición de una población. Este cociente, denominado SBR (del inglés *spawning biomass ratio*), es descrito por Maunder y Watters (2001). La ecuación que define el SBR es

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

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 podría estar presente si no hubiese pesca durante un período extendido (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 está severamente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, es probable que la pesca no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que 1, es posible que la población haya iniciado un régimen de producción incrementada.

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

Se calcularon estimaciones del SBR_t mensual de barrilete en el OPO para cada mes representado en el modelo de evaluación del stock (del primer mes de 1975 al primer mes de 2002). 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 después de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre a un nivel medio esperado de una población no explotada. Desgraciadamente, tal como se comenta en la Sección 5.3, no es posible estimar para el barrilete el nivel de SBR que daría lugar al RPMS (SBR_{RPMS}), y es por lo tanto imposible relacionar el SBR y el SBR_{RPMS} .

Al principio de 2002, el stock reproductor de atún barrilete en el OPO se encontraba considerablemente reducido. Se estima el SBR en ese momento en un 0,23, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,16 y 0,30.

En la Figura 5.1 se ilustra una serie de tiempo de estimaciones de SBR para el atún barrilete en el OPO.

El SBR ha estado por debajo del nivel medio sin explotación durante la mayor parte del período de 1975-2001, con la excepción del pico en 1999.

5.2. Evaluación de la condición del stock basada en rendimiento por recluta

Con base en cálculos del rendimiento por recluta, se estima que la edad crítica para el barrilete es menor que la edad de reclutamiento a la pesquería. Esto señala que se logra el rendimiento por recluta máximo con una mortalidad por pesca infinita. Los cálculos del rendimiento por recluta dependen de estimaciones de crecimiento y mortalidad natural, ambos inciertos.

5.3. Evaluación de la condición del stock basada en RPMS

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RPMS es objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición de RPMS es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede obtener bajo condiciones normales, usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Maunder y Watters (2001) describen el cálculo del RPMS. Se cambiaron los cálculos de Maunder y Watters (2001) para incorporar la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt en casos aplicables.

La evaluación actual supone que no existe una relación stock-reclutamiento para el atún barrilete, por lo que la curva de rendimiento relativo es igual a la curva de rendimiento por recluta relativo. Por lo tanto, (Sección 5.2) se logra el RPMS con una mortalidad por pesca infinita. Ya que esto es imposible en la realidad, no se presentan valores basados en el RPMS.

5.4. Resumen de la condición del stock

Hay una variación considerable en el SBR del atún barrilete en el OPO. En 2002 el SBR está en un nivel bajo (aproximadamente 0,23). Estimaciones basadas en RPMS y rendimiento por recluta señalan que se logra el rendimiento máximo con una mortalidad por pesca infinita porque el peso crítico es menor que el peso medio de reclutamiento a la pesquería, pero esto no es seguro debido a incertidumbres en las estimaciones de mortalidad natural y crecimiento.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Las fluctuaciones históricas en la biomasa del atún barrilete fueron impulsadas principalmente por fluctuaciones en el reclutamiento, así que proyecciones al futuro serán asimismo determinadas por el reclutamiento. Esto vale particularmente para especies de vida corta como el barrilete. Por este motivo, no se presentan proyecciones de biomasa futura.

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 barrilete en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2002 y datos actualizados de 2001.

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

El personal de la CIAT piensa proseguir el desarrollo de la evaluación para el barrilete

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 barrilete en el OPO. Piensa también elaborar índices de abundancia de barrilete 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.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

REFERENCES-REFERENCIAS

- 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, W. H. 1976. Estimates of the rates of mortality of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Internal Rep. 10: 59 pp.
- 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.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- 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.
- Forsbergh, E.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: 429-569.
- 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.
- Hennemuth, R.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: 23-37.
- 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.
- Joseph, J., and F.R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull. 53 77-80.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. submitted. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.

- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G. M. Watters. 2002a. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 91-146.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002b. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 5-90.
- Miyake, M.P. 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: 509-608.
- 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. 2001. An assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning in the eastern Pacific Ocean. Fish. Bull. 99: 43-350.
- 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.
- Uchiyama, J.H. and P. Struhsaker. 1981. Age and growth of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, as indicated by daily growth increments of sagittae. Fish. Bull. 79: 151-162.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 109-211.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 147-246.
- Wild, A. and T.J. Foreman. 1980. The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tuna marked with tetracycline. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 507-560.
- Wild, A. and J. 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.

ANEXO. RESULTADOS ADICIONALES DE LAS EVALUACIONES

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

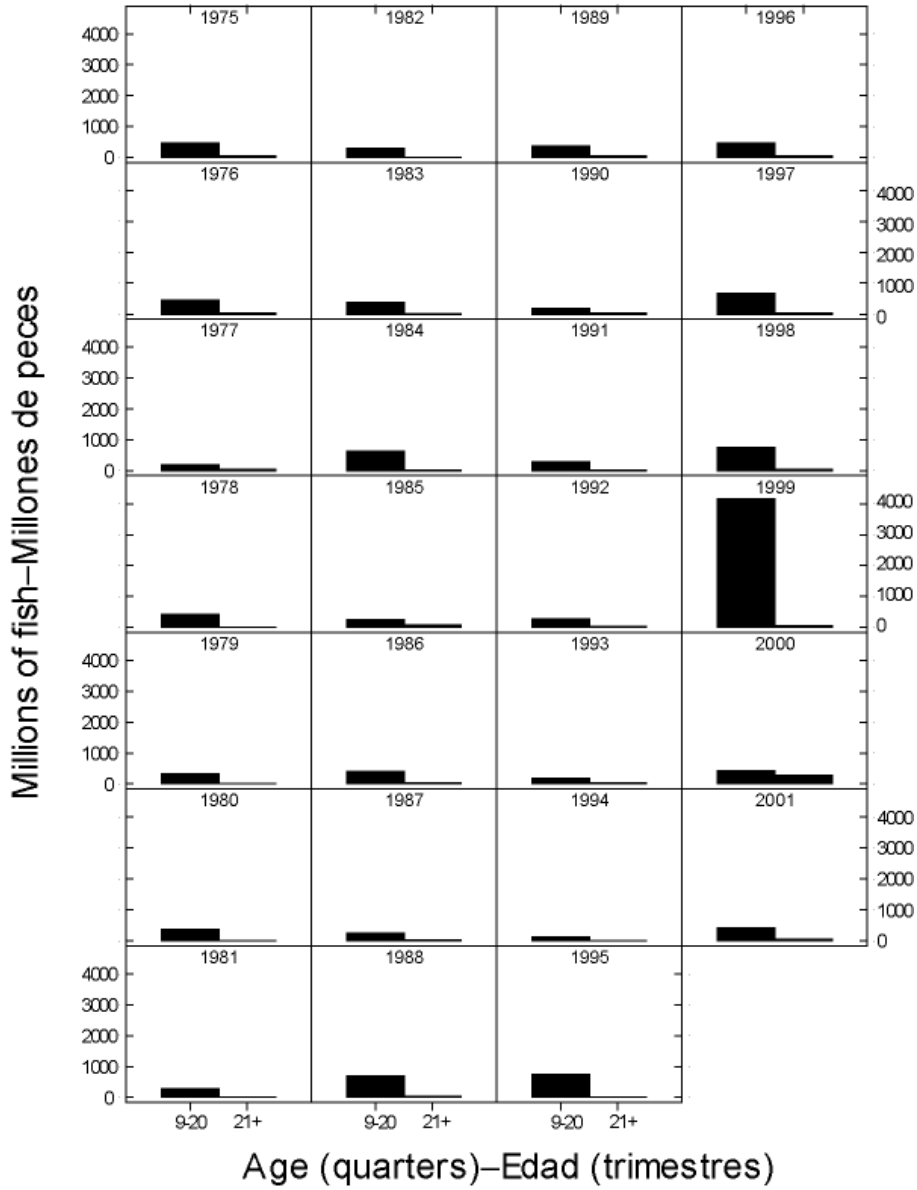


FIGURE A.1a. Numbers of skipjack tuna present in the EPO on January 1 of each calendar year, from the non-monotonic selectivity assessment.
FIGURA A.1a. Número de atunes barrilete presentes en el OPO el 1 de enero de cada año, de la evaluación de selectividad no monotónica..

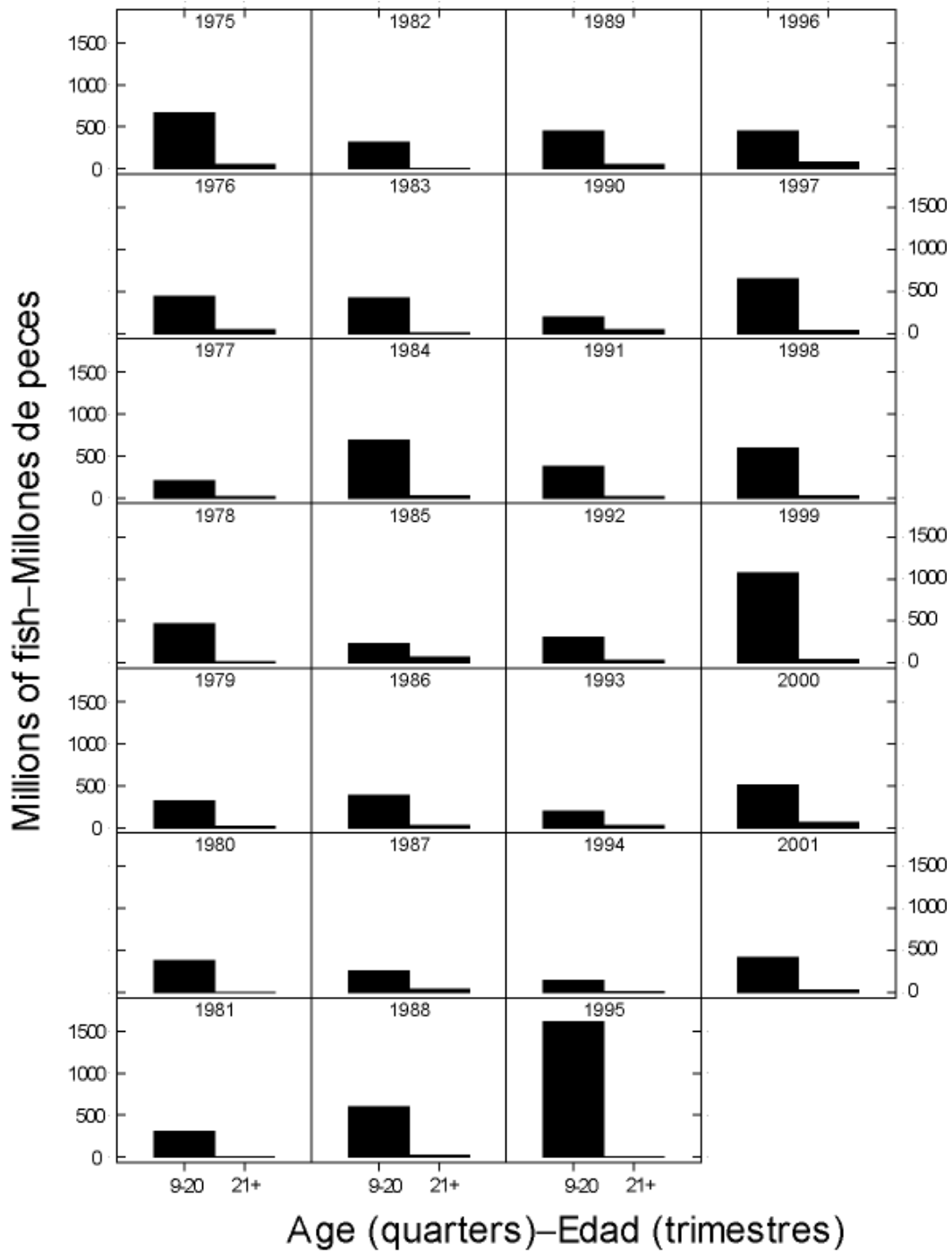


FIGURE A.1b. Numbers of skipjack tuna present in the EPO on January 1 of each calendar year, from the monotonic selectivity assessment.

FIGURA A.1b. Número de atunes barrilete presentes en el OPO el 1 de enero de cada año, de la evaluación de selectividad monotónica.

TABLE A.1. Average annual fishing mortality rates on skipjack tuna in the EPO.**TABLA A.1.** Tasas de mortalidad por pesca anual media para el atún barrilete en el OPO.

Year	Non monotonic selectivity		Monotonic selectivity	
	Ages 9-20	Ages 21+	Ages 9-20	Ages 21+
Año	Selectividad no monotónica		Selectividad monotónica	
	Edad 9-20	Edad 21+	Edad 9-20	Edad 21+
1975	0.5240	0.8722	0.4422	1.2879
1976	0.7273	1.2232	0.7361	1.8998
1977	1.0117	1.4960	0.9296	1.9369
1978	1.2673	2.6014	1.1207	3.3761
1979	1.3573	2.6765	1.2994	3.3898
1980	1.3646	3.1054	1.2720	3.8542
1981	1.5864	4.5725	1.4736	4.8407
1982	1.0318	2.2323	0.9493	2.5603
1983	0.3693	0.7230	0.3409	0.9488
1984	0.2116	0.5570	0.2073	0.7052
1985	0.3604	0.3593	0.3366	0.5960
1986	0.3012	0.3979	0.2998	0.5345
1987	0.4722	0.4591	0.4207	0.6862
1988	0.3301	0.4315	0.3350	0.5979
1989	0.5779	0.8309	0.4594	0.9750
1990	0.8689	1.1914	0.6875	1.4092
1991	0.4093	0.4901	0.3656	0.7478
1992	0.6459	0.8408	0.5829	1.2758
1993	1.5490	1.8016	1.4044	2.5091
1994	1.6435	2.3843	1.4376	3.7148
1995	0.4215	0.7593	0.3050	1.2537
1996	0.5196	0.8959	0.4664	1.1049
1997	0.5673	1.0650	0.5743	1.4259
1998	0.3511	0.6999	0.4442	1.0750
1999	0.2336	0.7398	0.7634	1.9120
2000	0.6442	1.3140	0.9842	3.5557
2001	0.5240	0.8722	0.4422	1.2879

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2001 AND OUTLOOK FOR 2002

by

Mark N. Maunder and Shelton J. Harley

CONTENTS

1. Executive summary.....	203
2. Data	206
3. Assumptions and parameters	209
4. Stock assessment.....	212
5. Stock status	219
6. Simulated effects of future fishing operations	225
7. Future directions	229
References.....	311
Figures	230
Tables.....	260
Appendices.....	266

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, was used to conduct this assessment. Previous assessments of bigeye in the EPO were also conducted using the A-SCALA method. The version of A-SCALA is the same as that used for the previous assessment with modifications to some of the assumptions. The modifications include fixing variation of length at age based on otolith data from the western Pacific bigeye stock, down-weighting the influence of the floating-object catch and effort data on abundance, using habitat-based standardised effort for the longline fisheries, and basing future projections on average observed fishing mortality rather than on effort multiplied by average catchability and selectivity. New and updated catch, effort, and environmental data have been included in the assessment. Purse-seine and baitboat catch, effort, and length-frequency data for 1980-2000 were updated and new data for 2001 were included. New Taiwanese longline catch data for 1998 were included. Japanese catch data for 1998 and 1999 were updated, and new data included for 2000.

Three sensitivity analyses were carried out this year:

1. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case included an assumption that recruitment was independent of stock size and a Beverton-Holt stock-recruitment relationship was used for the sensitivity analysis.
2. Sensitivity to estimates of Korean longline catch. In addition to the data held by the IATTC, which is used in the basecase analysis, a sensitivity analysis was conducted with the greater estimates of Korean longline catch estimated by the Secretariat for the Pacific Community (SPC).
3. Sensitivity to the method used to estimate the fishing mortality rate used in yield calculations and forward projects. In the basecase analyses fishing mortality is calculated on average catchability over the whole modeling time frame. The sensitivity analysis included the assumption that future catchability remained at the levels of 2000 and 2001.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 24 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 20 quarters old has decreased since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The basecase assessment suggests that (1) the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with

floating objects, and (2) that bigeye are substantially more catchable when they are associated with floating objects in offshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment have not been identified. Nevertheless, the abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the base-case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are two important features in the time series of recruitment estimates. First, greater-than-average recruitments occurred in 1982-83, 1987, 1992, 1994, and 1995-1997. Second, recruitment has been much less than average for most of the 1998-2001 period, and the upper confidence bounds of all these recruitment estimates are below the virgin recruitment. This extended sequence of low recruitments is important because it is likely to produce a series of years in which the spawning biomass ratio (SBR; the ratio of spawning biomass during a period of exploitation to that which might accumulate in the absence of fishing) will be below the level that would be expected to occur if the stock were producing the average maximum sustainable yield. There is, however, considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment for bigeye tuna in the EPO.

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984 and reached its peak level of about 456,000 mt in 1985. Subsequently it decreased to an historic low of about 117,000 mt at the start of 2002. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO.

The estimates of recruitment and biomass are sensitive both to the way in which the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. Including the SPC-estimated Korean longline catch increased estimates of biomass and recruitment. However, including a stock-recruitment relationship did not change the estimates of biomass or recruitment. In general, the results of the sensitivity analysis and those presented by Watters and Maunder (2002) support the view that the basecase estimates of recruitment and biomass are uncertain.

At the beginning of January 2002, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at a low level. At that time the SBR was about 0.28, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 0.15 and 0.41. This estimate is the lowest seen in the modeling time period and is less than the estimate of SBR_{AMSY} (the spawning biomass ratio required to produce the average maximum sustainable yield; 0.38), suggesting that, at the start of January 2002, the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably less than the level that is required to produce the AMSY. However, the spawning biomass appears to have been above this level throughout most of the July 1980-January 2001 period. The stochastic projections indicate that the SBR is likely to reach an historic low level, below the level that would be expected if the population were producing the AMSY, within the next three years. This decline is likely to occur regardless of the environmental conditions and the amount of fishing that occurs in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 and 2001. The projected SBR may increase during 2003-2006, but the timing and rate of this increase would be dependent on future levels of recruitment (which may be driven by future environmental conditions) and fishing mortality.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined has been below the critical weight (about 35.5 kg) since 1993, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is not satisfactory from a yield-per-recruit perspective.

The distribution of effort among fishing methods affects both the equilibrium yield per recruit and the equilibrium yield. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum

possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant. Also, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of F multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of F multipliers provides a yield per recruit that is close to the maximum. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch and a stock-recruitment relationship exists, extremely large amounts of fishing effort would cause the population (and therefore the yield) to crash. When longline catches are dominant, the population can sustain substantially greater fishing mortality rates. These conclusions are valid only if the age-specific selectivity pattern of each fishery is maintained.

At the beginning of January 2002, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 26% less than the level that would be expected to produce the AMSY. However, the recent catches are estimated to have been about 12% above the AMSY level. If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 185% of the current level of effort. Increasing the effort to 185% of its present level would increase the long-term average yield about 11%, but would decrease the spawning potential of the stock by about 42%. If the catches of bigeye by the surface fleet are determined largely by the strength of the cohorts recruited to the fishery, they will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the surface fisheries. 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 sensitivity analyses support the view that, at the start of 2002, the spawning biomass was below the level that would be present if the stock were producing the AMSY. However, both the sensitivity analyses presented in this report and in previous assessments and the stochastic analyses confirm that there is uncertainty in the estimates of the AMSY and the amount of fishing mortality that is required to achieve this yield. Both of these quantities are sensitive to how the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. It is important to understand that the status of the stock is highly dependent on the method used to calculate the fishing mortalities used in the yield calculations. If the catchabilities remain as high as in the most recent years, as opposed to moving back to their average levels, and effort levels continue at their recent levels, the bigeye population is estimated to be in an overexploited state with respect to producing AMSY.

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, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface fishing effort to 125% 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% of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects (or ensuring that discarded fish survive) would increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Thus, any measure that effectively reduces the kill of bigeye that are about 2-5 quarters old may help to achieve a variety of management objectives.

The sensitivity analysis shows that if fishing mortality rates continue at their recent levels due to the recent increase in catchability being sustained, the fishery is unlikely to recover from the low levels predicted in 2003, and the SBR will remain below the level required to produce AMSY.

Work continued this year on the Pacific-wide bigeye assessment method which was described at the second meeting of the Scientific Working Group. The method has undergone some important improvements during the year, but new results for the EPO are not yet available. Initial results show that the MULTIFAN-CL method, which is used for the Pacific-wide bigeye assessment, gives essentially identical results to A-SCALA when using the same assumptions and data.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for July 1980 through December 2001 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2001, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of early April 2002. 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; these definitions were used in two previous assessments of bigeye in the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002). The spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in Figure 2.1.

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

2.2. Catch and effort data

The catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions presented in Table 2.1.

In previous assessments (*e.g.* Watters and Maunder 2001) the IATTC staff defined, for the purposes of stock assessment, three types of catch data: landings, discards, and catch. The previous definitions of these terms are applied throughout this report.

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

New and updated catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment. The data for 1980 through 2000 are updated (compared to those presented by Watters and Maunder (2002) in previous assessments of bigeye in the EPO). The data for 2001 are new. Watters and Maunder (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate surface fishing effort.

New and updated catch and effort data for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have also been incorporated into the current assessment. New catch and effort data have been obtained from Japan (2000) and Taiwan (1998). Catch data for Japan were also updated for 1998 and 1999. Two sets of Korean longline catch data are investigated. The first set is based on data in the IATTC database. The second set is data supplied by the Secretariat for the Pacific Community (SPC), which is raised to represent the total catch estimated by the Korean National Fisheries Research and Development Institute (NFRDI). (Aggregated logsheet data, stratified by month and 5° latitude x 5° longitude were provided to SPC by NFRDI, but these data do not represent full coverage of the activities of the Korean long-range longline fleet; hence the need for raising these data). The catch and effort have been raised for each year by the ratio of combined albacore, bigeye, and yellowfin catch estimates for the western and central Pacific Ocean, to

the combined albacore, bigeye, and yellowfin catch from the aggregated logsheet data for the western and central Pacific Ocean. As in the previous assessments of bigeye from the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002), the amount of longlining effort was estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings. In previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002), estimates of standardized CPUE were obtained with regression trees (Watters and Deriso 2000). In this assessment we use CPUE standardized by the habitat-based method (Hinton and Nakano 1996). The indices were supplied by SPC.

The following is a brief description of the habitat-based effort standardization method. A detailed description can be found in Bigelow *et al.* (in press) and the references therein. The effectiveness of longline effort with respect to bigeye tuna is strongly affected by the fishing depth of the gear. This is due to the preference of bigeye for habitat characteristics (*e.g.* temperature and oxygen levels). Since the mid-1970s, longlines have been modified so as to fish at greater depths to increase catch rates of bigeye. Therefore, it is important that standardized longline effort, which is used with catch to provide information on abundance, take into consideration the depth of the longline and the relationship between this depth and the habitat preference of bigeye. This preference, in terms of ambient temperature, is calculated by coupling archival tag and acoustic-tracking information with temperature data for the associated area. Different values were used for day and night, due to differences in bigeye behavior during these periods. Preferred oxygen levels were calculated from physiological experiments and tracking studies. The depth of the longlines are calculated, using the approximate length of mainline between buoys and applying a catenary curve to represent the shape of the longline. The depth is modified by a shoaling effect of ocean currents, which reduces the fishing depth of the longline. The relative habitat preference associated with each hook, which are distributed uniformly along the line between buoys, is calculated using a time series of temperature at depth (with pre-1980 data represented by a monthly climatology) and average (1934-1994) dissolved oxygen at depth for each 5-degree area-month stratum. The effective effort is then calculated as the sum of the habitat preference for the hooks. For longline, only Japanese effort data are used in the model, because these data include information on the number of hooks per basket, provide the only consistent large area coverage of the distribution of bigeye, and represent the majority of the effort.

2.2.1. Catch

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from July 1980 through December 2001 are illustrated in Figure 2.2. There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of bigeye made by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 8 and 9) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet (Figure 2.2). It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from July 1, 1980, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

For this assessment, the Japanese longline data are available through 2000. In the previous assessment (Watters and Maunder 2002), Japanese longline data were available only through 1999. It is assumed that the total longline effort expended in 2001 is equal to the amount expended in 2000. Thus, in the assessment, the estimated longline catch in 2001 is a function of the fishing effort in 2000, the estimated abundance in 2001, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9).

The catches taken by Fisheries 2 and 4 during 2001 were greater than those taken during 2000. As percentages of the catches taken in 2000, these increases were, respectively, about 24%, and 40%, Fisheries 3, 5, and 7 were less than that in 2000. The catch decreased by about 67%, 42%, and 53%, for these fisheries, respectively. The longline catch was 80% lower, and 64% greater in 2000 compared to 1999, for Fisheries 8 and 9, respectively.

Although the catch data presented in Figure 2.2 are in weight, the catches in numbers of fish are used to

account for longline removals of bigeye in the stock assessment.

2.2.2. Effort

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 13 fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are illustrated in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-7 and 10-13) is in days fishing, and that for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks. There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by all of the fisheries that catch bigeye from the EPO. Nevertheless, there have been two important trends in fishing effort. First, since about 1993, there has been a substantial increase in the number of days fished that have been directed at tunas associated with floating objects. Second, the amount of longlining effort expended in the EPO, which is directed primarily at bigeye, has declined substantially since about 1991.

Compared to 2000, the total amount of fishing effort expended by Fisheries 2, 4, and 5 increased during 2001. As percentages of the effort expended in 2000, these increases were, respectively, about 121%, 2%, and 35%. The total amount of fishing effort expended by Fisheries 3 (-12%) and 7 (-26%) decreased from 2000 to 2001. These results indicate that the floating-object fishery in the southern offshore area (Fishery 2) expanded the most during 2001, as was also the case in 2000. It should be noted, however, that the spatial expansion and contraction of effort in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects vary greatly among years (Watters 1999). The effective longline fishing effort decreased in the north (Fishery 8, 77%) and increased in the south (Fishery 9, 12%) from 1999 to 2000.

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).

As previously noted (Section 2.2.1), the IATTC databases do not contain catch and effort information from Japanese longlining operations conducted in the EPO during 2001. It is assumed, therefore, that the total amount of longlining effort exerted during each quarter of 2001 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 2000.

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

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from the catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel), or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In both cases, the amount of discarded bigeye is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (submitted). Regardless of why bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish die. New discard data for 2001 and 2002 are included in the analysis.

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

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (see Figure 4.5). Watters and Maunder (2001) provide a short rationale for treating such discards as

separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

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

2.3. Size-composition data

New length-frequency data are available for the surface fisheries for 2001. Data for years prior to 2001 have also been updated. No new longline length-frequency data are available for this assessment.

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches from each fishery defined in Table 2.1 have been described in two previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002). The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm long) and medium-sized (75 to 125 cm long) bigeye (Figure 4.2, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium bigeye (Figure 4.2, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye have dominated the catches of fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Figure 4.2, Fisheries 2-5). Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured from unassociated schools (Figure 4.2, Fishery 6). Since 1990, more small- and large-sized (>125 cm long) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 4.2, Fishery 7). The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the area north of 15°N, longliners catch mostly medium-sized bigeye, and the average size composition has two distinct peaks (Figure 4.2, Fishery 8). In the southern area, longliners catch substantial numbers of both medium- and large-sized bigeye, and the size composition has a single peak (Figure 4.2, Fishery 9).

During any given quarter, the size-composition data collected from a fishery will not necessarily be similar to the average conditions illustrated in Figure 4.2. The data presented in Figures 4.3a and 4.3b illustrate this point. The most recent (2001) size-compositions for the fisheries that catch bigeye in association with floating objects contain more large-sized bigeye than what has been caught by these fisheries on average (compare Figure 4.3a to Figure 4.2 for Fisheries 2-5). This is due to a strong cohort that can be identified moving through the length-frequency data.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments can be constrained to be similar to a specific growth curve (perhaps taken from the literature) or fixed so that the growth curve can be treated as something that is known with certainty. If the growth increments are estimated as free parameters they are constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The modified growth model is also designed so that the size and age at which fish are first recruited to the fishery must be specified. For the current assessment, it is assumed that bigeye are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) when they are 30 cm long and two quarters old.

In the previous bigeye assessment (Watters and Maunder 2002), the A-SCALA method was used to compare the statistical performance of different assumptions about growth. An assessment in which the growth increments were fixed and set equal to those from the von Bertalanffy curve estimated by Suda and Kume (1967) was compared to an assessment in which the growth increments were estimated as free parameters. In the former assessment, the fixed growth increments were generated from a von Bertalanffy curve with $L_{\infty} = 214.8$ cm, $k = 0.2066$, the length at recruitment to the discard fisheries = 30 cm, and the age at recruitment = 2 quarters. The previous analysis showed that fixing growth was statistically preferable to estimating growth. However, in this assessment we have chosen to estimate growth using the Suda and Kume (1967) von Bertalanffy growth curve as a strong prior only for the older age-classes

(12 to 40 quarters old). This is because the EPO yellowfin tuna assessment (Maunder 2002) and tuna assessments in the western and central Pacific Ocean (Hampton and Fournier 2001a, b; Lehodey *et al.* 1999) suggest that tuna growth does not follow a von Bertalanffy growth curve for the younger ages. The prior is used for the older ages because there is usually insufficient information in the length-frequency data to estimate mean lengths for the older ages. Previous assessments of bigeye tuna in the EPO (Watters and Maunder 2001) produced estimates of variation of length-at-age that were unrealistically high. Therefore, we use the variation-at-age estimated from the otolith data collected in the western and central Pacific Ocean. Estimates of variation of length-at-age from the MULTIFAN-CL Pacific-wide bigeye tuna assessment were consistent with otolith data collected in the western and central Pacific Ocean (Hampton and Fournier 2001b). The amount of variation at age is also consistent with estimates from dorsal spine data (Sun *et al.* 2001) and estimates for yellowfin in the EPO (Maunder *in press*; see Background Paper A2).

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

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

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

3.1.2. Recruitment and reproduction

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

A-SCALA allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter named steepness, and the initial age structure of the population. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because the spawning biomass may not have been reduced to less than 20% of its unexploited level and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that cause recruitment to be extremely variable. Thus, to estimate steepness it is often necessary to specify how this parameter might be distributed statistically. (This is known as specifying a prior distribution.)

For the current assessment, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, steepness is estimated to be close to 1. We also present a sensitivity analysis with steepness = 0.75. In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, it is further assumed that recruitment should not be less than 25% of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1% of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, such extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Spawners are defined as 3+-year-old females, and an age-specific fecundity schedule is used to provide an index of spawning potential. The fecundity index at age is assumed to be equal to the mean weight at age estimated by inserting mean lengths from the growth curve provided by Suda and Kume (1967) into the weight-length relationship provided by Nakamura and Uchiyama (1966) (see Section 3.1.1). The age-specific proportions of female bigeye and fecundity indices used in the current assessment are provided in Table 3.1.

3.1.3. Movement

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

3.1.4. Natural mortality

Three age-specific vectors of natural mortality (M) were used in the previous assessment of bigeye tuna (Watters and Maunder 2002). For the basecase assessment, the M at age was assumed to be the same as that used in the previous two assessments (Anonymous 2000, Watters and Maunder 2001). This mortality schedule was derived by assuming that M is relatively high for young (small) bigeye and that observed changes in size-specific sex ratios indicate increased M for older females. The basecase natural mortality curve was estimated by fitting to some of the natural mortality estimates of Hampton (2000) and the sex-ratio data provided by Hampton *et al.* (1998). The basecase vector of M is illustrated in Figure 3.1. Two other vectors of M were used in sensitivity analyses described in Watters and Maunder (2002). These two vectors were obtained by subtracting/adding 0.05 from/to all of the age-specific estimates in the basecase vector. The different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that which would produce AMSY. In this assessment results are presented only from the basecase age-specific vector of natural mortality.

3.1.5. Stock structure

There are not enough data available to determine whether there are one or several stocks of bigeye tuna in the Pacific Ocean. For the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific, and that movement of fish between these areas is in equilibrium (*i.e.* immigration balances emigration). The IATTC staff is currently collaborating with scientists of the SPC, Oceanic Fisheries Programme, and of the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan to conduct a Pacific-wide assessment of bigeye. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the A-SCALA method.

3.2. Environmental influences

It is assumed that oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. To incorporate such a possibility, an environmental variable is integrated into the stock assessment model, and it is determined whether this variable explains a significant amount of the variation in the estimates of recruitment. For the current assessment, zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth and in an area from 8°N-15°S and 100°-150°W are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The zonal-velocity anomalies were calculated as the quarterly averages of anomalies from the long-term (January 1980-December 2001) monthly climatology. These data were included in the stock assessment model after they had been offset by two quarters because it was assumed that recruitment of bigeye in any quarter of the year might be dependent on environmental conditions in the quarter during which the fish were hatched. The zonal-velocity anomalies were estimated from the hindcast results of a general circulation model. The hindcast results are posted on the Internet by the US National Oceanic and Atmospheric Administration, National Centers for Environmental Prediction, and made available through the Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction Data Library. The hindcast results can be obtained at <http://ingrid.ldeo.columbia.edu>.

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the five fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5). Whether environmental conditions affect fishery performance is determined by incorporating an environmental effect into the stock assessment and

determining whether that effect explains a significant amount of the variation in the estimates of catchability (q). For the current assessment, fishery-specific indices of vertical shear were considered as candidate environmental variables affecting q . These shear indices were calculated by taking the absolute difference of hindcasted velocities at 25 and 240 m. The differences were based on zonal velocities for Fisheries 2, 3, and 5, and meridional velocities (velocities in the north-south direction) for Fisheries 1 and 4. The vertical shear indices were calculated, for each quarter, as fishery-specific spatial averages over the following areas:

Fishery 1:	5°N-15°S, 70-85°W
Fishery 2:	0°-10°S, 110-150°W
Fishery 3:	5°N-5°S, 85-110°W
Fishery 4:	5°N-15°S, 70-85°W
Fishery 5:	8°N-0°, 110-150°W

The data that were used to develop the vertical shear indices were obtained from the same source as those used for modeling an environmental effect on recruitment.

4. STOCK ASSESSMENT

The A-SCALA method (Maunder and Watters submitted) is currently used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. This method was also used to conduct the previous two assessments of bigeye (Watters and Maunder 2001, 2002). A general description of the A-SCALA method is included in the previously-cited assessment documents, and technical details are provided in Maunder and Watters (submitted). The version of A-SCALA used in this assessment is the same as described by Watters and Maunder (2002). The assessment model is fitted to the observed data (catches and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a constrained likelihood, given the amount of fishing effort expended by each fishery. Many of the constraints imposed on this likelihood are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model.

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries two 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 should be able to catch fish that are somewhat younger and older (*i.e.* selectivity curves should be relatively smooth).
4. As bigeye tuna age, they become more vulnerable to longlining in the area south of 15°N, and the oldest fish are the most vulnerable to this gear (*i.e.* the selectivity curve for Fishery 9 is monotonically increasing).
5. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change from quarter to quarter.
6. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7) and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels. This constraint is based on the fact that these fisheries do not direct their effort at bigeye.
7. It is extremely difficult for fishermen to catch more than about 60% of the fish 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 3-7 nor to those outlined in Section 3. The constraints are designed so that they can be violated if the observed data provide good evidence against them.

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

EPO:

1. recruitment in every quarter from the third quarter of 1980 through the first quarter of 2002 (This includes estimation of virgin recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);
2. catchability coefficients for the 13 fisheries that take bigeye from the EPO (This includes estimation of an initial catchability for each fishery, environmental effects, and random effects.);
3. selectivity curves for 9 of the 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve.);
4. a single, average growth increment between ages 2 and 5 quarters and the average quarterly growth increment of fish older than 5 quarters;
5. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age;
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. age-specific natural mortality rates (Figure 3.1);
2. age-specific sex ratios (Table 3.1);
3. age-specific maturity schedule (Section 3.1.2);
4. age-specific fecundity indices (Table 3.1);
5. selectivity curves for the discard fisheries (Figure 4.5, Fisheries 10-13);
6. the steepness of the stock-recruitment relationship.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population nor of the fisheries that operate in the EPO. As in previous assessments (*e.g.* Maunder and Watters 2001, Watters and Maunder 2001), uncertainty is expressed as (1) approximate confidence intervals around estimates of recruitment (Section 4.2.2), biomass (Section 4.2.3), and the spawning biomass ratio (Section 5.1), and (2) coefficients of variation (CVs). The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since this assumption is not likely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

4.1. Indices of abundance

Catches per unit of effort (CPUEs) have been presented in previous assessments of bigeye tuna from the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002). CPUEs are indicators of fishery performance, but trends in CPUE will not always follow trends in biomass or abundance. The CPUEs of the 13 fisheries defined for the assessment of bigeye are illustrated in Figure 4.1, but the trends in this figure should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3. There has been substantial variation in the CPUEs of bigeye tuna achieved by both the surface fleet (Fisheries 1-7) and the longline fleet (Fisheries 8 and 9) (Figure 4.1). Notable trends in CPUE have occurred in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. On average, the CPUEs achieved by these fisheries increased substantially from 1997 through 2000, but decreased in 2001 except for Fishery 4 (Figure 4.1, Fisheries 2-5). Notable trends in CPUE have also occurred for the two longline fisheries. The CPUEs of both longline fisheries decreased markedly between 1985 and 2000 (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9). Catch and effort data were not available for 2001 for any of the longline fisheries, so the CPUEs for 2001 are only estimates. The longline CPUE in the area north of 15°N is estimated to have decreased and that in the area south of 15°N is estimated to have increased (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9).

Comparing the CPUEs of the surface fisheries in 2001 to those achieved in 2000 illustrates that perfor-

mance of these fisheries is quite variable. The performance of the fisheries that catch the majority of big-eye associated with floating objects (Fisheries 2, 3, and 5) was substantially worse in 2001 than it was in 2000 (Table 4.1). In contrast, the performances of Fisheries 4 and 7 were substantially increased in 2001 (Table 4.1).

4.2. Assessment results

Three versions of the assessment model are presented:

1. steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 (no relationship between stock and recruitment);
2. steepness of the stock-recruitment relationship equals 0.75 (moderate relationship between stock and recruitment);
3. steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 and Korean longline catch data as estimated by SPC.

Version 1 is used as the basecase assessment, and the other two are provided as sensitivity analyses. A more comprehensive sensitivity analysis, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, and natural mortality can be found in Watters and Maunder (2002).

The basecase assessment is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly (this is a feature of the A-SCALA method), and the 13 time series of bigeye catches predicted with the basecase model are nearly identical to those plotted in Figure 2.2.

In practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the catch. Predictions of the size compositions of bigeye tuna caught by Fisheries 1-9 are summarized in Figure 4.2. This figure simultaneously illustrates the average observed and predicted size compositions of the catches taken by these nine fisheries. The average size compositions for the fisheries that catch most of the bigeye taken from the EPO are reasonably well described by the basecase assessment (Figure 4.2, Fisheries 2, 3, 5, 8, and 9). There are, however, two peaks in the average size composition for the northern longline fishery (Fishery 8) are not well described by the basecase assessment.

Although the basecase assessment reasonably describes the average size composition of the catches by each fishery, it is less successful at predicting the size composition of each fishery's catch during any given quarter. In many instances this lack of fit may be due to inadequate data. For example, the most recent size-composition data from Fisheries 4 and 7 are not informative (Figures 4.3a and 4.3b). In other cases, the basecase assessment tends to oversmooth and does not capture modes that move through the size-composition data. For example, there is good evidence for a strong mode moving through the most recent size compositions from Fisheries 3 and 8 (Figures 4.3a and 4.3b). In the former case, the basecase assessment attempts to describe the movement of this mode, but both the rate at which the mode progresses and the height of the mode appear to be underestimated (Figure 4.3a). In the latter case, there are multiple modes in the observed size compositions, but the predicted size composition is unable to adequately represent these modes (Figure 4.3b). The fit to these data is governed by complex tradeoffs between estimates of growth, selectivity, and recruitment. The reduction in the variation of length at age and the estimation of mean length at age in the current assessment has improved the fit to the length-frequency data compared to the previous assessment (Watters and Maunder 2002).

Of all the constraints used to fit the assessment model (see Sections 3 and 4), those on recruitment, growth, catchability, and selectivity had the most influence. This result is supported from the results in the following list (a large value indicates that the constraint was influential):

Total likelihood = -239452.2

Likelihood for catch data = 5.6

Likelihood for size-composition data = -240037.2

Constraints and priors on recruitment parameters = 22.7
Constraints and priors on growth parameters = 50.2
Constraints on fishing mortality rates = 0.0
Constraints and priors on catchability parameters = 409.4
Constraints on selectivity parameters = 97.0

The constraints on catchability and selectivity represent the sum of many small constraints on multiple parameters estimated for each fishery.

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

4.2.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality on bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 24 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 20 quarters old has decreased since then (Figure 4.4). The increase in average fishing mortality on younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. These fisheries (Fisheries 2-5) catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are less than 12 quarters old (Figure 4.5), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.3). The decrease in average fishing mortality on older fish can be attributed to the contraction of the longline fishery that operates south of 15°N (Fishery 9). This fishery selects mostly fish that are more than 20 quarters old (Figure 4.5). (Note that the selectivity curve for this fishery is constrained to be monotonically increasing.) Both the amount of bigeye caught (Figure 2.2) and the amount of effort expended (Figure 2.3) by this fishery have decreased since 1993.

Temporal trends in the age-specific amounts of fishing mortality on bigeye tuna are illustrated in Figure 4.6. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (see Section 2.2.2 and Figure 2.3) and changes in catchability. Changes in catchability are described in the following paragraphs. The trend in fishing mortality rate by time also shows that fishing mortality has increased for young fish and decreased for large fish since about 1993. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix D (Table D.1).

In two previous assessments of bigeye from the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002) catchability (q) was considered to be composed of three effects: effects of changes in technology and the behavior of fishermen, effects of the environment, and random effects that temporarily change the relationship between fishing effort and fishing mortality. The basecase assessment described in this report and that of the most recent assessment (Watters and Maunder 2002) does not include the first component, and an environmental effect was estimated only for Fishery 3. The random effects on q are retained in the basecase assessment, and these effects have dominated the temporal trends in q for all fisheries except Fishery 3 (Figures 4.7a, 4.7b, and 4.7c). For Fishery 3 (the floating-object fishery that operates around the Galapagos Islands), temporal trends in q are strongly influenced by vertical shear. Strong vertical shear reduces the catchability for this fishery. In general, vertical shear in the area defined for Fishery 3 tends to be weak during El Niño episodes and strong during La Niña episodes.

The basecase assessment suggests that (1) the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and (2) bigeye are more catchable near floating objects in offshore areas than in coastal areas. The average catchabilities of Fisheries 2, 3, and 5 (recent floating-object fisheries in offshore areas) are substantially greater than the average catchability for Fishery 1 (early floating-object fishery in the coastal area). These results support the first suggestion. The average catchabilities of Fisheries 2, 3, and 5 are substantially greater than the average

catchability for Fishery 4 (recent floating-object fishery in the coastal area), which supports the second suggestion.

There has been almost no change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.7b, Fisheries 8 and 9, bold lines). This result is to be expected, given the effort data for these fisheries were standardized before they were incorporated into the stock assessment model (Section 2.2.2).

4.2.2. Recruitment

The abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish are assumed to have hatched (Watters and Maunder 2002, Figure 4.8, upper panel). The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious. Given these latter two caveats, the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment should be viewed with some skepticism. Nevertheless, the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events.

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.10, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching (Figure 4.8, lower panel). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. As noted in Section 3.1.2, the absence of an emergent relationship between stock and recruitment does not indicate that such a relationship is nonexistent because stock sizes may not have been sufficiently reduced, or environmental variation may mask the relationship. The basecase estimate of steepness is fixed at 1, which produces a model with a weak assumption that recruitment is independent of stock size. A sensitivity analysis is presented in Appendix A that assumes that recruitment is moderately related to stock size (steepness = 0.75).

The estimated time series of bigeye recruitment is shown in Figure 4.9, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.2. The estimate of virgin recruitment is about 5.6 million bigeye per quarter, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 4.4 million and 7.1 million, respectively. Greater-than-average recruitments occurred in 1982-1983, 1987, 1992, 1994, and 1995-1997. Note, however, that the lower confidence bounds of these estimates were only greater than the estimate of virgin recruitment for 1994 and 1997, so it is uncertain whether these recruitments were, in fact, greater than the virgin recruitment. The extended period of relatively large recruitments in 1995 to 1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Recruitment has been much lower than average for most of the recent period from 1998 to 2001, and the upper confidence bounds of all these recruitment estimates are below the virgin recruitment. These low recruitments are predicted from some of the decreased CPUEs achieved by the floating-object fisheries (Table 4.1) and by poor environmental conditions for recruitment. The extended sequence of low recruitments is important because it is likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio will be below the level that would be expected to occur if the stock produces the average maximum sustainable yield (AMSY) (see Section 5.1). It should be noted that despite the low recruitments during 2000, small bigeye continued to be caught in association with floating objects (Figure 4.3a).

There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment, particularly in the early years before the fishing on floating objects expanded. The average CV of the recruitment estimates is about 0.44. Most of the uncertainty in recruitment is a result of the fact that the observed data can be equally well fitted by a model with different estimates of the assessment parameters. Uncertainty in the most recent estimates of recruitment is, however, also caused by the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

4.2.3. Biomass

Trends in the biomass of 1+-year-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.10 (upper panel), and estimates of the biomass at the start of each year are presented in Table 4.2. The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1981-1984, and reached its peak level of about 520,000 mt in 1985. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 232,000 mt at the start of 2002. There has been an accelerated decline in biomass since 2000.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.10 (lower panel), and estimates of the spawning biomass at the start of each year are presented in Table 4.2. As noted in Section 4.2.2, the spawning biomass is estimated from a fecundity index, so the values presented in the figures and tables should not be interpreted as actual tonnages. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds (see previous paragraph). A summary of the age-specific estimates of the abundance of bigeye in the EPO at the beginning of each calendar year is presented in Appendix C (Figure C.1).

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. The average CV of the biomass estimates of 1+-year-old bigeye is 0.24. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.21.

Given the amount of uncertainty in both the estimates of biomass 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, the assessment suggests two conclusions. First, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO at the start of the third quarter of 1980 was allowed to grow (using the time series of estimated recruitment anomalies, the estimated environmental effect, and the stock-recruitment curve illustrated in Figure 4.8) in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the basecase assessment (Figure 4.11). Second, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 1+-year-old bigeye (1985 and 2000; Figure 4.10) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1995-1997, respectively; Figure 4.9).

4.2.4. Average weights of fish in the catch

Trends in the average weights of bigeye captured by the fisheries that operate in the EPO are illustrated in Figure 4.12. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (see Section 5.2). During 1999 the average weights of bigeye taken from associations around floating objects increased substantially (Figure 4.12, Fisheries 2-5). During the latter half of 2000, however, the average weight of the fish taken by Fisheries 2, 3, and 5 decreased (Figure 4.12). Fisheries 7 and 8 have consistently captured bigeye that, on average, had average weights that are close to the critical weight. However, Fishery 7 has very low catches. Fishery 8 comes relatively close to maximizing the yield per recruit (see Section 5.2). The average weights of bigeye taken by Fishery 8 increased during 1999 (Figure 4.12). The average weight of bigeye taken by the longline fishery operating south of 15°N (Fishery 9) has always been greater than the critical weight. This indicates that Fishery 9 does not tend to maximize the yield per recruit (see Section 5.2). In general the average weight of bigeye taken by the all of the surface fisheries combined (excluding the discard fisheries) increased during 1998 and early 1999 and then decreased (Figure 4.12). The average weight of bigeye taken by both longline fisheries combined appears to have decreased during early 1997, 1998, and 1999, and then increased (Figure 4.12). These two trends, for the combined surface fisheries and the combined longline fisheries, were probably caused by the growth of the large cohorts produced during 1995-1998 (Figure 4.9).

4.3. Comparisons to external data sources

In the basecase assessment, the growth increments are estimated for the younger bigeye. The estimated mean length at age is less than given by Suda and Kume (1967: Table 4.3 and Figure 4.13).

4.4. Sensitivity analysis

Two sensitivity analyses are conducted in the current assessment: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix A) and sensitivity to the SPC estimates of Korean longline catch data (Appendix B). Additional sensitivity analyses were conducted in the previous assessment (Watters and Maunder 2002). These analyses included alternative surface-fishery catches during 2000, different levels of natural mortality, estimation of growth, and influences of environmental variables on recruitment and catchability. A sensitivity analysis that investigated the influence of the method used to determine the species composition of the catches for 2000 and 2001 was also conducted this year (results not reported), and this had only a small effect on the results.

For the analysis with steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship equal to 0.75, the estimates of biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are essentially the same as the base case. This probably occurs for two reasons: (1) there is sufficient information in the catch-at-length data for all years and (2) the biomass does not get to low levels at which the stock-recruitment model has a large effect. Therefore, the stock-recruitment relationship does not provide additional information to the stock assessment.

When the larger SPC-estimated Korean longline catch is used, both the biomass (Figure B.1) and recruitment (Figure B.2) are increased. This is expected, since additional biomass is required to compensate for the increased removals if the same trend (as represented by the CPUE) is to be achieved.

4.5. Comparison to previous assessments

The assessment results are very similar to those from the previous assessments of Watters and Maunder (2001, 2002) and the results using cohort analysis (Figure 4.14). The previous assessment indicated that the biomass increased in 2000, whereas the current assessment indicates a slight increase, then a decline to a value similar to that at the start of 2000.

4.6. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 24 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 20 quarters old has decreased since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The basecase assessment suggests that (1) the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and (2) that bigeye are substantially more catchable when they are associated with floating objects in offshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. Nevertheless, the abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the basecase assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are two important features in the time series of recruitment estimates. First, greater-than-average recruitments occurred in 1982-83, 1987, 1992, 1994, and 1995-1997. Second, recruitment has been much less than average for most of the recent period from 1998 to 2001, and the upper confidence bounds of all these recruitment estimates are below the virgin recruitment. This extended sequence of low recruitments is important because it is likely to produce a series of years in which the SBR will be below the level that

would be expected to occur if the stock were producing the AMSY. There is, however, considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment for bigeye tuna in the EPO.

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 456,000 mt in 1985. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 117,000 mt at the start of 2002. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO.

The estimates of recruitment and biomass are sensitive both to the way in which the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. Including the SPC-estimated Korean longline catch increased estimates of biomass and recruitment. However, including a stock-recruitment relationship did not change the estimates of biomass or recruitment. In general, the results of the sensitivity analysis and those presented by Watters and Maunder (2002) support the view that the basecase estimates of recruitment and biomass are uncertain.

5. STOCK STATUS

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

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

1. S_{AMSY} as a target reference point,
2. F_{MSY} as a limit reference point,
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the model time frame, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the current management objective specified by the IATTC Convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past. Unfortunately, for bigeye, this may not be an appropriate reference point, as historic levels have been above the level that would produce AMSY, but the most recent year is the lowest spawning biomass level and the only year below S_{AMSY} . Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

In addition to the basecase assessment, a sensitivity to the assumptions used in the calculation of the fishing mortalities used in the projections was included. In the basecase assessment the fishing mortality is calculated as the average catchability over the whole time period of the fishery multiplied by the selectivity and the average effort, by quarter, during 2000 and 2001. In the sensitivity analysis, fishing mortality was calculated as the average estimated fishing mortality, by quarter, during 2000 and 2001. This fishing mortality includes effort, average catchability, selectivity, and the effort deviations. The difference between the two assessments is in the inclusion of the effort deviations. Because the assessment model assumes that the observed fishing effort is randomly distributed around the fishing effort-natural mortality relationship, it appears appropriate to leave the effort deviates out of the calculations. However, because there has been an increasing trend in catchability for the floating-object fisheries, this assumption may underestimate the fishing mortality rate in the projections. There are two methods to overcome this problem. The first is to model trends in catchability, as done by Watters and Maunder (2001), and the second is to include the effort deviations in the calculations of average fishing mortality. The second approach for the sensitivity analysis has been chosen, as the first approach requires the addition of a large number of

parameters that greatly increase the estimation time of the model. In addition, previous analyses have shown that including trends in catchability for the floating-object fisheries do not change the estimates of biomass if the standard deviations for the effort deviations are high. The standard deviations for the floating-object effort deviations are increased in this assessment, compared to that used by Watters and Maunder (2002).

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, termed the “spawning biomass ratio” (SBR), is described by Watters and Maunder (2001). 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 ($\text{SBR}_{\text{AMSY}} = S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$). S_{AMSY} is the spawning biomass at AMSY (see Section 5.3 for details regarding calculation of AMSY and related quantities).

Estimates of SBR for bigeye in the EPO have been computed from the basecase assessment. Estimates of the spawning biomass during the period of harvest are presented in Section 4.2.2. The equilibrium spawning biomass of an unexploited population is estimated to be about 444,000 (this is an index of spawning potential, and the units are not metric tons), with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 341,000 and 547,000. The SBR that would be expected if the stock were producing the AMSY (SBR_{AMSY}) is estimated to be about 0.38.

At the beginning of January 2002, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at a low level. At this time the SBR was about 0.28, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 0.15 and 0.41. Note that the estimate of the upper confidence limit is less than the estimate of SBR_{AMSY} (0.38), suggesting that at the start of January 2002 the spawning biomass of bigeye in the EPO was less than the level required if the stock was to produce the AMSY.

A time series of SBR estimates for bigeye tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. At the start of 1981, the SBR was 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 for a long period prior to 1981. The SBR increased during 1981-1985, and, by the beginning of the fourth quarter of 1984, it was greater than 1.0 (Figure 5.1, bold line). This increase can be attributed to the large cohorts that were recruited during 1982 and 1983 (Figure 4.9) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during this time (Figure 2.2, Fisheries

1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1985 the SBR decreased to a level of about 0.50 by the second quarter of 1988 (Figure 5.1, bold line). The SBR increased rapidly during late 1988 and 1989 due to the peak in recruitment in 1987, and then declined steadily from 1990 to 1998. This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which recruitment was low. Also it should be noted that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1995 (Figure 2.2, Fishery 9). In 1999 and early 2000 the SBR increased rapidly to a level of about 1.08 by the second quarter of 2000 (Figure 5.1, bold line). This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1997 (Figure 4.9). During the later part of 2000 and 2001 the SBR decreased rapidly to below the level the level that would produce AMSY.

The SBR estimates are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.12. The relatively narrow confidence intervals (± 2 standard deviations) around the SBR estimates suggest that for most quarters during July 1980 to January 2001 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that would be expected to occur if the population were producing the AMSY (Section 5.3). This level is shown as the dashed line drawn at 0.38 in Figure 5.1. However, in 2002 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably less than the level that would be expected to occur if the population was producing the AMSY.

Estimates of the average SBR projected to occur during 2002-2006 are also presented in Figure 5.1 (see Section 6 for additional detail regarding the projections). The projection results indicate that the SBR is likely to reach an historic low level in 2003 and remain below the level that would be expected if the population were producing the AMSY until 2005. This decline is likely to occur regardless of environmental conditions and the amounts of fishing that occur in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 to 2001 (Figure 4.9). Confidence intervals have not been estimated for the projected SBRs, but these intervals would be very wide. The projected SBR may increase during 2003-2006 (as shown in Figure 5.1), but the timing and rate of this increase would be dependent on future levels of recruitment (which may be driven by future environmental conditions) and fishing mortality.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Yield-per-recruit calculations have also been used in previous assessments of bigeye from the EPO. Watters and Maunder (2001) reviewed the concept of “critical weight,” and compared the average weights of bigeye taken by all fisheries combined to the critical weight. This comparison was used to evaluate the performance of the combined fishery relative to an objective of maximizing the yield per recruit. If the average weight in the catch is close to the critical weight, the fishery is considered to be satisfactorily achieving this objective. If the combined fishery is not achieving this objective, the average weight can be brought closer to the critical weight by changing the distribution of fishing effort among fishing methods with different patterns of age-specific selectivity.

Using the natural mortality and growth curves from the basecase assessment (Figures 3.1 and 4.13 respectively), the critical weight for bigeye tuna in the EPO is estimated to be about 35.5 kg.

Figure 5.2 shows that the fishery was catching, on average, bigeye above the critical weight during 1980-1993, but the expansion of the floating-object fishery, which catches bigeye below the critical weight, caused the average weight of bigeye caught since 1993 to be below the critical weight.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of the AMSY is the maximum, long-term yield that can be achieved under average conditions, using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. Watters and Maunder (2001) describe how the AMSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt stock-

recruitment relationship (see Maunder and Watters (submitted) for details). It is important to note that estimates of the AMSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the basecase assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The AMSY-based calculations were computed with the parameter estimates from the basecase assessment. Therefore, while these AMSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in these results. Additional analyses were conducted to present the uncertainty in these quantities.

At the beginning of January 2002, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 26% less than the level that would be expected to produce the AMSY (Table 5.1). However, the recent catches are estimated to have been about 11% above the AMSY level.

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.5) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 126% of the current level of effort (F multiplier in the list above). Increasing the effort by 85% of its present level would increase the long-term average yield by about 11%, but that would decrease the spawning potential of the stock by about 42% (Figure 5.3). The shape of the current yield curve is different from that estimated in the previous assessment (Watters and Maunder 2002) because the basecase assessment does not include a stock-recruitment relationship, whereas the previous assessments did. The results of the sensitivity analysis (section 5.4) give the results of an assessment with a stock-recruitment relationship.

Recent catches may have been greater than the AMSY because large cohorts were recruited to the fishery throughout most of the 1995-1998 period (Figure 4.9). The AMSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 the stock was not at equilibrium. This has potentially important implications for the surface fisheries, as it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. If this is the case, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to these 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 (calculated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. It should be noted that these estimates are based on the fishing mortality rates estimated by the method used to estimate fishing mortality rates in the sensitivity analysis. If an additional management objective is to maximize the AMSY, the southern longline fishery (Fishery 9) would perform the best, and the floating-object fisheries (Fisheries 2-5) would perform the worst (Table 5.2). If the management objective is to maximize S_{AMSY} , the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) would perform the best, followed by the southern longline fishery (Fishery 9) (Table 5.2). However, Fishery 7 catches very few bigeye, and would require an unrealistically high increase in effort (51 times) to remove AMSY; therefore the results of Fishery 7 will be ignored. The surface fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets on floating objects (Fisheries 2-5) will perform the worst at maximizing S_{AMSY} .

The southern longline fishery (Fishery 9) is closest to simultaneously satisfying the objectives of maximizing the AMSY and S_{AMSY} . 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. Lifetime reproductive potential

One common management objective is the conservation of spawning biomass. Conservation of spawning biomass allows an adequate supply of eggs so that future recruitment is not detrimentally affected. If reduction in catch is required to protect the spawning biomass, it is advantageous to know at which ages to avoid catching fish to maximize the benefit to the spawning biomass. This can be achieved by calculating the lifetime reproductive potential for each age class. If a fish of a given age is not caught it has an expected (average over many fish of the same age) lifetime reproductive potential (*i.e.* the expected number of eggs that a fish will produce over its remaining lifetime). This value is a function of the fecundity of the fish at the different stages of its remaining life and the natural and fishing mortality it is subjected to. The higher the mortality, the less likely the individual is to survive and continue reproducing. Younger individuals may appear to have more time in which to reproduce, and therefore greater lifetime reproductive potential; however, because younger individuals have a greater rate of natural mortality their remaining expected lifespan is less. An older individual, which has survived through the ages for which mortality is high, has a higher expected lifespan, and thus may have a higher lifetime reproductive potential. Mortality rates may be greater at the oldest ages and reduce the expected lifespan of these ages, thus reducing lifetime reproductive potential. Therefore, the age of maximum lifetime reproductive potential may be at an intermediate age. Calculations are made for each quarterly age-class to calculate the lifetime reproductive potential. Because current fishing mortality is included, the calculations are based on marginal changes (*i.e.* the change in egg production if one individual or one unit of weight is removed from the population), and any large changes in catch would produce somewhat different results because of changes in the future fishing mortality rates. In the calculations the average fishing mortality at age over the most recent two years is used. If fishing avoids catching a single individual, the most benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding an individual at age 12 quarters (Figure 5.4, upper panel). These calculations suggests that restricting catch from fisheries that capture intermediate-aged bigeye (ages 10-15) would provide the most benefit to the spawning biomass. However, this is not a fair comparison because an individual of age 12 quarters is much heavier than an individual recruiting to the fishery at age 2 quarters. The calculations were repeated based on avoiding capturing one unit of weight. If fishing avoids catching a single unit of weight, the most benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish recruiting to the fishery at age 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture young bigeye would provide the most benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by one ton of young bigeye will protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of middle-aged bigeye by about three tons.

5.5. Sensitivity to alternative parameterizations and data

The method used to calculate the fishing mortalities used in the yield calculations has a substantial effect on the results. The sensitivity analysis is based on a much higher fishing mortality rate for small bigeye. However there is considerable uncertainty in these estimates of fishing mortality (Figure C.1). This is caused by the positive effort deviations for the surface fisheries in 2000 and 2001 (Figure 4.7). The major differences are that the current effort is estimated to be about equal to the effort required to produce AMSY, the AMSY is lower (-15%), and the SBR, biomass, and spawning biomass required to produce AMSY are all lower (Table 5.1).

Perceptions about the status of the bigeye stock in the EPO are only somewhat sensitive both to the assumptions about the stock-recruitment relationship and the Korean longline catch data. Estimated SBRs are similar for the alternative assessments, but the difference between SBR and SBR_{AMSY} at any given time is marginally sensitive to the stock recruitment-relationship (Figure A.3).

Estimates of AMSY and the amount of fishing mortality required to achieve the AMSY are sensitive to the assumptions about the stock-recruitment relationship. Including a stock-recruitment relationship reduces both the AMSY (-12%) and effort levels (-48%) required to obtain AMSY (Table 5.1). In addition,

the estimated equilibrium yield at the current effort level (61,757 mt) is estimated to be smaller than that under the assumption of no stock-recruitment relationship (63,061 mt). If there is no stock-recruitment relationship, because recruitment is constant (*i.e.* recruitment does not decline with stock size), the yield curve is equivalent to the yield-per-recruit (YPR) curve, but when a stock-recruitment curve is used, recruitment would be significantly reduced if current effort levels are continued for a long time (*i.e.* equilibrium conditions, Figure A.4). Therefore, the total yield will be reduced further if a stock-recruitment relationship exists.

When the larger SPC-estimated Korean longline catch data is included in the analysis, AMSY is increased (87,381 mt) and effort level required to produce AMSY is increased (12%).

Stochastic estimates of AMSY, the proportion of current effort that would produce AMSY, and the SBR that would produce AMSY were calculated by randomly sampling the model parameters based on the variance-covariance of the parameter estimates (Figure C.2). In this simple study we ignored any uncertainty in the estimated growth rates. The results show that there is substantial uncertainty in the estimates of these quantities. Future work needs to be conducted to get a fuller understanding of the uncertainty of management quantities for bigeye tuna in the EPO.

In general, the sensitivity analyses in this report, those conducted by Watters and Maunder (2002), and the stochastic analyses confirm the fact that there is uncertainty in the estimate of the AMSY and the amount of fishing effort that is required to achieve this yield.

5.6. Summary of stock status

At the beginning of January 2002, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at a low level. At that time the SBR was about 0.28, with lower and upper confidence limits (± 2 standard deviations) of about 0.15 and 0.41. The estimate of the upper confidence bound is less than the estimate of SBR_{AMSY} (0.38), suggesting that, at the start of January 2002, the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably less than the level that is required to produce the AMSY. However, the spawning biomass appears to have been above this level throughout most of the July 1980-January 2001 period. The stochastic projections indicate that the SBR is likely within the next three years to reach an historic low level below the level that would be expected if the population were producing the AMSY. This decline is likely to occur regardless of the environmental conditions and the amount of fishing that occur in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 and 2001. The projected SBR may increase during 2003-2006, but the timing and rate of this increase would be dependent on future levels of recruitment (which may be driven by future environmental conditions) and fishing mortality.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined has been below the critical weight (about 35.5 kg) since 1993, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is not satisfactory from a yield-per-recruit perspective.

The distribution of effort between fishing methods affects both the equilibrium yield per recruit and the equilibrium yield. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant. Also, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of F multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of F multipliers provides a yield per recruit that is close to the maximum. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch and a stock-recruitment relationship exists, extremely large amounts of fishing effort would cause the population (and therefore the yield) to crash. When longline catches are dominant, the population can sustain substantially higher fishing mortality rates. These conclusions are valid only if the age-specific selectivity pattern of each fishery is maintained.

At the beginning of January 2002, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 26% less than the level that would be expected to produce the AMSY. However, the recent catches

are estimated to have been about 12% above the AMSY level. If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 185% of the current level of effort. Increasing the effort to 185% of its present level would increase the long-term average yield about 11%, but such an action would decrease the spawning potential of the stock by about 42%. 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 will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the surface fisheries. 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 sensitivity analyses support the view that, at the start of 2002, the spawning biomass was below the level that would be present if the stock were producing the AMSY. However, the sensitivity analyses in this report, those presented by Watters and Maunder (2002), and the stochastic analyses confirm the fact that there is uncertainty in the estimate of the AMSY and the amount of fishing mortality that is required to achieve this yield. Both of these quantities are sensitive to how the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. It is important to understand that the estimates of the status of the stock are highly dependent on the method used to calculate the fishing mortalities used in the yield calculations.

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. One hundred and one simulations were conducted for each of the scenarios outlined in Sections 6.1 and 6.2. The simulations discussed throughout the following subsections were conducted for a time span of five years, covering the period of 2002 through 2006 (with quarterly time steps). These types of simulations were also conducted in previous assessment of bigeye by Watters and Maunder (2001, 2002). This method is used for the basecase assessment.

In addition to the basecase assessment, a sensitivity analysis to the assumptions used in the calculation of the fishing mortalities used in the projections is included. This is the same analysis described in the stock status section. In the basecase assessment the fishing mortality is calculated as the average catchability over the whole time period of the fishery multiplied by the selectivity and the average effort, by quarter, over 2000 and 2001. In the sensitivity analysis, fishing mortality was calculated as the average estimated fishing mortality, by quarter, over 2000 and 2001. This fishing mortality includes effort, average catchability, selectivity, and the effort deviations. The difference between the two assessments is in the inclusion of the effort deviations.

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 2002-2006.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75% of the average amount of effort it exerted during 2000-2001.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 2000-2001.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125% of the average amount of effort it exerted during 2000-2001.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort during the fourth quarters of 2002, 2003, 2004, 2005, and 2006 is equal to 75% of the average effort exerted during the fourth quarters of 2000 and 2001.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2002 through 2006, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 2000 (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 4.5).

It was further assumed that, for each fishery included in the simulation, the catchability of bigeye tuna 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 2000 and 2001 (these averages were 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 either that there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded bigeye survive. The assumption of no discards is not intended to represent a scenario in which small fish are retained in the catch, as this 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 2-5 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 will be similar to those that governed the dynamics of the stock during July 1980-January 2002. In particular, the stock-recruitment relationship, growth function, weight-length relationship, fecundity schedule, and natural mortality curve were assumed to be the same as those estimated by or used in the basecase stock assessment (Sections 3 and 4). As for the basecase assessment, it was also assumed that bigeye move around the EPO rapidly 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 (see Section 3.1.5).

Stochasticity is added to each simulation by randomly sampling from a distribution of recruitment anomalies. These anomalies are assumed to come from the same distribution as those in the basecase assessment. 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, 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). 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 6.1a and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent, average level is predicted to cause the median estimate of the SBR to decrease by about 11% by the end of 2006 (Table 6.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 10% (Table 6.1).

As noted in Section 5.1, the SBR is projected to decrease throughout 2002, and is likely to be substantially less than $SBR_{AMS\bar{Y}}$ (0.38) through 2004 (Figure 6.1a). This trend is due to the series of small cohorts that are estimated to have been recruited during 1999-2001 (Figure 4.9). This trend will occur regardless of environmental conditions and the amount of fishing effort that is exerted during the next two years. The rate at which the spawning biomass subsequently increases throughout 2003-2006 is projected to depend on future levels of surface-fishing effort, and increased levels of effort will cause any increase to occur more slowly (Figure 6.1a). It should be noted that average environmental conditions are assumed to occur throughout the period of the projection. If environmental conditions affect recruitment (as suggested by the results presented in Section 4.2.2), conditions during the next two years will also affect the degree to which the SBR increases during 2005-2006.

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is predicted to be moderately sensitive to assumptions about the status of discarded bigeye tuna (Figure 6.1a and Table 6.1). If the small bigeye that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 4% greater than that predicted when the discarded bigeye are assumed to die (Table 6.1a). This suggests that preventing discards of small bigeye tuna from the catches taken around floating objects would increase the spawning biomass.

If parameter estimation uncertainty, plus uncertainty about future recruitment, is included in the analysis, the results for the projected SBR are substantially more uncertain (Figure 6.1b). In this case, the 95% confidence intervals encompass $SBR_{AMS\bar{Y}}$.

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

Within the range of scenarios specified for the simulation study, it is predicted that future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet will have moderate effects on the average weight of bigeye tuna caught by the fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent average is, after five years, predicted to cause the average weight of fish in the combined catch to decrease by about 10% (Table 6.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the average weight of bigeye in the catch by about 13% (Table 6.1). Under all of the simulated effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2006 is predicted to be less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 35.5 kg to the 80% quantiles in Table 6.1). These results suggest that it will be difficult to maximize the yield per recruit without reducing the amount of effort exerted by the surface fisheries to levels less than 75% of the recent average.

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 increase the average weight of fish in the combined catch by about 27% at the end of 2006 (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 dis-

cards 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 more moderate if discards are prevented.

6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries

If the future level of effort increases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2006 are predicted to increase by 14% (Table 6.1). Similarly, if the future levels of fishing effort decrease by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2006 are predicted to be about 18% less than those predicted under average levels of effort (Table 6.1).

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 would increase the quarterly surface catch during 2006 by about 4% (Table 6.1). Preventing discards can 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 can affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The quarterly longline catch during 2006 is predicted to increase by about 12% if surface fishing effort is reduced to 75% of its recent average for the next 5 years (Table 6.1). Similarly, the quarterly longline catch during 2006 is predicted to decrease by about 14% if the surface fishing effort is increased to 125% of its recent average (Table 6.1).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be moderately 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 would not substantially affect the longline catch during 2006 (Table 6.1).

6.4. Sensitivity to the method used to calculate fishing mortality rates

The results of the sensitivity analysis are substantially different from the results of the basecase. The sensitivity analysis is based on a much higher fishing mortality rate for small bigeye; however there is large uncertainty in these estimates of fishing mortality (Figure C.1). This is caused by the positive effort deviations for the surface fisheries in 2000 and 2001 (Figure 4.7). The sensitivity analysis predicts that, like the basecase, the SBR will drop to a low level in 2003; however, unlike the basecase, it will stay at a low level at least until 2006, with only a small recovery (Figure C.4). The SBR will be substantially below the level required to produce AMSY for the whole period of the projection. Projected catches and average weights for the sensitivity analysis are presented in Figures C.5-C.7.

The results of the sensitivity analysis are also substantially more sensitive to changes in the surface fishery effort compared to the basecase assessment. Increasing the surface effort to 125% of its recent average level is predicted to cause SBR to decrease by about 23%, the average weight of fish in the combined catch to decrease by about 12%, the surface catch increases by 5%, and the longline catch to decrease by about 20% (Table C.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average level is predicted to cause the median estimate of the SBR to increase by about 34%, the average weight of fish in the combined catch to increase by about 17%, the surface catch decreases by 8%, and the longline catch to increase by about 28% (Table C.2). Sensitivity to the discards is similar to that estimated for the basecase.

6.5. Summary of the simulation results

The small cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1999-2001 may cause the SBR to decrease throughout 2002 and to be substantially less than SBR_{AMSY} . During the next year, the spawning biomass of bigeye in the EPO may decline to historically low levels. This

decline is predicted to occur regardless of the amount of fishing effort and environmental conditions that occur in the near future. The SBR is projected to increase during 2003-2006, but the rate at which this increase occurs will depend on future levels of fishing effort, and possibly on environmental conditions during 2002-2003.

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, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface fishing effort to 125% 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% of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects (or ensuring that discarded fish survive) is projected to increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Thus, any measure that effectively reduces the kill of bigeye that are about 2-5 quarters old may help to achieve a variety of management objectives.

The sensitivity analysis shows that if fishing mortality rates continue at their recent levels due to the recent increase in catchability being sustained, the fishery is unlikely to recover from the low levels predicted in 2003, and the SBR will remain below the level required to produce AMSY.

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 2002 and updated data for 2001 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.

The collection and analysis of bigeye otolith data from the EPO will help determine mean length at age and variation in length at age.

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 bigeye 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 can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of bigeye 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.

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

Collaboration with SPC on the Pacific-wide bigeye model will continue.

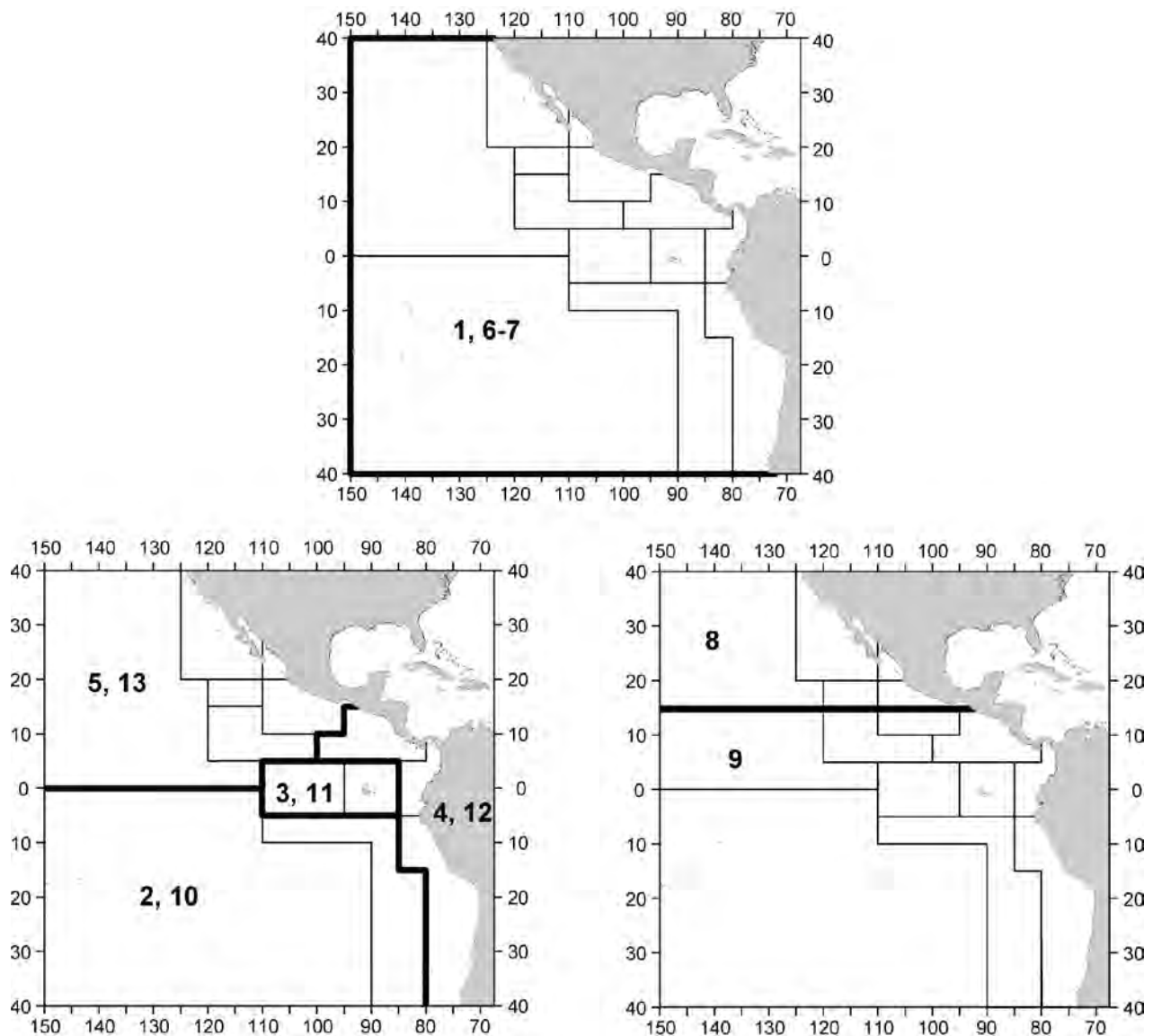


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to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

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación 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.

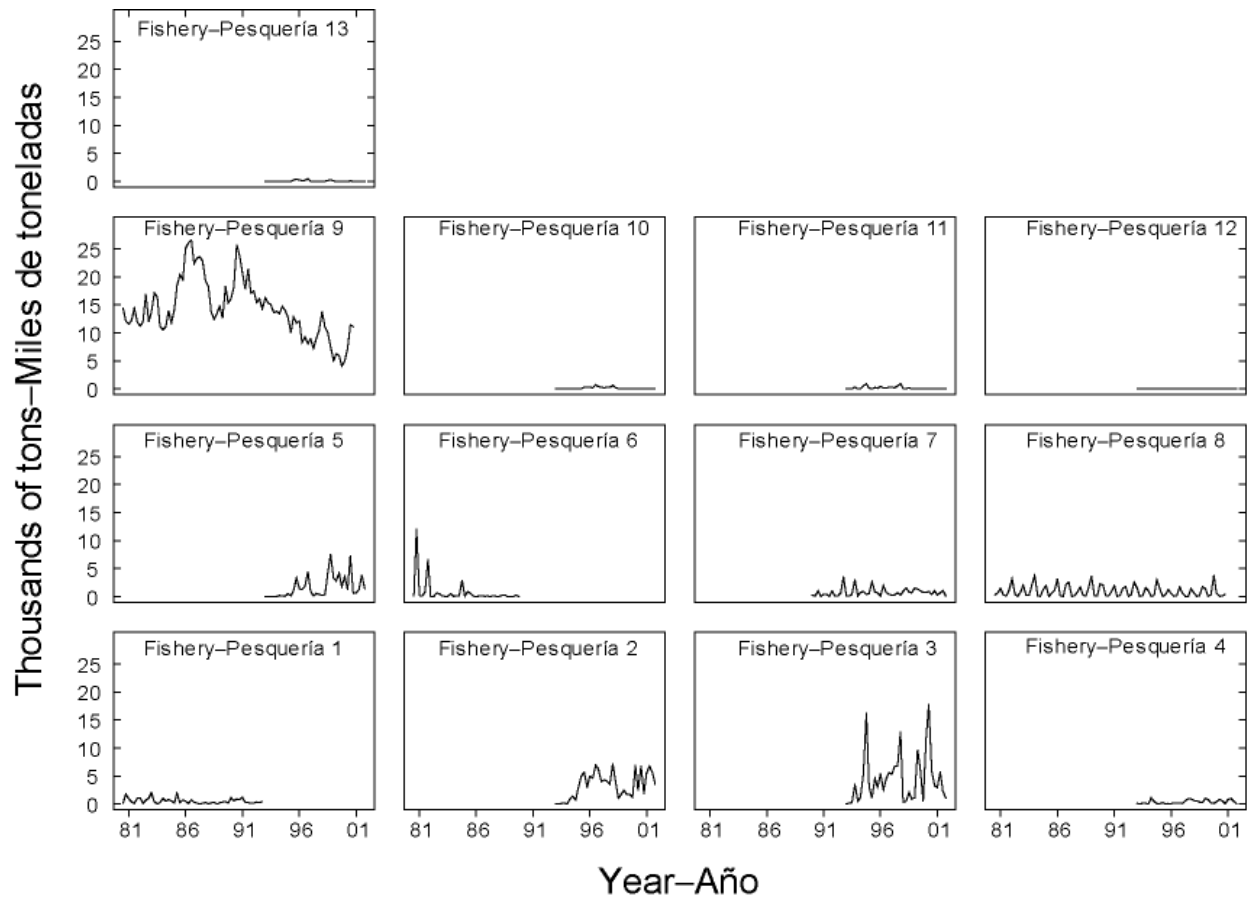


FIGURE 2.2. Catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses 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 los datos fueron analizados por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Aunque se presentan todas las capturas como pesos, el modelo la evaluación usa capturas en número para las Pesquerías 8 y 9. Se estimaron las capturas en peso para las Pesquerías 8 y 9 multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso medio.

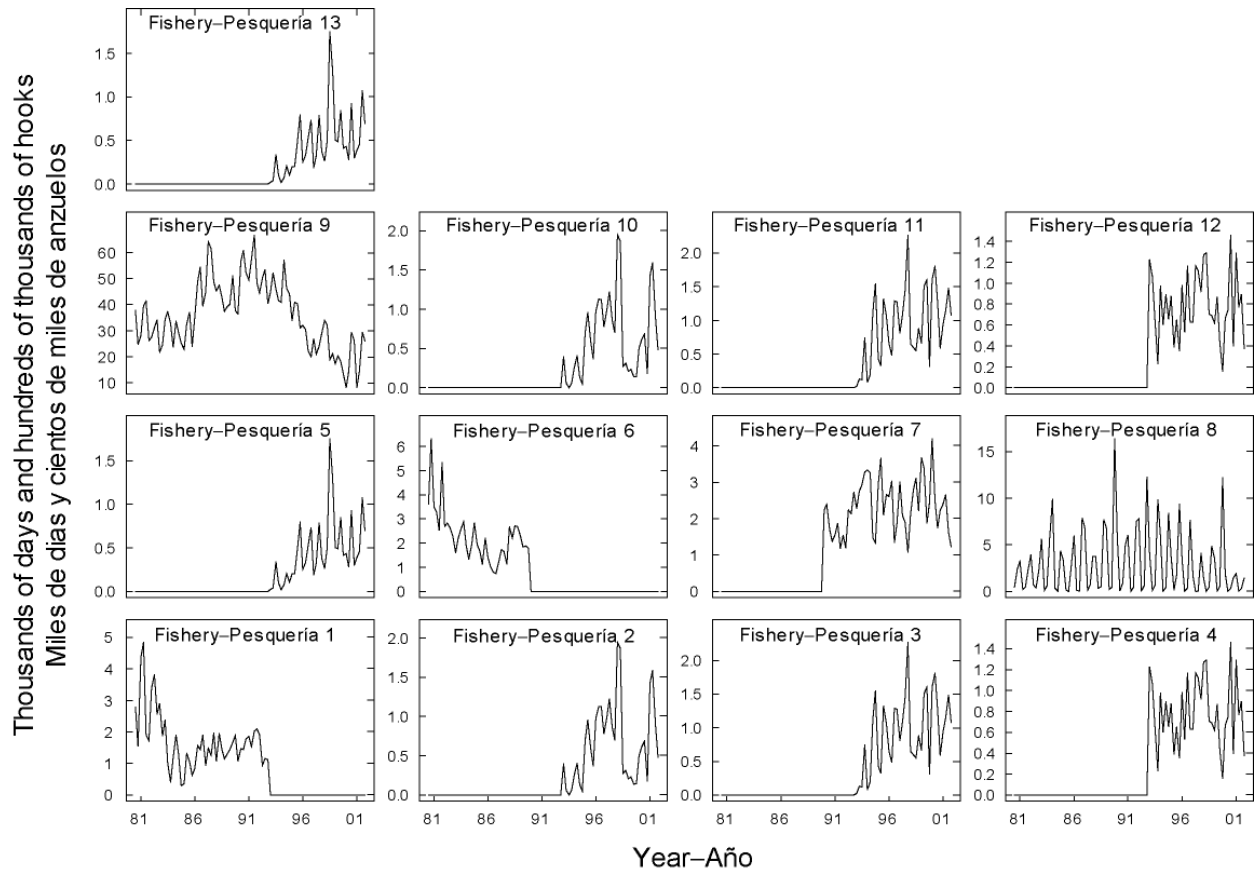


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for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

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

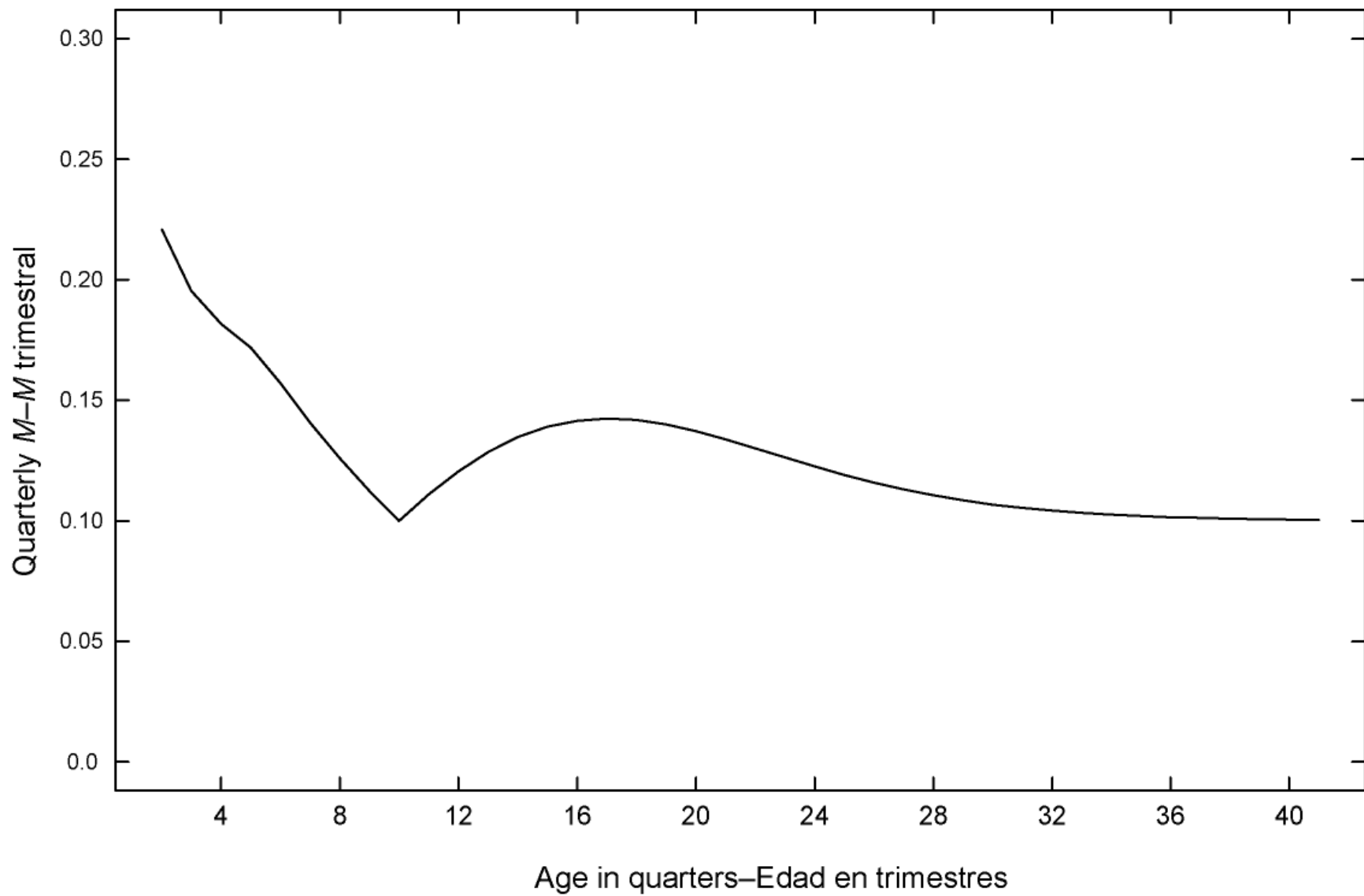


FIGURE 3.1. Quarterly natural mortality (M) rates used for the basecase assessment of bigeye tuna in the EPO.

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

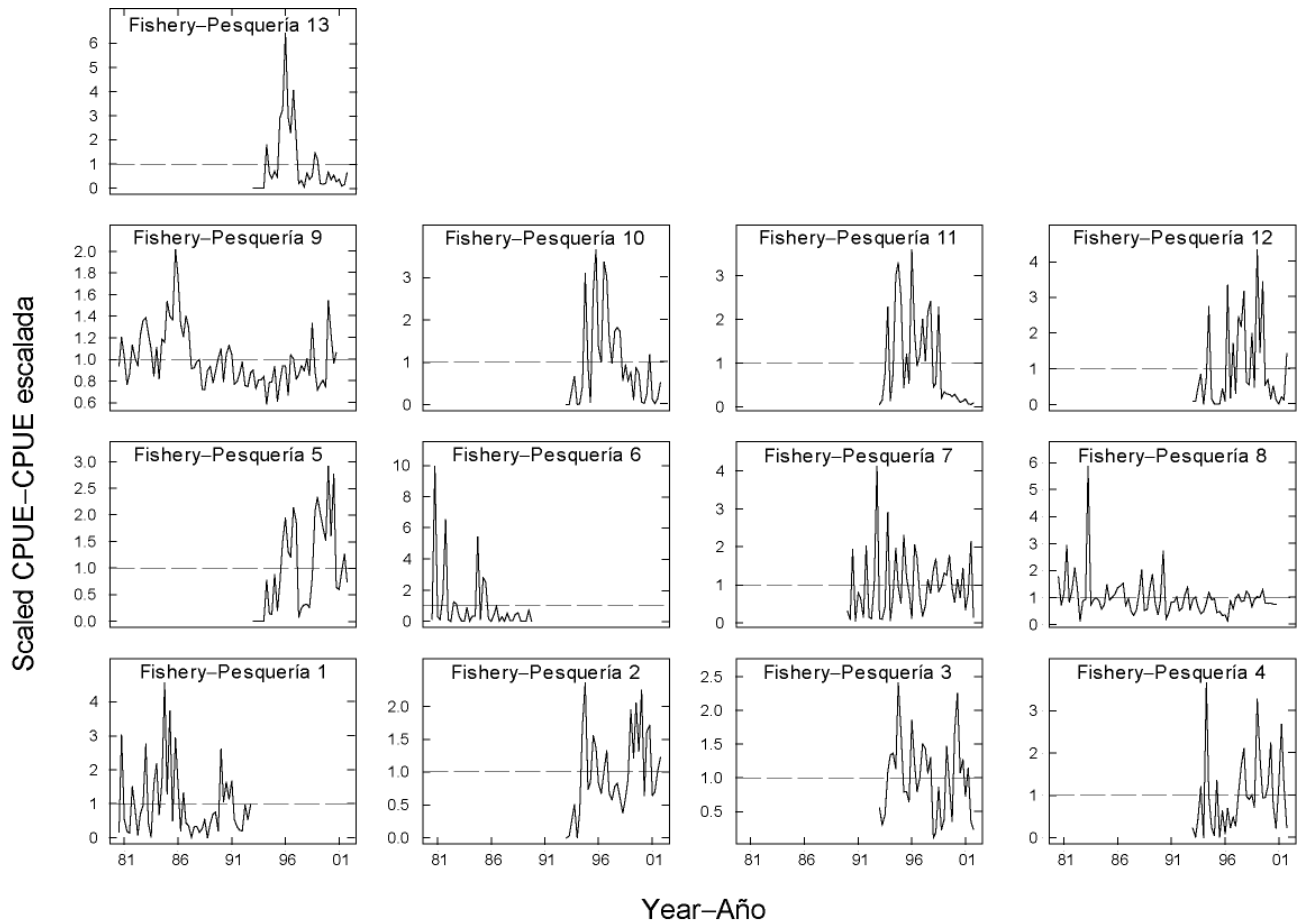


FIGURE 4.1. CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 8 and 9 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. Note 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.

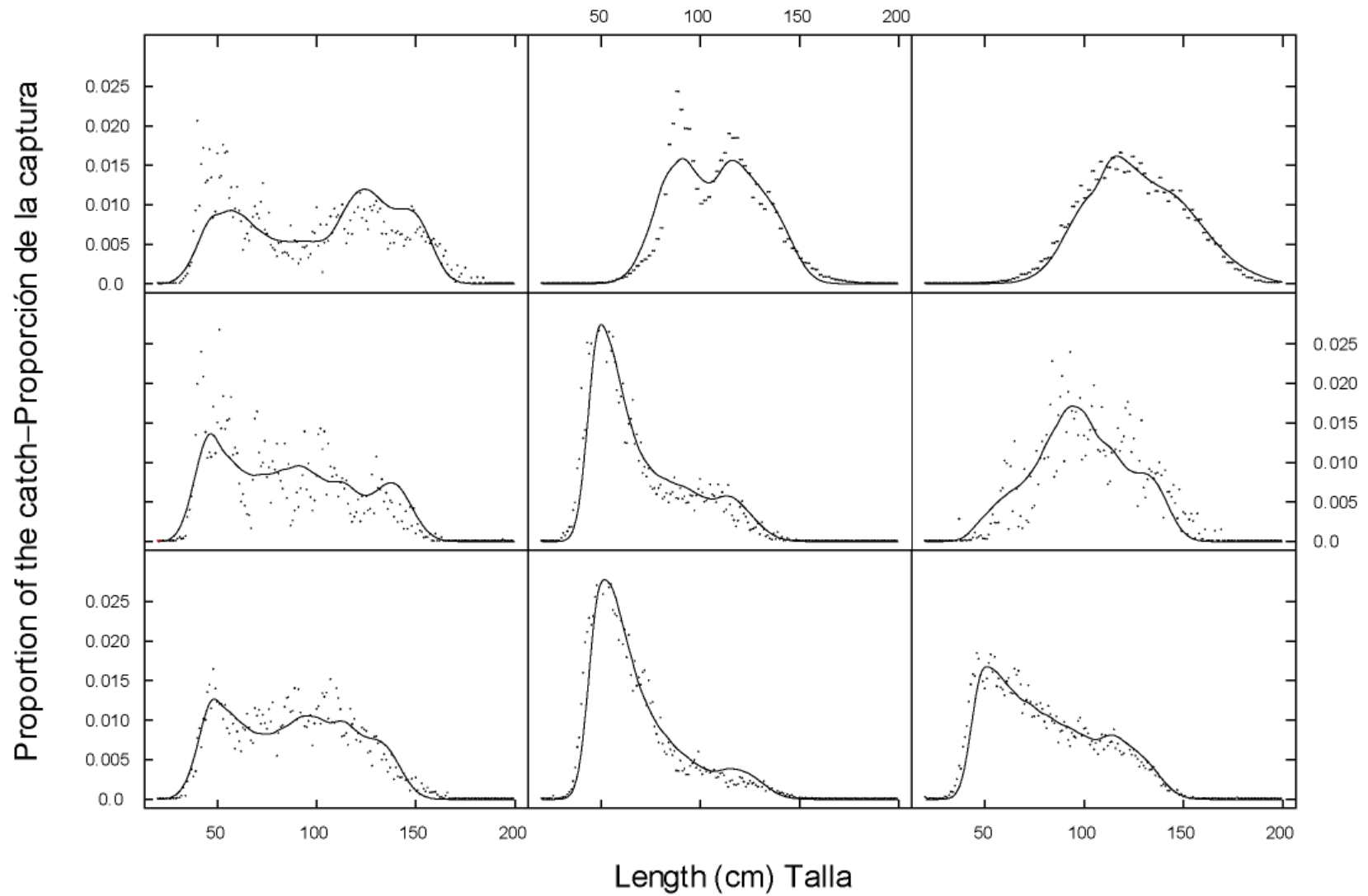


FIGURE 4.2. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO.

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.

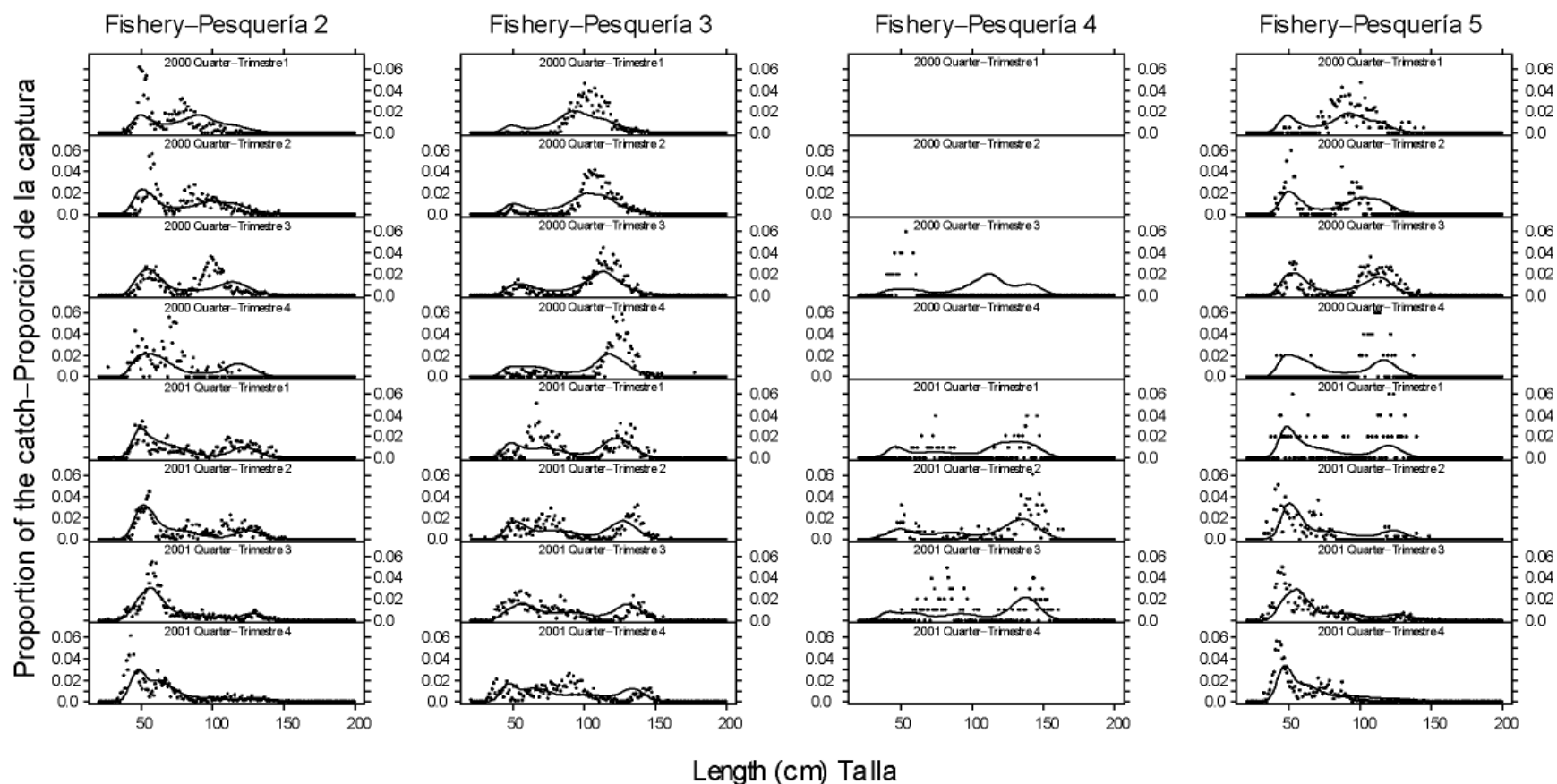


FIGURE 4.3a. Recent size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries that operate in the EPO. The solid circles are observations and the curves are predictions from the basecase assessment.

FIGURA 4.3a. Composiciones por tamaño recientes de las capturas de atún patudo de las pesquerías que operan en el OPO. Los círculos sólidos son observaciones y las curvas son las predicciones de la evaluación del caso base.

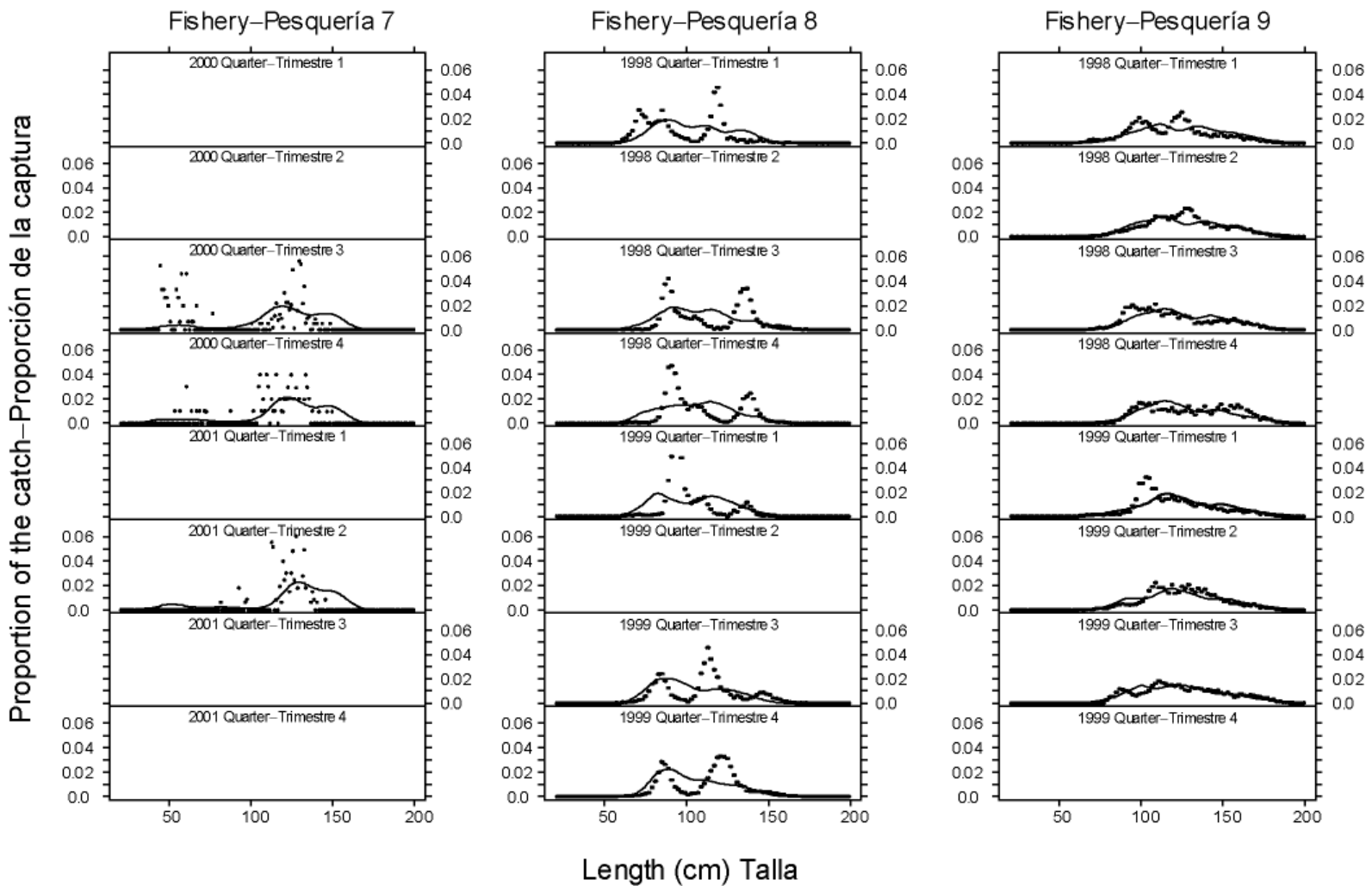


FIGURE 4.3b. Recent size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries that operate in the EPO. The solid circles are observations and the curves are predictions from the basecase assessment.

FIGURA 4.3b. Composiciones por tamaño recientes de las capturas de atún patudo de las pesquerías que operan en el OPO. Los círculos sólidos son observaciones y las curvas son las predicciones de la evaluación del caso base.



FIGURE 4.4. Average total quarterly fishing mortality at age on bigeye tuna in the EPO. The curve for 1981-1992 displays averages for the period prior to the expansion of the floating-object fisheries. The curve for 1993-2001 displays averages for the period since this expansion.

FIGURA 4.4. Mortalidad por pesca trimestral total media a edad sobre atún patudo en el OPO. La curva para 1981-1992 muestra los promedios para el período previo a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes. La curva para 1993-2001 indica los promedios para el periodo desde esta expansión.

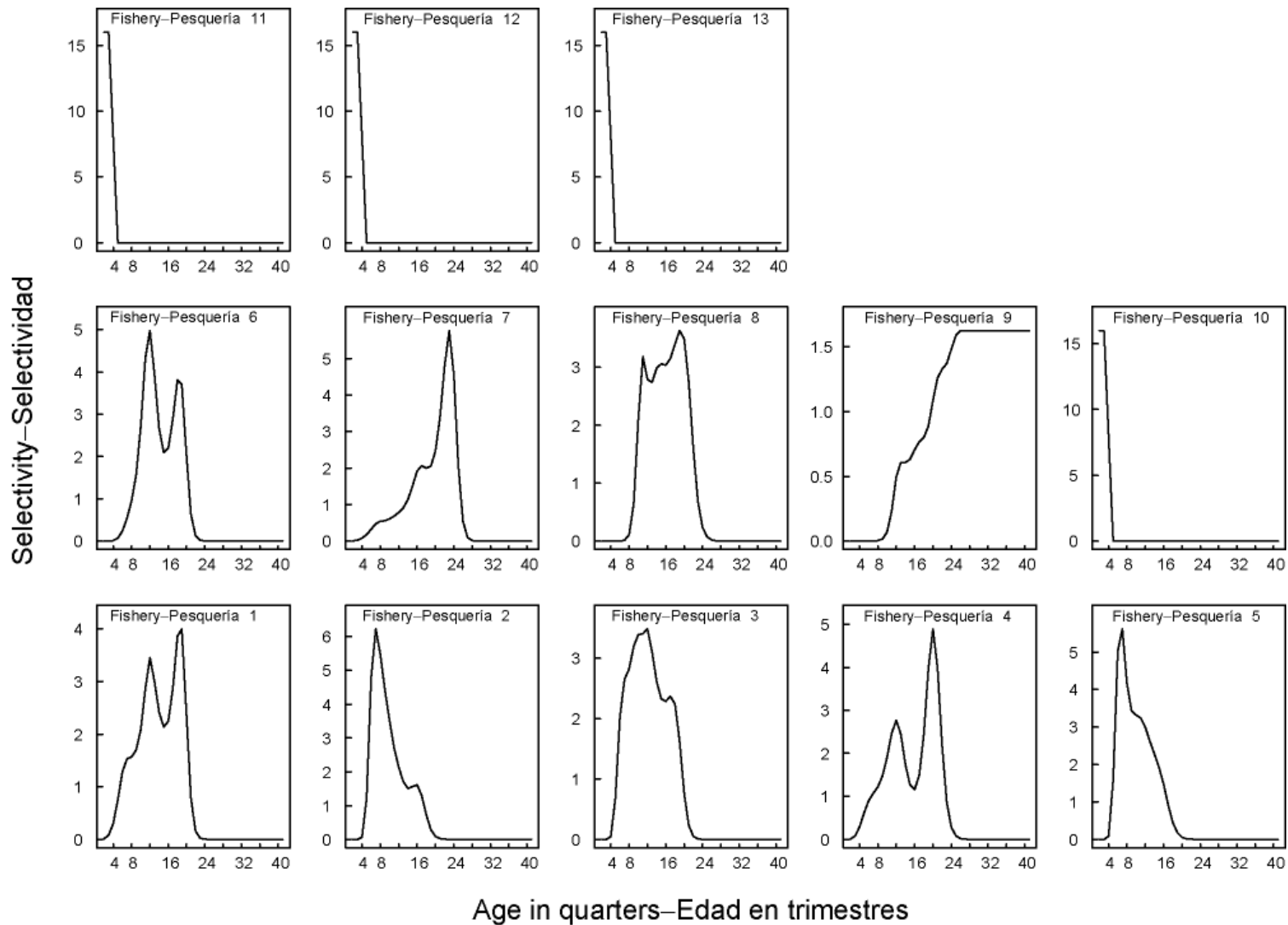


FIGURE 4.5. Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method. The curves for Fisheries 10-13 are based on assumptions.
FIGURA 4.5. Curvas de selectividad para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se estimaron las curvas de selectividad de las Pesquerías 1 a 9 con el método A-SCALA; las de las Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

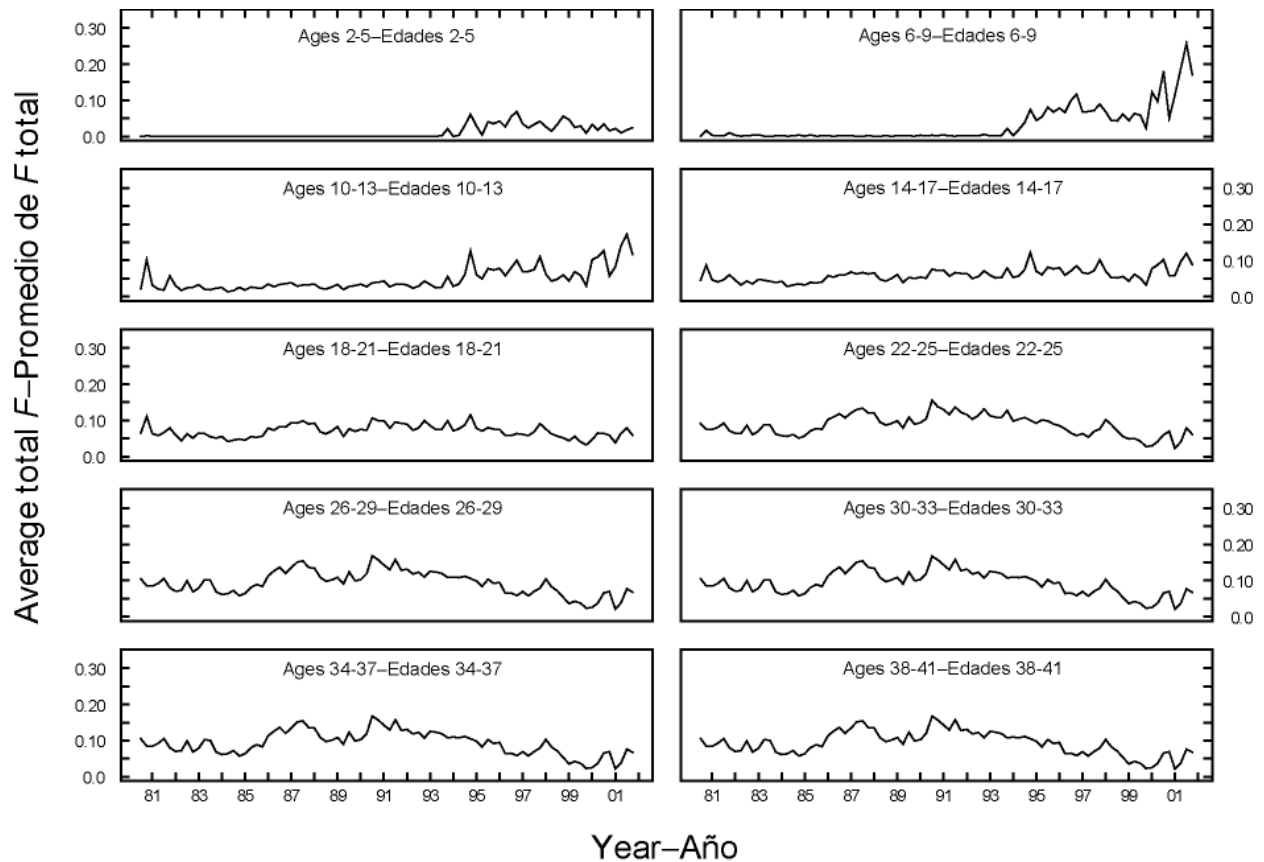


FIGURE 4.6. Time series of average total quarterly fishing mortality on bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of 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 4.6. 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.

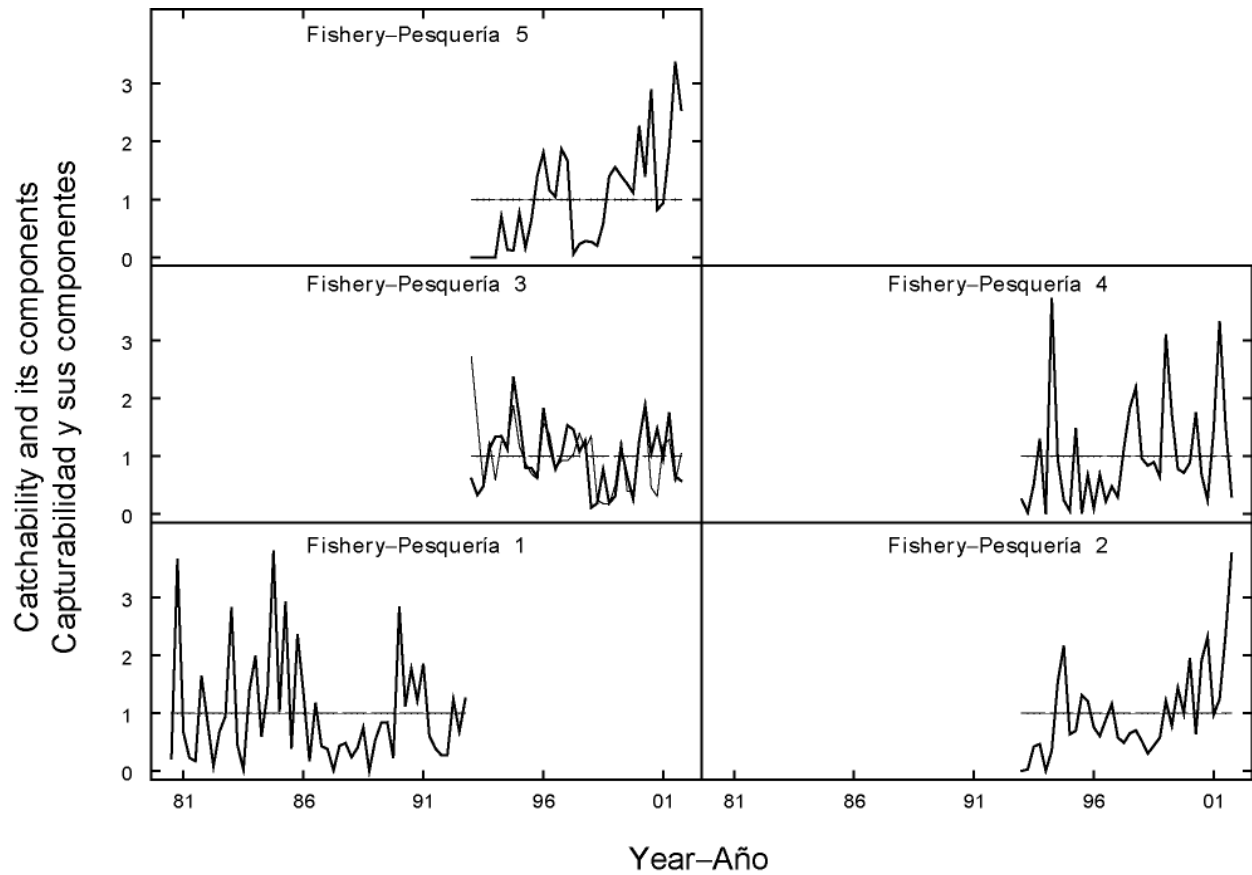


FIGURE 4.7a. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the first estimate of q for each fishery (dashed line). The thin line (Fishery 3 only) illustrates the environment index for q . The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability. When the thin lines and bold lines follow the same trend the environmental conditions may be considered to explain patterns in catchability.

FIGURA 4.7a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a la primera estimación de q para cada pesquería (línea de trazos). La línea delgada (Pesquería 3 solamente) ilustra el índice ambiental para q . Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios e ilustran las tendencias generales en capturabilidad. Cuando las líneas delgada y gruesa siguen la misma tendencia, se considera que las condiciones ambientales explican los patrones de capturabilidad.

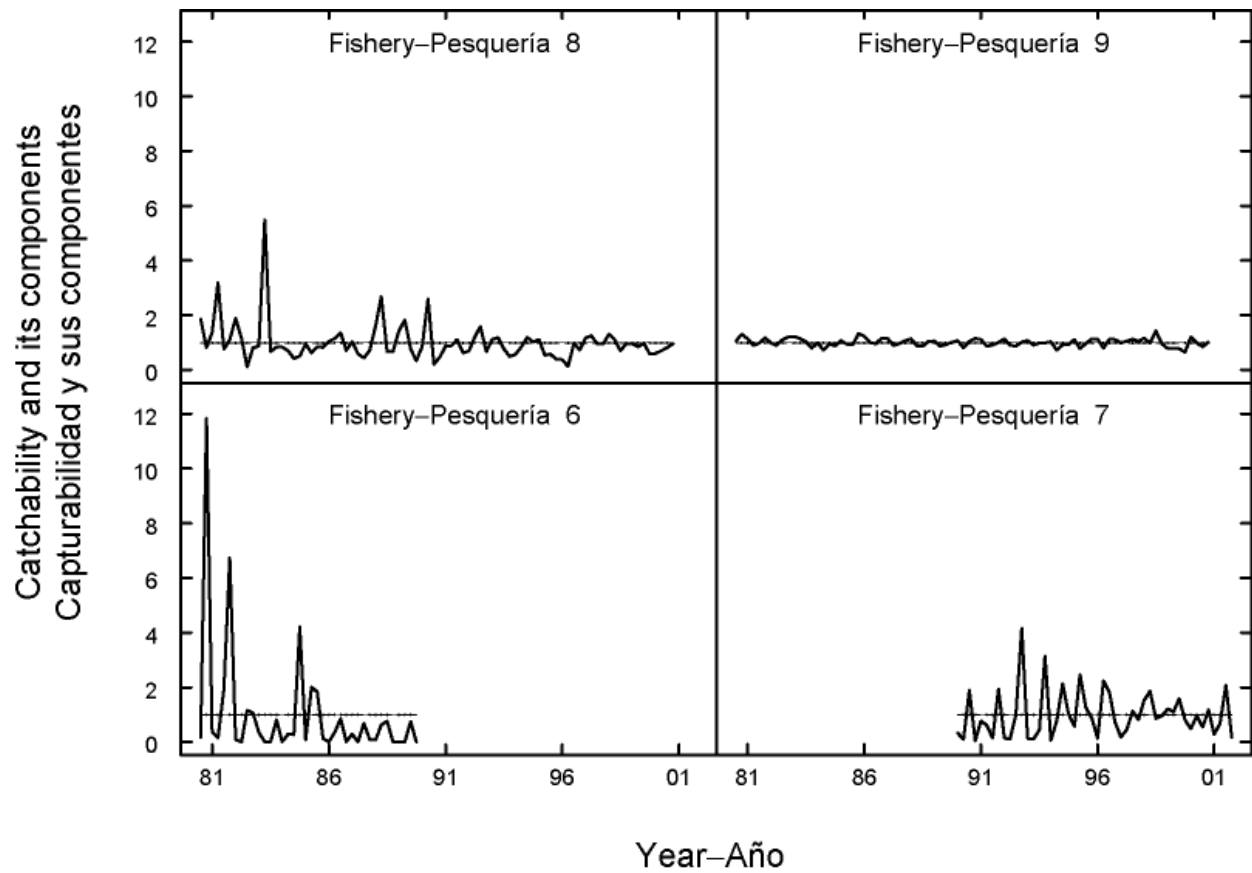


FIGURE 4.7b. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.7a for additional details.

FIGURA 4.7b. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.7a para mayor detalle.

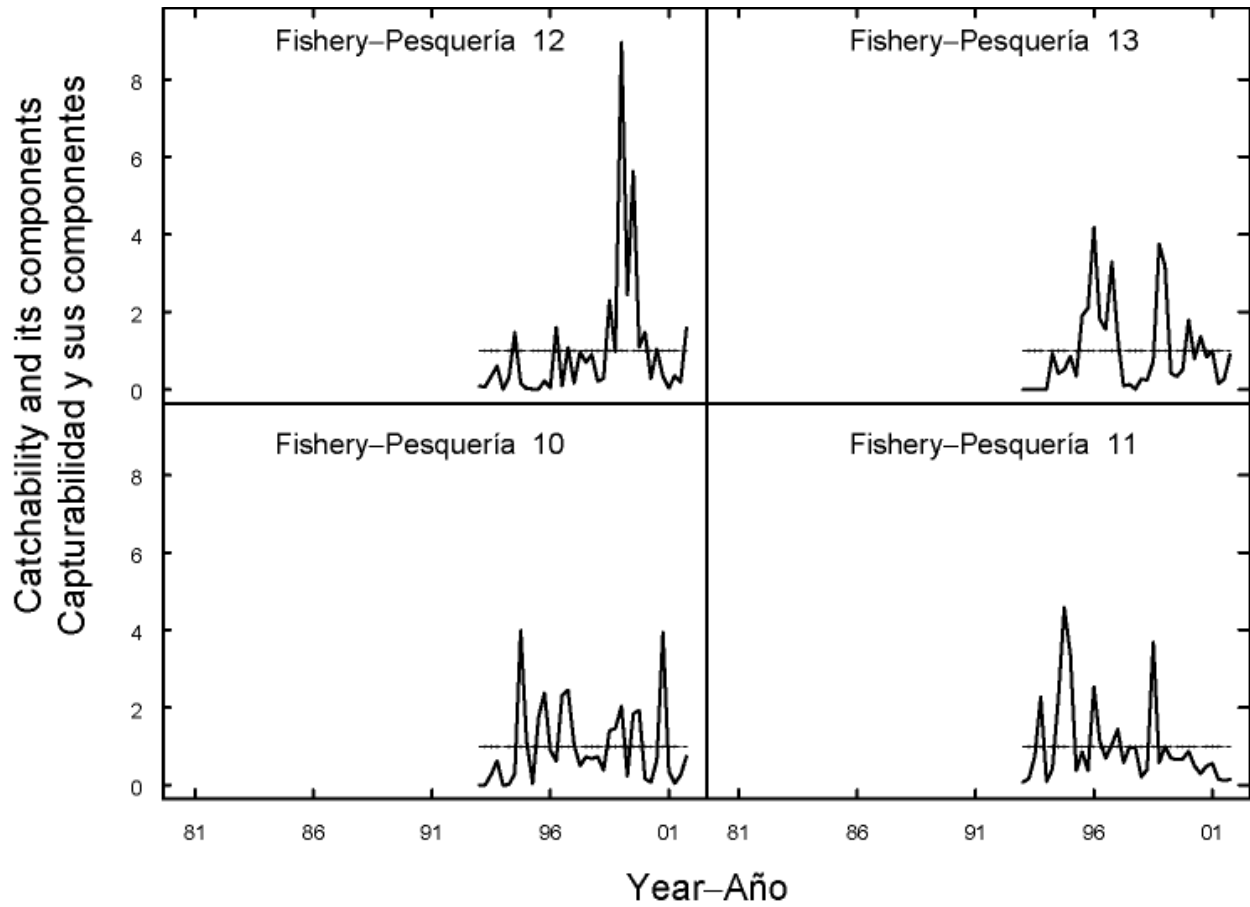


FIGURE 4.7c. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.7a for additional details.

FIGURA 4.7c. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.7a. para mayor detalle.

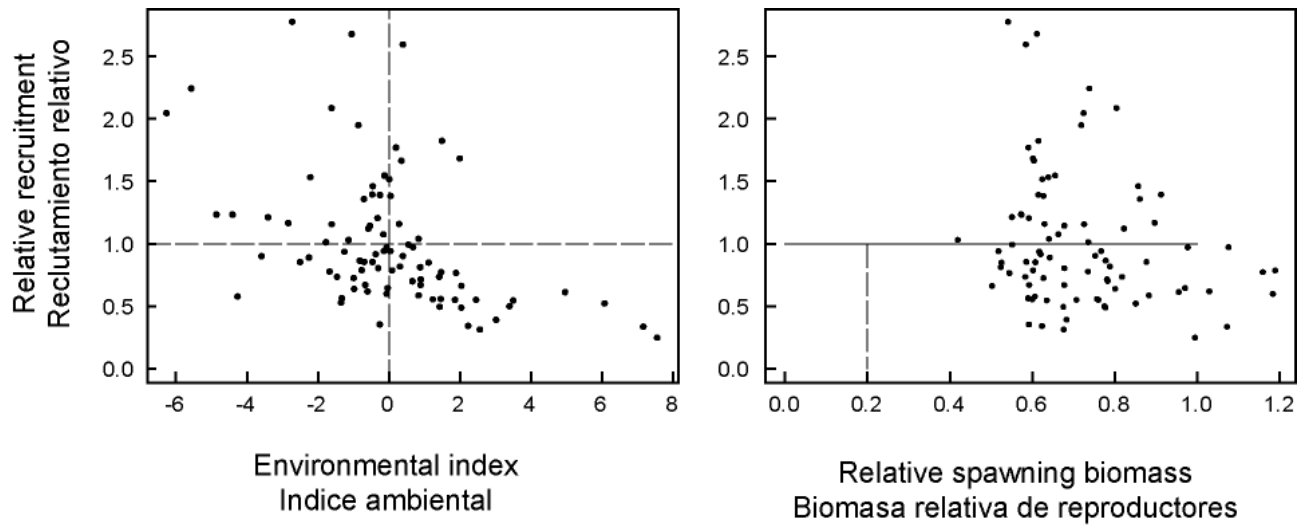


FIGURE 4.8. Estimated relationships between the recruitment of bigeye tuna and zonal-velocity anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel). The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass (females at least 3 years old) is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The curve displayed in the lower panel is the estimated stock-recruitment relationship, and the dashed horizontal line in this panel indicates the estimate of steepness.

FIGURA 4.8. Relaciones estimadas entre el reclutamiento de atún patudo y anomalías de velocidad zonal en el momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre el reclutamiento y la biomasa reproductora (recuadro inferior). Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. Se escala la biomasa reproductora (hembras de la menos 3 años de edad) para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La curva en el recuadro inferior es la relación stock-reclutamiento estimada, y la línea de trazos horizontal indica la uestimación de inclinación.

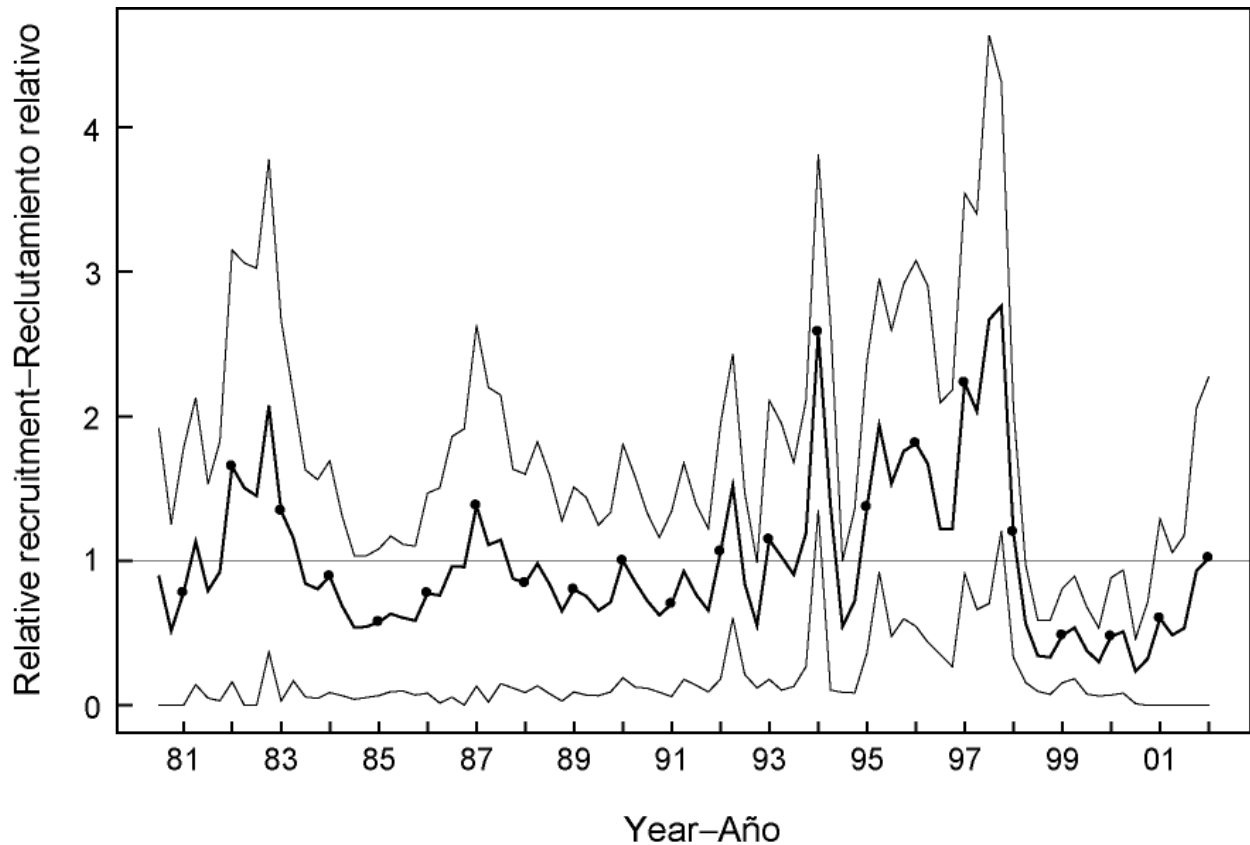


FIGURE 4.9. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines are confidence intervals (± 2 standard errors) 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 4.9. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas representan los intervalos de confianza (± 2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

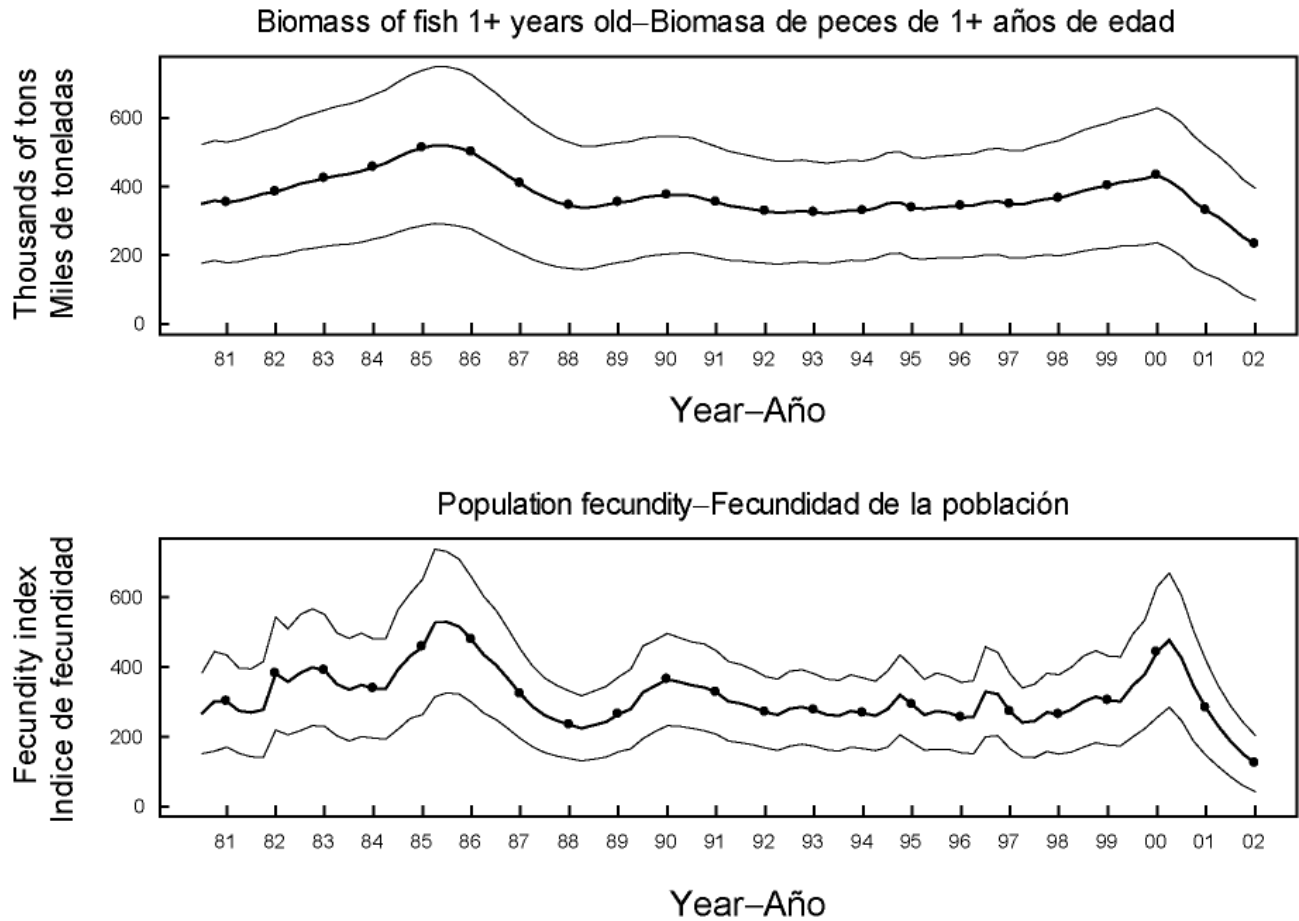


FIGURE 4.10. Estimated biomass and fecundity index (see Section 3.1.2) of bigeye tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines are confidence intervals (± 2 standard errors) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.10. Biomasa estimada e índice de fecundidad (ver Sección 3.12) de atún patudo en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas son los intervalos de confianza (± 2 errores estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

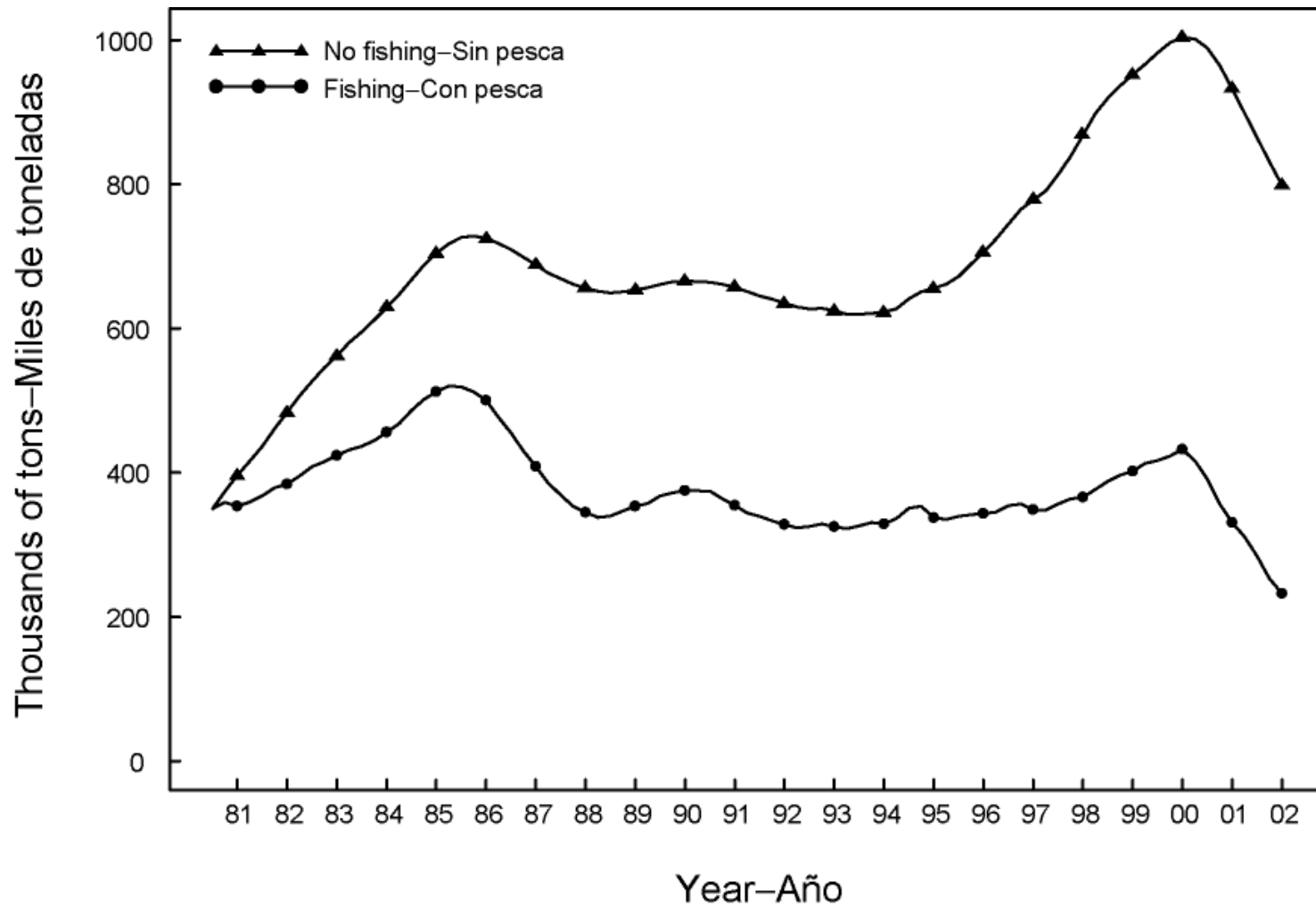


FIGURE 4.11. Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during July 1980 through December 2001 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

FIGURA 4.11. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante julio de 1980 a diciembre de 2001 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación del stock (“con pesca”).

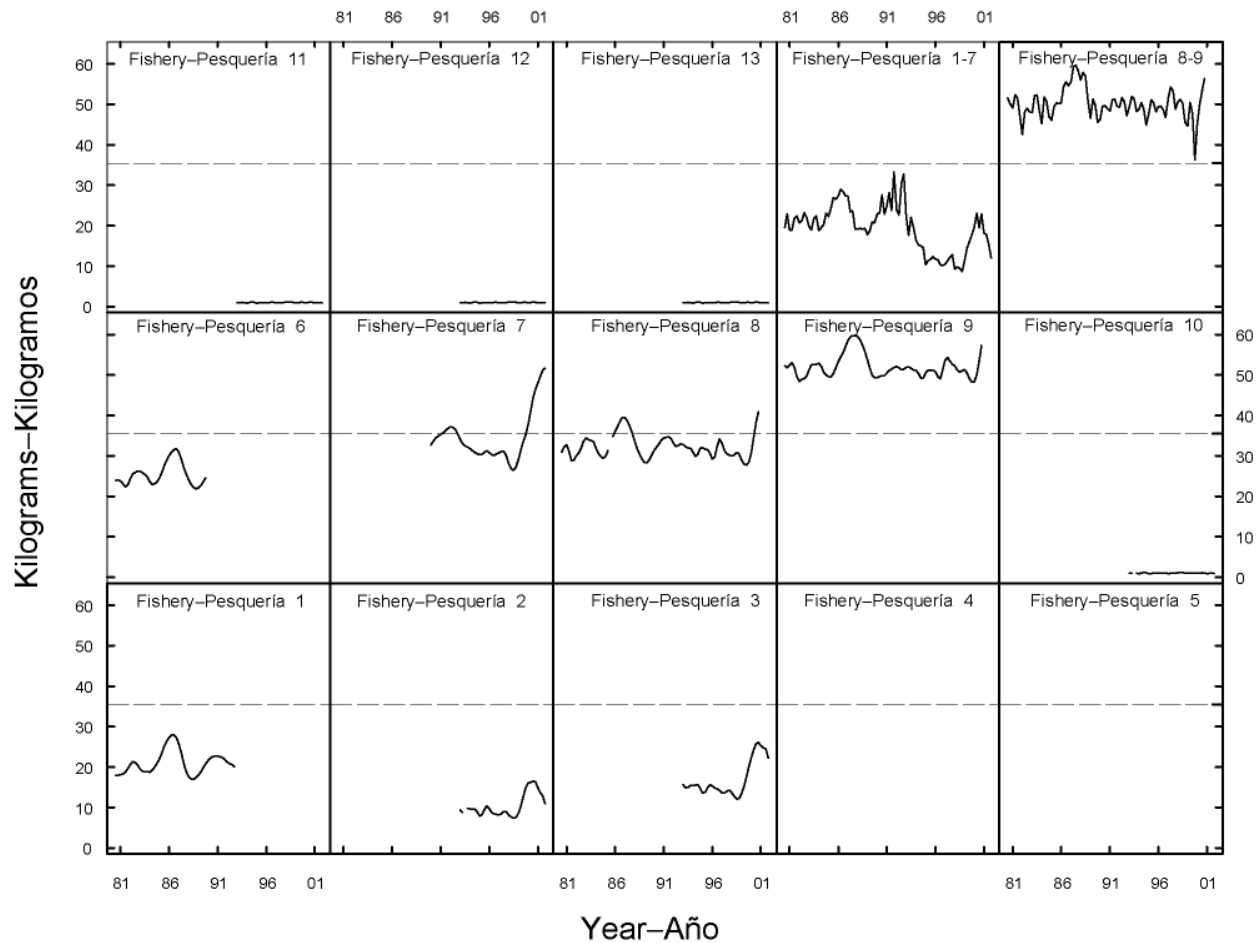


FIGURE 4.12. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 8 and 9. The dashed horizontal line (at about 35.5 kg) identifies the critical weight.

FIGURA 4.12. Peso medio estimado de atún patudo capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-7” es un promedio de las Pesquerías 1 a 7, y la de “Pesquerías 8-9” un promedio de las Pesquerías 8 y 9. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 35,5 kg) identifica el peso crítico.



FIGURE 4.13. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The filled area indicates the range of lengths estimated to be covered by two standard deviations of the length at age. The line with circles represent the growth curve from Suda and Kume (1967), which is used as a prior.

FIGURA 4.13. Talla a edad media estimada para el atún patudo en el OPO. El área sombreada indica el rango de tallas que se estima ser abarcado por dos desviaciones estándar de la talla a edad. . La línea con círculos representa la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967), usada como distribución previa.

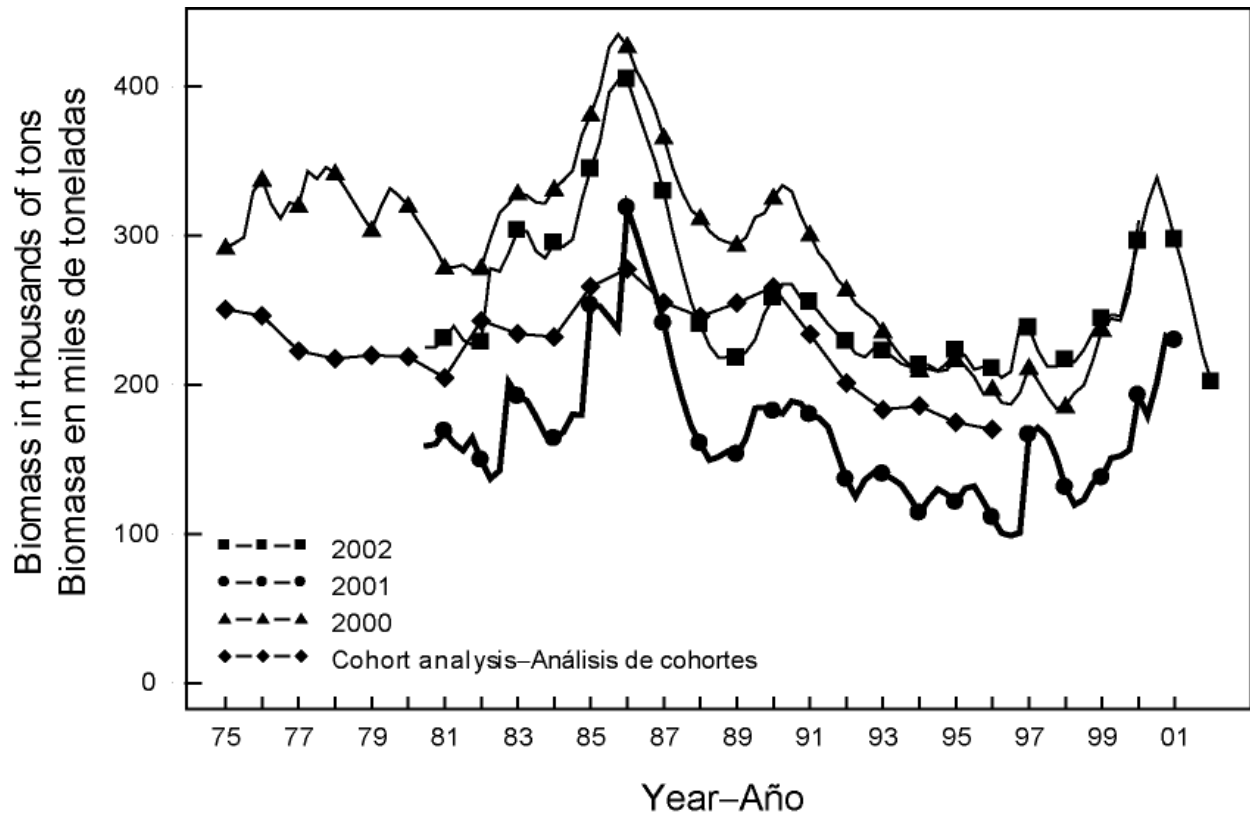


FIGURE 4.14. Comparison of biomass (ages 3 years and older) from previous assessments and the current assessment.

FIGURA 4.14. Comparación de biomasa (edad 3 años y mayores) de evaluaciones previas y la evaluación actual.

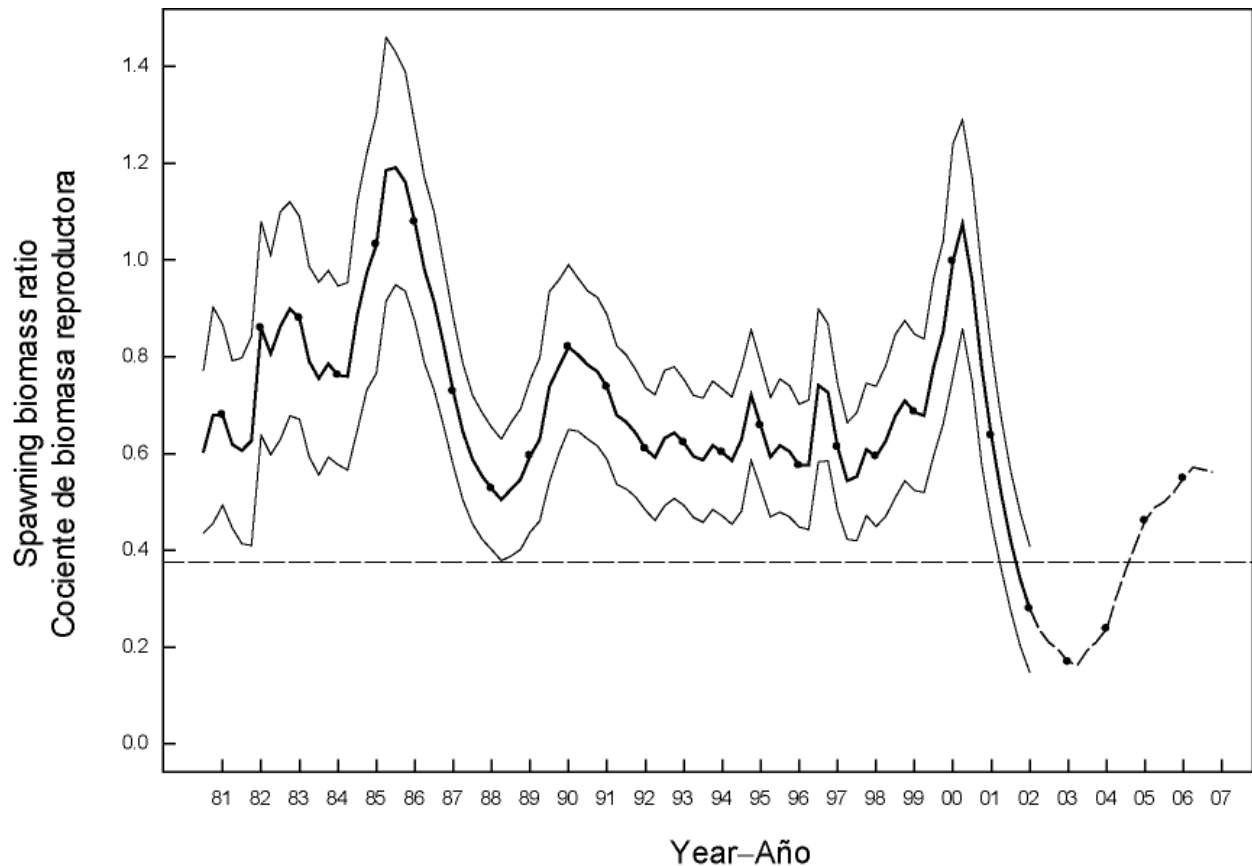


FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.38) identifies the SBR at AMSY. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals (± 2 standard errors) around those estimates. The dashed line continuing the SBR trend indicates the average SBR predicted to occur if average levels of fishing mortality and average environmental conditions occur during the next five years (see Section 6).

FIGURA 5.1. Serie de tiempo estimada de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,38) identifica el SBR en RMSP. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza (± 2 errores estándar) alrededor de esas estimaciones. La línea de trazos que extiende la tendencia del SBR indica el SBR medio predicho si ocurren niveles de mortalidad por pesca y condiciones ambientales medias durante los próximos cinco años (ver Sección 6).

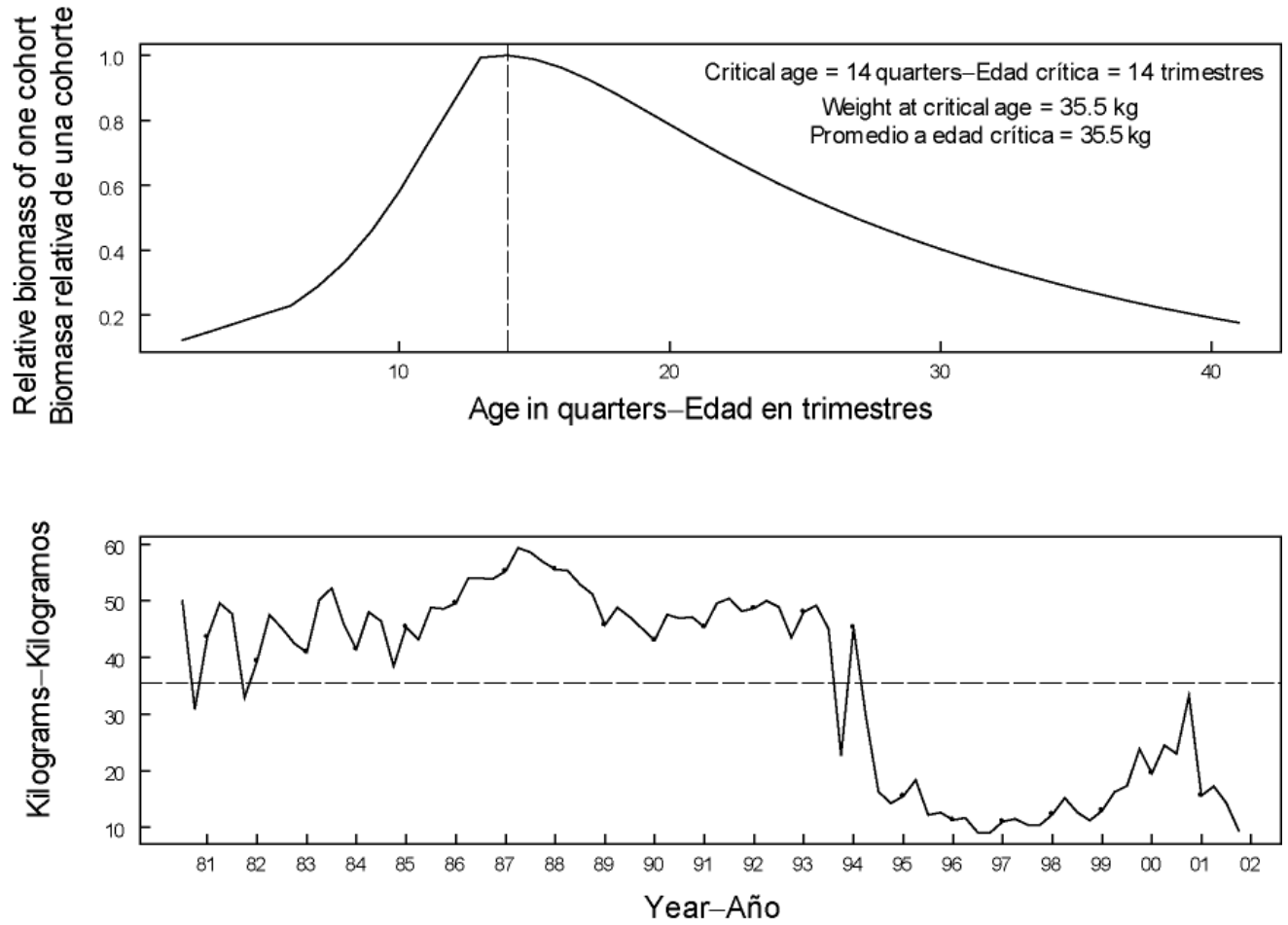


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of big-eye, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The critical weight is drawn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

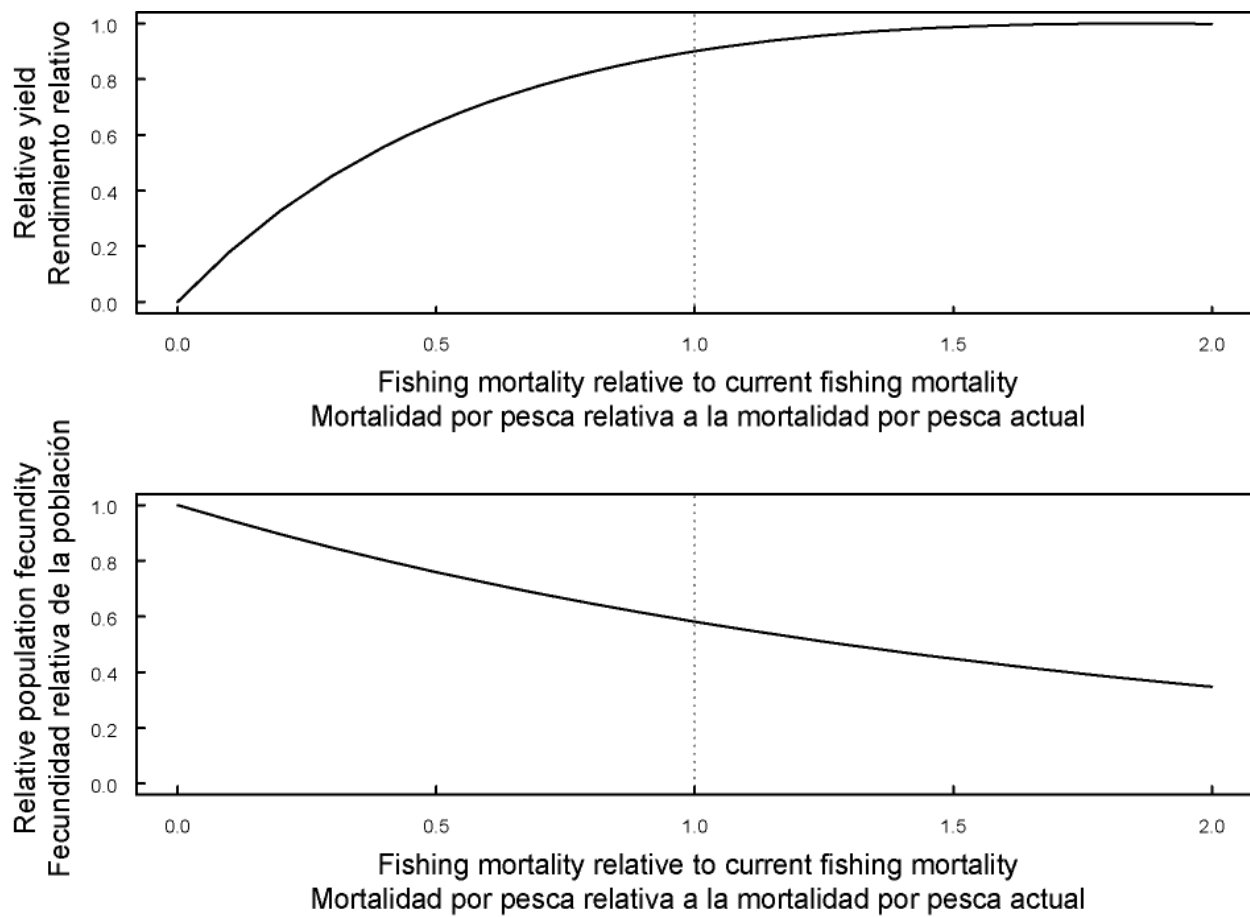


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is 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 biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.

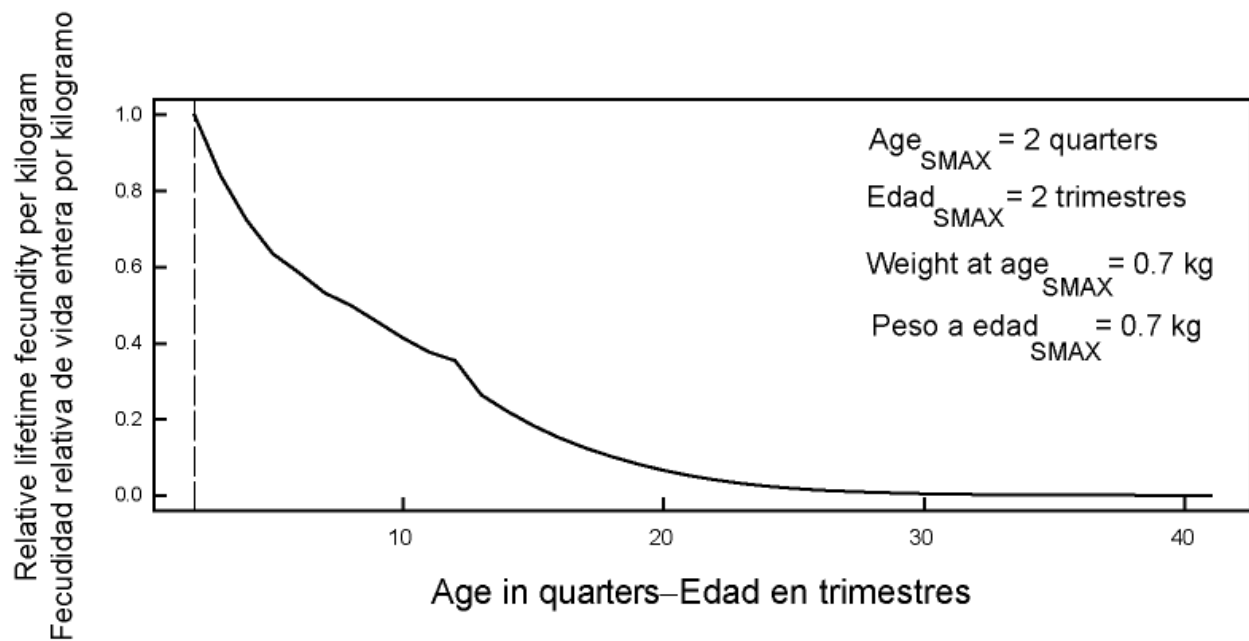
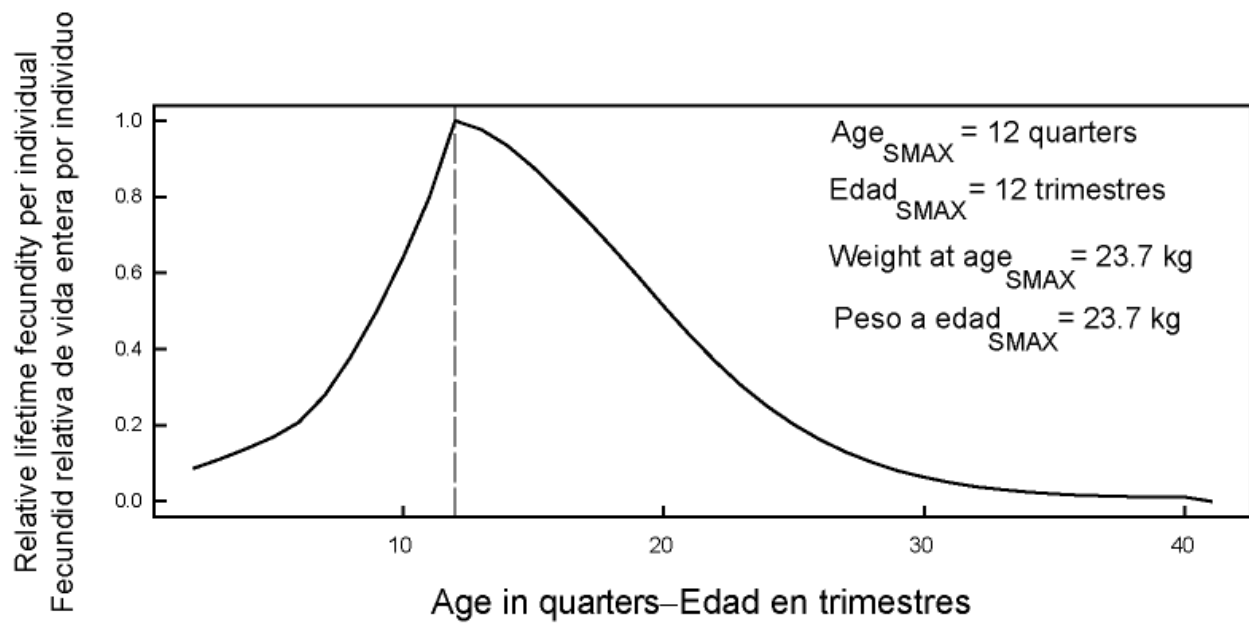


FIGURE 5.4. Marginal relative lifetime reproductive potential at age, based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). The vertical lines represent the ages at which marginal relative lifetime reproductive potential is maximized.

FIGURA 5.4. Potencial de reproducción de vida entera relativo marginal a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Las líneas verticales representan la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo máximo.

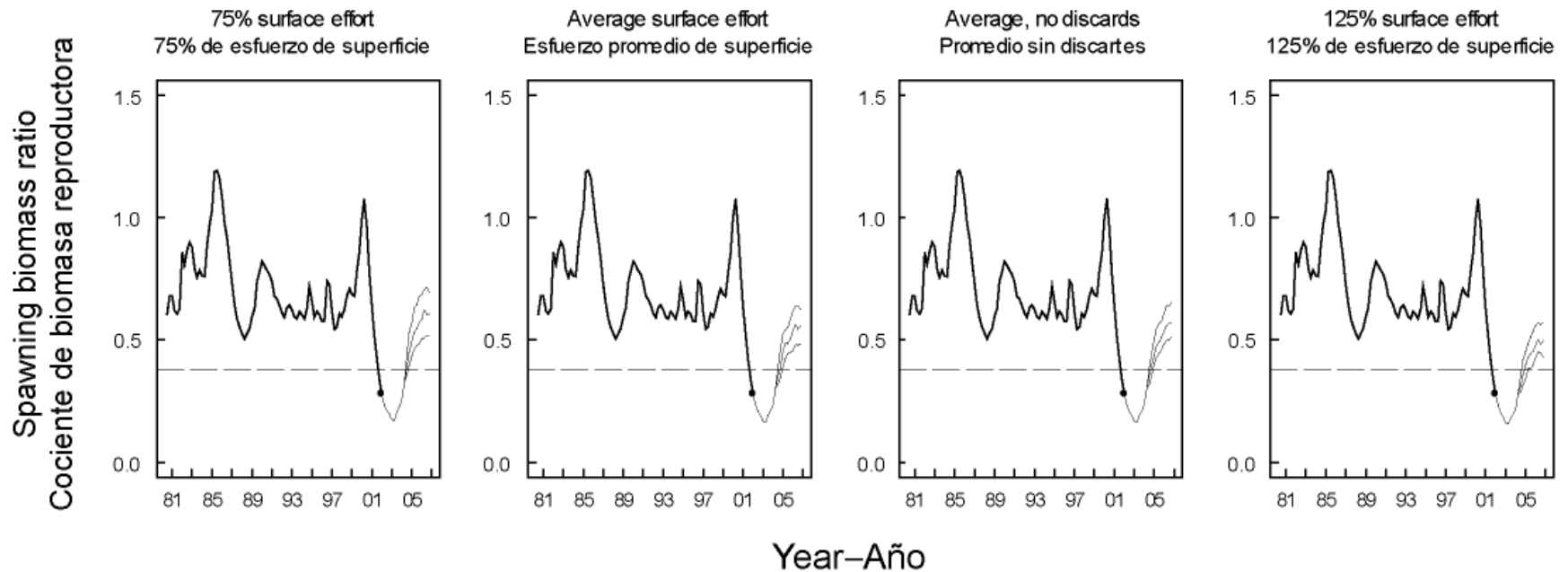


FIGURE 6.1a. Simulated SBRs during 2002-2006 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the $SBR_{AMS\text{Y}}$ (0.38).

FIGURA 6.1a. SBR simulados durante 2002-2006 para el atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el SBR_{RMSP} (0,38).

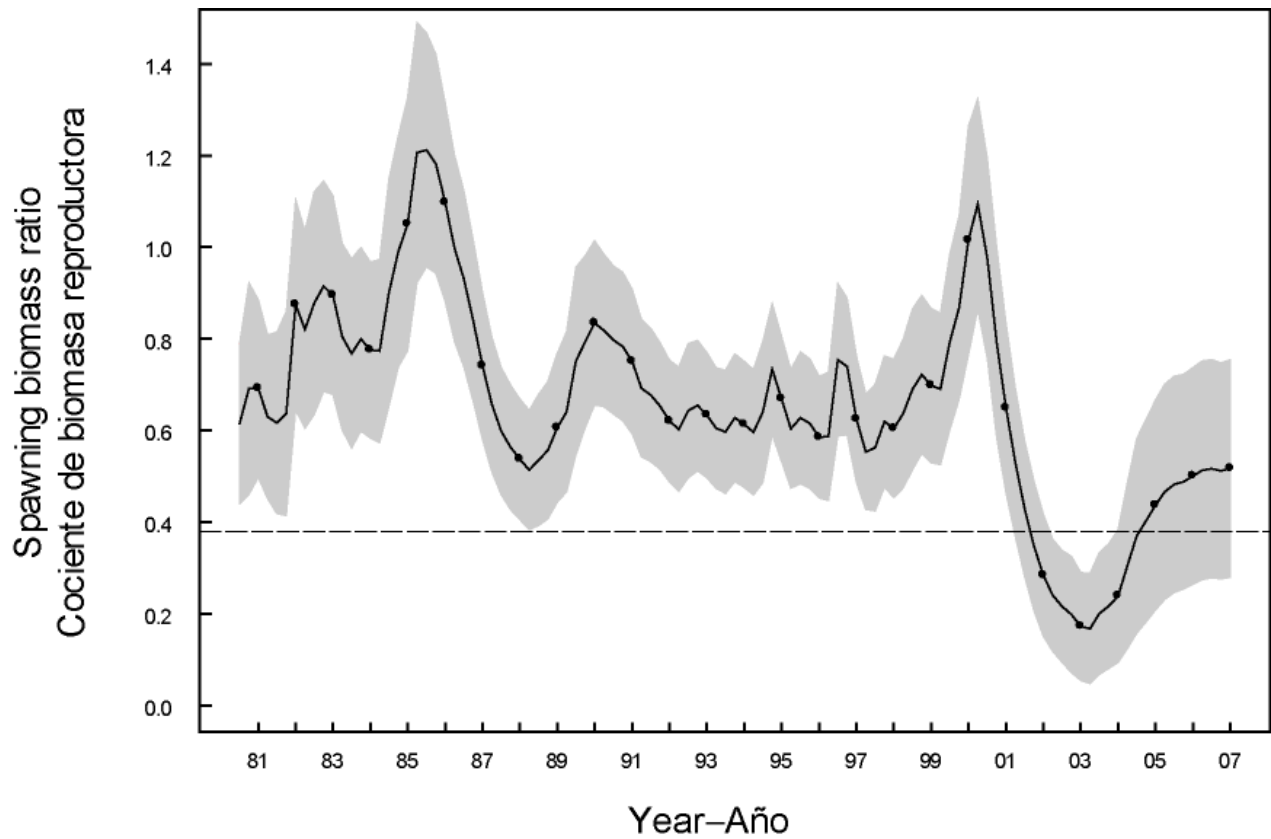


FIGURE 6.1b. SBRs, including projections for 2002-2006 under current effort levels for bigeye tuna in the EPO. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The shaded areas indicate the 95% confidence intervals. The dashed line indicates the SBR_{AMSY} (0.38).

FIGURE 6.1b. SBR, incluyendo proyecciones para 2002-2006 con niveles actuales de esfuerzo de atún patudo en el OPO. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de parámetros y sobre reclutamiento futuro. Las zonas sombreadas señalan los intervalos de confianza de 95%. La línea de trazos señala el SBR_{RMSP} (0,38).

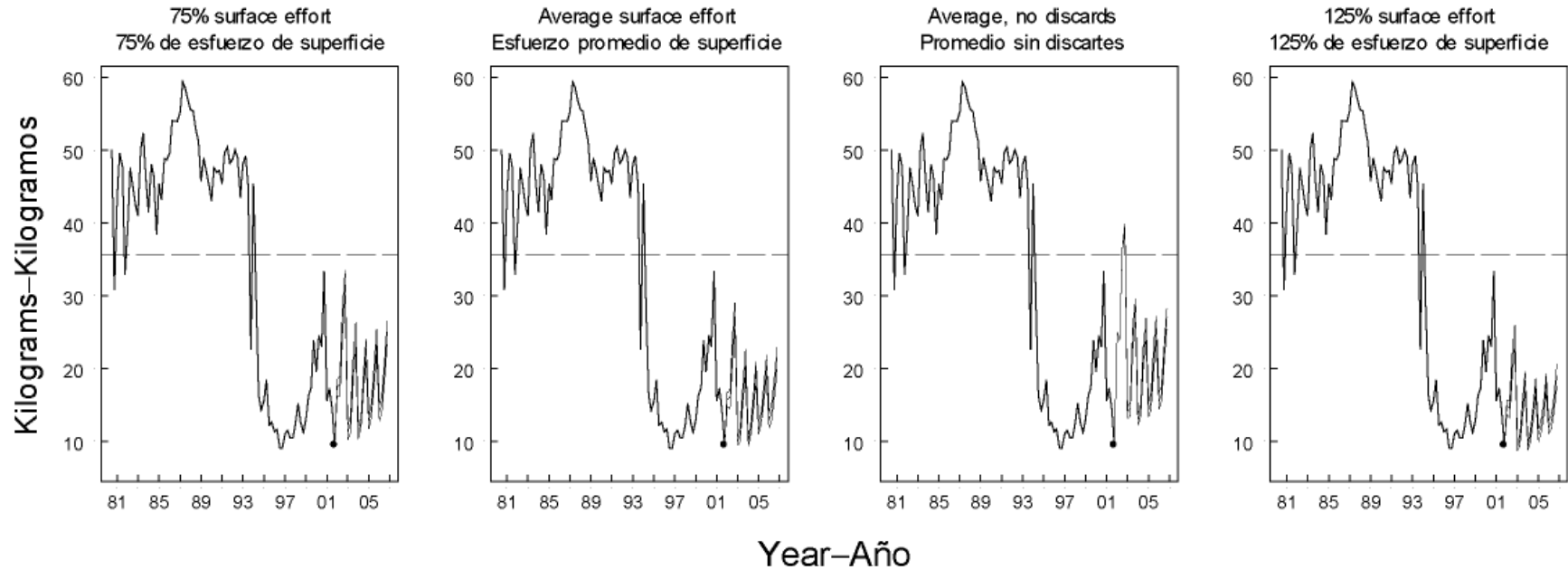


FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of bigeye tuna in the combined catch during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated average weights are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. The dashed horizontal lines indicate the critical weight (39 kg).

FIGURA 6.2. Estimaciones simuladas del peso medio de atún patudo en la captura combinada durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas del peso medio simulado son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% del peso medio simulado. Las líneas de trazos horizontales señalan el peso crítico (39 kg).

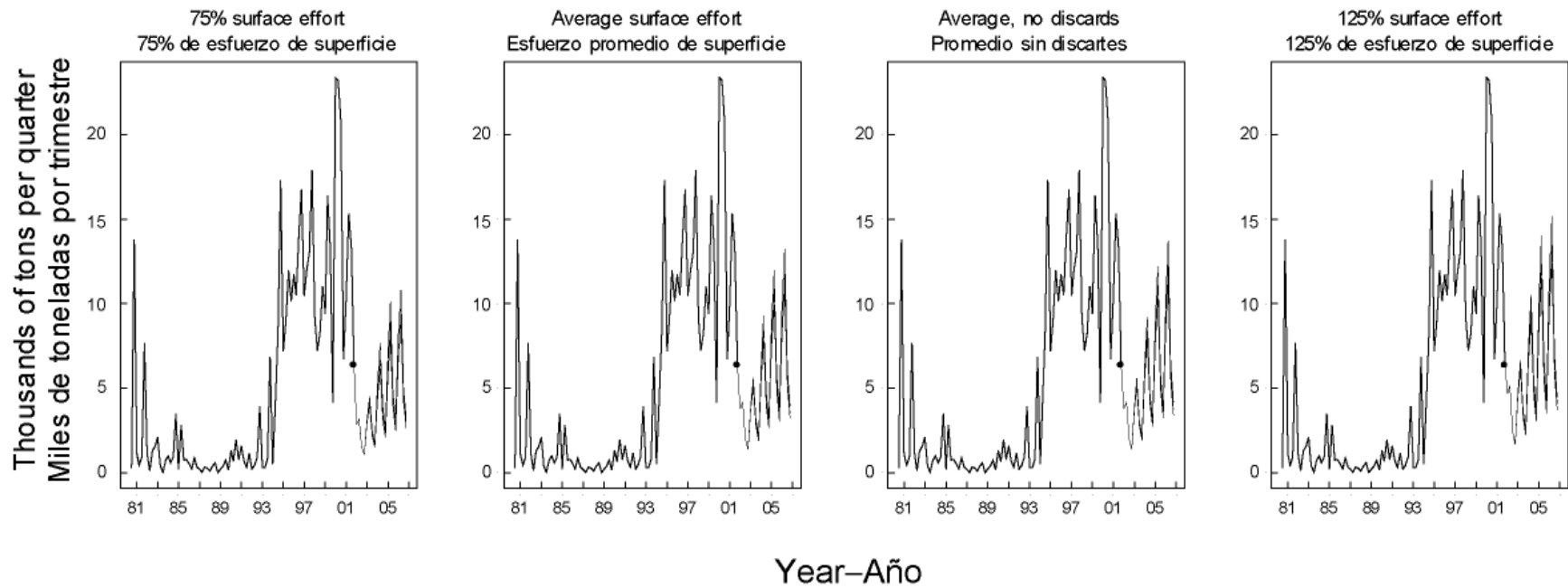


FIGURE 6.3. Simulated catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.

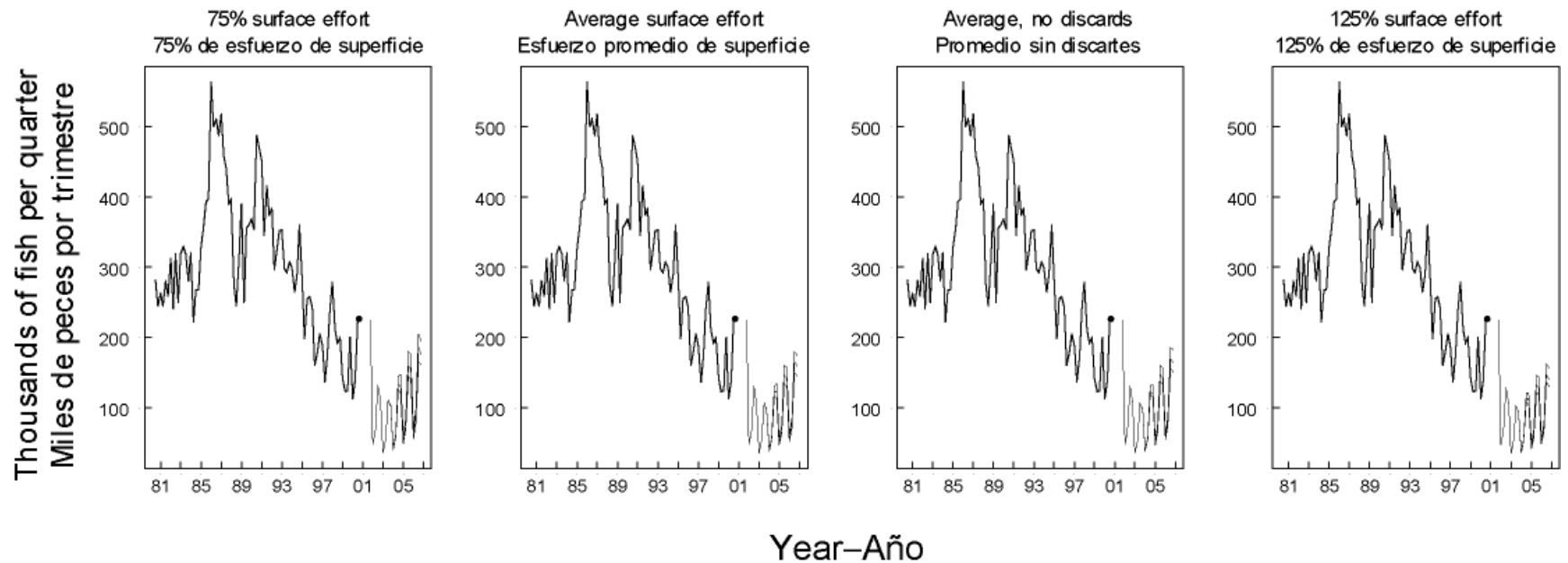


FIGURE 6.4. Simulated catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.

TABLE 2.1. Fishery definitions used 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 para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; LL = palangre; FLT = lances sobre objeto flotante; UNA = lances 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	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1980-1992	1-13	landings only—descargas solamente
2	PS	FLT	1993-2001	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process—descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-2001	7, 9	
4	PS	FLT	1993-2001	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-2001	1-4, 8, 10	
6	PS BB	UNA DOL	1980-1989	1-13	
7	PS BB	UNA DOL	1990-2001	1-13	landings + discards from inefficiencies in fishing process—descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2001	N of—de 15°N	landings only—descargas solamente
9	LL		1980-2001	S of—de 15°N	
10	PS	FLT	1993-2001	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	1993-2001	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	1993-2001	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	1993-2001	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5

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

TABLA 3.1. Proporciones de patudo hembra por edad e índices de fecundidad usados para definir la biomasa reproductora. Se supone que las hembras de menos de 3 años (12 trimestres) de edad son inmaduras.

Age in quarters	Proportion female	Index of fecundity
Edad en trimestres	Proporción hembra	Índice de fecundidad
12	0.3934	153.22
13	0.3810	163.59
14	0.3635	172.36
15	0.3417	179.71
16	0.3165	185.84
17	0.2888	190.93
18	0.2596	195.14
19	0.2299	198.60
20	0.2006	201.45
21	0.1725	203.78
22	0.1463	205.69
23	0.1224	207.26
24	0.1012	208.53
25	0.0827	209.58
26	0.0668	210.43
27	0.0535	211.12
28	0.0425	211.69
29	0.0335	212.15
30	0.0262	212.52
31	0.0204	212.83
32	0.0158	213.08
33	0.0122	213.28
34	0.0093	213.44
35	0.0071	213.58
36	0.0054	213.69
37	0.0041	213.78
38	0.0031	213.85
39	0.0024	213.91
40	0.0018	213.95
41	0.0013	213.99

TABLE 4.1. Recent changes in the quarterly CPUEs achieved by the surface fisheries that currently take bigeye tuna from the EPO. The values indicate the percentage change in quarterly CPUEs from 2000 to 2001.

TABLA 4.1. Cambios recientes en las CPUE trimestrales de las pesquerías de superficie que actualmente capturan atún patudo en el OPO. Los valores indican el cambio porcentual en las CPUE trimestrales de 2000 a 2001.

Quarter	Fishery 2	Fishery 3	Fishery 4	Fishery 5	Fishery 7
Trimestre	Pesquería 2	Pesquería 3	Pesquería 4	Pesquería 5	Pesquería 7
1	-71%	-57%	0%	-80%	-38%
2	8%	-49%	19%	-41%	-33%
3	-38%	-67%	58%	-54%	223%
4	-28%	-81%	6%	17%	-89%

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

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

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa de peces reproductores
1981	20,296	353,442	301,712
1982	37,353	384,036	381,390
1983	23,211	423,858	390,513
1984	14,912	456,258	338,292
1985	13,444	512,062	458,025
1986	19,338	500,481	478,713
1987	25,256	408,821	323,159
1988	18,538	344,873	234,220
1989	16,396	353,358	264,076
1990	17,917	375,195	364,036
1991	17,095	354,454	327,348
1992	22,262	328,315	270,526
1993	23,893	324,923	276,367
1994	29,238	329,001	267,386
1995	36,910	337,433	291,804
1996	33,126	343,451	255,183
1997	54,211	348,707	272,266
1998	13,664	365,936	263,661
1999	9,543	402,169	304,332
2000	8,679	432,565	442,651
2001	14,296	331,049	282,934
2002		232,412	123,824

TABLE 4.3. Estimates of the average sizes of bigeye tuna. The ages are quarters after hatching.
TABLA 4.3. Estimaciones del tamaño medio del atún patudo. Edad 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	149.02	74.55
3	34.73	1.12	23	152.33	79.46
4	39.47	1.61	24	155.48	84.31
5	44.20	2.23	25	158.47	89.08
6	48.93	2.99	26	161.30	93.78
7	56.04	4.41	27	163.99	98.39
8	63.80	6.41	28	166.55	102.90
9	72.38	9.23	29	168.98	107.31
10	81.52	13.01	30	171.29	111.61
11	90.90	17.82	31	173.48	115.80
12	100.28	23.68	32	175.56	119.87
13	110.09	31.02	33	177.53	123.81
14	115.37	35.53	34	179.41	127.64
15	120.38	40.18	35	181.19	131.35
16	125.13	44.95	36	182.88	134.94
17	129.65	49.81	37	184.49	138.40
18	133.93	54.73	38	186.01	141.75
19	138.00	59.68	39	187.46	144.97
20	141.87	64.65	40	188.84	148.08
21	145.53	69.61	41	190.14	151.06

TABLE 5.1. Estimates of the AMSY and its associated quantities. B_{recent} and B_{AMSY} are defined as the biomass of bigeye 1+ years old at the start of 2001 and at AMSY, respectively, and S_{recent} and S_{AMSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch in 2001.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMSP y sus valores asociados. Se definen B_{recent} y B_{RMSP} como la biomasa de patuda de edad 1+ años al principio de 2001 y en RMSP, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMSP} como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada en 2001.

	Basecase	Current catchability	Stock-recruitment relationship
	Caso base	Capturabilidad actual	Relación stock-reclutamiento
AMSY (mt)—RMSP (tm)	70,061	59,462	61,780
B_{AMSY} (mt)— B_{RMSP} (tm)	211,702	189,557	231,968
S_{AMSY} — S_{RMSP}	166,647	133,054	186,814
B_{AMSY}/B_0 — B_{RMSP}/B_0	0.29	0.26	0.30
S_{AMSY}/S_0 — S_{RMSP}/S_0	0.38	0.30	0.40
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.11	1.31	1.26
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.10	1.23	1.01
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.74	0.93	0.67
F multiplier—Multiplicador de F	1.85	0.99	0.97

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 4.5) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY and B_{AMSY} are in metric tons. Values in parentheses indicate the tonnage that would be discarded if small fish were removed from the catch during sorting. If sorting does not occur, the values in parentheses can be added to the upper values to obtain estimates of the AMSY. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY based on the average fishing mortality over the last two years.

TABLA 5.2. Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5) y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan RMSP, B_{RMSP} , y S_{RMSP} en toneladas métricas. Los valores en paréntesis indican el tonelaje que se descartaría si se extrajeran los peces pequeños de la captura durante la clasificación. Si no se clasifica la captura, se suman los valores en paréntesis a los valores superiores para obtener estimaciones del RMSP. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que aumentar efectivamente el esfuerzo para lograr el RMSP basado en la mortalidad por pesca media en los dos últimos años.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMSP	B_{RMSP}	S_{RMSP}	$B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
1	Not currently operating in the EPO—No opera actualmente en el OPO					
2	42,980 (724)	141,734	76,984	0.20	0.17	3.19
3	57,243 (1,515)	166,276	102,716	0.23	0.23	4.96
4	59,736 (3,492)	194,634	146,884	0.27	0.33	54.55
5	41,665 (1,881)	151,445	84,796	0.21	0.19	6.36
6	Not currently operating in the EPO—No opera actualmente en el OPO					
7	92,777	225,705	208,326	0.31	0.47	87.60
8	98,930	174,819	127,042	0.24	0.29	237.02
9	113,700	197,581	176,509	0.27	0.40	16.88

TABLE 6.1. Summary of the outcomes from 101 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 101 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los “cuantiles” identifican los niveles en los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos inferiores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% es igual a la mediana.

Quan- tile	75% surface ef- fort	Average surface ef- fort	Average surface ef- fort, no discards	125% surface ef- fort
Cuantil	75% del esfuerzo de superficie	Esfuerzo de superfi- cie medio	Esfuerzo de superficie medio, sin descartes	125% del esfuerzo de superficie
SBR for fourth quarter of 2006–SBR para el cuarto trimestre de 2006				
20%	0.54	0.49	0.52	0.44
50%	0.62	0.56	0.58	0.50
80%	0.71	0.64	0.66	0.57
Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2006– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante 2006				
20%	14.2	12.9	16.1	12.0
50%	17.5	15.5	19.7	13.9
80%	23.6	20.3	26.0	17.7
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2006– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2006				
20%	3,249	3,981	4,114	4,530
50%	5,927	7,252	7,513	8,233
80%	9,102	11,091	11,680	12,715
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2006–Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2006				
20%	71	64	66	57
50%	135	120	120	103
80%	187	169	174	151

APPENDIX A: STEEPNESS SENSITIVITY ANALYSIS
ANEXO A: ANALISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACION

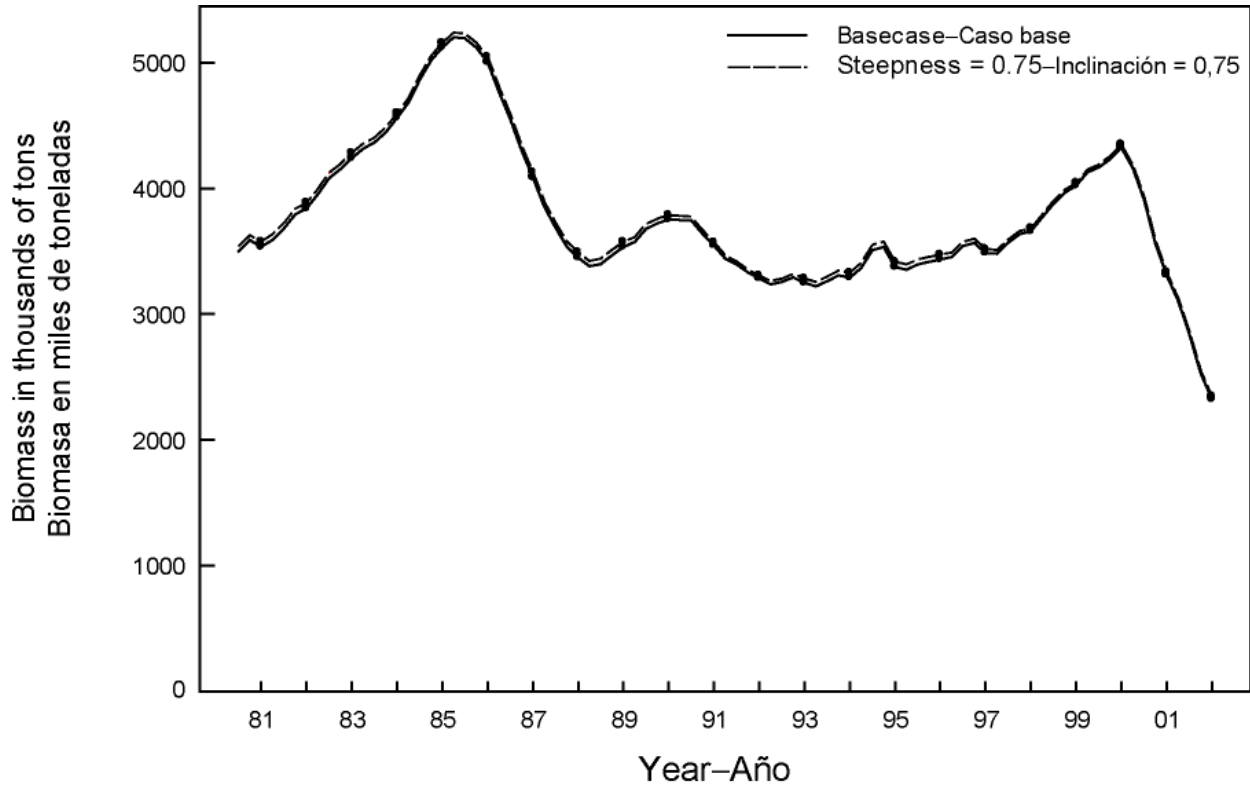


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de biomasa del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con (inclinación = 0,75).

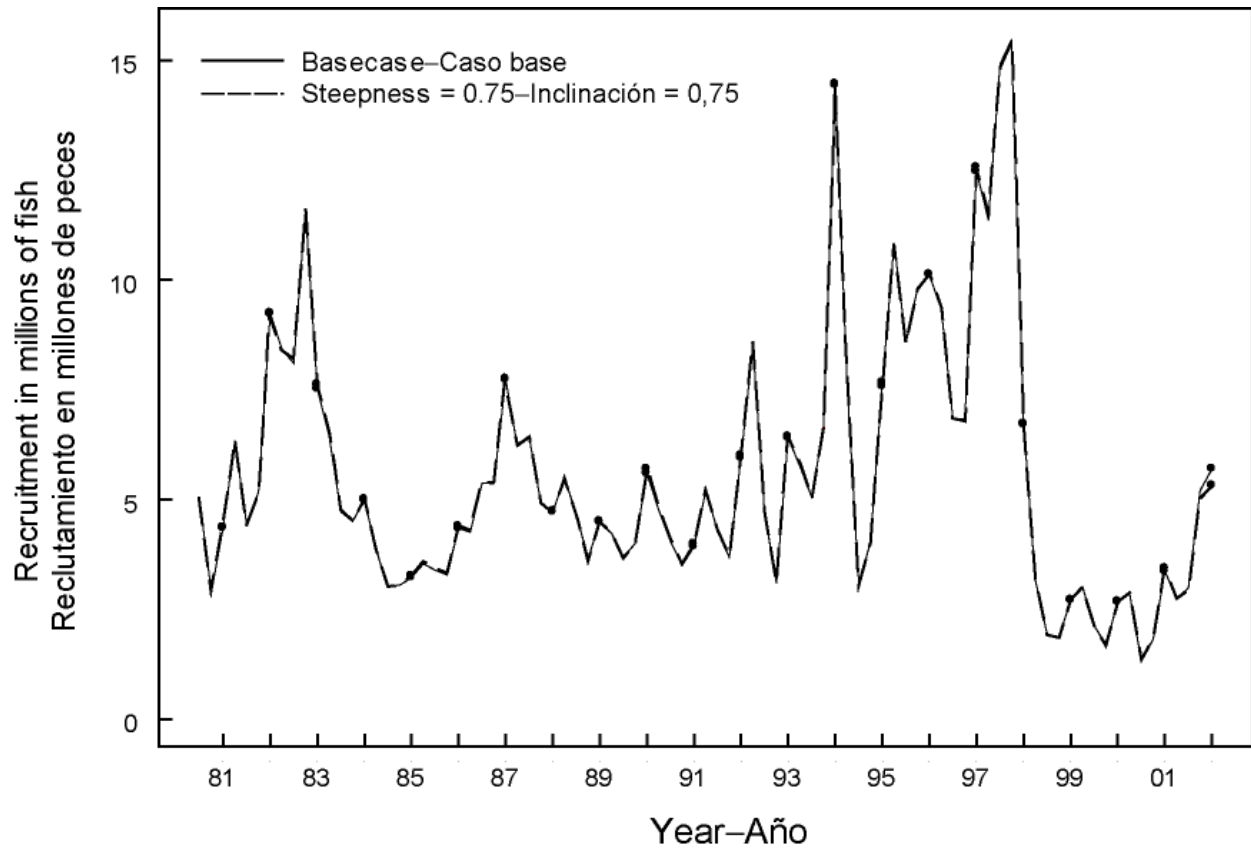


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment from the analysis without a stock recruitment relationship (base case) and with a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con (inclinación = 0,75).

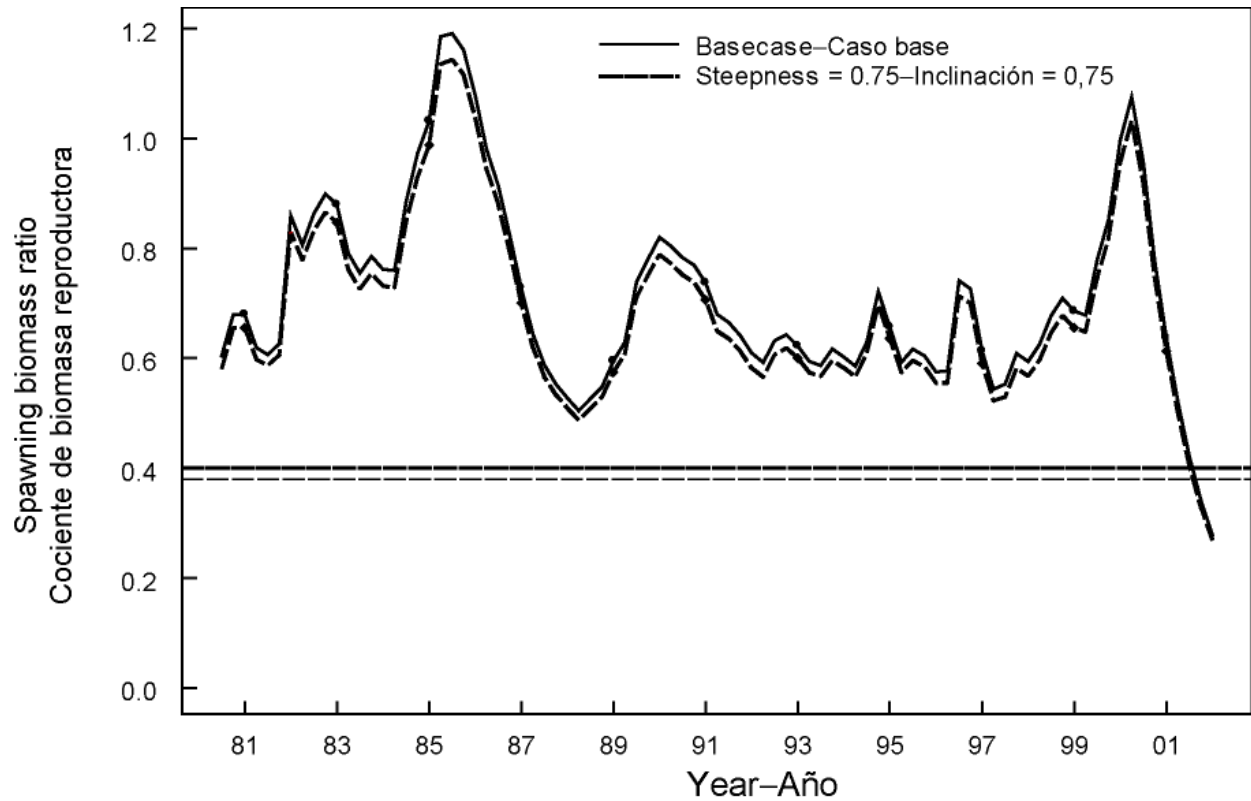


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBR associated with AMSY.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis sin relación de reclutamiento de stock (caso base) y con relación de reclutamiento de stock (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSP.

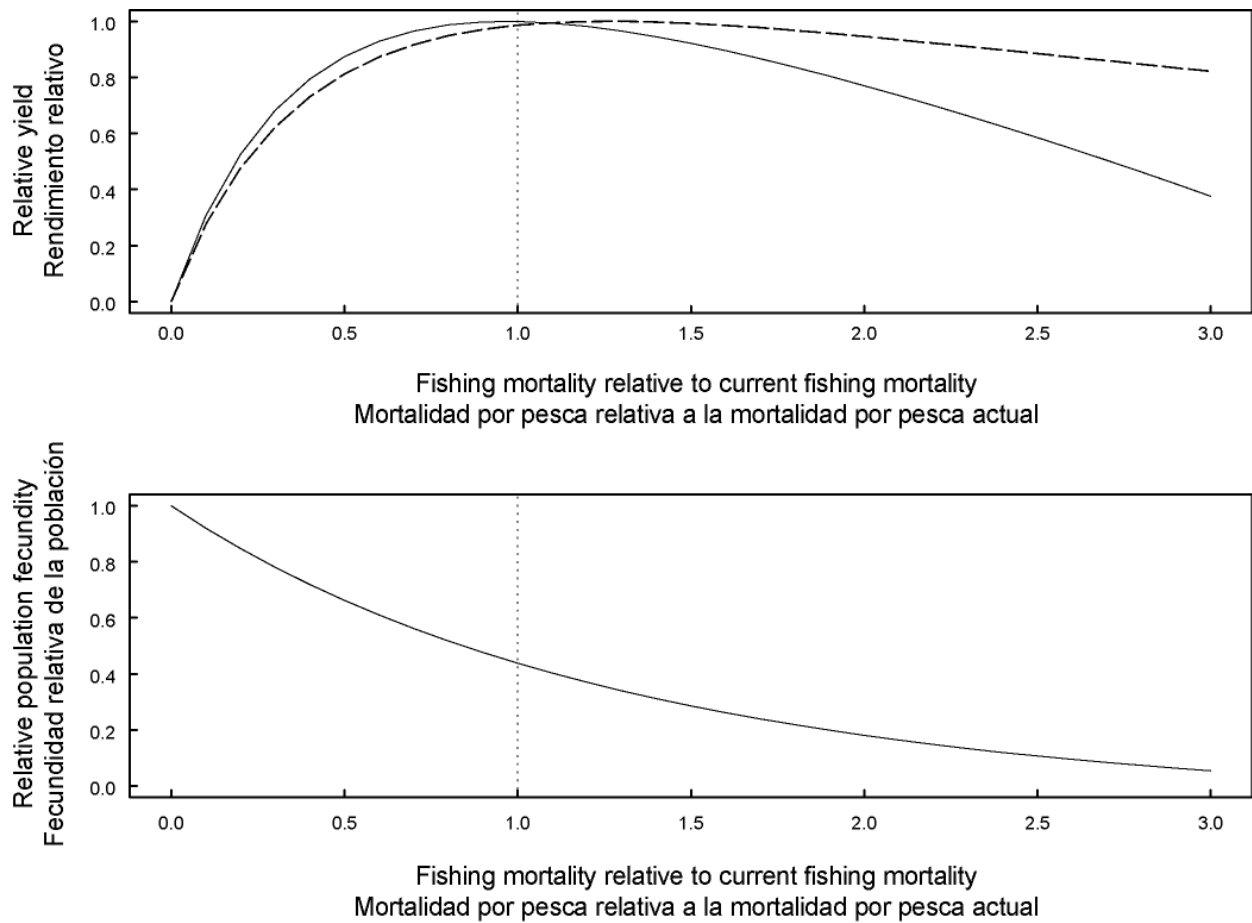


FIGURE A.4. Comparison of the relative yield (top panel solid line) with the relative yield per recruit (top panel, dashed line) when the stock assessment model has a stock recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Comparación del rendimiento relativo con el rendimiento por recluta relativo (recuadro superior, línea de trazos) cuando el modelo de evaluación del stock tiene una relación de reclutamiento de stock (inclinación = 0.75).

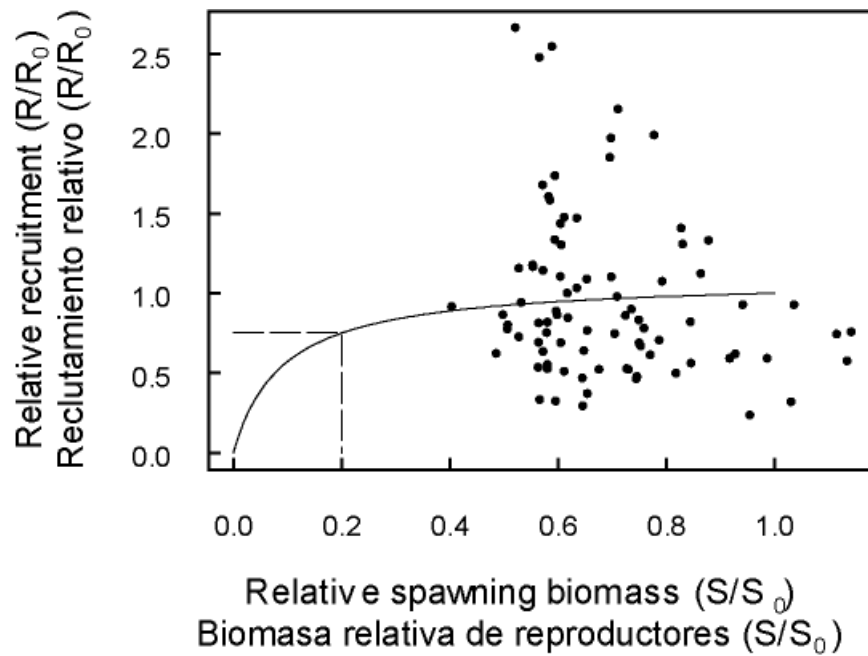


FIGURE A.5. Recruitment plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.5. Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis tiene una relación de reclutamiento de stock (inclinación = 0,75).

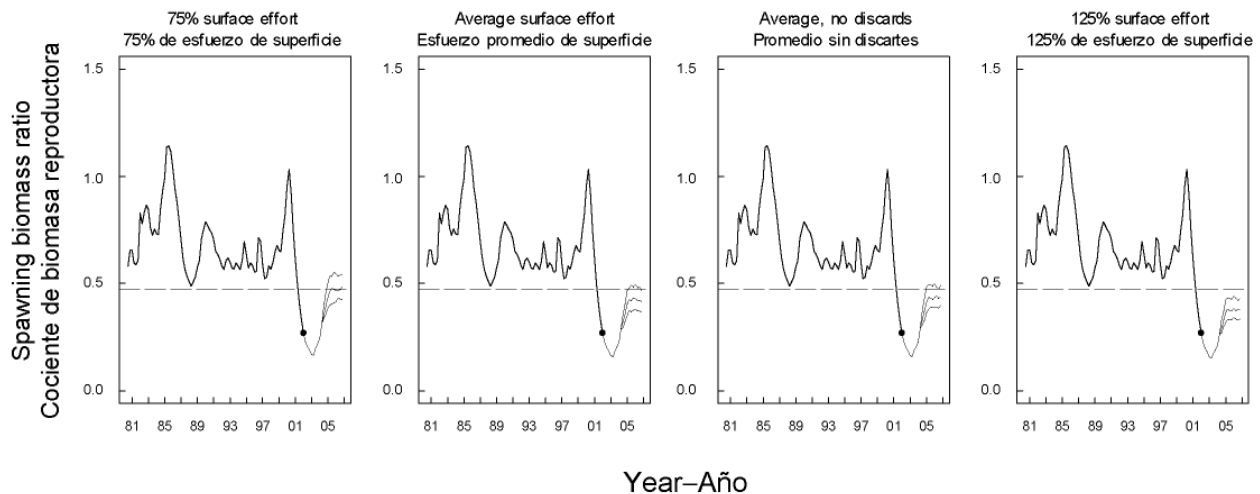


FIGURE A.6. Simulated SBRs during 2002-2006 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the SBR_{AMSY} (0.40).

FIGURA A.6. SBR simulados durante 2002-2006 para el atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el SBR_{RMSP} (0,40).

APPENDIX B: SPC KOREAN CATCH SENSITIVITY ANALYSIS
ANEXO B: ANALISIS DE SENSIBILIDAD A LAS CAPTURAS COREANAS DE SPC

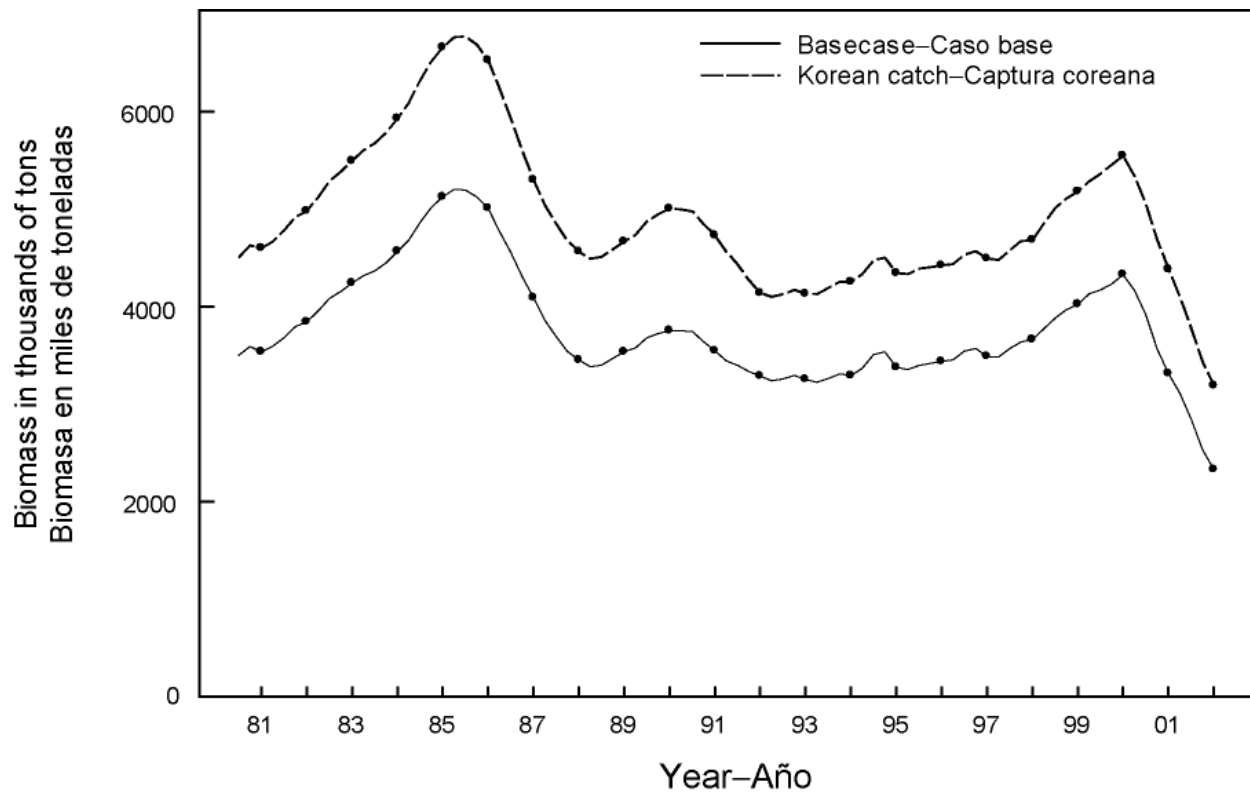


FIGURE B.1. Comparison of estimates of biomass from the base case and with the SPC-estimated Korean longline catch.

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de biomasa del caso base y con la captura coreana estimada por SPC.

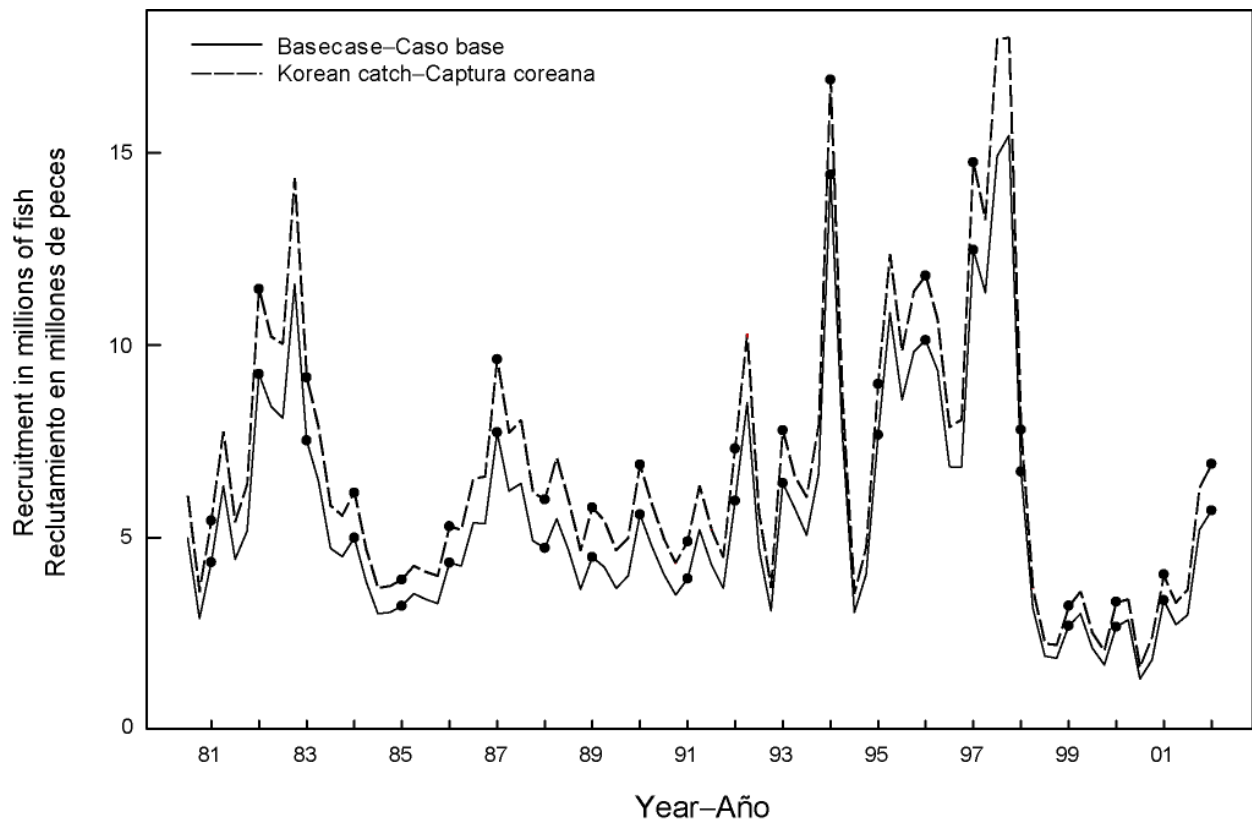


FIGURE B.2. Comparison of estimates of recruitment from the base case and with the SPC-estimated Korean longline catch.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento del caso base y con la captura coreana estimada por SPC.

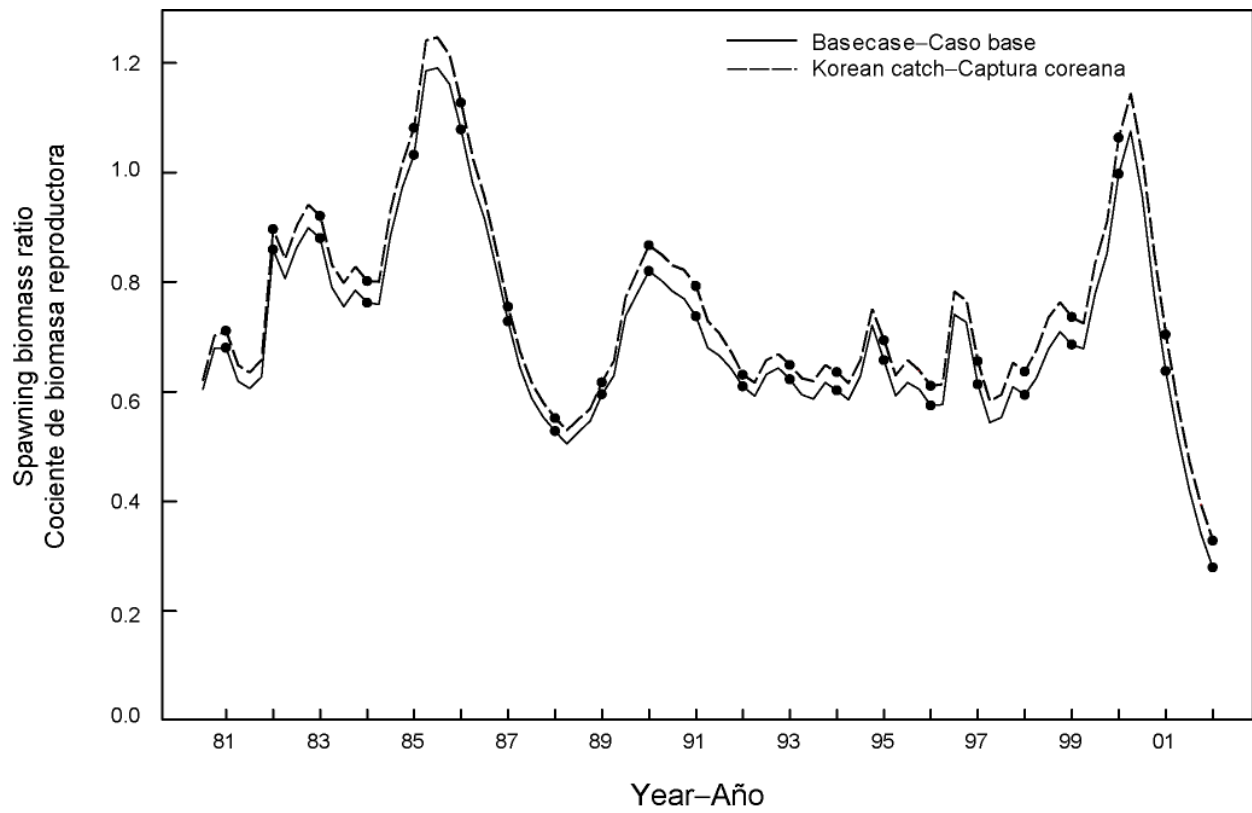


FIGURE B.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) from the base case and with the SPC-estimated Korean longline catch.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del caso base y con la captura coreana estimada por SPC.

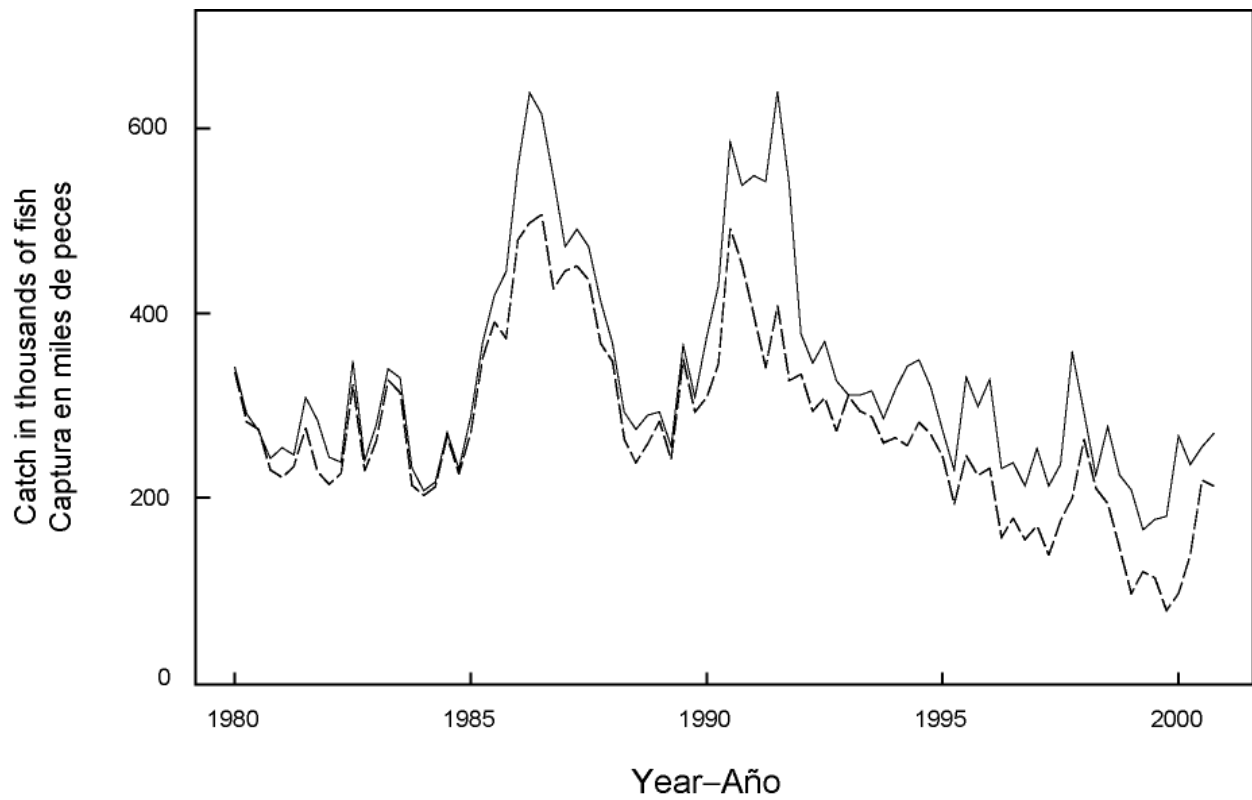


FIGURE B.4. Total longline catch used in the basecase (dashed line) and the sensitivity analysis based on the SPC estimates of Korean catch (solid line).

FIGURA B.4. Captura palangrera total usada en el caso base (línea de trazos) y el análisis de sensibilidad basado en las estimaciones de SPC de la captura coreana (línea sólida).

APPENDIX C: ANALYSIS OF THE SENSITIVITY OF YIELD AND PROJECTIONS TO THE METHOD USED TO CALCULATE FISHING MORTALITY RATES
ANEXO C: ANALISIS DE LA SENSIBILIDAD DEL RENDIMIENTO Y LAS PROYECCIONES AL METODO USADO PARA CALCULAR LAS TASAS DE MORTALIDAD POR PESCA



FIGURE C.1. Average quarterly age-specific fishing mortality used in the yield calculations and projections for the basecase (solid line) and sensitivity analysis (dashed line). The basecase is based on average catchability over the whole modeling time period and the sensitivity is based on average catchability over the last two years. The shaded area represents the 95% confidence intervals for the estimated average quarterly age-specific fishing mortality used in the sensitivity analysis.

FIGURA C.1. Mortalidad por pesca trimestral media por edad usada en los cálculos y proyecciones del rendimiento para el caso base (línea sólida) y el análisis de sensibilidad (línea de trazos). El caso base se basa en la capturabilidad media durante todo el período del modelo, y la sensibilidad en la capturabilidad media en los dos últimos años. La zona sombreada representa los intervalos de confianza de 95% de la mortalidad por pesca trimestral media por edad estimada usada en el análisis de sensibilidad.

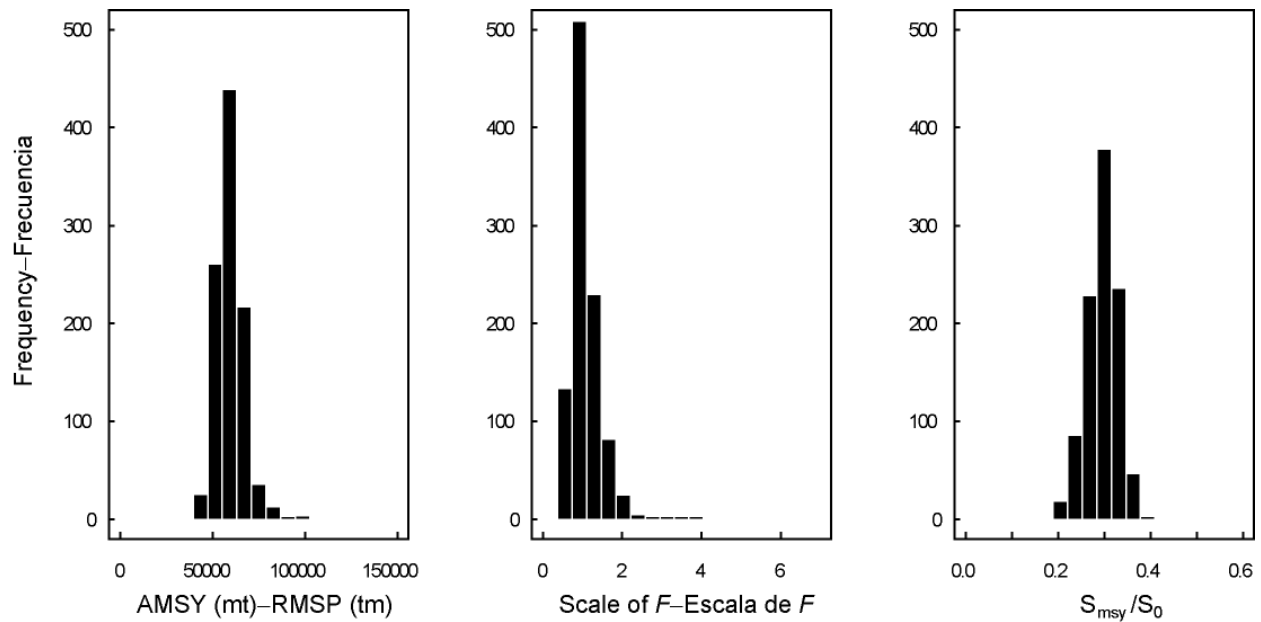


FIGURE C.2. Frequency distributions of AMSY, the proportion of current effort that would produce AMSY, and the SBR that would produce AMSY. These values are calculated using the uncertainty in the estimates of fishing mortality rates averaged over the last two years of the modeling time period.

FIGURA C.2. Distribuciones de frecuencia de RMSP, la proporción del esfuerzo actual que produciría el RMSP, y el SBR que produciría el RMSP. Se calcularon estos valores usando la incertidumbre en las estimaciones de tasas de mortalidad por pesca promediadas para los últimos dos años del período del modelo.

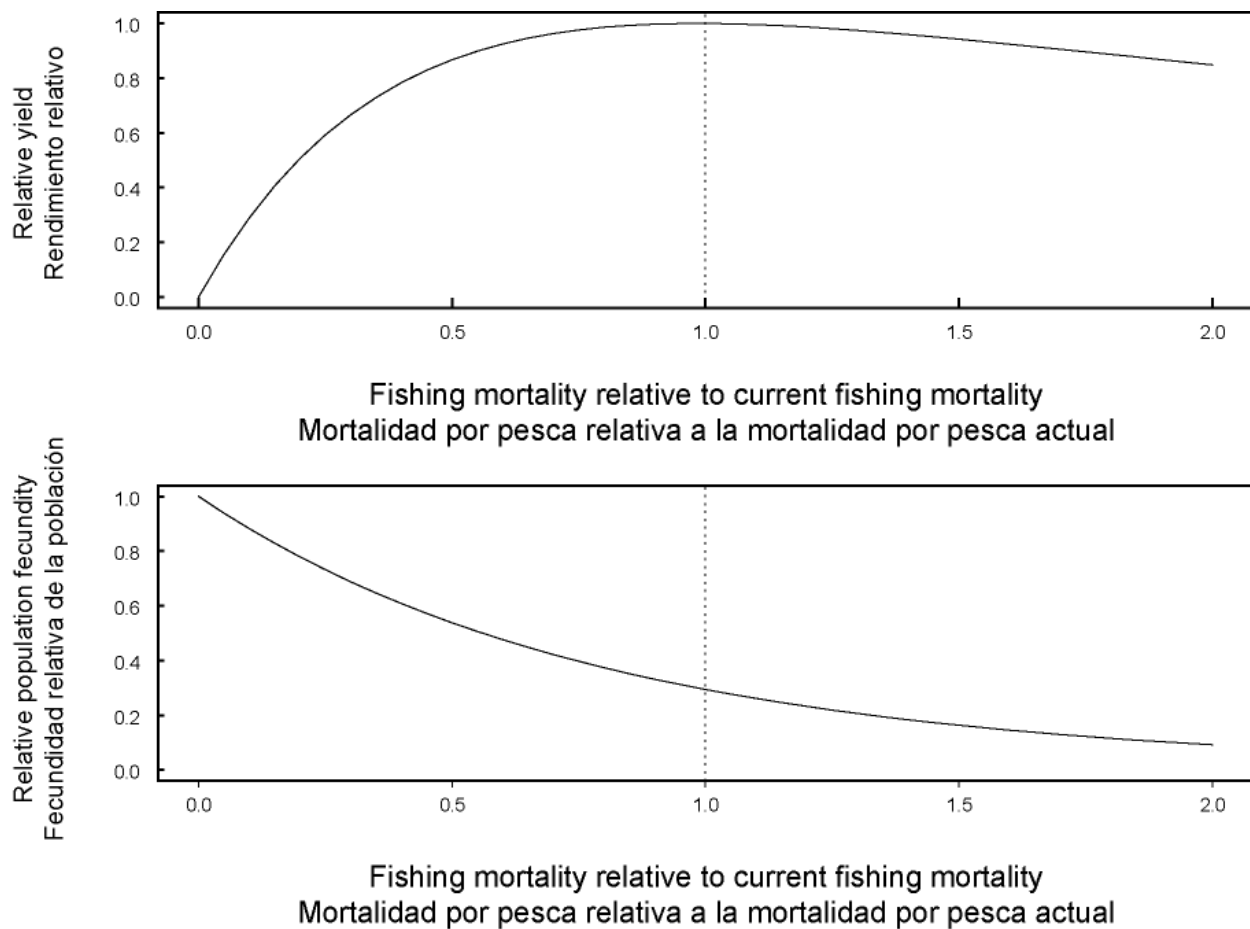


FIGURE C.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA C.3. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.

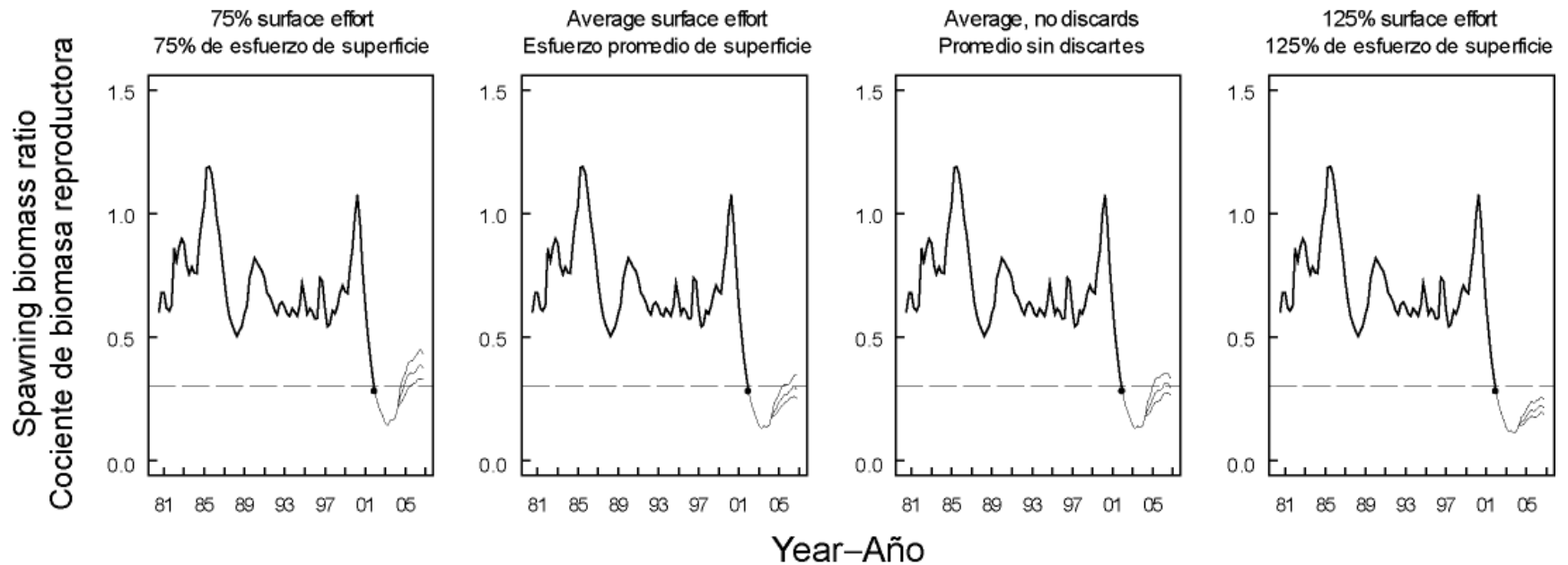


FIGURE C.4. Simulated SBRs during 2002-2006 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the $SBR_{AMS\text{Y}}$ (0.30).

FIGURA C.4. SBR simulados durante 2002-2006 para el atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el SBR_{RMSP} (0,30).

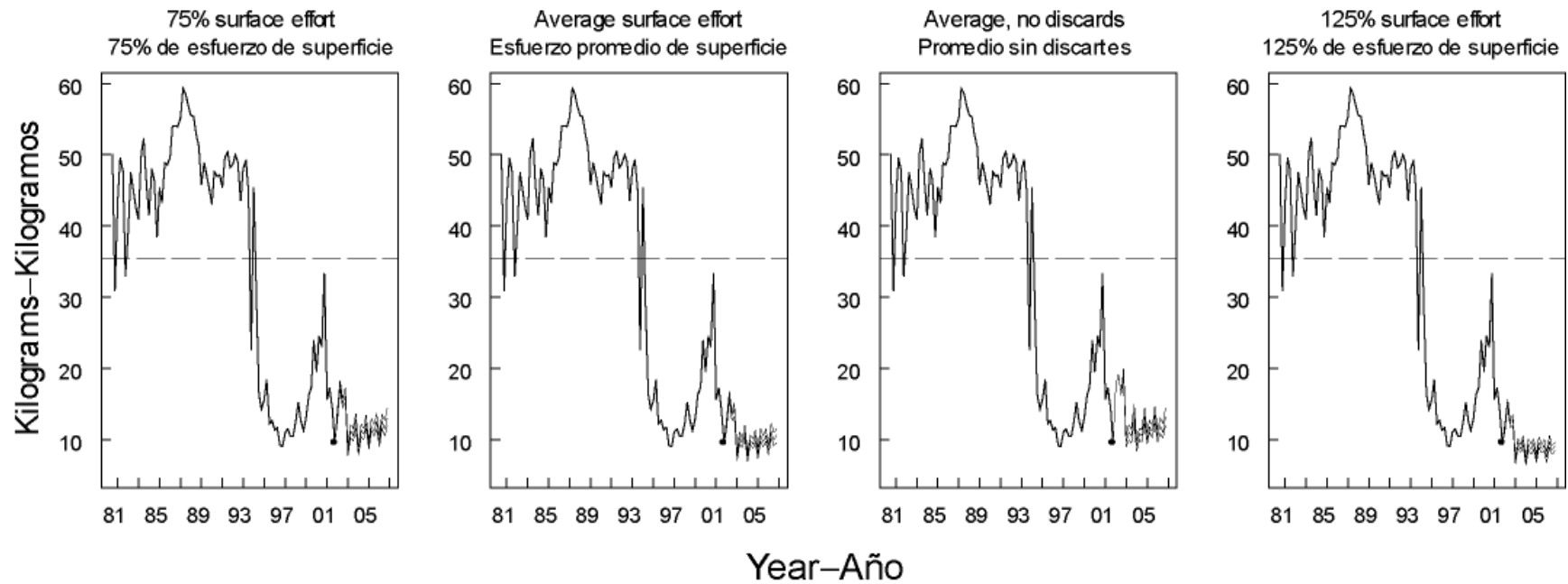


FIGURE C.5. Simulated estimates of the average weight of bigeye tuna in the combined catch during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated average weights are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. The dashed horizontal lines indicate the critical weight (39 kg).

FIGURA C.5. Estimaciones simuladas del peso medio de atún patudo en la captura combinada durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas del peso medio simulado son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% del peso medio simulado. Las líneas de trazos horizontales señalan el peso crítico (39 kg).

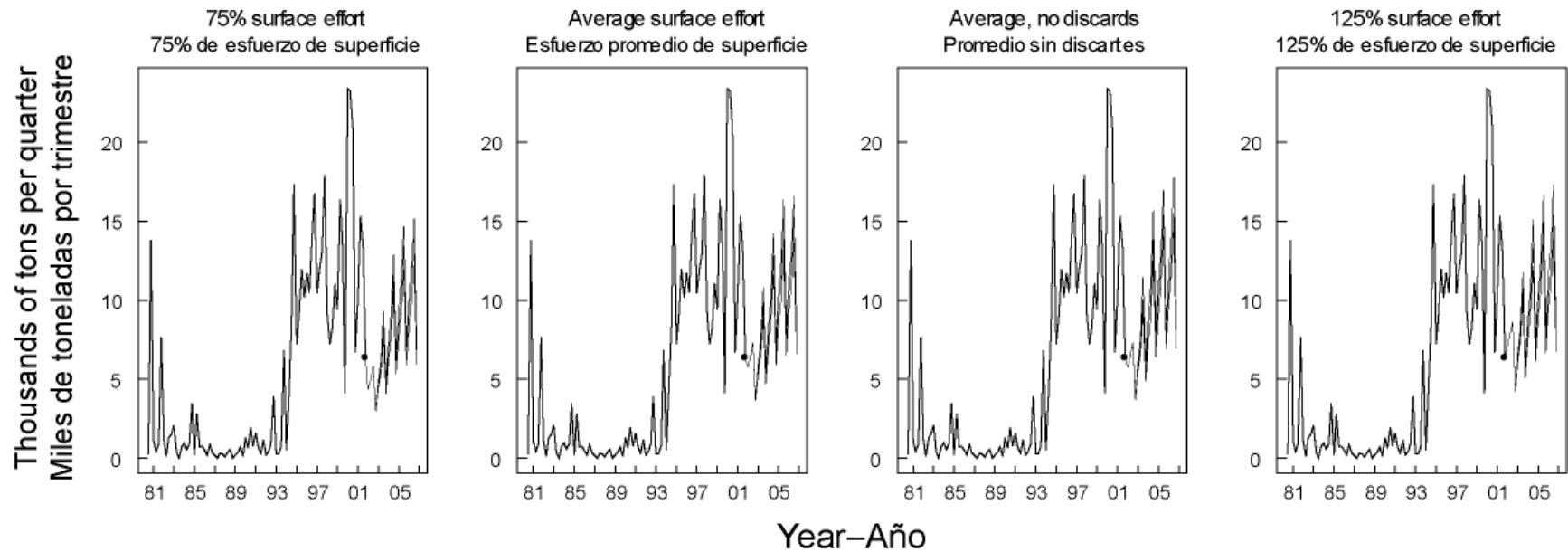


FIGURE C.6. Simulated catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

FIGURA C.6. Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.

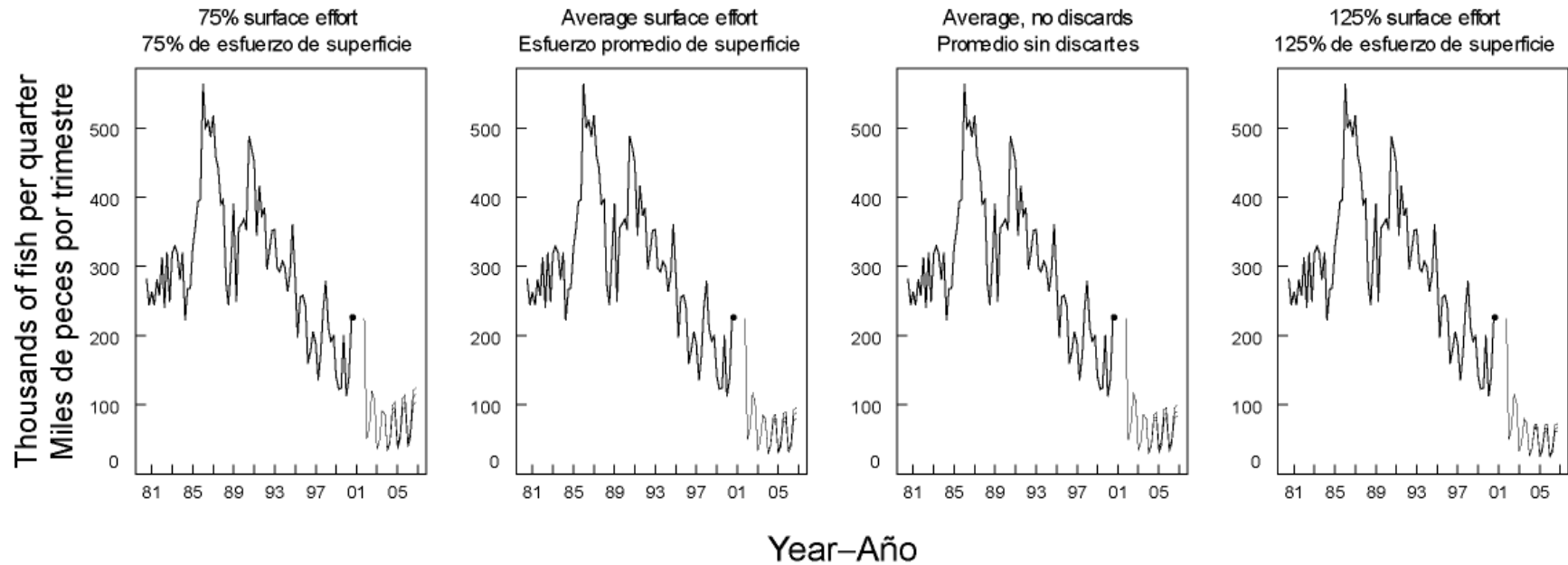


FIGURE C.7. Simulated catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2002-2006. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

FIGURA C.7. Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2002-2006. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto sólido. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.

APPENDIX D: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASECASE ASSESSMENT

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

ANEXO D: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

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

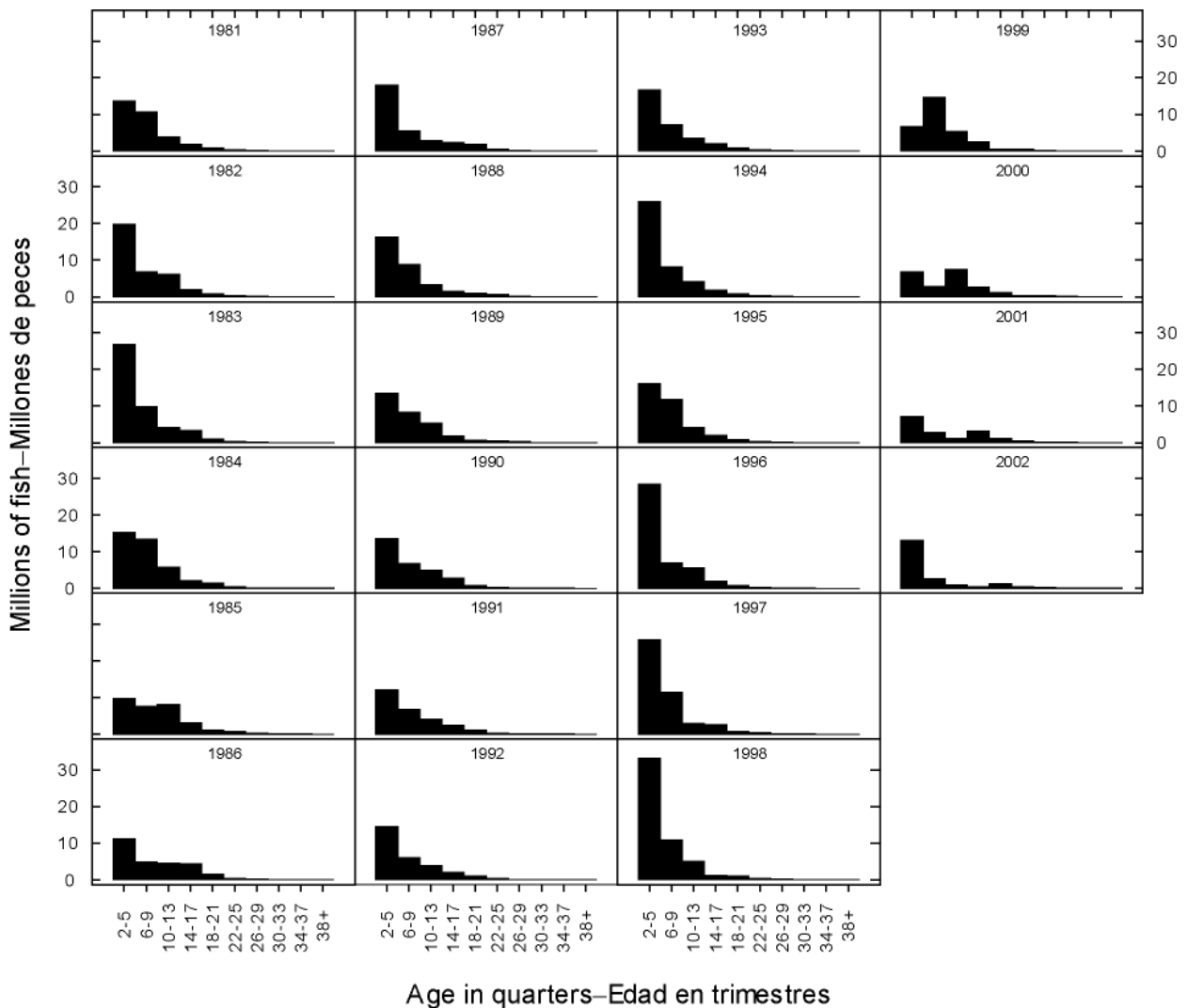


FIGURE D.1. Numbers of bigeye tuna present in the EPO on 1 January of each year.
FIGURA D.1. Número de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

CONDICION DEL ATUN PATUDO EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL EN 2001 Y PERSPECTIVAS PARA 2002

por

Mark N. Maunder y Shelton J. Harley

INDICE

1. Resumen ejecutivo	283
2. Datos	286
3. Supuestos y parámetros.....	290
4. Evaluación del stock	292
5. Condición del stock.....	300
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	306
7. Direcciones futuras.....	310
Referencias.....	311
Figuras.....	230
Tablas	260
Anexos	313

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. Se realizaron también las evaluaciones previas del patudo en el OPO usando el método A-SCALA. La versión de A-SCALA es la misma que se usó para la evaluación previa, con modificaciones de algunos de los supuestos. Las modificaciones incluyen fijar la variación de talla a edad con base en datos de otolitos del stock de patudo del Pacífico occidental, reducir la ponderación asignada a la influencia de los datos de captura y esfuerzo en objetos flotantes sobre la abundancia, usar esfuerzo estandarizado basado en hábitat para las pesquerías palangreras, y basar proyecciones futuras en la mortalidad por pesca media observada en lugar de en esfuerzo multiplicado por capturabilidad y selectividad promedio. Se incluyeron en la evaluación datos nuevos y actualizados de captura, esfuerzo, y ambientales. Se actualizaron los datos de 1980-2000 de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla de buques cerqueros y de carnada y se incluyeron nuevos datos para 2001. Se incluyeron nuevos datos de captura palangrera taiwanesa para 1998. Se actualizaron los datos japoneses de captura de 1998 y 1999, y se incluyeron nuevos datos para 2000.

Se realizaron tres análisis de sensibilidad este año:

1. Sensibilidad a la inclinación de la relación stock-reclutamiento. El caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento es independiente de tamaño del stock y se usó una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt para los análisis de sensibilidad.
2. Sensibilidad a estimaciones de la captura palangrera coreana. Además de los datos de la CIAT, usados en el análisis del caso base, se realizó un análisis de sensibilidad con las estimaciones mayores de la palangrera coreana de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC).
3. Sensibilidad al método usado para estimar la tasa de mortalidad por pesca usada en los cálculos de rendimiento y proyecciones a futuro. En los análisis del caso base se calcula la mortalidad por pesca sobre la capturabilidad media durante el período entero del modelo. El análisis de sensibilidad incluye el supuesto que la capturabilidad futura permanece en los niveles de 2000 y 2001.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 24 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de los de más de unos 20 trimestres de edad ha disminuido desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca media de los peces más jóvenes puede ser

atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación del caso base señala que (1) el uso de plantados ha aumentado sustancialmente la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes, y (2) que el patudo es sustancialmente más capturable cuando se encuentra asociado con objetos flotantes en zonas de altura.

El reclutamiento del atún patudo a las pesquerías en el OPO es variable, y no se han identificado los mecanismos que explican la variación en el reclutamiento. No obstante, la abundancia de la especie reclutada a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de la velocidad zona a 240 m en el período durante el cual se supone que los peces fueron criados. Dentro del rango de biomásas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de los reclutas de patudo parece no estar relacionado con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento tiene dos características importantes. En primer lugar, el reclutamiento fue superior al promedio en 1982-1983, 1987, 1992, 1994, y 1995-1997. En segundo lugar, el reclutamiento ha estado muy por debajo del promedio durante la mayor parte del período de 1998-2001, y los límites superiores de confianza de todas estas estimaciones de reclutamiento están por debajo del reclutamiento virgen. Esta secuencia extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una serie de años en los que el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora durante un período de explotación al que se acumularía en ausencia de pesca) estará por debajo del nivel que se esperaría ocurrir si la población estuviese produciendo el rendimiento máximo sostenible promedio. Sin embargo, existe una incertidumbre considerable en los niveles de reclutamiento estimados para el atún patudo en el OPO.

La biomasa de patudo de edad 1+ aumentó durante 1980-1984 y alcanzó su nivel pico de unas 456.000 toneladas en 1985. Posteriormente disminuyó a un mínimo histórico de unas 117.000 toneladas al principio de 2002. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 1+. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 1+ y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son sensibles tanto a la forma en la que se parametriza el modelo de evaluación como a los datos que se incluyen en la evaluación. La inclusión de la captura palangrera coreana estimada por la SPC incrementó las estimaciones de biomasa y reclutamiento, pero la inclusión de una relación stock-reclutamiento no cambió estas estimaciones. En general, los resultados de los análisis de sensibilidad y los que presentaron Watters y Maunder (2002) respaldan la opinión que las estimaciones de reclutamiento y biomasa del caso base son inciertas.

Al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estuvo en un nivel bajo. En ese momento el SBR era aproximadamente 0,28, con límites de confianza superior e inferior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 0,15 y 0,41. Esta estimación es la más baja observada en el período del modelo y es menos que la estimación de SBRRMSP (el cociente de biomasa reproductora necesario para producir el rendimiento máximo sostenible promedio; 0,38), sugiriendo que, al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente menor que el nivel necesario para producir el RMSP. No obstante, la biomasa reproductora parece haber estado por encima de este nivel durante la mayor parte del período de julio de 1980 a enero de 2001. Las proyecciones estocásticas indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico, inferior al nivel que se esperaría si la población estuviese produciendo el RMSP, en los tres próximos años. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones proyectadas del SBR son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas durante 1999 y 2001. Es posible que aumente el SBR proyectado durante 2003-2006, pero el momento y ritmo de este aumento dependería de los niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

El peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas ha estado por debajo del

peso crítico (unos 35,5 kg) desde 1993, lo cual sugiere que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad no es satisfactorio del punto de vista de rendimiento por recluta.

La distribución del esfuerzo entre los métodos de pesca afecta tanto el rendimiento por recluta de equilibrio como el rendimiento de equilibrio. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menos que cuando predominan las capturas palangreras. Además, si predominan las capturas palangreras, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano al mismo) con un amplio rango de multiplicadores de F . Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, un rango más limitado de multiplicadores de F produce un rendimiento por recluta cercano al máximo. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total y existe un relación stock-reclutamiento, cantidades extremadamente grandes de esfuerzo de pesca causarían un colapso de la población (y por lo tanto del rendimiento). Cuando predominan las capturas palangreras, la población puede aguantar tasas de mortalidad por pesca sustancialmente mayores. Estas conclusiones son válidas solamente si se mantiene el patrón de selectividad por edad de cada pesquería.

Al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO parece haber sido un 26% inferior al nivel que se esperaría producir el RMSP. Sin embargo, se estima que las capturas recientes fueron un 12% superiores al nivel de RMSP. Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RMSP es un 185% del nivel actual de esfuerzo. Aumentar el esfuerzo al 185% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo un 11%, pero reduciría el potencial de reproducción del stock un 42%. Si las capturas de patudo por la flota de superficie son determinadas principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas a la pesquería, dichas capturas probablemente disminuirán una vez que las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías de superficie. Se podría incrementar al máximo el RMSP de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N.

Los análisis de sensibilidad respaldan la hipótesis que, al principio de 2002, la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel que estaría presente si el stock estuviese produciendo el RMSP. Sin embargo, tanto los análisis de sensibilidad presentados en este informe y en evaluaciones previas como los análisis estocásticos confirman que hay incertidumbre en las estimaciones del RMSP y de la cantidad de mortalidad por pesca necesaria para alcanzar el RMSP. Ambas cantidades son sensibles a la parametrización del modelo de evaluación y a los datos que se incluyen en la evaluación. Es importante comprender que la condición del stock depende mucho del método usado para calcular las mortalidades por pesca usadas en los cálculos del rendimiento. Si la capturabilidad sigue tan alta como en los años más recientes, y no vuelven a su nivel promedio, y los niveles de esfuerzo continúan en su nivel reciente, se estima que la explotación de la población de patudo es excesiva con respecto a la producción del RMSP.

Se predice que cambios futuros en el nivel del esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas, y la captura total de la flota palangrera. Se predice que aumentar el nivel del esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR y el peso promedio del pescado en la captura combinada, incrementaría la captura total de la flota de superficie, y reduciría la captura total de la flota palangrera. Se predice que reducir el nivel del esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendría los efectos contrarios.

Evitar los descartes de patudos pequeños de las capturas provenientes de lances sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Por lo tanto, toda medida que reduzca la mortalidad de patudo de unos 2-5 trimestres de edad podría ayudar a lograr varios objetivos de ordenación.

El análisis de sensibilidad demuestra que si las tasas de mortalidad por pesca siguen en su nivel reciente

porque se mantiene el aumento reciente de la capturabilidad, es poco probable que la pesquería se recupere de los niveles bajos predichos en 2003, y el SBR permanecerá por debajo del nivel necesario para producir el RMSP.

Durante el año continuó el trabajo sobre el método de evaluación del patudo del Pacífico entero descrito en la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico. Se realizaron mejoras importantes del método durante el año, pero todavía no se dispone de nuevos resultados para el OPO. Los resultados iniciales señalan que el método MULTIFAN-CL, usado para dicha evaluación, arroja resultados esencialmente idénticos a los de A-SCALA con los mismos supuestos y datos.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de julio de 1980 a diciembre de 2001 para llevar a cabo la evaluación del stock de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2001, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al principio de abril de 2002. 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; estas definiciones fueron usadas en dos evaluaciones previas del patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001, 2002). En la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

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

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de las pesquerías en la Tabla 2.1.

En evaluaciones anteriores (por ejemplo, Watters y Maunder 2001), el personal de la CIAT definió, para los propósitos de la evaluación de stocks, tres tipos de datos de captura: descargas, descartes, y captura. Se aplican estas definiciones en este informe.

Se usan los tres tipos de datos de captura 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 descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.2).

Se incorporaron en la presente evaluación datos nuevos y actualizados de captura y esfuerzo para las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13). Se actualizan los datos de 1998-2000 (con respecto a aquéllos presentados por Watters y Maunder (2002) en evaluaciones previas del patudo en el OPO). Los datos de 2001 son nuevos. Watters y Maunder (2001) presentan una breve descripción del método usado

para estimar el esfuerzo de pesca de superficie.

Se incorporaron también en la presente evaluación datos nuevos y actualizados de captura y esfuerzo para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9). Se obtuvieron datos de captura y esfuerzo nuevos de Japón (2000), y Taiwan (1998). Se actualizaron también los datos de captura de Japón para 1998 y 1999. Se investigaron dos conjuntos de datos de captura palangrera coreana. El primero se basa en datos en la base de datos de la CIAT, y el segundo consiste de datos proporcionados por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC), ampliados para representar la captura total estimada por el Instituto Nacional Coreano de Investigación y Desarrollo de Pesquerías (NFRDI). (El NFRDI proporcionó a la SPC datos de bitácora agregados, estratificados por mes y 5° de latitud x 5° de longitud, pero éstos no representan una cobertura completa de las actividades de la flota de palangreros coreanos de largo alcance; de ahí la necesidad de ampliar los datos). Se amplió la captura y el para cada año por la razón de la captura combinada de albacora, patudo, y aleta amarilla en el Pacífico occidental y central estimada a la captura combinada de albacora, patudo, y aleta amarilla en el Pacífico occidental y central de los datos de bitácora agregados. Al igual que en las dos evaluaciones previas del patudo del OPO (Watters y Maunder 2001, 2002), se estimó la cantidad de esfuerzo palangrero dividiendo las estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002), se obtuvieron las estimaciones de la CPUE estandarizada con árboles de regresión (Watters y Deriso 2000). En esta evaluación se usó CPUE estandarizada por el método basado en hábitat (Hinton y Nakano 1996). Los índices fueron proporcionados por la SPC.

A continuación se presenta una breve descripción del método de estandarización de esfuerzo basado en hábitat; Bigelow *et al.* (en prensa) y sus referencias contiene una descripción detallada. La eficacia del esfuerzo palangrero con respecto al atún patudo es fuertemente afectada por la profundidad a la que pesca el arte, debido a la preferencia del patudo por ciertas características de hábitat (temperatura y nivel de oxígeno, por ejemplo). A partir de mediados de la década de los 1970 se modificaron los palangres para pescar a mayor profundidad e incrementar las tasa de captura de patudo. Es por lo tanto importante que el esfuerzo palangrero estandarizado, usado con la captura para obtener información sobre la abundancia, tome en consideración la profundidad de los palangres y la relación entre esta profundidad y la preferencia de hábitat del patudo. Se calcula esta preferencia, en términos de temperatura ambiental, juntando información de marcas archivadoras y rastreos acústicos con datos de temperatura de la zona asociada. Se usaron valores diferentes para el día y la noche, debido a diferencias en el comportamiento del patudo durante estos períodos. Se calculó el nivel de oxígeno preferido a partir de experimentos fisiológicos y estudios de rastreo. Se calcula la profundidad de los palangres a partir de la distancia aproximada y aplicando una curva catenaria para representar la forma de los palangres. La profundidad es modificada por los efectos de las corrientes oceánicas, que reducen la profundidad a la que pescan los palangres. Los anzuelos están distribuidos uniformemente a lo largo del reinal entre las boyas, y se calcula la preferencia relativa de hábitat asociada con cada uno con base en una serie de tiempo de temperatura a profundidad (con datos anteriores a 1980 representados por una climatología mensual) y oxígeno disuelto promedio (1934-1994) a profundidad para cada estrato de zona de 5°-mes. Luego se calcula el esfuerzo efectivo como la suma de la preferencia de hábitat de los anzuelos. Los únicos datos de esfuerzo palangrero usados en el modelo son los japoneses, porque incluyen información sobre el número de anzuelos por canasta, proporcionan la única cobertura consistente a gran escala de la zona de distribución del patudo, y representan la mayor parte del esfuerzo.

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo del OPO durante cada trimestre entre julio de 1980 y diciembre de 2001. Hubo una variación sustancial anual y trimestral en las capturas de patudo de todas las pesquerías faenando en el OPO (Figura 2.2). Antes de 1996, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota palangrera (Figura 2.2). Cabe destacar que la evaluación presentada en

este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de julio de 1980, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

Para esta evaluación se dispone de datos palangreros japoneses hasta 2000 inclusive. En las dos evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002), se dispuso de estos datos hasta 1999 solamente. Se supone que el esfuerzo palangrero total ejercido en 2001 es igual al esfuerzo ejercido en 2000. Por lo tanto, en la evaluación, la captura palangrera estimada en 2001 es una función del esfuerzo de pesca en 2000, la abundancia estimada en 2001, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

Se estima que las capturas de las Pesquerías 2 y 4 durante 2001 fueron mayores que durante 2000. Como porcentajes de las capturas de 2000, estos aumentos fueron de un 24% y 40%, respectivamente. En las Pesquerías 3, 5 y 7 la captura fue menor en 2001 que en 2000: disminuyó un 67%, 42%, y 53%, respectivamente. La captura palangrera fue un 80% menor, y un 64% mayor en 2000 que en 1999, en las Pesquerías 8 y 9, respectivamente.

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

2.2.2. Esfuerzo

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 13 pesquerías definidas para la evaluación de 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 todas las pesquerías que capturan patudo del OPO. No obstante, hubo dos tendencias importantes en el esfuerzo de pesca. En primer lugar, desde aproximadamente 1993, ha ocurrido un aumento sustancial en el número de días de pesca dirigidos hacia atunes asociados con objetos flotantes. En segundo lugar, la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en el OPO, dirigido principalmente hacia el patudo, ha disminuido sustancialmente desde aproximadamente 1991.

Con respecto a 2000, la cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 2, 4 y 5 aumentó durante 2001. Como porcentajes del esfuerzo ejercido en 2000, estos aumentos fueron de un 121%, 2%, y 35%, respectivamente. La cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 3 (-12%) y 7 (-26%) disminuyó de 2000 a 2001. Estos resultados indican que la pesquería sobre objetos flotantes en la zona de altamar del sur (Pesquería 2) fue la que más creció durante 2001, al igual que en 2000. Nótese, sin embargo, que la expansión espacial y contracción de esfuerzo en las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes varía mucho entre años (Watters 1999). El esfuerzo de pesca palangrero efectivo disminuyó en el norte (Pesquería 8, 77%) y aumentó en el sur (Pesquería 9, 12%) de 1999 a 2000.

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).

Tal como se señala en la Sección 2.2.1, las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 2001. Se supuso por lo tanto que la cantidad de esfuerzo palangrero total ejercido durante cada trimestre de 2001 fue igual al esfuerzo del trimestre correspondiente de 2000.

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 (presentado). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Se incluyen en el análisis nuevos datos de descartes para 2001 y 2002.

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

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

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

2.3. Datos de composición por tamaño

Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla para las pesquerías de superficie para 2001. Se actualizaron también los datos de años anteriores a 2001. No se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la pesquería palangrera para esta evaluación.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En dos evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002) se describió la composición por tamaño media de las capturas de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes capturan típicamente patudo pequeño (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figura 4.2, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 4.2, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño en las capturas de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figura 4.2, Pesquerías 2-5).

Antes de 1990, este método de pesca capturaba principalmente patudo mediano (Figura 4.2, Pesquería 6), pero desde esa fecha ha capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 4.2, Pesquería 7). Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona al norte de 15°N, los palangreros capturan principalmente patudo mediano y composición por tamaño media muestra dos picos notorios (Figura 4.2, Pesquería 8); en la zona sur, capturan principalmente patudo grande (Figura 4.2, Pesquería 9).

Durante cualquier trimestre dado, los datos de composición por tamaño recabados de una pesquería no serán necesariamente similares a las condiciones promedio ilustradas en la Figura 4.2. Los datos presentados en las Figuras 4.3a y b ilustran este punto. Las composiciones por tamaño más recientes (2001) de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes contienen más patudo grande que la captura promedio de estas pesquerías (compárense las Figuras 4.3a y 4.2 para las Pesquerías 2-5), debido a una cohorte fuerte que se puede ver pasar por los datos de frecuencia de talla.

3. SUPUESTOS Y PARAMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Se pueden constreñir estos incrementos de crecimiento para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizá de la literatura) o fijados para permitir tratar la curva de crecimiento como algo conocido con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres, se constriñen para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monótonicamente. Se diseña el modelo modificado de tal forma que se necesita especificar el tamaño y la edad a las cuales se reclutan inicialmente los peces a la pesquería. Para la presente evaluación, se supone que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) a una talla de 30 cm y una edad de dos trimestres.

En la evaluación previa del patudo (Watters y Maunder 2002), se usó el método A-SCALA para comparar el desempeño estadístico de los distintos supuestos sobre el crecimiento. Se comparó una evaluación en la cual se fijaron los incrementos de crecimiento y iguales a los de la curva de crecimiento de von Bertalanffy estimada por Suda y Kume (1967) con una evaluación en la cual se estimaron los incrementos de crecimiento como parámetros libres. En la primera evaluación, se generaron los incrementos de crecimiento fijos de una curva de von Bertalanffy con $L_{\infty} = 214,8$ cm, $k = 0,2066$, la talla de reclutamiento a las pesquerías de descarte = 30 cm, y la edad de reclutamiento = 2 trimestres. El análisis previo señaló que fijar el crecimiento era estadísticamente mejor que estimar el crecimiento. No obstante, se eligió estimar el crecimiento en esta evaluación usando la curva de crecimiento de von Bertalanffy de Suda y Kume (1967) como distribución previa fuerte solamente para las clases de edad mayores (12 a 40 trimestres). Esta decisión se basa en que la evaluación del atún aleta amarilla del OPO (Maunder 2002) y evaluaciones de atunes en el Pacífico occidental y central (Hampton y Fournier 2001a, b; Lehodey *et al.* 1999) sugieren que el crecimiento de los atunes no sigue una curva de crecimiento de von Bertalanffy en las edades menores. Se usa la distribución previa para las edades mayores porque la información en los datos de frecuencia de talla es generalmente insuficiente para estimar tallas medias para los peces de mayor edad. Evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001) produjeron estimaciones de la variación de talla a edad inverosimilmente altas, y por lo tanto se usa la variación a edad estimada a partir de los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central. Las estimaciones de la variación de talla a edad de la evaluación MULTIFAN-CL del atún patudo del Pacífico entero fueron consistentes con los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central (Hampton y Fournier 2001b). La cantidad de variación a edad es asimismo consistente con las estimaciones basadas en datos de espinas dorsales (Sun *et al.* 2001) y las estimaciones del aleta amarilla en el OPO (Maunder *en prensa*; ver Documento A2).

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

El método A-SCALA permite especificar una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se

parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación, y la estructura inicial por edad de la población. La inclinación controla la velocidad con la cual disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce la biomasa reproductora al 20% de su nivel no explotado. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación porque la biomasa reproductora puede no haber disminuido a menos del 20% de su nivel no explotado y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que causan que el reclutamiento sea altamente variable. Por lo tanto, para estimar la inclinación es a menudo necesario especificar la distribución estadística de este parámetro (se denomina esto especificar una distribución previa).

Para la presente evaluación, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño del stock (inclinación = 1). No existen evidencias de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño del stock reproductor en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, la inclinación estimada es cercana a 1. Se presenta también un análisis de sensibilidad con inclinación = 0,75.

Además de los supuestos requeridos para la relación stock-reclutamiento, se supone también que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel promedio más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, estos reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se definen los reproductores como hembras de 3+ años de edad, pero se usa un calendario de fecundidad por edad para proporcionar un índice de potencial reproductor. Se supone que el índice de fecundidad a edad es igual al peso medio a edad estimado mediante la inserción de las tallas medias de la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967) en la relación peso-talla de Nakamura y Uchiyama (1966) (ver Sección 3.1.1). En la Tabla 3.1 se presentan las proporciones por edad de patudos hembra y los índices de fecundidad usados en la presente evaluación.

3.1.3. Desplazamientos

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

3.1.4. Mortalidad natural

Se usaron tres vectores de mortalidad natural (M) por edad en la evaluación previa del atún patudo (Watters y Maunder 2002). Para la evaluación del caso base, se supuso que la M a edad es iguala la que se usó en las dos evaluaciones previas (Anónimo 2000, Watters y Maunder 2001). Se derivó este calendario de mortalidad suponiendo que M es relativamente alta para los patudos jóvenes (pequeños) y que los cambios observados en las proporciones de sexos por talla señalan una M mayor para hembras mayores. Se estimó la curva de mortalidad natural del caso base mediante un ajuste a algunas de las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) y los datos de proporciones de sexos de Hampton *et al.* (1998). En la Figura 3.1 se ilustra el vector de caso base de M . Se usaron dos otros vectores de M en los análisis de sensibilidad descritos en Watters y Maunder (2002), obtenidos restando o sumando 0,05 de o a todas las estimaciones por edad en el vector de caso base. Los distintos niveles de mortalidad natural ejercieron una influencia importante sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población relativo al que produciría el RMSP. En esta evaluación se presentan resultados solamente del vector de mortalidad natural por edad del caso base.

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, y que los desplazamientos de peces entre estas zonas están en equilibrio (es decir, la inmigración y la emigración se compensan). El personal de la CIAT está colaborando con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas del SPC y del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar del Japón en una evaluación del patudo del Pacífico entero. Es posible que esta labor ayude a señalar cómo el supuesto de un solo stock en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método A-SCALA.

3.2. Influencias ambientales

Se supone que las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. A fin de incorporar esta posibilidad, se integra una variable ambiental en el modelo de evaluación del stock, y se determina si dicha variable explica una cantidad significativa de la variación en las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la velocidad zonal (anomalías de la velocidad en dirección este-oeste) a 240 m de profundidad en una zona desde 8°N hasta 15°S entre 100°-150°O como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se calcularon las anomalías de velocidad zonal como promedios trimestrales de las anomalías de la climatología mensual a largo plazo (enero de 1980 a diciembre de 2001). Se incluyeron estos datos en el modelo de evaluación tras retrasarlos dos trimestres porque se supuso que el reclutamiento de patudo en cualquier trimestre del año podría depender de las condiciones ambientales en el trimestre durante el cual fueron criados los peces. Se estimaron las anomalías de velocidad zonal a partir de los resultados de un modelo general de circulación puestos en el internet (<http://ingrid.ldeo.columbia.edu>) por los Centros Nacionales de Predicción Ambiental de la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA) de EE.UU., a través de la Biblioteca de Datos del Lamont-Doherty Earth Observatory/International Research Institute for Climate Prediction.

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). Se determina si las condiciones ambientales afectan el desempeño de la pesquería incorporando un efecto ambiental en la evaluación del stock y determinando si este efecto explica una cantidad significativa de la variación en las estimaciones de capturabilidad (q). Para la presente evaluación, se consideraron índices de corte vertical por pesquería como candidatos de variable ambiental que afectan q . Se calcularon estos índices de corte con base en la diferencia absoluta de las velocidades a 25 y 240 m. Las diferencias se basaron en velocidades zonales para las Pesquerías 2, 3, y 5, y en velocidades meridionales (velocidades en dirección norte-sur) para las Pesquerías 1 y 4. Se calcularon los índices de corte vertical para cada trimestre como promedios espaciales por pesquería en las zonas siguientes:

Pesquería 1:	5°N-15°S, 70-85°O
Pesquería 2:	0°-10°S, 110-150°O
Pesquería 3:	5°N-5°S, 85-110°O
Pesquería 4:	5°N-15°S, 70-85°O
Pesquería 5:	8°N-0°, 110-150°O

Se obtuvieron los datos usados para desarrollar los índices de corte vertical de la misma fuente usada para modelar un efecto ambiental sobre el reclutamiento.

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usa actualmente el método A-SCALA (Maunder y Watters, presentado) para evaluar la condición del stock de atún patudo en el OPO. Se usó este método también para realizar las dos evaluaciones previas del patudo (Watters y Maunder 2001, 2002). Se incluye en dichos trabajos de evaluación una descripción

general del método A-SCALA, y en Maunder y Watters (presentado) se describen los detalles técnicos. La versión de A-SCALA usada en esta evaluación es la misma que describen Watters y Maunder (2002).

Se ajusta el modelo de evaluación a los datos observados (capturas y composiciones de tamaño) con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo una verosimilitud constreñida, dada la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Muchos de los constreñimientos impuestos sobre esta verosimilitud son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte 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, debería también ser capaz de capturar peces mayores y menores (es decir, las curvas de selectividad deberían ser relativamente suaves).
4. A medida que envejece el patudo, se vuelve más vulnerable a los palangres en la zona al sur de 15°N, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a esta arte (es decir, la curva de selectividad para la Pesquería 9 aumenta monotónicamente).
5. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre trimestres.
6. Los datos de pesquerías que capturan patudo de cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7) y pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa. Este constreñimiento se basa en que estas pesquerías no dirigen su esfuerzo hacia el patudo.
7. Es extremadamente difícil para los pescadores capturar más de un 60% de los peces de una sola cohorte durante un solo trimestre del año.

Es importante notar que el modelo de evaluación puede hacer predicciones que no se atienen estrictamente a los Constreñimientos 3-7 ni a aquéllos detallados en la Sección 3. Los constreñimientos están diseñados de tal forma que pueden ser violados si los datos observados brindan buena evidencia en contra de ellos.

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

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el tercer trimestre de 1980 hasta el primer trimestre de 2002 (incluye estimación del reclutamiento virgen, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);
2. Coeficientes de capturabilidad para las 13 pesquerías que capturan patudo del OPO (incluye estimación de una capturabilidad inicial para cada pesquería, efectos ambientales, y efectos aleatorios);
3. Curvas de selectividad para 9 de las 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. Un solo incremento medio de crecimiento entre las edades de 2 y 5 trimestres y el incremento de crecimiento trimestral de peces de más de 5 trimestres de edad;
5. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

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

1. tasas de mortalidad natural por edad (Figura 3.1);

2. proporciones de sexos por edad (Tabla 3.1);
3. calendario de maduración por edad (Sección 3.1.2);
4. índices de fecundidad por edad (Tabla 3.1);
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Figura 4.5, Pesquerías 10-13);
6. la inclinación de la relación stock-reclutamiento.

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación del stock. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación del stock no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Al igual que en las evaluaciones previas (por ejemplo, Maunder y Watters, 2001, Watters y Maunder 2001) se expresa incertidumbre en la forma de (1) intervalos de confianza aproximados alrededor de estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y el cociente de biomasa reproductora (SBR; Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación del stock representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

4.1. Índices de abundancia

Se han presentado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en evaluaciones anteriores del patudo del OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002). Las CPUE son indicadores de desempeño pesquero, pero las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 13 pesquerías definidas en la evaluación del patudo, pero se deben interpretar las tendencias en la figura con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada. Las CPUE de patudo de la flota de superficie (Pesquerías 1-7) y palangrera (Pesquerías 8 y 9) han variado sustancialmente (Figura 4.1). Ocurren tendencias notables en la CPUE en las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En promedio, las CPUE logradas por estas pesquerías aumentaron sustancialmente desde 1997 hasta 2000, pero disminuyeron en 2001 excepto en la Pesquería 4 (Figura 4.1, Pesquerías 2-5). Ocurrieron también tendencias notables en la CPUE para las dos pesquerías palangreras. Las CPUE de ambas pesquerías palangreras disminuyeron marcadamente entre 1985 y 2000 (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9). No se dispuso de datos de captura y esfuerzo de 2001 para ninguna de las pesquerías palangreras, por lo que las CPUE de 2001 son meras estimaciones. Se estima que han disminuido las CPUE palangreras en la zona al norte de 15°N, y que han aumentado en la zona al sur de 15°N (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9).

Una comparación de las CPUE de las pesquerías de superficie en 2001 con aquéllas logradas en 2000 ilustra que el desempeño de estas pesquerías es bastante variable. El desempeño de las pesquerías que capturan la mayor parte del patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2, 3, y 5) fue sustancialmente peor en 2001 que en 2000 (Tabla 4.1). Por contraste, el desempeño de las Pesquería 4 y 7 fue sustancialmente incrementado en 2001 (Tabla 4.1).

4.2. Resultados de la evaluación

Se presentan tres versiones del modelo de evaluación:

1. inclinación de la relación stock-reclutamiento = 1 (no hay relación entre stock y reclutamiento);
2. inclinación de la relación stock-reclutamiento = 0,75 (relación moderada entre stock y reclutamiento);
3. inclinación de la relación stock-reclutamiento = 1 y datos de la captura palangrera coreana estimados por la SPC.

Se usa la versión 1 como evaluación del caso base, y las otras dos como análisis de sensibilidad. Watters

y Maunder (2002) contiene un análisis de sensibilidad más completo, que incluye investigación de la estimación de crecimiento, efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, y mortalidad natural.

Se constriñe la evaluación del caso base para ajustarla a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente (una característica del método A-SCALA), y las 13 series de tiempo de capturas de patudo predichas con el modelo de caso base son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2.

En la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de patudo capturado por las Pesquerías 1-9. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y predichas de las capturas de estas nueve pesquerías. Las predicciones de la composición por tamaño media de las pesquerías que capturan la mayoría del patudo proveniente del OPO son descritas bastante bien por la evaluación del caso base (Figura 4.2, Pesquerías 2, 3, 5, 8, y 9). Sin embargo, hay dos picos en la composición de tamaños media de la pesquería palangrera del norte (Pesquería 8) no son bien descritos por la evaluación del caso base.

Aunque la evaluación del caso base describe razonablemente la composición de tamaños media de las capturas de cada pesquería, no sirve tan bien para predecir la composición de tamaños de la captura de cada pesquería durante cualquier trimestre dado. En muchos casos esta falta de ajuste se podría deber a datos insuficientes. Por ejemplo, los datos de composición por tamaño más recientes de las Pesquerías 4 y 7 no son informativos (Figuras 4.3a y 4.3b). En otros casos, la evaluación del caso base suelen suavizar demasiado y no captura modas que pasan por los datos de composición por tamaño. Por ejemplo, hay buena evidencia de una moda fuerte que pasa por las composiciones de tamaño más recientes de las Pesquerías 3 y 8 (Figuras 4.3a y 4.3b). En el primer caso, la evaluación del caso base intenta describir el movimiento de esta moda, pero parece subestimar la velocidad a la cual se mueve la moda y también su altura (Figura 4.3a). En el segundo caso, hay modas múltiples en las composiciones de tamaño observadas, pero la composición de tamaños predicha es incapaz de representarlas adecuadamente (Figura 4.3b). No queda clara la mejor manera de mejorar el ajuste a los datos de composición por tamaño. El ajuste de estos datos es controlado por interacciones complejas entre las estimaciones de crecimiento, selectividad, y reclutamiento. La reducción en la variación de talla a edad y la estimación de talla media a edad en la evaluación actual ha mejorado el ajuste a los datos de frecuencia de talla con respecto a la evaluación previa (Watters y Maunder 2002).

De todos los constreñimientos usados para ajustar el modelo de evaluación (ver Secciones 3 y 4), los que se impusieron en el reclutamiento, crecimiento, capturabilidad, y selectividad ejercieron la mayor influencia. Este resultado es respaldado por los resultados en la lista siguiente (un valor grande indica que el constreñimiento tuvo influencia):

Verosimilitud total = -239452,2

Verosimilitud de los datos de captura = 5,6

Verosimilitud de los datos de composición por tamaño = -240037,2

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de reclutamiento = 22,7

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de crecimiento = 50,2

Constreñimientos para las tasas de mortalidad por pesca = 0.0

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de capturabilidad = 409,4

Constreñimientos para los parámetros de selectividad = 97,0

Los constreñimientos para capturabilidad y selectividad representan la suma de muchos constreñimientos pequeños para parámetros múltiples estimados para cada pesquería.

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras

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

4.2.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 24 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 20 trimestres ha disminuido (Figura 4.4). El aumento en la mortalidad por pesca media de peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. Estas pesquerías (Pesquerías 2-5) capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces de menos de 12 trimestres de edad (Figura 4.5), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.3). La disminución en la mortalidad por pesca media de peces mayores puede ser atribuida a la reducción de la contracción de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9). Esta pesquería selecciona principalmente peces de más de 20 trimestres de edad (Figura 4.5). (Nótese que la curva de selectividad para esta pesquería está constreñida para que aumente de forma monotonía.) Tanto la cantidad de patudo capturado (Figura 2.2) como la cantidad de esfuerzo ejercida (Figura 2.3) por esta pesquería han disminuido desde 1993.

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (ver Sección 2.2.2 y Figura 2.3) y cambios en la capturabilidad. En los párrafos siguientes se describen los cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca demuestra asimismo que la mortalidad por pesca ha aumentado para los peces pequeños y disminuido para los grandes desde aproximadamente 1993. En el Anexo D (Tabla D.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

En las dos evaluaciones previas de patudo del OPO (Watters y Maunder 2001, 2002) se consideró que la capturabilidad (q) consistía de tres efectos: efectos de cambios tecnológicos y en el comportamiento de los pescadores, efectos ambientales, y efectos aleatorios que cambian provisionalmente la relación entre el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca. La evaluación del caso base descrita en este informe y la de la evaluación más reciente (Watters y Maunder 2002) no incluyen el primer componente, y se estimó un efecto ambiental para la Pesquería 3 solamente. Se retienen los efectos aleatorios sobre q en la evaluación del caso base, y estos efectos han dominado las tendencias temporales en q para todas las pesquerías excepto la Pesquería 3 (Figuras 4.7a, 4.7b, y 4.7c). Para la Pesquería 3 (la pesquería sobre objetos flotantes alrededor de las Islas Galápagos), las tendencias temporales en q son afectadas de forma importante por el corte vertical. Un corte vertical fuerte reduce la capturabilidad en esta pesquería. En general, el corte vertical en la zona definida para la Pesquería 3 suele ser débil durante episodios de El Niño y fuerte durante episodios de La Niña.

La evaluación del caso base sugiere que (1) el uso de plantados ha incrementado sustancialmente la capturabilidad de patudo para las pesquerías que capturan atún asociado con objetos flotantes, y (2) el patudo es más capturable cerca de objetos flotantes en zonas de altura que en zonas costeras. La capturabilidad media de las Pesquerías 2, 3, y 5 (pesquerías recientes sobre objetos flotantes en zonas de altura) es sustancialmente mayor que la capturabilidad media de la Pesquería 1 (pesquería temprana sobre objetos flotantes en la zona costera). La capturabilidad media de las Pesquerías 2, 3, y 5 (pesquerías recientes sobre objetos flotantes en zonas de altura), como porcentaje de la capturabilidad media de la Pesquería 1 (pesquería temprana sobre objetos flotantes en la zona costera), ha aumentado en un 750%, 753%, y 253%, respectivamente. Estos resultados apoyan la primera posibilidad. La capturabilidad media de las Pesquerías 2, 3, y 5 es sustancialmente mayor que la capturabilidad media de la Pesquería 4 (pesquería reciente sobre objetos flotantes en la zona costera), lo cual apoya la segunda posibilidad.

No han ocurrido apenas cambios en la capturabilidad de patudo por la flota palangrera (Figura 4.7b, 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).

4.2.2. Reclutamiento

La abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en el que se supone que se criaron los peces (Figura 4.8, recuadro superior). El mecanismo responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias; en vista de esto, se debería considerar la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento de patudo con cierto escepticismo. No obstante, esta relación suele señalar que el reclutamiento de patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña.

Dentro del rango de biomásas reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.10, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de hembras adultas en el momento de cría (Watters y Maunder 2002, Figura 4.8, recuadro inferior). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomásas reproductoras. Tal como se señala en la Sección 3.1.2, la ausencia de una relación emergente entre el stock y el reclutamiento no indica que no exista esta relación porque es posible que el tamaño del stock no haya sido suficientemente reducido, o que la variación ambiental oculte la relación. La estimación de inclinación del caso base está fijada en 1, lo cual arroja un modelo con un supuesto débil que el reclutamiento es independiente del tamaño del stock. En el Anexo A se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está moderadamente relacionado con el tamaño del stock (inclinación = 0,75).

En la Figura 4.9 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo, y en la Tabla 4.2 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La estimación del reclutamiento virgen es de aproximadamente 5,6 millones de patudos por trimestre, con límites de confianza superior e inferior (± 2 desviaciones estándar) de unos 4,4 millones y 7,1 millones, respectivamente. En 1982-1983, 1987, 1992, 1994, y 1995-1997 el reclutamiento fue superior al promedio. Nótese, sin embargo, que los límites inferiores de confianza de estas estimaciones fueron mayores que la estimación de reclutamiento virgen solamente para 1994 y 1997, por lo que no es seguro que estos reclutamientos fueron en realidad mayores que el reclutamiento virgen. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

El reclutamiento ha sido muy inferior al promedio durante la mayor parte del período reciente de 1998 a 2001, y los límites de confianza superiores de todas estas estimaciones de reclutamiento son inferiores al reclutamiento virgen. Se pronostican estos reclutamientos bajos a partir de algunas de las CPUE reducidas de las pesquerías sobre objetos flotantes (Tabla 4.1) y por las condiciones ambientales poco favorables para el reclutamiento. La secuencia extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una secuencia de años en los que el cociente de biomasa reproductora estará por debajo del nivel que se esperaría si el stock produjese el rendimiento promedio máximo sostenible (RMSP) (ver Sección 5.1). Cabe destacar que a pesar de los reclutamientos bajos durante 2000, se siguió capturando patudo pequeño en asociación con objetos flotantes (Figura 4.3a).

Existe una incertidumbre considerable con respecto a los niveles de reclutamiento estimados, particularmente en los años antes de la expansión de la pesca sobre objetos flotantes. El CV medio de las estimaciones de reclutamiento es aproximadamente 0,44. La mayor parte de la incertidumbre en el reclutamiento resulta de que los datos observados pueden ser ajustados igual de bien por un modelo con estimaciones diferentes de los parámetros de evaluación. La incertidumbre en las estimaciones más recientes de reclutamiento es, sin embargo, también causada por el hecho que el patudo reclutado recientemente se encuentra representado en tan sólo unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.10 (recuadro superior) se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 1+ en el OPO, y en la Tabla 4.2 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 1+ años de edad aumentó durante 1981-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 520.000 toneladas en 1985. Tras alcanzar este pico, disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 232.000 toneladas al principio de 2002. Desde 2000 la reducción de la biomasa ha acelerado.

En la Figura 4.10 (recuadro inferior) se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.3 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Tal como se nota en la Sección 4.2.2, se estima la biomasa reproductora a partir de un índice de fecundidad, por lo que no se deben interpretar los valores en las figuras y tablas como toneladas reales. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de 1+ años (ver párrafo anterior). En el Anexo C (Figura C.1) se presenta un resumen de las estimaciones por edad de la abundancia de patudo en el OPO al principio de cada año.

Existe incertidumbre en las biomazas estimadas de patudo de 1+ años y de reproductores también. El CV medio de las estimaciones de la biomasa de patudo de 1+ años de edad es 0,24, y el de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,21.

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. En primer lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se permitió crecer a la biomasa de patudo que se estima estuvo presente en el OPO al principio del tercer trimestre de 1980, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento, el efecto ambiental estimado, y la curva de stock-reclutamiento ilustrada en la Figura 4.8, sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.11). En segundo lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada sustancialmente por reclutamientos fuertes. Ambos picos en la biomasa de patudos de 1+ años de edad (1985 y 2000; Figura 4.10) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983, y 1995-1997, respectivamente; Figura 4.9).

4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.12 se ilustran las tendencias en el peso medio de patudo capturado por las pesquerías que faenan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) capturan principalmente peces de, en promedio, menos del peso crítico, indicando que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). Durante 1999, el peso medio de patudo capturado en asociación con objetos flotantes aumentó sustancialmente (Figura 4.12, Pesquerías 2-5). Durante el segundo semestre de 2000, sin embargo, el peso medio del pescado capturado por las Pesquerías 2, 3, y 5 disminuyó (Figura 4.12). Las Pesquerías 7 y 8 capturan consistentemente patudo de, en promedio, peso medio cercano al peso crítico. Sin embargo, las capturas en la Pesquería 7 son muy bajas. El rendimiento por recluta de la Pesquería 8 es relativamente cercano al máximo (ver Sección 5.2). El peso medio del patudo capturado por la Pesquería 8 aumentó durante 1999 (Figura 4.12). El peso medio del patudo capturado por la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9) ha sido siempre superior al peso crítico, indicando que esta pesquería no suele maximizar el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). En general el peso medio del patudo capturado por todas las pesquerías de superficie combinadas (con la excepción de las pesquerías de descarte) aumentó durante 1998 y principios de 1999 y luego disminuyó (Figura 4.12). El peso medio del patudo capturado por las dos pesquerías palangreras combinadas parece haber disminuido a principios de 1997, 1998, y 1999, y luego aumentado (Figura 4.12). Estas dos tendencias, para las pesquerías de superficie combinadas y las pesquerías palangreras combinadas, fueron causadas probablemente por el crecimiento de las grandes cohortes producidas durante 1995-1998 (Figura 4.9).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

En la evaluación del caso base, se estiman los incrementos de crecimiento correspondientes al patudo más joven. La talla a edad media estimada es menor que la de Suda y Kume (1967: Tabla 4.3 y Figura 4.13).

4.4. Análisis de sensibilidad

Se consideran dos análisis de sensibilidad en la presente evaluación: sensibilidad a la relación stock-reclutamiento (Anexo A) y sensibilidad a las estimaciones de la SPC de los datos de captura palangrera coreana (Anexo B). Se realizaron análisis de sensibilidad adicionales en la evaluación previa (Watters y Maunder 2002); incluyeron capturas alternativas de las pesquerías de superficie durante 2000, diferentes niveles de mortalidad natural, estimación de crecimiento, e influencias de las variables ambientales sobre el reclutamiento y capturabilidad. Un análisis de sensibilidad que investigó la influencia del método usado para determinar la composición por especies de las capturas en 2000 y 2001 fue también realizado este año (resultados no reportados), y el efecto sobre los resultados fue pequeño.

Para el análisis con inclinación de 0,75 de la relación stock-reclutamiento Beverton-Holt, las estimaciones de biomasa (Figura A.1) y reclutamiento (Figura A.2) son esencialmente iguales que las del caso base. Esto ocurre probablemente por dos motivos: (1) hay suficiente información en los datos de captura a talla para todos los años y (2) la biomasa no alcanza los niveles bajos en los que el modelo de stock-reclutamiento ejerce un efecto grande. Por lo tanto, la relación stock-reclutamiento no brinda información adicional para la evaluación del stock.

Si se usa la captura palangrera coreana estimada por la SPC, tanto la biomasa (Figura B.1) como el reclutamiento (Figura B.2) aumentan. Esto es de esperar, ya que se requiere biomasa adicional para compensar la mayor extracción para lograr la misma tendencia (representada por la CPUE).

4.5. Comparación con evaluaciones previas

Los resultados de la evaluación son muy similares a los de las evaluaciones previas de Watters y Maunder (2001, 2002) y los resultados del análisis de cohortes (Figura 4.14). La evaluación previa indicó que la biomasa aumentó en 2000, mientras que la evaluación actual indica un ligero incremento, seguido por una disminución a un valor similar a aquél del principio de 2000.

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 20 trimestres de edad ha aumentado, y la de peces de más de unos 24 trimestres de edad ha disminuido. El aumento en la mortalidad por pesca media de los peces más jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación del caso base sugiere que (1) el uso de plantados ha incrementado sustancialmente la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes hasta un 750%, y (2) que el patudo es sustancialmente más capturable cuando está asociado con objetos flotantes en zonas de altura.

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. No obstante, la abundancia de patudo reclutado a las pesquerías del OPO parece estar relacionada con las anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en que se supone que se criaron los peces. En el rango de biomásas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de reclutas de patudo a la pesquería parece no estar relacionado con el potencial de desove de hembras adultas presentes en el momento de cría.

Las estimaciones de serie de tiempo del reclutamiento tienen dos características importantes. En primer lugar, en 1982-83, 1987, 1992, 1994, y 1995-1997 el reclutamiento fue superior al promedio. En segundo lugar, el reclutamiento ha sido bien inferior al promedio durante la mayor parte del período de 1998 a 2001, y los límites superiores de confianza de todas estas estimaciones de reclutamiento están por debajo del reclutamiento virgen. Esta secuencia extendida de reclutamientos bajos es importante porque es pro-

bable que produzca un a serie de años en los que el SBR estará por debajo del nivel que se esperaría ocurrir si el stock estuviese produciendo el RMSP. Hay sin embargo una incertidumbre considerable en los niveles estimados de reclutamiento para el atún patudo en el OPO.

La biomasa de patudos de 1+ años de edad aumentó durante 1980-1984 y alcanzó su nivel pico de unas 456.000 toneladas en 1985. A continuación disminuyó a un mínimo histórico de unas 117.000 toneladas al principio de 2002. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de peces de 1+ años de edad. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de 1+ años de edad y de los reproductores también. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son sensibles tanto a la manera de parametrizar la evaluación como a los datos que se incluyen en la evaluación. La inclusión de la captura palangrera coreana estimada por la SPC incrementó las estimaciones de biomasa y reclutamiento, pero la inclusión de una relación stock-reclutamiento no las cambió. En general, los resultados de los análisis de sensibilidad y aquéllos presentados por Watters y Maunder (2002) apoyan la opinión que las estimaciones de caso base de reclutamiento y biomasa son inciertas.

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 RMSP.

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

1. S_{RMSP} como punto de referencia objetivo,
2. F_{RMS} como punto de referencia límite,
3. S_{min} , la biomasa reproductora mínima observada durante el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RMSP es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado. Desgraciadamente, es posible que éste no sea un punto de referencia apropiado para el patudo, ya que los niveles históricos han estado por encima del nivel que produciría el RMSP, pero el año más reciente es el nivel de biomasa reproductora más bajo y el único año por debajo de S_{RMSP} . Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia que sean consistentes con el enfoque precautorio en el ordenamiento pesquero.

Además de la evaluación del caso base, se incluyó una sensibilidad a los supuestos usados en el cálculo de la mortalidad por pesca usada en las proyecciones. En la evaluación del caso base se calcula la mortalidad por pesca como la capturabilidad media durante el período entero de la pesquería multiplicada por la selectividad y el esfuerzo promedio, por trimestre, durante 2000 y 2001. En el análisis de sensibilidad, se calculó la mortalidad por pesca como la mortalidad por pesca media estimada, por trimestre, durante 2000 y 2001. Esta mortalidad por pesca incluye esfuerzo, capturabilidad promedio, selectividad, y las desviaciones del esfuerzo. La diferencia entre las dos evaluaciones yace en la inclusión de las desviaciones del esfuerzo. Ya que el modelo de evaluación supone que el esfuerzo de pesca observado está distribuido al azar alrededor de la relación esfuerzo de pesca-mortalidad natural, parece apropiado excluir las desviaciones del esfuerzo de los cálculos. Sin embargo, ya que la tendencia en la capturabilidad en las pesquerías sobre objetos flotantes va en aumento, es posible que este supuesto subestime la tasa de mortalidad por pesca en las proyecciones. Hay dos formas de superar este problema. La primera es modelar las ten-

dencias en la capturabilidad, lo que hicieron Watters y Maunder (2001), y la segunda es incluir las desviaciones del esfuerzo en los cálculos de mortalidad por pesca promedio. Se seleccionó el segundo método para el análisis de sensibilidad, porque el primero requiere que se añada una gran cantidad de parámetros, que incrementan mucho el tiempo de estimación del modelo. Además, análisis previos demostraron que incluir tendencias en la capturabilidad para las pesquerías sobre objetos flotantes no cambia las estimaciones de biomasa si las desviaciones estándar de las desviaciones del esfuerzo son elevadas. Las desviaciones estándar de las desviaciones del esfuerzo sobre objetos flotantes son mayores en esta evaluación con respecto a la que usaron Watters y Maunder (2002).

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 sin pesca es útil para evaluar la condición de un stock. Este cociente, denominado el SBR (*spawning biomass ratio*), es descrito por Watters y Maunder (2001). La ecuación que define el SBR es

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

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 podría estar presente de no haber pesca durante un período extendido (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 gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o un poco menos que uno, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que uno, es posible que el stock haya emprendido un régimen de producción incrementada.

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

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca. Se estima la biomasa reproductora de equilibrio de una población no explotada en aproximadamente 444.000 (esto es un índice de potencial reproductor, y las unidades no son toneladas), con límites de confianza superior e inferior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 341.000 y 547.000. Se estimó el SBR que se esperararía si el stock estuviese produciendo el RMSP (SBR_{RMSP}) en un 0,38.

Al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estaba en un nivel bajo. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0,28, con límites de confianza inferior y superior (± 2 desviaciones estándar) de 0,15 y 0,41. Nótese que la estimación del límite de confianza superior es menor que la estimación de SBR_{RMSP} (0,38), sugiriendo que, al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora de patudo en el OPO era inferior al nivel necesario para que el stock produciría el RMSP.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para el patudo en el OPO. Al principio de 1981, el SBR 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 durante un largo período antes de 1981. El SBR

aumentó durante 1981-1985 y, al principio del cuarto trimestre de 1984, fue mayor que 1,0 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede ser atribuido a las grandes cohortes reclutadas durante 1982 y 1983 (Figura 4.9) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante este período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1985, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0,50 en el segundo trimestre de 1988 (Figura 5.1, línea gruesa). El SBR aumentó rápidamente a fines de 1988 y 1989 debido al pico en el reclutamiento en 1987, y luego disminuyó paulatinamente desde 1990 hasta 1998. Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual el reclutamiento fue bajo. Nótese también que la pesquería palangrera del sur tuvo capturas relativamente grandes durante 1985-1995 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 1999 y principios de 2000, el SBR aumentó rápidamente a un nivel de aproximadamente 1,08 para el segundo trimestre de 2000 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1997 (Figura 4.9). Hacia fines de 2000 y 2001 el SBR disminuyó rápidamente a un nivel inferior al que produciría el RMSP.

Las estimaciones del SBR son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,12. Los intervalos de confianza relativamente estrechos (± 2 desviaciones estándar) de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres entre julio de 1980 y enero de 2001 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población produjese el RMSP (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,38 en la Figura 5.1. Sin embargo, en 2002 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente menor que lo que se esperaría si la población estuviese produciendo el RMSP.

En la Figura 5.1 se presentan también estimaciones del SBR promedio proyectado para 2002-2006 (ver Sección 6 para mayor detalle sobre las proyecciones). Los resultados de la proyección indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en 2003 y que permanezca por debajo del nivel que se esperaría si la población produjese el RMSP hasta 2005. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y de la cantidad de pesca en el futuro cercano porque las estimaciones de SBR proyectadas son impulsadas por las pequeñas cohortes producidas durante 1999-2001 (Figura 4.9). No se han estimado intervalos de confianza para los SBR proyectados, pero serían muy anchos. Es posible que los SBR proyectados aumenten durante 2003-2006 (tal como se señala en la Figura 5.1), pero cuándo y con qué rapidez ocurriría este aumento dependería de los niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

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

Se han usado también cálculos del rendimiento por recluta en evaluaciones previas del patudo del OPO. Watters y Maunder (2001) analizaron el concepto de “peso crítico,” y compararon el peso medio del patudo capturado por todas las pesquerías combinadas con el peso crítico. Se usó esta comparación para evaluar el desempeño de la pesquería combinada con respecto al objetivo de lograr el rendimiento por recluta máximo posible. Si el peso medio en la captura es cercano al peso crítico, se considera que la pesquería está logrando este objetivo de forma satisfactoria. Si la pesquería combinada no está logrando este objetivo, se puede acercar el peso medio al peso crítico cambiando la distribución del esfuerzo de pesca entre los métodos de pesca con distintos patrones de selectividad por edad.

A partir de las curvas de mortalidad natural y crecimiento de la evaluación del caso base (Figuras 3.1 y 4.13, respectivamente), se estima el peso crítico del atún patudo en el OPO en unos 35,5 kg.

La Figura 5.2 indica que la pesquería estuvo capturando, en promedio, patudo de más del peso crítico durante 1980-1993, pero la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, que captura patudo de menos del peso crítico, causó que el peso promedio del patudo capturado desde 1993 fuese inferior al peso crítico.

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

Mantener los stocks de atunes a niveles capaces de producir el RMSP es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RMSP es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMSP y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt (ver Maunder y Watters (presentado) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación stock-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño del stock); sin embargo, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0.75) para investigar el efecto de una relación stock-reclutamiento.

Se hicieron los cálculos basados en RMSP con los parámetros estimados de la evaluación del caso base. Por tanto, aunque se presentan estos resultados basados en RMSP como estimaciones de punto, estos resultados contienen incertidumbres. Se realizaron análisis adicionales para presentar la incertidumbre en esas cantidades.

Al principio de enero de 2002, la biomasa de patudo en el OPO parece haber sido un 26% menor que el nivel que se espera produciría el RMSP (Tabla 5.1), pero se estima que las capturas recientes han estado un 11% por encima del nivel de RMSP.

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.5), el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RMSP es aproximadamente el 126% del nivel actual de esfuerzo (multiplicador de F en la lista anterior). Incrementar el esfuerzo por un 85% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en un 11%, pero eso reduciría el potencial de desove del stock en un 42% (Figura 5.3). La forma de la curva actual de rendimiento es diferente de la que se estimó en la evaluación previa (Watters y Maunder 2002) porque la evaluación del caso base no incluye una relación stock-reclutamiento, a diferencia de las evaluaciones previas. Los resultados del análisis de sensibilidad (sección 5.4) presentan los resultados de una evaluación con una relación stock-reclutamiento.

Es posible que las capturas recientes fueron mayores que el RMSP porque cohortes grandes fueron reclutadas a la pesquería durante la mayor parte del período de 1995-1998 (Figura 4.9). Se estiman las cantidades basadas en el RMSP suponiendo que el stock está en equilibrio con la pesca, pero durante 1995-1998 no fue así. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie, ya que sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. De ser éste el caso, es probable que las capturas de patudo por dicha flota disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a estas pesquerías.

La estimación del RMSP, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMSP descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas (calculado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías). Distribuciones de esfuerzo de pesca entre pesquerías diferentes cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMSP si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada pesquería. Cabe destacar que estas estimaciones se basan en las tasas de mortalidad por pesca estimadas con el método usado para estimar las tasas de mortalidad por pesca en el análisis de sensibilidad. Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar el RMSP, la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) produciría los mejores resultados, y las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) los peores (Tabla 5.2). Si el objetivo de la ordenación es maximizar S_{RMSP} , la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) produciría los mejores resultados, seguida por

la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) (Tabla 5.2). Sin embargo, la Pesquería 7 captura muy poco patudo, y requeriría un aumento inverosímilmente grande del esfuerzo (51 veces) para extraer el RMSP; por lo tanto se hará caso omiso de los resultados de la Pesquería 7. Las pesquerías de superficie que capturan patudo en lances cerqueros sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) produciría los peores resultados con respecto a incrementar S_{RMSP} al máximo.

La pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) es la que más se aproxima a los objetivos simultáneos de maximizar RMSP y S_{RMSP} . 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. Potencial de reproducción de vida entera

Una meta común de la ordenación es la conservación de la biomasa reproductora. Conservar la biomasa reproductora permite un suministro adecuado de huevos, evitando efectos perjudiciales para el reclutamiento futuro. Si es necesario reducir la captura para proteger la biomasa reproductora, es conveniente saber la edad de los peces que no se debe pescar para lograr el beneficio máximo para la biomasa reproductora. Esto es posible mediante el cálculo del potencial de reproducción total (de vida entera) de cada clase de edad. Si no es capturado, un pez de una edad dada tiene un cierto potencial total de reproducción esperado (el promedio de muchos peces de la misma edad); es decir, el número esperado de huevos que ese pez producirá durante el resto de su vida. Este valor es una función de la fecundidad del pez en las distintas etapas del resto de su vida y de la mortalidad (natural y por pesca) a la cual es sujeto. Como mayor la mortalidad, menos probabilidad tiene el pez de sobrevivir y seguir reproduciendo.

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

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

En los cálculos se usa la mortalidad por pesca media a edad de los dos años más recientes. Los cálculos basados en evitar la captura de un solo individuo señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un individuo a la edad de 12 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan patudo de edad intermedia (10-15 trimestres) resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Sin embargo, esta comparación no es justa porque un individuo de 12 trimestres de edad pesa mucho más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres. Se repitieron los cálculos con base en evitar la captura de una sola unidad de peso, y estos señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un pez reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres (Figura 5.4, recuadro inferior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan patudo joven resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Los resultados sugieren también que reducir la captura por una tonelada de patudo joven protegería aproximadamente la misma cantidad de biomasa reproductora que una reducción de unas tres toneladas en la captura de patudo de edad mediana.

5.5. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

El método usado para calcular las mortalidades por pesca usadas en los cálculos del rendimiento ejerce un

efecto sustancial sobre los resultados. El análisis de sensibilidad se basa en una tasa de mortalidad por pesca mucho más alta para el patudo pequeño, pero hay una incertidumbre considerable en estas estimaciones de la mortalidad por pesca (Figura C.1), causada por las desviaciones positivas del esfuerzo de las pesquerías de superficie pesquerías en 2000 y 2001 (Figura 4.7). Las diferencias principales son que se estima que el esfuerzo actual es aproximadamente igual al esfuerzo necesario para producir el RMSP, el RMSP es más bajo (-15%), y el SBR, biomasa, y biomasa reproductora necesaria para producir el RMSP son todos más bajos (Tabla 5.1).

Las percepciones de la condición del stock de patudo en el OPO son solamente algo sensibles tanto a los supuestos acerca de la relación stock-reclutamiento y los datos de captura palangrera coreana. Los SBR son similares para las evaluaciones alternativas del modelo de evaluación, pero la diferencia entre el SBR y SBR_{RMSP} en cualquier momento dado es marginalmente sensible a la relación stock-reclutamiento (Figura A.3).

Las estimaciones de RMSP y de la cantidad de mortalidad por pesca necesaria para lograr el RMSP son sensibles a los supuestos acerca de la relación stock-reclutamiento. Incluir una relación stock-reclutamiento reduce tanto el RMSP (-12%) como el nivel de esfuerzo (-48%) necesario para obtener el RMSP (Tabla 5.1). Además, se estima que el rendimiento de equilibrio al nivel actual de esfuerzo (61.757 toneladas) es menor que bajo el supuesto de no existir la relación stock-reclutamiento (63.061 toneladas). Si no existe esa relación, porque el reclutamiento es constante (es decir, el reclutamiento no disminuye con el tamaño del stock), la curva de rendimiento es equivalente a la curva de rendimiento por recluta (RPR), pero si se usa una curva de stock-reclutamiento, el reclutamiento sería reducido de forma importante si se continuaran los niveles actuales de esfuerzo durante un período largo (o sea, condiciones de equilibrio, Figura A.4). Por lo tanto, el rendimiento total será reducido aun más si existe una relación stock-reclutamiento.

Si se incluyen en el análisis las mayores capturas palangreras coreanas estimadas por la SPC, aumentan el RMSP (87,381 toneladas) y el nivel de esfuerzo necesario para producir el RMSP (12%).

Se calcularon estimaciones estocásticas de RMSP, la proporción del esfuerzo actual que produciría el RMSP, y el SBR que produciría el RMSP mediante un muestreo aleatorio de los parámetros del modelo basado en la varianza-covarianza de las estimaciones de los parámetros (Figura C.2). En este estudio sencillo se hizo caso omiso de toda incertidumbre en las tasas de crecimiento estimadas. Los resultados señalan que hay una incertidumbre sustancial en las estimaciones de estas cantidades. Será necesario realizar estudios en el futuro para llegar a conocimientos más completos de la incertidumbre de las cantidades de ordenación para el atún patudo en el OPO.

En general, los análisis en este informe, los que realizaron Watters y Maunder (2002), y los análisis estocásticos confirman que hay incertidumbre en la estimación del RMSP y la cantidad de esfuerzo de pesca necesaria para lograr este rendimiento.

5.6. Resumen de la condición del stock

Al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO estuvo en un nivel bajo. En ese momento el SBR fue aproximadamente 0,28, con límites de confianza superior e inferior (± 2 desviaciones estándar) de aproximadamente 0,15 y 0,41. La estimación del límite de confianza superior es menor que la estimación del SBR_{RMSP} (0,38), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente inferior al nivel necesario para producir el RMSP. No obstante, la biomasa reproductora parece haber estado por encima de este nivel durante la mayor parte del período de julio de 1980 a enero de 2001. Proyecciones estocásticas indican que es probable que en los tres años próximos el SBR disminuya a un nivel bajo histórico por debajo del nivel que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RMSP. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y de la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones proyectadas del SBR son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas du-

rante 1999 y 2001. Es posible que los SBR proyectados aumenten durante 2003-2006, pero cuándo y con qué rapidez ocurriría este aumento dependería de los niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

El peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas ha sido inferior al peso crítico (unos 35,5 kg) desde 1993, señalando que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad no es satisfactorio del punto de vista de rendimiento por recluta.

La distribución de esfuerzo entre los métodos de pesca afecta tanto el rendimiento por recluta de equilibrio como el rendimiento de equilibrio. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menor que cuando predominan las capturas palangreras. Además, si predominan las capturas palangreras, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano al mismo) con un amplio rango de multiplicadores de F . Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total, un rango de multiplicadores de F más estrecho produce un rendimiento por recluta cercano al máximo. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes toman una gran proporción de la captura total y existe una relación stock-reclutamiento, una cantidad de esfuerzo de pesca extremadamente grande causaría un colapso de la población (y por lo tanto del rendimiento). Cuando predominan las capturas palangreras, la población puede sostener tasas de mortalidad por pesca sustancialmente mayores. Estas conclusiones son válidas solamente si se mantiene el patrón de selectividad por edad de cada pesquería.

Al principio de enero de 2002, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO parece haber sido un 26% inferior al nivel que se esperaría produciría el RMSP, pero se estima que las capturas recientes estuvieron un 12% por encima del nivel de RMSP. Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca que se estima producirá el RMSP es aproximadamente el 185% del nivel actual de esfuerzo. Incrementar el esfuerzo al 185% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo un 11%, pero reduciría el potencial reproductor del stock en un 42%. Es posible que la captura de patudo por la flota de superficie sea determinada en gran medida por la fuerza de las cohortes reclutadas. De ser este el caso, es probable que disminuyan las capturas de patudo por dicha flota cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías de superficie. Se podría incrementar al máximo el RMSP 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.

Los análisis de sensibilidad respaldan la hipótesis que, al principio de 2002, la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel que estaría presente si el stock estuviese produciendo el RMSP. Sin embargo, los análisis de sensibilidad en este informe, los que presentaron Watters y Maunder (2002), y los análisis estocásticos confirman que hay incertidumbre en la estimación del RMSP y la cantidad de mortalidad por pesca necesaria para lograr este rendimiento. Ambas cantidades son sensibles a la parametrización del modelo de evaluación y a los datos que se incluyen en la evaluación. Es importante tener presente que las estimaciones de la condición del stock dependen mucho del método usado para calcular las mortalidades por pesca usadas en los cálculos de rendimiento.

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 realizaron 101 simulaciones para cada uno de los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las simulaciones comentadas en las subsecciones siguientes fueron realizadas para un período de cinco años, abarcando 2002 a 2006 (con intervalos trimestrales). Se realizaron asimismo simulaciones de este tipo en una evaluación previa de

patudo de Watters y Maunder (2001, 2002). Se usa este método para la evaluación del caso base.

Además de la evaluación del caso base, se incluye un análisis de sensibilidad a los supuestos usados en el cálculo de las mortalidades por pesca usadas en las proyecciones. Este es el mismo análisis descrito en la sección sobre la condición del stock. En la evaluación del caso base se calcula la mortalidad por pesca como la capturabilidad promedio durante el período entero de la pesquería multiplicada por la selectividad y el esfuerzo promedio, por trimestre, durante 2000 y 2001. En el análisis de sensibilidad, se calculó la mortalidad por pesca como la mortalidad por pesca media estimada, por trimestre, durante 2000 y 2001. Esta mortalidad por pesca incluye esfuerzo, capturabilidad promedio, selectividad, y las desviaciones del esfuerzo. La diferencia entre las dos evaluaciones es la inclusión de las desviaciones del esfuerzo.

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 2002-2006.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2000-2001.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2000-2001.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2000-2001.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo en el cuarto trimestre de 2002, 2003, 2004, 2005 y 2006 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 2000 y 2001.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2002 a 2006, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 2000 (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 4.5).

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 2000 y 2001 (se computaron 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. 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, ya que esto no fue modelado 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 subes-

timaran 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 la rigieron entre julio de 1980 y enero de 200. En particular, se supuso que la relación stock-reclutamiento, función de crecimiento, relación peso-talla, calendario de fecundidad, y curva de mortalidad natural eran iguales a las que se estimaron con o usaron en la evaluación del caso base (Secciones 3 y 4). Con respecto a la evaluación del caso base, 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 añade estocasticidad a cada simulación mediante un muestreo aleatorio de la distribución de anomalías del reclutamiento. Se supone que estas anomalías provienen de la misma distribución que las de la evaluación del caso base. 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 palangrera (Pesquerías 8 y 9). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4 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 11% para el fin de 2006 (Tabla 6.1). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la estimación mediana del SBR en un 10% (Tabla 6.1).

Tal como se señala en la Sección 5.1, se predice que el SBR disminuirá durante 2002, y es probable que siga sustancialmente inferior al SBR_{RMSP} (0,38) hasta 2005 (Figura 6.1a). Esta tendencia se debe a la serie de cohortes pequeñas que se estima fueron reclutadas durante 1999-2001 (Figura 4.9). Esta tendencia ocurrirá independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida durante los dos años próximos. Se proyecta que la tasa de aumento subsecuente de la biomasa reproductora durante 2003-2006 dependerá de los niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie, y un aumento en los niveles de esfuerzo resultará en que cualquier aumento ocurra más lentamente (Figura 6.1a). Cabe notar que se suponen condiciones ambientales medias durante todo el período de la proyección. Si las condiciones ambientales afectan el reclutamiento (tal como sugieren los resultados presentados en la Sección 4.2.2), las condiciones durante los dos años próximos afectarán asimismo el grado al cual aumenta el SBR durante 2005-2006.

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice que el SBR será moderadamente sensible a supuestos sobre la situación del atún patudo descartado (Figura 6.1a

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 4% mayor que lo que se predice si se supone que el patudo descartado muere (Tabla 6.1a). Este resultado sugiere que evitar descartes de patudo pequeño de las capturas sobre objetos flotantes incrementaría el stock reproductor.

Si se incluye en el análisis la incertidumbre en la estimación de los parámetros, más la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro, los resultados para el SBR proyectado son sustancialmente menos seguros (Figura 6.1b). En este caso, los intervalos de confianza de 95% abarcan el SBR_{RMSP} .

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 cinco 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 9% (Tabla 6.1). 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 10% (Tabla 6.1). Se predice que una reducción del esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementaría el peso medio del patudo en la captura un 13% (Tabla 6.1). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2006 será inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 35,5 kg con los cuantiles de 80% en la Tabla 6.1). Estos resultados sugieren que será difícil maximizar el rendimiento por recluta sin reducir la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por la flota de superficie a niveles inferiores al 75% del promedio reciente.

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 el peso promedio de peces en la captura combinada en un 27% para el fin de 2006 (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

Si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2006 aumentarán un 14% (Tabla 6.1). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2006 serán un 18% menores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1).

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 2006 en un 4% (Tabla 6.1). Evitar descartes puede incrementar la captura de la flota de superficie porque sobreviviría un mayor número de peces pequeños 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 2006 aumentará en un 12% si se reduce el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1). Similarmente,

se predice que la captura palangrera trimestral durante 2006 disminuirá en un 14% si se aumenta el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1).

Se predice que la captura futura palangrera es moderadamente 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). Evitar descartes no afectaría la captura palangrera trimestral durante 2006 de forma sustancial (Tabla 6.1).

6.4. Sensibilidad al método usado para calcular las tasas de mortalidad por pesca

Los resultados del análisis de sensibilidad son sustancialmente diferentes de los resultados del caso base. El análisis de sensibilidad se basa en una tasa de mortalidad por pesca mucho mayor para patudo pequeño, pero hay mucha incertidumbre en estas estimaciones de mortalidad por pesca (Figura C.1). Esto se debe a las desviaciones positivas del esfuerzo en las pesquerías de superficie en 2000 y 2001 (Figura 4.7). El análisis de sensibilidad predice que, al igual que el caso base, el SBR disminuirá a un nivel bajo en 2003; pero, a diferencia del caso base, seguirá en un nivel bajo hasta al menos 2006, con solamente una ligera recuperación (Figura C.4). El SBR será sustancialmente inferior al nivel necesario para producir el RMSP durante el período entero de la proyección. En las Figuras C.5 a C.7 se ilustran las capturas y pesos promedio proyectados del análisis de sensibilidad.

Los resultados del análisis de sensibilidad son también sustancialmente más sensibles a cambios en el esfuerzo de la pesquería de superficie que la evaluación del caso base. Se predice que aumentar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará una disminución de un 23% en el SBR, una disminución de un 12% en el peso medio del pescado en la captura combinada, un aumento de 5% en la captura de superficie, y una disminución de un 20% en la captura palangrera (Tabla C.1). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su nivel medio reciente causará un aumento de un 34% en la estimación mediana del SBR, un aumento de un 17% en el peso medio del pescado en la captura combinada, una disminución de un 8% en la captura de superficie, y un aumento de un 28% en la captura palangrera (Tabla C.2). La sensibilidad a los descartes es similar a la del caso base.

6.5. Resumen de resultados de la simulación

Las cohortes pequeñas de patudo que aparentemente fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1999-2001 podrían causar que el SBR disminuya durante 2002 y esté en niveles sustancialmente inferiores al SBR_{RMSP} . Es posible que, durante el próximo año, la biomasa reproductora de patudo en el OPO disminuya a niveles históricamente bajos. Se predice que esta disminución ocurrirá independientemente de la cantidad de esfuerzo de pesca y las condiciones ambientales que ocurran en el futuro cercano. Se proyecta que el SBR aumentará durante 2003-2006, pero la velocidad del aumento dependerá de los niveles futuros de esfuerzo de pesca, y posiblemente de las condiciones ambientales durante 2002-2003.

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.

Se predice que evitar los descartes de patudo pequeño de capturas sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Porende, cualquier medida que reduzca eficazmente la mortalidad de patudos de unos 2 a 5 trimestres de edad podría ayudar a lograr varios objetivos de ordenación.

El análisis de sensibilidad demuestra que si las tasas de mortalidad por pesca siguen en sus niveles recientes porque se mantiene el aumento reciente en la capturabilidad, es poco probable que la pesquería so re-

cupere de los niveles bajos predichos en 2003, y el SBR seguirá por debajo del nivel necesario para producir el RMSP.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán nuevos datos recabados durante 2002 y datos actualizados de 2001.

El personal de la CIAT piensa también evaluar otros tipos de datos ambientales con miras a usarlos en el modelo de evaluación del stock.

La colección y análisis de datos de otolitos de patudos del OPO ayudará a determinar la talla a edad media y la variación en la talla a edad.

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa continuar el desarrollo del método A-SCALA y seguir refinando la evaluación del stock de atún patudo en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para permitir incorporara en los análisis de A-SCALA información obtenido de los estudios de marcado realizados por la CIAT. Se piensa también investigar de nuevo los índices de abundancia de patudo de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si la investigación tiene éxito, se integrarán los resultados, en todo caso posible, en evaluaciones futuras del stock.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio a la ordenación de pesquerías.

Continuará la colaboración con la SPC en el modelo del patudo del Pacífico entero.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Beverton, R.J.H., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). Fish. Ocean. 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 221-230.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36. 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res. 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Stand. Comm. Tuna Billfish 14, Work Pap.

BET-1: 31 p.

- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Stand. Comm. Tuna Billfish 12, Work Pap. BET-2: 18 p.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Maunder, M.N. (in press) Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 3.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. submitted. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Proc., Governor's Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources, edited by T.A. Manar, Hawaii: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. submitted. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.
- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. Rep. 25: 91-104.
- Sun, C, C. Huang, and S. Yeh, Su-Zan 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. Fish. Bull., 99(3): 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2001. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Data Rep. 10. 100 pp.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 2: 147-246.

FISHERIES FOR PACIFIC BLUEFIN TUNA, ALBACORE TUNA, SWORDFISH, AND BLUE MARLIN IN THE PACIFIC OCEAN, AND ASSESSMENTS OF THESE SPECIES

PACIFIC BLUEFIN TUNA

Most of the catches of bluefin, *Thunnus orientalis*, in the eastern Pacific Ocean (EPO) are taken by purse seiners (Table 1). 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 (Table 1). 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 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 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 bluefin in the EPO have been calculated, but none of these is entirely satisfactory. The IATTC has calculated "habitat" and "bluefin-vessel" indices for the EPO routinely for several years.

A preliminary cohort analysis has indicated that the biomass of the spawning stock was relatively high during the 1960s, decreased during the 1970s and 1980s, and then increased during the 1990s. The recruitment was estimated to be highly variable, with four or five strong cohorts produced during the 1960-1998 period.

Even though the total catches of bluefin have not declined during the last 30 years (Table 1), 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 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.

ALBACORE TUNA

Most scientists who have studied albacore, *Thunnus alalunga*, in the Pacific Ocean have concluded that there are two stocks, 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. Total landings of albacore from the North Pacific peaked in the early seventies at over 100 000 metric tons per year, and then declined. Landings recovered during the 1990s, and reached an all-time high of 127 800 metric tons in 1999 (Table 2a). In the South Pacific, catches have ranged between about 25 000 and 55 000 metric tons during the 1980s and 1990s (Table 2b).

The adults are caught 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 are found 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 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.

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 yield of albacore in the South Pacific is 30 000 to 35 000 metric tons. It should be noted, however, that in the South Pacific the catches have exceeded 30 000 metric tons in each of the last 15 years, and in 9 of these years the catches have exceeded 35 000 metric tons. Recent applications of production models to North Pacific albacore suggest that biological productivity has increased in that region. Maximum sustainable yield is estimated to have increased from about 90 000 metric tons per year in the period 1952-1988 to 150 000 metric tons per year from 1989-1998. The results of age-structured modeling in the North Pacific corroborate that finding of increased production, suggesting that recruitment and biomass have increased since the late 1980s. There does not seem to be any need to restrict the fisheries for albacore in either the North Pacific or the South Pacific.

SWORDFISH

Swordfish, *Xiphias gladius*, occur throughout the Pacific Ocean between about 50°N and 50°S (Table 3a). They are caught mostly by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts are caught by gillnet and harpoon fisheries. They are seldom caught by recreational fishermen. During recent years the greatest catches in the EPO have been taken by vessels of Chile, Japan, Mexico, and the United States (Table 3b).

Swordfish reach maturity at about 5 to 6 years of age, when they are about 150 to 170 cm in length. They probably spawn more than once per season. Unequal sex ratios occur frequently. For fish greater than 170 cm in length, the proportion of females increases with increasing length.

Only fragmentary data are available on the movements of swordfish. They tend to inhabit waters further below the surface during the day than at night.

Swordfish tend to inhabit frontal zones. Several of these occur in the EPO, including areas off California and Baja California, off Ecuador, Peru, and Chile, and in the equatorial Pacific. Swordfish tolerate temperatures of about 5° to 27°C, but their optimum range is about 18° to 22°C. Swordfish larvae have been found only at temperatures exceeding 24°C.

There are probably one or two stocks of swordfish in the EPO, one with its center of distribution in the southeastern Pacific Ocean, and possibly another with its center of distribution off California and Baja California. As well, there may be movement of a northwestern Pacific stock of swordfish into the EPO at various times.

Production modeling indicates that the catches per unit of effort (CPUEs) of swordfish, although they have declined and then increased recently, are still greater than the CPUEs which correspond to the average maximum sustainable yield. This conclusion is tentative due particularly to the current uncertainty regarding stock structure.

BLUE MARLIN

The best knowledge currently available indicates that blue marlin, *Makaira nigricans*, 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 (Table 4). 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.

A more recent analysis, using Multifan-CL, was conducted to assess the blue marlin stocks in the Pacific Ocean and to evaluate the efficacy of habitat-based standardization of longline effort. There is considerable uncertainty was regarding the levels of fishing effort that would produce the maximum sustainable yield. However, it was determined that blue marlin in the Pacific Ocean are close to fully exploited, *i.e.* the population is somewhere near the top of the yield curve. It was also found that standardization of effort, using a habitat-based model, allowed estimation of parameters within reasonable bounds and with reduced confidence intervals about the estimates.

REFERENCES

- Anonymous. 1994-2000. Review of some California Fisheries for [1993-1999]. Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 35-41.
- Anonymous. 2002a. Pelagic fisheries of the western Pacific region: 2000 Annual Report. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, Hawaii.

- Anonymous. 2002b. Status of albacore tuna in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 2: 265-296.
- Barrett, Izadore, Oscar Sosa-Nishikawa, and Norman Bartoo (editors). 1998. Biology and fisheries of swordfish, *Xiphias gladius*. NOAA Tech. Rep. NMFS 142: v, 276 pp.
- Bayliff, William H. 2001. Status of bluefin tuna in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 1: 211-254.
- Childers, John. 2001. Summary of the 2000 U.S. North and South Pacific albacore troll fisheries. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish. Sci. Center, Admin. Rep. LJ-01-05: iii, 42 pp.
- Hinton, Michael G. 2001. Status of blue marlin in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 1: 284-319.
- Hinton, Michael G., and William H. Bayliff. 2002. Status of swordfish in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 2: 297-338.
- Kleiber, P., M. G. Hinton, and Y. Uozumi. 2002. Stock assessment of blue marlin (*Makaira nigricans*) in the Pacific with Multifan-CL. Mar. Freshwater Res.: in press.
- Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles W. Haugen (editors). 1992. California's Living Marine Resources and their Utilization. California Department of Fish and Game; iv, 257 pp.
- 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 (8): 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.

TABLE 1. Annual catches of Pacific bluefin, in metric tons.**TABLA 1.** Capturas anuales de aleta azul del Pacífico, en toneladas métricas.

Year	Western Pacific nations ¹			Eastern Pacific nations				Total
	Surface	Longline	Subtotal	Surface		Longline ⁴	Subtotal	
				Commercial ²	Recreational ³			
Año	Naciones de Pacífico occidental ¹			Naciones de Pacífico oriental				Total
	Superficie	Palangre	Subtotal	Superficie		Palangre ⁴	Subtotal	
				Comercial ²	Deportiva ³			
1970	7,505	1,123	8,629	3,951	15		3,966	12,595
1971	8,672	757	9,428	8,354	6		8,360	17,788
1972	7,951	724	8,674	13,335	12		13,347	22,021
1973	8,798	1,158	9,956	10,700	44		10,744	20,700
1974	14,762	3,533	18,295	5,570	47		5,617	23,912
1975	10,770	1,558	12,328	9,556	27		9,583	21,911
1976	9,185	520	9,705	10,628	17		10,645	20,350
1977	12,618	712	13,330	5,458	15		5,473	18,803
1978	21,285	1,049	22,334	5,393	4		5,397	27,731
1979	25,311	1,223	26,534	6,108	9		6,117	32,651
1980	18,372	1,170	19,542	2,933	6		2,939	22,481
1981	29,576	975	30,551	1,084	5		1,089	31,640
1982	24,095	1,056	25,151	3,145	5		3,150	28,301
1983	18,047	8,634	18,911	837	16		853	19,764
1984	10,564	831	11,395	858	23		881	12,276
1985	11,985	706	12,691	4,014	41		4,055	16,746
1986	14,496	319	14,815	5,079	6		5,085	19,900
1987	13,315	711	14,026	990	15		1,005	15,031
1988	7,331	349	7,680	1,421	3		1,424	9,104
1989	9,099	645	9,744	1,117	53		1,170	10,914
1990	6,294	585	6,879	1,511	31		1,542	8,421
1991	14,084	627	14,711	418	43		461	15,172
1992	10,221	1,037	11,258	1,929	70	1	2,000	13,258
1993	7,818	1,328	9,146	581	298	45	924	10,070
1994	11,052	1,521	12,573	974	88	24	1,086	13,659
1995	22,825	920	23,745	629	245	27	901	24,646
1996	10,148	1,873	12,021	8,222	37	53	8,312	20,333
1997	14,757	2,823	17,580	2,657	150	52	2,859	20,439
1998	7,389	3,134	10,523	1,826	397	56	2,279	12,802
1999**	16,868	3,490	20,358	2,644	447	39	3,130	23,488
2000**	*	*	*	3,874	344	*	4,218	*
2001**	*	*	*	929	303	*	*	*

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 Source: Table 3 minus recreational catch—Fuente: Tabla 3, menos la captura deportiva.

³ Sources: 1970-1990, Leet *et al.*, 1992; 1991-1992, California Department of Fish and Game, unpublished data; 1993-1999, Anonymous, 1994-2000.

³ Fuentes: 1970-1990, Leet *et al.*, 1992, 1991-1992, California Department of Fish and Game, datos inéditos; 1993-1999, Anónimo, 1994-2000.

⁴ Sources: Vojkovich and Barsky, 1998, and Anonymous, 2002a.

⁴ Fuentes: Vojkovich y Barsky, 1998, and Anónimo, 2002a.

* not available—no disponible

** preliminary—preliminares

TABLE 2a. Catches of albacore in the North Pacific Ocean, in metric tons, by gear type and flag of vessel (after Childers, 2001, U.S. NMFS, Southwest “Fish. Sci. Center, Admin. Rep. LJ-01-05: Table 1). The values in bold face are preliminary. The country codes are listed at the bottom of the table.

TABLA 2a. Capturas de albacora en el Océano Pacífico oriental norte, en toneladas métricas, por arte de pesca y pabellón de buque (de Childers, 2001, U.S.NMFS, Southwest Fish. Center, Admin. Rep. LJ-01-05: Tabla 1). Los valores en negritas son preliminares. Al pie de la tabla se explican los códigos de países.

Year Año	Longline—Palangre					Pole-and-line—Cañero			Troll—Curricán		
	JPN	KOR	TWN	USA	Total	JPN	USA	Total	CAN	USA	Total
1952	26,687			46	26,733	41,787		41,787	71	23,843	23,914
1953	27,777			23	27,800	32,921		32,921	5	15,740	15,745
1954	20,958			13	20,971	28,069		28,069		12,246	12,246
1955	16,277			9	16,286	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			5	17,442	18,639	2,837	21,476	4	12,055	12,059
1962	15,764			7	15,771	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	8	25,329	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	11	24,670	16,597	4,906	21,503	1,028	20,434	21,462
1969	18,006		634	14	18,654	31,912	2,996	34,908	1,365	18,827	20,192
1970	15,372		1,516	9	16,897	24,263	4,416	28,679	390	21,032	21,422
1971	11,035		1,759	11	12,805	52,957	2,071	55,028	1,746	20,526	22,272
1972	12,649		3,091	8	15,748	60,591	3,750	64,341	3,921	23,600	27,521
1973	16,059		128	14	16,201	68,808	2,236	71,044	1,400	15,653	17,053
1974	13,053		570	9	13,632	73,576	4,777	78,353	1,331	20,178	21,509
1975	10,060	2,463	1,494	33	14,050	52,157	3,243	55,400	111	18,932	19,043
1976	15,896	859	1,251	23	18,029	85,336	2,700	88,036	278	15,905	16,183
1977	15,737	792	873	37	17,439	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		14,695	44,662	303	44,965	521	6,781	7,302
1980	14,743	597	318		15,658	46,743	382	47,125	212	7,556	7,768
1981	18,020	459	339	25	18,843	27,426	748	28,174	200	12,637	12,837
1982	16,762	387	559	94	17,802	29,615	425	30,040	104	6,609	6,713
1983	15,103	454	520	6	16,083	21,098	607	21,705	225	9,359	9,584
1984	15,111	136	471	2	15,720	26,015	1,030	27,045	50	9,304	9,354
1985	14,320	291	109	0	14,720	20,714	1,498	22,212	56	6,415	6,471
1986	12,945	241			13,186	16,096	432	16,528	30	4,708	4,738
1987	14,642	182		136	14,960	19,091	158	19,249	104	2,766	2,870
1988	13,904	109	38	318	14,369	6,216	598	6,814	155	4,212	4,367
1989	13,194	81	544	272	14,091	8,629	54	8,683	140	1,860	2,000
1990	15,928	20	287	182	16,417	8,532	115	8,647	302	2,603	2,905
1991	17,043	3	353	313	17,712	7,103	0	7,103	139	1,845	1,984
1992	19,149	43	300	332	19,824	13,888	0	13,888	363	4,572	4,935
1993	29,616	43	494	440	30,593	12,809		12,809	494	6,254	6,748
1994	29,612	43	586	546	30,787	26,391	0	26,391	1,998	10,978	12,976
1995	29,080	43	2,504	879	32,506	20,981	79	21,060	1,790	7,567	9,357
1996	32,492	43	3,594	1,187	37,316	20,272	24	20,296	3,534	17,030	20,564
1997	38,988	43	4,199	1,647	44,877	32,250	73	32,323	2,524	14,014	16,538
1998	35,043	43	4,797	1,119	41,002	22,953	79	23,032	4,240	14,138	18,378
1999	35,043	43	4,768	1,493	41,347	55,784	120	55,904	2,836	10,194	13,030
2000	35,043	43	4,768	1,493	41,347	55,784	66	55,850	2,836	9,340	12,176

TABLE 2a. (continued)
TABLA 2a. (continuación)

Year Año	Gillnet—Red agallera					Purse seine—Cerco				Sport	Other—Otro				Total
	JPN	KOR	TWN	USA	Total	CAN	JPN	USA	Total	USA	JPN	MEX	USA	Total	
1952					0		154		154	1,373	237			237	94,198
1953					0		38		38	171	132			132	76,807
1954					0		23		23	147	38			38	61,494
1955					0		8		8	577	136			136	54,507
1956					0					482	57			57	76,464
1957					0		83		83	304	151			151	92,268
1958					0		8		8	48	124			124	55,723
1959					0					0	67		5	72	51,333
1960					0	136			136	557	76		4	80	63,407
1961					0		7		7	1,355	268	0	6	274	52,613
1962					0		53		53	1,681	191	0	8	199	47,271
1963					0		59		59	1,161	218	0	7	225	68,913
1964					0		128		128	824	319	0	4	323	62,423
1965					0		11		11	731	121	0	3	124	73,296
1966					0		111		111	588	585	0	9	594	66,429
1967					0		89		89	707	520		12	532	83,413
1968					0		267		267	951	1,109		10	1,119	69,972
1969					0		521		521	358	935		12	947	75,580
1970					0		317		317	822	456	0	9	465	68,602
1971					0		902		902	1,175	308	0	11	319	92,501
1972	1				1		277		277	637	623	100	8	731	109,256
1973	39				39		1,353		1,353	84	495	0	14	509	106,283
1974	224				224		161		161	94	879	1	9	889	114,862
1975	166				166		159		159	640	228	1	43	272	89,730
1976	1,070				1,070		1,109		1,109	713	272	36	27	335	125,475
1977	688				688		669		669	537	355	0	36	391	63,177
1978	4,029				4,029		1,115		1,115	810	2,078	1	69	2,148	99,192
1979	2,856	0			2,856		125		125	74	1,126	1	31	1,158	71,175
1980	2,986	6			2,992		329		329	168	1,179	31	24	1,234	75,274
1981	10,348	16			10,364		252		252	195	663	8	60	731	71,396
1982	12,511	113			12,624		561		561	257	440	7	84	531	68,528
1983	6,852	233			7,085		350		350	87	118	33	213	364	55,258
1984	8,988	516			9,504		3,380	3,728	7,108	1,427	511	113	138	762	70,920
1985	11,204	576		2	11,782		1,533		1,533	1,176	305	49	83	437	58,331
1986	7,813	726		3	8,542		1,542		1,542	196	626	3	106	735	45,467
1987	6,698	817	2,514	5	10,034		1,205		1,205	74	155	7	136	298	48,690
1988	9,074	1,016	7,389	15	17,494		1,208		1,208	64	134	15	318	467	44,783
1989	7,437	1,023	8,350	4	16,814		2,521		2,521	160	393	2	272	667	44,936
1990	6,064	1,016	16,701	29	23,810		1,995	71	2,066	24	249	2	181	432	54,301
1991	3,401	852	3,398	17	7,668		2,652	0	2,652	6	392	2	384	778	37,903
1992	2,721	271	7,866	0	10,858		4,104	0	4,104	2	1,527	10	408	1,945	55,556
1993	287			0	287		2,889		2,889	25	867	11	331	1,209	54,560
1994	263			38	301		2,026		2,026	106	799	6	712	1,517	74,104
1995	282			52	334		1,177		1,177	102	937	5	1	943	65,479
1996	116			83	199		581	11	592	88	932	21	0	953	80,008
1997	359			60	419		1,068	2	1,070	1,018	1,708	53	1	1,762	98,007
1998	206			79	285		1,554	33	1,587	1,208	1,278		1	1,279	86,771
1999	206			122	328		6,698	47	6,745	3,621	1,278		5	1,283	122,258
2000	206			48	254		6,698	4	6,702	1,798	1,278		4	1,282	119,409

CAN: Canada—Canadá; JPN: Japan—Japón; KOR: Republic of Korea—República de Corea; MEX: Mexico—México; TWN: Taiwan; USA: United States—Estados Unidos

TABLE 2b. Catches of albacore in the South Pacific Ocean, in metric tons, by gear type and flag of vessel (after Childers, 2001: Table 2). The values in bold face are preliminary. The country codes are listed at the bottom of the table. PL = pole-and-line.

TABLA 2b. Capturas de albacora en el Océano Pacífico oriental sur, en toneladas métricas, por arte de pesca y pabellón de buque (de Childers, 2001: Tabla 1). Los valores en negritas son preliminares. Al pie de la tabla se explican los códigos de países. PL = cañero.

Year Año	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			6,507	11,599						14,484					32,590
1971			4,355	14,482						15,871					34,708
1972			2,729	14,439						16,674					33,842
1973			2,452	17,452				4		17,741					37,649
1974			1,934	12,194						16,857					30,985
1975			1,060	9,015						16,056					26,131
1976			1,836	9,058				6		13,206					24,106
1977			2,182	11,229				9		21,429					34,849
1978			2,489	11,658				9		20,702					34,858
1979			2,320	11,411				21		14,987					28,739
1980			2,555	10,449				25		17,998					31,027
1981			4,898	13,342				2		14,390					32,632
1982			4,822	10,769				8	106	12,634					28,339
1983			4,991	7,069	12			19	143	12,069	5				24,308
1984			3,598	5,321	112			19	135	11,155	9				20,349
1985	0		3,676	13,544	131			12	174	9,601	11				27,149
1986	0		4,466	15,877	179				206	11,913					32,641
1987	129		4,103	6,821	563				252	15,009					26,877
1988	107		6,914	6,563	584				242	17,120	1				31,531
1989	93	3	5,353	5,151	566	9			195	10,867					22,237
1990	51	68	5,466	3,947	1,053	156	20		152	11,619	0				22,532
1991	213	208	4,700	1,866	909	66	100		171	16,508	1			4	24,746
1992	192	243	5,268	2,271	692	72	195		199	20,956	0				30,088
1993	226	463	8,294	1,083	755	206	714		231	17,701	0		213		29,886
1994	351	842	8,883		840	401	913		343	19,731	34		641	46	33,025
1995	401	702	7,350	8	332	330	772	322	379	12,775	52	109	1,883	121	25,536
1996	408	1,446	4,538	215	414	402	1,463	1,154	494	11,909	99	192	1,613	208	24,555
1997	302	1,842	5,094	845	267	469	2,595	441	494	15,662	308	95	3,736	327	32,477
1998	479	2,121	6,955	845	860	1,203	3,189	370	494	13,812	489	10	4,311	367	35,505
1999	374	2,279	6,995	845	690	1,332	2,580	111	494	13,684	302	10	3,660	95	33,451
2000	374	2,279	6,955	845	690	1,332	2,580	111	494	13,684	302	10	3,660	95	33,411

TABLE 2b. (continued)
TABLA 2b. (continuación)

Year Año	Troll—Curricán						Gillnet—Red agallera					PL	Total
	AUS	NZL	PYF	USA	Other	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												0	23,742
1962												0	35,219
1963												16	31,111
1964												0	22,930
1965												0	25,838
1966												0	39,113
1967			5			5						0	40,323
1968			14			14						0	29,065
1969												0	24,360
1970	100	50				150						0	32,740
1971	100					100						0	34,808
1972	100	268				368						22	34,232
1973	100	484				584						41	38,274
1974	100	898				998						709	32,692
1975	100	646				746						0	26,877
1976	100	25				125						0	24,231
1977	100	621				721						0	35,570
1978	100	1,686				1,786						0	36,644
1979	100	814				914						0	29,653
1980	100	1,468				1,568						1	32,596
1981	5	2,085				2,090						0	34,722
1982	6	2,434				2,440						1	30,780
1983	7	744				751		32			32	0	25,091
1984	8	2,773				2,781		1,581			1,581	2	24,713
1985	9	3,253				3,262		1,928			1,928	0	32,339
1986	10	1,911		92		2,013		1,936			1,936	0	36,590
1987	11	1,256		793		2,060		919			919	9	29,865
1988	12	405		3,574	73	4,064		4,271		1,000	5,271	0	40,866
1989	13	4,923	102	3,510		8,548		13,263	172	8,520	21,955	0	52,740
1990	15	2,988	299	3,785		7,087		5,667		1,859	7,526	0	37,145
1991	20	2,385	326	4,821	4	7,556				1,394	1,394	0	33,696
1992	70	3,345	72	2,993		6,480						0	36,568
1993	55	3,117	45	1,027		4,244						12	34,142
1994	70	4,914		2,509	46	7,539						2	40,566
1995	25	5,865	183	1,936	121	8,130	15				15	0	33,681
1996	25	5,914	69	2,214	208	8,430	21				21	0	33,006
1997	25	3,257	24	1,929	327	5,562	0				0	12	38,051
1998	35	5,321		1,656	367	7,379	0				0	27	42,911
1999	25	2,396		1,446	95	3,962	0				0		37,413
2000	25	2,396		2,629	95	5,145	0				0		38,556

AUS, Australia; CHL, Chile; FJI, Fiji; JPN, Japan—Japón; KOR, Republic of Korea—República de Corea; NCL, New Caledonia—Nueva Caledonia; 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 3a. Pacific Ocean and world catches of swordfish, in metric tons (from FAO fisheries statistics; note that FAO does not report catches by Spain in the Pacific).

TABLA 3a. Capturas de pez espada en el Océano Pacífico y mundiales, en toneladas métricas (de estadísticas de pesca de la FAO: nótese que FAO no reporta las capturas de España en el Pacífico).

Year— Año	Chile	Japan— Japón	Mexico	Philippines —Filipinas	Taiwan	USA	Other Pacific— Otros en el Pacífico	Total Pacific— Pacífico total	World— Mundial
1971	200	10,400	-	1,500	1,033	100	200	13,433	26,742
1972	100	10,400	2	1,600	1,005	100	600	13,807	28,167
1973	400	11,100	4	1,700	1,987	300	1,900	17,391	31,983
1974	218	10,498	6	1,848	1,116	295	470	14,451	29,664
1975	137	12,361	-	1,976	1,239	393	158	16,264	31,918
1976	13	15,843	-	1,558	856	39	739	19,048	33,888
1977	32	13,997	-	2,103	902	220	685	17,939	33,357
1978	56	14,333	-	890	779	1,009	634	17,701	38,478
1979	40	13,091	7	3,845	1,060	249	553	18,845	39,368
1980	104	11,953	380	1,716	1,459	489	545	16,646	40,418
1981	294	13,078	1,575	1,940	909	443	348	18,587	39,878
1982	285	11,350	1,365	3,468	1,107	726	348	18,649	43,716
1983	342	12,511	120	2,974	1,268	1,195	360	18,770	46,608
1984	103	11,986	47	2,274	1,387	2,009	352	18,158	53,543
1985	342	13,083	18	2,036	1,429	2,370	148	19,426	59,127
1986	764	14,271	422	2,089	1,357	1,585	70	20,558	61,095
1987	2,059	14,867	550	2,137	744	1,221	184	21,762	67,196
1988	4,455	15,496	613	4,034	796	1,086	239	26,719	81,222
1989	5,824	12,367	690	3,756	2,810	588	258	26,293	79,188
1990	4,955	11,341	2,650	3,187	3,245	2,150	440	27,968	75,588
1991	7,255	9,936	861	3,139	581	4,597	601	26,970	68,041
1992	6,379	15,619	1,160	4,256	800	5,948	489	34,651	82,156
1993	4,712	14,073	806	4,627	1,535	6,981	185	32,919	86,281
1994	3,801	13,530	567	3,641	2,407	4,490	171	28,607	85,774
1995	2,594	11,619	424	4,202	1,404	3,431	420	24,094	95,646
1996	3,145	9,788	428	4,002	1,302	3,695	264	22,624	82,350
1997	4,040	8,968	2,351	5,554	2,344	4,122	1,006	28,385	94,044
1998	4,492	9,897	3,575	5,670	2,678	4,631	1,157	32,100	92,846

TABLE 3b. Catches of swordfish, in metric tons, in the eastern Pacific Ocean.

TABLA 3b. Capturas de pez espada, en toneladas métricas, en el Océano Pacífico oriental.

Year— Año	CHL	COL	CRI	ECU	ESP	JPN	KOR	MEX	PER	PYF	TWN	USA	Total
1954	334	(1)	(1)	(1)	--	18	(1)	100	700	(1)	(1)	10	1,162
1955	237	(1)	(1)	(1)	--	14	(1)	(1)	400	(1)	(1)	61	712
1956	386	(1)	(1)	(1)	--	14	(1)	(1)	600	(1)	(1)	125	1,125
1957	357	(1)	(1)	(1)	--	126	(1)	(1)	600	(1)	(1)	171	1,254
1958	456	(1)	(1)	(1)	--	102	(1)	(1)	400	(1)	(1)	214	1,172
1959	555	(1)	(1)	(1)	--	74	(1)	(1)	400	(1)	(1)	203	1,232
1960	456	(1)	(1)	(1)	--	143	(1)	(1)	400	(1)	(1)	147	1,146
1961	394	(1)	(1)	(1)	--	596	(1)	(1)	300	(1)	(1)	167	1,457
1962	297	(1)	(1)	(1)	--	1,019	(1)	(1)	400	(1)	(1)	18	1,734
1963	94	(1)	(1)	(1)	--	1,979	(1)	(1)	200	(1)	(1)	44	2,317
1964	312	(1)	(1)	(1)	--	3,165	(1)	(1)	900	(1)	(1)	83	4,460
1965	151	(1)	(1)	(1)	--	1,765	(1)	(1)	300	(1)	(1)	148	2,364
1966	175	(1)	(1)	(1)	--	2,163	(1)	(1)	200	(1)	(1)	213	2,751
1967	203	(1)	(1)	(1)	--	1,646	(1)	(1)	1,300	(1)	61	138	3,348
1968	175	(1)	(1)	(1)	--	2,397	(1)	(1)	800	(1)	12	90	3,474
1969	314	(1)	(1)	(1)	--	6,638	(1)	(1)	1,200	(1)	8	468	8,628
1970	243	(1)	(1)	(1)	--	4,327	(1)	(1)	2,396	(1)	17	429	7,412
1971	200	(1)	(1)	(1)	--	1,939	(1)	(1)	185	(1)	30	102	2,456
1972	100	(1)	(1)	(1)	--	2,266	(1)	2	550	(1)	82	175	3,175
1973	400	(1)	(1)	(1)	--	3,779	(1)	4	1,941	(1)	91	403	6,618
1974	218	(1)	(1)	(1)	--	2,143	(1)	6	470	(1)	113	428	3,378
1975	137	(1)	(1)	(1)	--	2,303	9	(1)	158	(1)	48	570	3,225
1976	13	(1)	(1)	(1)	--	3,424	29	(1)	295	(1)	5	55	3,821
1977	32	(1)	(1)	(1)	--	4,234	33	(1)	420	(1)	11	337	5,067
1978	56	(1)	(1)	(1)	--	4,060	35	(1)	436	(1)	82	1,712	6,381
1979	40	(1)	(1)	(1)	--	2,610	18	7	188	(1)	20	388	3,271
1980	104	(1)	(1)	(1)	--	3,667	62	380	216	(1)	46	790	5,265
1981	294	(1)	(1)	(1)	--	2,882	153	1,575	91	(1)	38	754	5,787
1982	285	(1)	(1)	(1)	--	2,475	97	1,365	154	(1)	19	1,116	5,511
1983	34	(1)	(1)	(1)	--	3,147	65	120	238	(1)	5	1,763	5,680
1984	10	(1)	(1)	(1)	--	2,625	65	47	343	(1)	6	2,892	6,081
1985	34	(1)	(1)	(1)	--	1,764	91	18	55	(1)	6	3,420	5,696
1986	76	(1)	(1)	(1)	--	2,637	198	422	21	(1)	11	2,538	6,591

TABLE 3b. (continued)
TABLA 3b. (continuación)

Year— Año	CHL	COL	CRI	ECU	ESP	JPN	KOR	MEX	PER	PYF	TWN	USA	Total
1987o	2,05	(1)	(1)	(1)	--	3,573	211	550	73	(1)	19	1,808	8,293
1988	4,45	(1)	(1)	(1)	--	3,619	24	613	54	(1)	32	1,642	10,439
1989	5,82	(1)	(1)	(1)	--	3,158	66	690	3	(1)	46	1,910	11,697
1990	4,95	(1)	(1)	352	1,007	3,015	260	2,650	1	(1)	14	1,400	13,654
1991	7,25	29	107	350	2,794	3,053	163	861	3	(1)	10	1,095	15,720
1992	6,37	(1)	27	350	2,435	3,135	61	1,160	16	5	17	1,731	15,316
1993	4,71	(1)	19	280	928	2,513	389	806	76	38	16	2,296	12,073
1994	3,80	(1)	28	117	576	2,464	261	567	310	51	55	1,939	10,169
1995	2,59	(1)	29	65	698	1,992	291	424	7	38	2	1,870	8,010
1996	3,14	(1)	315	42	772	1,968	303	428	1,013	64	28	1,553	9,631
1997	4,04	(1)	908	72	2,018	2,576	423	2,351	24	38	23	1,433	13,906
1998	4,49	6	419	193	1,367	2,811	(2)	3,575	98	44	40	949~15,000	
1999	4,26	(1)	99	190	1,150	1,535	(2)	3,600	15	46	(2)	3,241~15,000	

CHL, Chile; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; ESP, Spain—España; JPN, Japan—Japón; KOR, Republic of Korea—República de Corea; MEX, México; PER, Perú; PYF, French Polynesia—Polinesia Francesa; TWN, Taiwan; USA, United States of America—Estados Unidos de America.

(1) data not available—datos no disponibles

(2) data not yet received or processed—datos todavía no recibidos o procesados

--: no fishery in EPO – no pesca en el OPO

TABLE 4. 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 4. 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 —Filipinas	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

LAS PESQUERIAS DE ATUN ALETA AZUL DEL PACIFICO, ATUN ALBACORA, PEZ ESPADA, Y MARLIN AZUL EN EL OCEANO PACIFICO, Y EVALUACIONES DE ESTAS ESPECIES

ATUN ALETA AZUL DEL PACIFICO

La mayoría de las capturas de aleta azul, *Thunnus orientalis*, en el Océano Pacífico oriental (OPO) es realizada por buques cerqueros (Tabla 1). 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 (Tabla 1). 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 picudos, pero capturan pequeñas cantidades de aleta azul del Pacífico. Buques cañeros japoneses capturan asimismo pequeñas cantidades de aleta azul 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 migración 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 varios índices de abundancia para el aleta azul 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.

Un análisis de cohortes preliminar indicó que la biomasa del stock reproductor fue relativamente elevada durante los años 1960, disminuyó durante los años 1970 y 1980, y luego aumentó. Se estimó que el reclutamiento fue altamente variable, con cuatro o cinco cohortes fuertes producidas entre 1960 y 1998.

Pese a que las capturas totales de aleta azul no han disminuido en los últimos 30 años (Tabla 1), los resultados de análisis de rendimiento por recluta y de cohortes indican que sería posible obtener capturas mayores si se redujeran o eliminaran las capturas de peces de edad 0 y de edad 1.

Los análisis reproductor-recluta no indican que aumentaría el reclutamiento del aleta azul del Pacífico si

se permitiera a más peces desovar.

ATUN ALBACORA

La mayoría de los científicos que estudian el atún albacora, *Thunnus alalunga*, en el Océano Pacífico creen que existen dos stocks, 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. Las descargas totales de albacora del Pacífico norte alcanzaron su nivel máximo de más de 100.000 toneladas anuales a principios de la década de los 1970, y luego disminuyeron. En los años 1990 volvieron a aumentar, y en 1999 alcanzaron el nivel récord de 127.800 toneladas (Tabla 2a). En el Pacífico sur las capturas variaron entre unas 25 mil y 55 mil toneladas durante los años 1980 y 1990 (Tabla 2b).

Los adultos son capturados 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. Se encuentran los peces en el subgrupo norteño 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 sur es de unas 30 a 35 mil toneladas. 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. Aplicaciones recientes de modelos de producción a la albacora del Pacífico norte señalan que la productividad biológica ha aumentado en esa región. Se estima que el rendimiento máximo sostenible ha aumentado de unas 90.000 toneladas anuales durante 1952-1988 a 150.000 toneladas anuales entre 1989 y 1998. Los resultados del modelo con estructura de edades en el Pacífico norte corroboran este resultado de un aumento en la producción, sugiriendo que el reclutamiento y la biomasa han aumentado desde fines de la década de los 1980. No parece haber ninguna necesidad de limitar la pesca de albacora en el Pacífico norte ni sur.

PEZ ESPADA

El pez espada, *Xiphias gladius*, ocurre en todo el Océano Pacífico entre 50°N y 50°S, aproximadamente (Tabla 3a). Es capturado principalmente por las pesquerías palangreras de países de Lejano Oriente y del hemisferio occidental. Las pesquerías con red agallera y de arpón capturan cantidades menores. Es rara vez capturado en la pesca deportiva. En los últimos años buques de Chile, Estados Unidos, Japón, y México lograron las mayores capturas en el OPO (Tabla 3b).

El pez espada alcanza la madurez a la edad de 5 a 6 años, cuando mide unos 150 a 170 cm de talla. Es

probable que desove más de una vez por temporada. Ocurren frecuentemente proporciones desiguales de sexos. Para peces de más de 170 cm, la proporción de hembras aumenta con el aumento en la talla.

Existen solamente datos fragmentarios sobre los desplazamientos del pez espada. Suele permanecer a mayor profundidad de día que de noche.

El pez espada suele vivir en zonas frontales. Hay varias en el OPO, entre ellas zonas frente a California y Baja California, frente a Ecuador, Perú, y Chile, y en el Pacífico ecuatorial. El pez espada tolera temperaturas de entre unos 5° y 27°C, pero su rango óptimo es de 18° a 22°C. Se han encontrado larvas de la especie únicamente a temperaturas de más de 24°C.

Hay probablemente uno ó dos stocks de pez espada en el OPO, uno con su centro de distribución en el Pacífico sudeste, y posiblemente otro con su centro de distribución frente a California y Baja California. Además, es posible que un stock del Pacífico noroeste se desplace al OPO en varias ocasiones.

Los modelos de producción señalan que las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de pez espada, aunque han disminuido y luego aumentado recientemente, son todavía mayores que las CPUE que corresponden al rendimiento promedio máximo sostenible. Esta conclusión es provisional, debido particularmente a la incertidumbre actual con respecto a la estructura del stock.

MARLIN AZUL

La mejor información ahora disponible indica que el marlín azul (*Makaira nigricans*) 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 (Tabla 4). 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.

Un análisis más reciente, usando Multifan-CL, fue realizado para evaluar los stocks de marlín azul en el Océano Pacífico y evaluar la eficacia de la estandarización basada en hábitat del esfuerzo palangrero. Existe una incertidumbre considerable con respecto a los niveles de esfuerzo de pesca que producirían el rendimiento máximo sostenible. Sin embargo, se determinó que marlín azul en el Océano Pacífico está casi plenamente explotado, es decir, la población está cerca de la cima de la curva de rendimiento. Se descubrió también que la estandarización del esfuerzo, usando un modelo basado en hábitat, permitió estimar los parámetros dentro de límites razonables y con intervalos de confianza reducidos alrededor de las estimaciones.

REFERENCIAS

Anonymous. 1994-2000. Review of some California Fisheries for [1993-1999]. Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep., 35-41.

- Anonymous. 2002a. Pelagic fisheries of the western Pacific region: 2000 Annual Report. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, Hawaii.
- Anonymous. 2002b. Status of albacore tuna in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 2: 265-296.
- Barrett, Izadore, Oscar Sosa-Nishikawa, and Norman Bartoo (editors). 1998. Biology and fisheries of swordfish, *Xiphias gladius*. NOAA Tech. Rep. NMFS 142: v, 276 pp.
- Bayliff, William H. 2001. Status of bluefin tuna in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 1: 211-254.
- Childers, John. 2001. Summary of the 2000 U.S. North and South Pacific albacore troll fisheries. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish. Sci. Center, Admin. Rep. LJ-01-05: iii, 42 pp.
- Hinton, Michael G. 2001. Status of blue marlin in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 1: 284-319.
- Hinton, Michael G., and William H. Bayliff. 2002. Status of swordfish in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 2: 297-338.
- Kleiber, P., M. G. Hinton, and Y. Uozumi. 2002. Stock assessment of blue marlin (*Makaira nigricans*) in the Pacific with Multifan-CL. Mar. Freshwater Res.: in press.
- Leet, William S., Christopher M. Dewees, and Charles W. Haugen (editors). 1992. California's Living Marine Resources and their Utilization. California Department of Fish and Game; iv, 257 pp.
- 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 (8): 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.

**STATUS OF STRIPED MARLIN IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN
IN 2001 AND OUTLOOK FOR 2002**

by

Michael G. Hinton and William H. Bayliff

CONTENTS

1. Executive summary	329
2. Data	330
3. Assumptions and parameters	331
4. Stock assessment	337
5. Stock status	337
6. Future directions	337
References	361
Figures	339
Tables	345

The stock structure of striped marlin, *Tetrapturus audax*, in the Pacific Ocean is not well known. There are indications that there is only limited exchange of striped marlin between the eastern Pacific Ocean (EPO) and the central and western Pacific Ocean, so it is considered herein that examinations of local depletions and independent assessments of the striped marlin of the EPO are meaningful. Accordingly, most of the data presented in this report are for the EPO. Nevertheless, for various reasons, some data for the central and western Pacific Ocean are also presented.

1. EXECUTIVE SUMMARY

Striped marlin occur throughout the Pacific Ocean between about 45°N and 45°S. They are caught mostly by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations and by recreational fishermen. Lesser amounts are caught by gillnet and other fisheries. During recent years the greatest catches in the EPO have been taken by fisheries of Japan, Korea, and Costa Rica.

Striped marlin reach maturity when they are about 140 cm long, and spawning occurs in widely-scattered areas of the Pacific Ocean.

Some information on the movements of striped marlin is available. Tagged fish released off the tip of the Baja California peninsula have been recaptured mostly in the same general area, but some have been recaptured around the Revillagigedo Islands, a few around Hawaii, and one near Norfolk Island, north of New Zealand.

The catch rates of striped marlin off California and Baja California tend to be greater when the sea-surface temperatures are higher and when the thermocline is shallow. The catch rates are greater on the shallower hooks of longlines, especially when the thermocline is shallow.

The stock structure of striped marlin is uncertain. The trends for the catch rates of the northeastern and northwestern areas of the central-eastern Pacific are not significantly different. The same is the case for catch rates in the EPO north and south of 10°N. These results suggest that the fish in the EPO belong to one stock. Reexamination of published genetic data suggests that there is a stock located in the southwestern Pacific (Australia) but provided no clear resolution of separate stocks for the Ecuador-Hawaii-Mexico triad of sampling locations. The conclusions reached herein should be considered tentative, and collaborative research now in progress should help resolve the question of stock structure of striped marlin in the Pacific.

The current biomass of striped marlin in the EPO is apparently equal to that which would produce the average maximum sustainable yield of about 4,500 mt. Retained catch and standardized fishing effort for striped marlin decreased in the EPO from 1990-1991 through 1998, and preliminary estimates indicate

that nominal fishing effort in the area has continued to decrease during the 1999-2001 period. This may result in a continued decrease in standardized fishing effort for striped marlin, with an associated continuing increase in their biomass in the EPO.

2. DATA

2.1. Definitions of the fisheries

2.1.1. Longline fisheries

Longlining for tunas and billfishes takes place in the Pacific Ocean from the Americas to Asia between about 50°N and 50°S.

2.1.1.1. Far East nations

Vessels of Indonesia, Japan, the Philippines, the Republic of Korea, and Taiwan have fished for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean (EPO) (Sakagawa, 1989; Ueyanagi *et al.*, 1989; Uozumi and Uosaki, 1998; Uosaki and Bayliff, 1999). Currently those of Indonesia, Japan, Korea, and Taiwan are known or believed to be fishing in the EPO, and collectively they fish in nearly all of the range of striped marlin in the Pacific Ocean, which extends from about 45°N to 45°S (Bedford and Hagerman, 1983).

2.1.1.2. Western Hemisphere nations

Longline vessels of Western Hemisphere nations, most notably Chile (Barbieri *et al.*, 1998), Mexico (Holts and Sosa-Nishikawa, 1998), and the United States (Holts and Sosa-Nishikawa, 1998; Ito *et al.*, 1998; Vojkovich and Barsky, 1998), fish for tunas and billfishes in the eastern and central Pacific Ocean. Longline-caught billfishes, other than swordfish, cannot be unloaded in California ports, however.

2.1.2. Gillnet fisheries

Until the end of 1992 there was a high-seas fishery for tunas and billfishes with large-meshed gillnets carried out by vessels of Japan, the Republic of Korea, and Taiwan (McKinnell and Waddell, 1993; Nakano *et al.*, 1993; Uosaki, 1998). Vessels of Chile (Barbieri *et al.*, 1998), Mexico (Holts and Sosa-Nishikawa, 1998), and the United States (Hanan *et al.*, 1993; Holts and Sosa-Nishikawa, 1998) fish or have fished for tunas, billfishes, and sharks with gillnets in the EPO. These latter fisheries generally operate in the coastal waters and Exclusive Economic Zones (EEZs) of the respective nations. Gillnet-caught billfishes, other than swordfish, cannot be unloaded in California ports, however.

2.1.3. Purse-seine fishery

Small amounts of striped marlin are caught by tuna purse seiners in the EPO (Anonymous, 2002: Table 11b). These are generally discarded at sea or retained by the vessel crews for their personal use.

2.1.4. Recreational fisheries

Striped marlin and other billfishes are the object of important recreational fisheries in the EPO (de Sylva, 1974; Talbot and Wares, 1975; Bedford and Hagerman, 1983; Holts, 2001).

2.2. Effort and retained catch data

Fairly good estimates of the retained catches of billfishes are available, due to the value of these fish in commerce. However there are unreported catches from artisanal and recreational fisheries and from some components of the commercial longline fisheries operating in the region.

2.2.1. Commercial fisheries

The distributions of fishing effort by major fleets have varied over the decades as a result of varying target species for the fisheries. The distribution of nominal fishing effort by longline fisheries by decade in the EPO are shown in Figure 2.2.1.

Most of the striped marlin caught by commercial fisheries are taken by the longline fisheries of Far East

and Western Hemisphere nations. Lesser amounts of striped marlin are or have been caught by the other fisheries described in Section 2.1. Preliminary estimates of the retained catch of striped marlin in the EPO north and south of 10°N are shown in Table 2.2.1a-b. The distributions of the retained catches by longline fisheries by decade and subarea of the EPO are shown in Figure 2.2.2.

2.2.2. Recreational fisheries

No comprehensive data on the fishing effort for billfishes or the retained catches of striped marlin from recreational fisheries are available. However, fishing records of the principal fishing clubs in southern California have been compiled, providing an index of the retained catches of striped marlin by this component of the recreational fishery (Holts and Prescott, 2001).

2.3. Size-composition data

2.3.1. Longline fisheries

Length-frequency data for retained catches of striped marlin taken by longline gear in the EPO are given by Miyabe and Bayliff (1987: Figure 59), Nakano and Bayliff (1992: Figures 66-68), and Uosaki and Bayliff (1999: Figures 68-70). Eye-fork length-frequency histograms by subareas, north and south of 10°N, and for the EPO are shown in Figure 2.3.1. The distribution of lengths of fish from the northern area have shifted to smaller sizes over the decades. In the 1970s the mode was about 180 cm, and in the 1980s, about 155 cm. In the 1990s the distribution is bimodal, with modes at about 110 and about 145 cm. In the southern area the distribution was unimodal in all decades, with the mode at about 170-180 cm.

2.3.2. Recreational fisheries

Data on length and weight frequencies of striped marlin retained by recreational fishermen off southern California are given by Squire (1983) and Holts and Prescott (2001: Figure 2).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The parameters of the von Bertalanffy growth equation for striped marlin in the Pacific Ocean estimated by various investigators are listed in Table 3.1.1a. The estimated lengths of striped marlin at ages 1 through 10, calculated from the data in that table, are shown in Table 3.1.1b. It should be recognized that these estimates are crude because (1) the growth of striped marlin may not be well described by the von Bertalanffy curve and (2) even if it is well described by that curve, the estimates of its parameters may be erroneous.

Data on the weight-length relationships of striped marlin are listed in Table 3.1.1c.

3.1.2. Reproduction

The maturity of striped marlin in the EPO has been studied by Howard and Ueyanagi (1965), Shiohama (1969), Kume and Joseph (1969b), Eldridge and Wares (1974), Shingu *et al.* (1974), Miyabe and Bayliff (1987), Nakano and Bayliff (1992), and Uosaki and Bayliff (1999). Howard and Ueyanagi (1965) and Nishikawa *et al.* (1978 and 1985) have studied the distribution of striped marlin larvae and post-larvae. Hanamoto (1977b) stated that the minimum size of spawning fish in the southern Coral Sea was estimated to be 143 cm (eye to fork of caudal fin). Howard and Ueyanagi (1965) reported the occurrence of mature fish between 20°S and 30°S and 130°W and 140°W. Shiohama (1969) recorded high concentrations of mature fish between 15°N and 20°N and 110°W and 120°W and between 10°S and 25°S and 120°W and 130°W. Kume and Joseph (1969b) found mature fish to occur off Mexico during the second and third quarters, off Central America during the first and fourth quarters, and between 10°S and 25°S and 120°W and 130°W during the first, second, and fourth quarters. Eldridge and Wares (1974) stated that mature

striped marlin occur near the Revillagigedo Islands during July. Shingu *et al.* (1974) recorded high concentrations of mature fish between 25°S and 30°S during the first and fourth quarters. Miyabe and Bayliff (1987) reported that the greatest concentrations of mature fish were encountered off Mexico during the second, third, and fourth quarters and south of 20°S during the first and fourth quarters. Nakano and Bayliff (1992) reported the captures of two mature fish at 11°S-131°W and 12°S-126°W during October, and Uosaki and Bayliff (1999) reported the capture of three mature fish offshore off Mexico during the first and fourth quarters. The mature fish studied by Kume and Joseph (1969b) were smaller in the north (140 to 180 cm) than in the south (160 to 220 cm). Howard and Ueyanagi (1965) and Nishikawa *et al.* (1978 and 1985) reported the occurrence of larvae and post-larvae at about 20°S-142°W. Matsumoto and Kazama (1974) remarked on the fact that they had found no striped marlin larvae in their surveys in the central Pacific Ocean, despite the fact that this is the predominant species of billfish taken commercially off Hawaii. Squire and Suzuki (1990) stated that "the major spawning area is in the western Pacific ... Some spawning may occur in the eastern Pacific but few larvae have been caught there." González Armas *et al.* (1999), however, reported the capture of 68 striped marlin larvae near the mouth of the Gulf of California.

3.1.3. Movement

Information on the horizontal movements of striped marlin in the Pacific, based on tagging experiments utilizing conventional tags, is given by Squire (1974b and 1987a), and a basic movement model incorporating tagging data is hypothesized by Squire and Suzuki (1990). Most of the fish were released off the tip of the Baja California peninsula, and most of the recaptures were made in the same area. Some fish were recaptured in the vicinity of the Revillagigedo Islands, a few near the Hawaiian Islands, and one near Norfolk Island, north of New Zealand. Hanamoto (1977a) stated that, "based on the movement of the fishing grounds, it can be surmised that the striped marlin occurring in the southern Coral Sea have their origin in the eastern Pacific Ocean."

3.1.4. Natural mortality

Boggs (1989) used the method of Murphy and Sakagawa (1977) and the growth parameter estimates of Koto (1963) and Skillman and Yong (1976) to estimate the natural mortality of striped marlin. For this report the method of Pauly (1980) was used with the growth parameter estimates of Koto (1963) and Skillman and Yong (1976) and a mean temperature estimate of 26°C (see Section 3.2) to calculate estimates of the natural mortality for this species, which appear in Table 3.1.1a.

3.2. Environmental influences

Information on the relationship of striped marlin to their environment is given by Squire (1974a, 1985, and 1987b), Hanamoto (1974, 1978, and 1979), Miyabe and Bayliff (1987), Holts and Bedford (1990), Nakano and Bayliff (1992), Brill *et al.* (1993), and Uosaki and Bayliff (1999).

Squire (1974a) examined the catch rates for San Diego-based recreational fishing vessels, and found that the catch rates per half-month period were 40.5 fish per period when the sea-surface temperatures (SSTs) were less than 20°C, 99.2 fish per period when the SSTs were between 20° and 21.1°C, and 122.7 fish per period when the SSTs were greater than 21.1°C. When the 21.1°C isotherm was continuous the catch rates were greater than when it was discontinuous. Squire (1985) found that the catches off southern California were greatest when there were continuous isotherms of 22.2°C. He stated that "it is reasonable to assume that the ocean temperatures ... never attain values that would result in a maximum catch ... because catches appear to be increasing at the peak continuous isotherm recorded (... 22.2°C)." Squire (1987b) reported that the catches of striped marlin were distributed further to the north during the 1983 El Niño event than during "normal" years. Hanamoto (1974) reported that the catch rates of striped marlin for longliners are greater off Baja California when the thermocline is shallow, and he attributed this to more abundant supplies of food during such conditions.

Hanamoto (1978) reported that in the southern Coral Sea during September and October the catch rates of

striped marlin are greater around submarine elevations than in the open sea. This was not the case during November and December, however. He attributed this difference to the fact that the most of the fish caught during the earlier period were immature, whereas most of them caught during the later period were mature.

Holts and Bedford (1990) described the vertical movements of 11 striped marlin that were tracked with ultrasonic tags off southern California. The fish spent most of their time in the upper mixed layer, at temperatures of 19° to 20°C, but sometimes descended to depths where the temperatures were less than 12°C. Four of the fish occupied greater depths at night than during the day. The maximum depth to which a fish descended was about 90 m. Brill *et al.* (1993) tracked six striped marlin in the vicinity of Hawaii. The fish spent about 80 percent of their time in waters with temperatures between 25° and 27°C, and never occupied water with temperatures less than 18°C. The maximum depth to which a fish descended was about 170 m. Abitia *et al.* (1998) stated that in the vicinity of Cape San Lucas, Baja California Sur, striped marlin feed on pelagic fishes during the day and "occasionally migrate to deeper waters to consume prey which live near or on the sandy bottoms."

Hanamoto (1979) reported that when longlines with five hooks per basket are used in the Pacific Ocean the greatest catches of striped marlin are taken on the first and fifth hooks, which fish at depths of 60 to 90 m. Miyabe and Bayliff (1987) found that the catch rates for conventional (4 to 6 hooks per basket) and deep (more than 10 hooks per basket) longline gear were about the same in offshore areas, but greater for conventional longline gear in nearshore areas. They attributed this to the fact that the thermocline is shallower in nearshore areas. The results obtained by Nakano and Bayliff (1992) for deep and conventional longline gear and by Uosaki and Bayliff (1999) for deep and intermediate (7 to 10 hooks per basket) longline gear were mixed. Boggs (1992) used hook timers on longline gear deployed near Hawaii to determine the times at which fish were caught, which made it possible to eliminate the data for fish caught on sinking or rising hooks. Confirmed catches of striped marlin were made at depths of about 50 to 210 m, with most of them being made at depths of 50 to 140 m.

3.3. Stock structure

Striped marlin are distributed throughout the temperate and warmer waters of the Pacific (Nakamura, 1985). The stock structure of striped marlin in the Pacific has not been well determined, with essentially no further examination of hypotheses since Shomura (1980) stated:

“The stock structure of the Pacific striped marlin is not clear. While many hypotheses may be advanced, considering the distributional patterns and other biological data, the two most likely hypotheses are:

1. A single-unit stock in the Pacific

The single stock hypothesis is supported by the continuous distribution of striped marlin in a horseshoe-pattern.

2. A two-stock structure, where the stocks are separated roughly at the Equator into North Pacific and South Pacific stocks with some intermixing in the eastern Pacific.

The two-stock hypothesis is supported by morphometric differences between adults from the north and south regions of the western Pacific (Kamimura and Honma 1958) and perhaps also in the eastern Pacific (Howard and Ueyanagi 1965). Honma and Kamimura (1958) noted that there is a zone of low longline catch rates along the Equator which suggests a separation of north and south stocks at the Equator. Larval distribution suggests two centers of spawning, one in the north and one in the south, although gonad index data (Kume and Joseph 1969a) suggest that spawning occurs through the eastern tropical Pacific, the supposed region of stock mixing.”

Using analyses of genetic data, Graves and McDowell (1994) suggested that there may be separate stocks in the western South Pacific (Australia region) and from the regions proximate to Hawaii, Ecuador, and

Mexico. However, the analyses presented were conducted with small sample sizes that were not collected synoptically. Samples from Mexico were collected in one month (June 1991), from Ecuador over seven months (April-October 1990), from Hawaii over six months (June-November 1991), and from Australia from one month in two years (February 1991 and 1992). The authors noted that "examination of the temporal stability of the genotypic distributions will require larger sample sizes over a much longer period." Unfortunately, Graves and McDowell (1994) did not show the data for Australia as individual samples, which limited a reexamination of the results. In addition, the authors detected significant heterogeneity in the frequency distribution of genotypes for the entire sample; however, they did not test the differentiation among the localities sampled. When the data were reexamined with the necessary correction (Dr. Jaime Alvarado-Bremer, Texas A & M Univ., Galveston, TX, pers. comm., May 2002), there were no significant differences between samples from Ecuador and Hawaii. As a result, Alvarado-Bremer concluded that when the necessary correction is applied and, among other things, the sample sizes and collection periods are taken into consideration, there is no clear resolution of separate stocks for the Ecuador-Hawaii-Mexico triad.

The changing modal length of fish in the northern subarea, without a comparable change in the southern subarea, might suggest that there are separate northern and southern stocks of striped marlin in the EPO. However, the northern subarea has been identified as a mixing region (Shomura, 1980; Yoshida, 1981) and a good feeding region for striped marlin (Hanamoto, 1974). Thus, it would be expected that if the northern subarea is a growth and rearing area, then the length-frequency distribution for this subarea may be shifted to smaller sizes as the numbers of larger fish in the population are reduced.

If subareas contain individual stocks, then it is expected that the trends in catch rates among the subareas would be significantly different, as a result of differences in exploitation histories and population parameters. This would be particularly true for a comparison of trends from hypothesized subareas in which one was assumed to have been fished heavily enough to produce a significant shift in length-frequency distribution over time, while the other showed no shift in pattern. Analyses of trends in catch per unit of standardized effort (CPUSE: see Sec. 4.2) were conducted for potential subareas of the EPO to see if the indications of stock structure suggested by Graves and McDowell (1994), and which might be hypothesized based on the decadal length-frequency distributions, were supported. To compare hypothesized stocks for subareas proximate to Hawaii and to Mexico, trends in CPUSE for the region lying north of 14°N and east of 125°W and that north of 14°N between 140°W and 180° during the 1964-1998 period were examined, and no significant difference was found (Figure 3.3.1). Additionally, to compare hypothesized northern and southern stocks, trends of CPUSE east of 150°W and north and south of 10°N during the 1964-1998 period were examined, and again no significant difference was found (Figure 3.3.1).

Considering (1) that the hypothesis that striped marlin in the EPO are from a single stock was not rejected based on analyses of catch rates, (2) that the difference in the length-frequency distributions for the north and south likely resulted from movement of smaller fish to the area for feeding and growth (Hanamoto, 1974), (3) that the indicator of recruitment to the population in the length-frequency distribution coincides in time with an indication of increasing abundance from trends in CPUSE for the EPO, (4) that the tagging data and the movement model (Squire and Suzuki, 1990) for striped marlin in the Pacific indicate that individuals mix freely in the EPO, moving long distances from near-coastal to offshore waters and that they cross the hypothesized (Shomura, 1980) north-south stock boundary, and (5) that there is a lack of clear information on stock structure in the EPO based on genetic analyses, analyses of the status of striped marlin stocks in the EPO presented herein are based on the hypothesis that they are from a single stock.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Indices of abundance and previous assessments

Trends in catch rates of striped marlin in the EPO have previously been calculated, using data from

longline fisheries, as catch per unit of nominal effort (CPUE: Kume and Schaefer, 1966; Kume and Joseph, 1969a; Joseph *et al.*, 1974; Shingu *et al.*, 1974; Miyabe and Bayliff, 1987; Skillman, 1989; Suzuki, 1989; Nakano and Bayliff, 1992; Uosaki and Bayliff, 1999). Skillman (1989) considered that there was a single Pacific population, and, using data for 1952-1984 in stock production modeling, concluded that “the Pacific fishery for striped marlin is apparently still in the development stage, and the MSY [maximum sustainable yield] level has not yet been approached by the fishery.” Suzuki (1989) used catch-rate-based boundaries for northern and southern stocks at the equator west of 130°W and at 10°N east of 130°W. He found that for the northern stock there were sustained catches over a wide range of fishing effort, and there was no trend in CPUE. From this he “inferred that the fishing impact on the north stock may not be high enough to be a dominant factor in changing stock size.” For the southern stock, Suzuki (1989) used data for 1952-1985 and production modeling to estimate that the MSY of this stock was on the order of 6,000 to 9,000 mt and that the fishery was exploiting the stock at near optimum levels.

Holts and Prescott (2001: Figure 1b) show the catch rates of striped marlin by recreational fishermen off Baja California. There was no significant trend in these catch rates ($F = 0.7$, $p = 0.4$), which varied between about 0.3 and 0.8 fish per angler day from 1969 to 2000. They also show that the rates for recreational fishermen off southern California also remained nearly constant, at less than 0.2 fish per angler day, except for rates of about 0.3 fish per angler day in 1985, and that the catch rates for fishermen in Hawaii have increased steadily from 1969 until about 1986 and that they since have remained relatively constant at about 0.1 fish per angler day.

4.2. Assessment

Obtaining a measure of standardized effort that accounts for variability in habitat is problematic. The most commonly-used approach is limited to including location, time, and environmental indices as model parameters in general linear or additive models. However, the spatial and temporal scales on which such indices are frequently available are at long-period-ocean-basin scales, which well exceed the decorrelation scales of oceanographic conditions important to the fishing event, which occurs in the case of longline fisheries over about 100 km and 1 day. Obtaining a satisfactory standardization becomes a particular problem when, as is the norm, fishermen modify their gear and operations over time. Hinton and Nakano (1996) developed a general method to standardize effort using information on the distributions of habitat, species, and fishing gear. The method provides a direct accounting for variation in distributions in space and time, thus directly addressing the problems created by the normal condition of the data obtained from commercial and recreational fisheries. The method has since been applied to bigeye (Hampton *et al.*, 1998; Bigelow *et al.*, 2002) and yellowfin (Bigelow *et al.*, 1999) tuna, to blue marlin (Hinton, 2001; Kleiber *et al.*, In Press), and to swordfish (Hinton and Deriso, 1998). A brief description of the method follows; however, readers are referred to the noted applications and references therein, and to Hinton and Nakano (1996) for more detailed information and equations.

The effectiveness of longline effort with respect to striped marlin is strongly affected by the fishing depth of the gear, which is generally configured with large numbers of hooks and long lengths of line between floats in order to fish deep in the water column to target and increase catch rates of highly-valued bigeye tuna. Therefore, it is important that standardized longline effort, which is used with catch data to provide information on abundance, takes into consideration the depth of the longline and the relationship between this depth and the habitat preference of striped marlin. The habitat preference of striped marlin, in terms of gradients in ambient temperature, was estimated (Brill *et al.*, 1993) by coupling acoustic tracking information with temperature data for the associated area, and recognizing that the relationship was conserved in fish of the same species across the extremely different oceanic environments of Hawaii and Baja California. The distribution of the hooks in the water column was estimated using a modified catenary curve to represent the shape of the longline (Suzuki *et al.*, 1977). Though under conditions of high vertical current shear this approximation may be improved (*cf* Mizuno *et al.*, 1997; Mizuno *et al.*, 1998), it is believed to be a fairly good approximation for the majority of the fishing effort of longliners (Dr. Keisuke

Mizuno, Senior Research Coordinator, Resources Development Department, Fisheries Agency of Japan, May 2002, pers. comm.). The relative fishing power of each hook is calculated as the proportion of time spent by the average individual in water of a temperature at or below the mixed-layer temperature. The effective effort is then calculated as the sum of the relative fishing power of all the hooks in a stratum. Only effort data from Japanese- and Mexican-flag vessels are used in the standardization model, because these include information on the number of hooks per basket, and only data from Japanese fisheries provide consistent large-area coverage of the distribution of striped marlin; as well, it represents the majority of the total effort in most regions.

Herein standardized effort for striped marlin was obtained at 2° latitude by 5° longitude by bimonthly resolution for the 1955-1998 period, using the habitat-based method of Hinton and Nakano (1996).

Catch per unit of standardized effort (CPUSE) is generally assumed to provide a relative index of abundance. However, since there are a significant number of bimonthly period-areas with fishing effort, but no retained catch of striped marlin (Table 4.2.1), a Δ -distribution model (Pennington, 1996), fit using general linear models (GLMs), was used to obtain the series of annual abundance indices (AAI):

$$\ln(\text{CPUSE}) = \text{Year} + \text{Bimonth} + \text{Latitude} + \text{Longitude} + \text{Environment Indices} + \text{Interactions}$$

and,

$$\text{CIndex} = \text{Year} + \text{Bimonth} + \text{Latitude} + \text{Longitude} + \text{Environment Indices} + \text{Interactions}$$

where CIndex ~ Binomial (0: no retained catch of striped marlin; 1: retained catch of striped marlin). Environmental indices were the bimonthly averages of the monthly observations of the Southern Oscillation Index (SOI), and the Northern and Southern Extratropical Oscillation Indices (NOI and SOI*, Schwing *et al.*, in press). Interaction terms were considered in the fitting of the models only for significant main effects. Year was not included in the interaction terms, its coefficients thus providing a direct measure of AAI as the product of predicted annual CPUSE and CIndex. An approximate 90-percent confidence level on AAI was estimated as the product of the upper 95-percent confidence levels on the annual CPUSE and the CIndex for the upper bound, and the product of the lower limits for the lower bound. The models were fit in S-PLUS 6 (MathSoft, Inc., Cambridge, MA, USA) by first fitting to the mean, using the procedure “glm,” and then using function “step” to perform a stepwise fitting procedure for main effects, followed by fittings for interaction terms if indicated.

For comparison, the results of standardizing CPUSE and of standardizing CPUE using a Δ -distribution model are both presented in Figure 4.2.1. In the CPUE standardization the fishing effort was categorized into four levels based on the number of hooks per basket (HPB): Level 1: $3 < \text{HPB} < 8$; Level 2: $8 \leq \text{HPB} < 12$; Level 3: $12 \leq \text{HPB} < 16$; and Level 4: $\text{HPB} \geq 16$. For the period prior to 1975, which brought the introduction of deep longlines to the EPO, all effort was considered to be Level 1 (Hinton and Nakano, 1996). Catch and effort data used were at 5° latitude by 5° longitude by bimonthly period resolution, and large-scale environmental parameters SOI, NOI, and SOI* were included.

The Deriso-Schnute delay-difference population model (Quinn and Deriso, 1999) was used with catch and effort data for 1955-1998 from the area east of 150°W to investigate the dynamics of striped marlin in the EPO. Recruitment was modeled with a Beverton-Holt recruitment curve (Ricker, 1975). The model was fit using natural survival rates bounding the range of observed estimates (0.32, 0.74) obtained as described in Section 3.1.4. The Brody growth coefficient was estimated, using the data for striped marlin from Skillman and Yong (1974), to be 0.73. Catchability was assumed constant during the entire period. Parameters estimated were those for the recruitment curve, catchability, and process errors on recruitment. The stock was assumed to be at or near virgin-biomass levels before and during the first year for which catches were recorded (1954). Model fits (Figures 4.2.2a-c) were obtained, using Solver [Microsoft Excel 2000 (9.0 SR-1)].

Results of model fitting (Figure 4.2.2) indicate that the average maximum sustainable yield (AMSY) is about 4,500 mt (range: 4,300 to 4,700 mt) and that the 1998 stock biomass was about that expected at AMSY (B/B_{AMSY} ratio = 1). During the 1991-1998 period the average annual retained catch were about 3,100 mt (range: 2,600 to 3,900 mt). Preliminary estimates of this catch in 1999-2000 of about 1,800 to 2,000 mt are on the order of one-half the estimated AMSY. During this period (1998 was the last year for which standardized effort data were available for this analysis), the ratio of standardized effort observed to that expected to yield AMSY at B_{AMSY} (F_{MSY} about 1.8 million standardized hooks) steadily decreased from about 1.4 to 0.7. During this period the ratio of the estimated annual biomass to the biomass that would support the AMSY (B/B_{AMSY}) increased at an average annual rate of about 0.064 from about 0.62 to 1.07. Preliminary estimates of nominal fishing effort for 2000-2001 show continuing decreases in nominal hooks fished in the EPO, which may lead to continuing increases in the B/B_{AMSY} ratio. Due to the large amount of information on stock dynamics contained in the standardized trend of annual abundance, sensitivity analyses indicated that these results were stable to perturbations across the entire range of natural survival rates (0.2 to 0.8) and Brody growth coefficients (0.40 to 0.95) tested.

5. STOCK STATUS

The results cited indicate that the stock(s) of striped marlin in the EPO are at or near the level expected to produce AMSY. The decreasing trend in standardized fishing effort from about 1990-1991 to 1998 is expected to have continued during 1999-2000, resulting in increased B/B_{AMSY} ratios in those years.

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Collection of new and/or updated information

There remain questions about the stock structure of striped marlin in the Pacific. A collaborative research project has been established in which scientists of the IATTC, the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS) and the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan are examining this question: results are expected to be available in late 2002 or 2003. Catch-rate, distributional, and morphometric data suggest that there are one or two stocks. Analyses of genetic data that have been published suggest a stock in the southwest Pacific (Australia), but they do not reveal the stock structure in the central-eastern Pacific region. Tagging data suggest that there is some movement of individuals into and out of the EPO. Analysis of standardized catch rates for potential stock subareas of the EPO based on the simplest approach, that of stationary demarcation of stock boundaries, indicates similar trends throughout the region, which supports the single-stock hypothesis used herein.

Assessment analyses would benefit significantly from improved information on the growth rates and natural mortality rates of striped marlin. This species exhibits sexual dimorphic growth, and improved estimates of sex-specific size at age, with estimates of the retained catch by sex, would be likely to increase confidence in the results. These improvements would require increased on-board sampling for biological data, and improvements in techniques for aging of striped marlin.

Estimates of total removals of fish from a population are critical to stock assessment. There remain undocumented and unreported catches of striped marlin from the EPO. Efforts have been undertaken to increase reporting of retained catch made by artisanal and small-scale commercial fisheries, and attempts are being made to obtain estimates from components of the large-scale longline fisheries for which data are not now available. These efforts should be pursued with diligence. Also, better data for the recreational fisheries should be collected. An unknown portion of the fish caught by recreational fisheries is released, and an unknown portion of those released die.

6.2. Assessment model development

The habitat-based model used in assessments of tunas and billfishes requires information on the distribution of the population in the habitat. A collaborative research project has been established involving scientists of the IATTC, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), NMFS,

and NRIFSF to examine the possibility for use of time-depth-recorder and hook-timing data in conjunction with environmental data to estimate the distributions of populations of striped and blue marlin, and of yellowfin and bigeye tuna, for use in habitat-based models for standardizing fishing effort. The results may provide alternatives to the use of physiological-based models for species distributions in the standardizations. When available, analyses of stock status that incorporate information from temperature-depth-recorder (TDR)-based models will be examined.

Preliminary results from a fully-integrated model for standardization of catch rates and estimation of population dynamics are consistent with the results presented herein. This integrated model incorporates effort standardization using the habitat-based model of Hinton and Nakano (1996). However, in contrast to the application of the Hinton and Nakano (1996) model, the gear model in the integrated model incorporates effects of ocean currents and shear and effects of retrieval of the hooks through the water column. The model makes it possible to treat distributions of species, gear, and habitat as priors, which would allow testing of the sensitivity of the standardization to the various model inputs. As well, the integrated model may be set to allow for incorporation of spatially- and temporally-stratified biological data on stocks, and for dimorphic growth parameters. Development and testing of this model is continuing, and it is expected that application to striped marlin and other species will follow.

Following completion of the collaborative research projects investigating the use of TDR-based habitat preference distributions and stock structure of striped marlin, a collaborative research project involving the IATTC, NMFS, and NRIFSF will examine the status of striped marlin using MULTIFAN-CL (Fournier *et al.*, 1998).

6.3. General

As more data become available, these analyses should be updated to ensure that, if there develop indications that the condition of the stock(s) of striped marlin has deteriorated, action could be considered and taken in a timely manner.

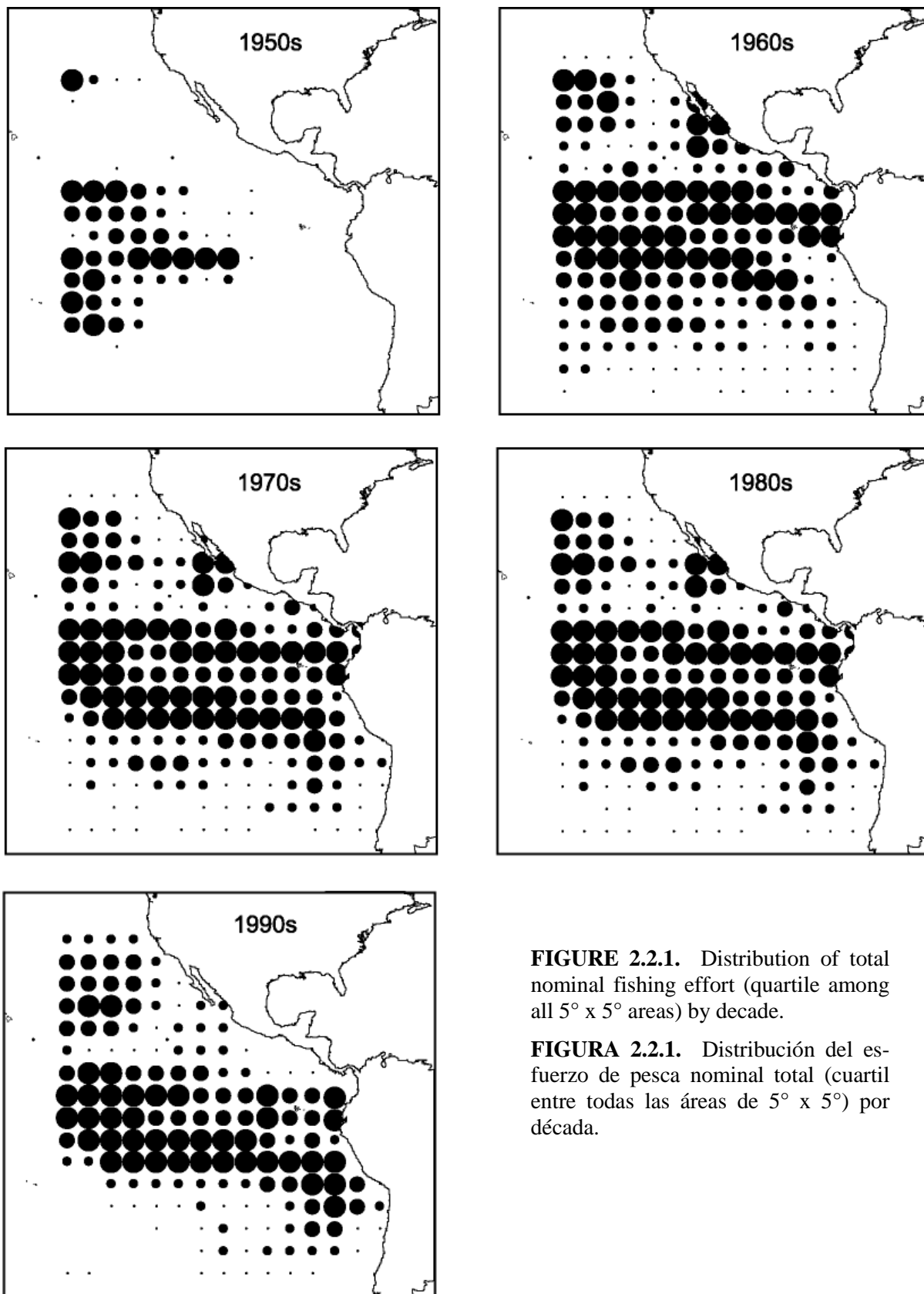


FIGURE 2.2.1. Distribution of total nominal fishing effort (quartile among all 5° x 5° areas) by decade.

FIGURA 2.2.1. Distribución del esfuerzo de pesca nominal total (cuartil entre todas las áreas de 5° x 5°) por década.

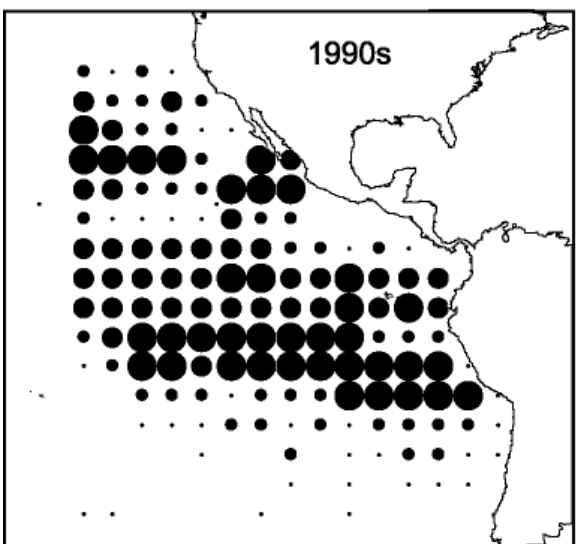
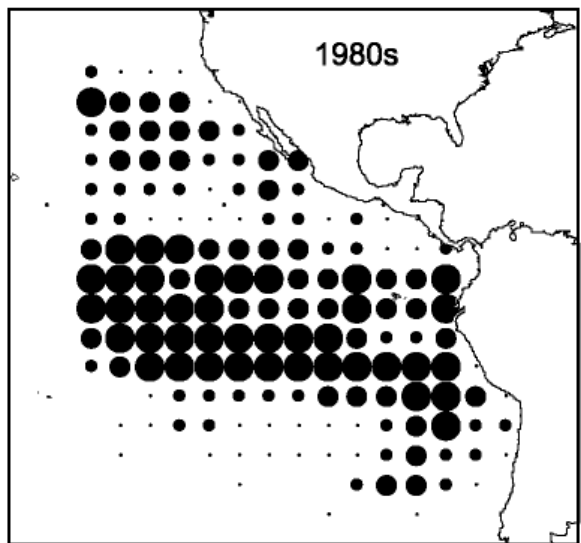
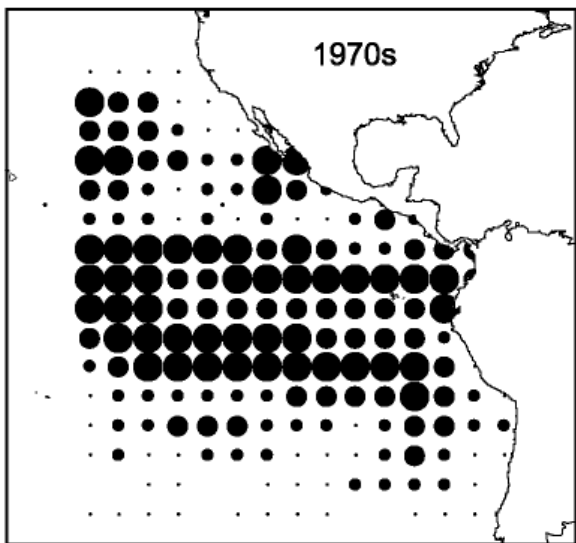
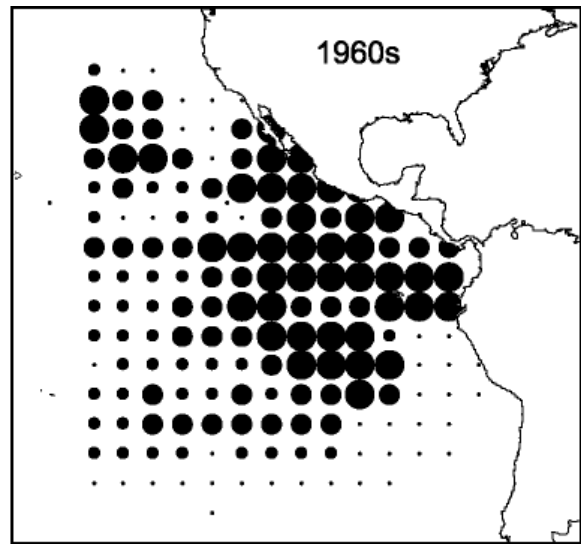
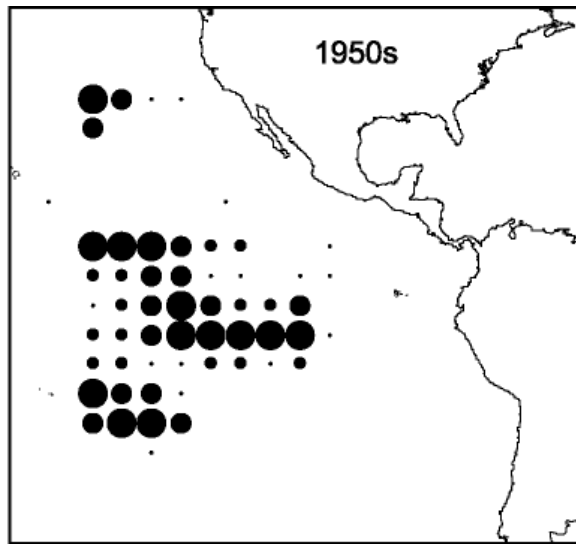


FIGURE 2.2.2. Distribution of total retained catches (quartile among all $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ areas) by decade.

FIGURA 2.2.2. Distribución de las capturas totales retenidas (cuartil entre todas las áreas de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$) por década.

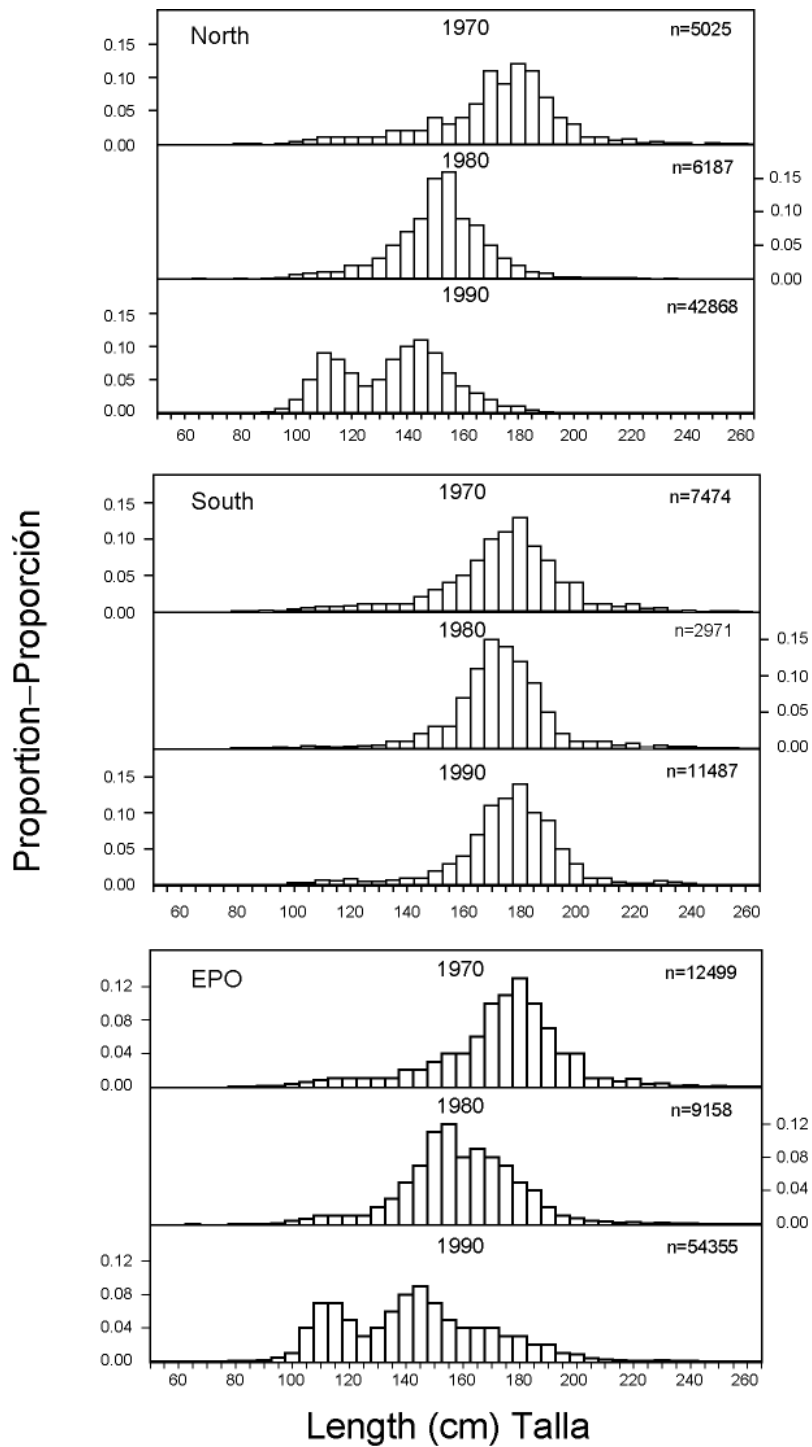


FIGURE 2.3.1. Frequency of eye-fork lengths (cm) of retained catches of striped marlin by Japanese long-line fisheries from the EPO and sub-areas north and south of 10°N.

FIGURA 2.3.1. Frecuencia de tallas ojo-cauda furcal (cm) de capturas retenidas de marlín rayado en pesquerías palangreras japonesas del OPO y subáreas al norte y sur de 10°N.

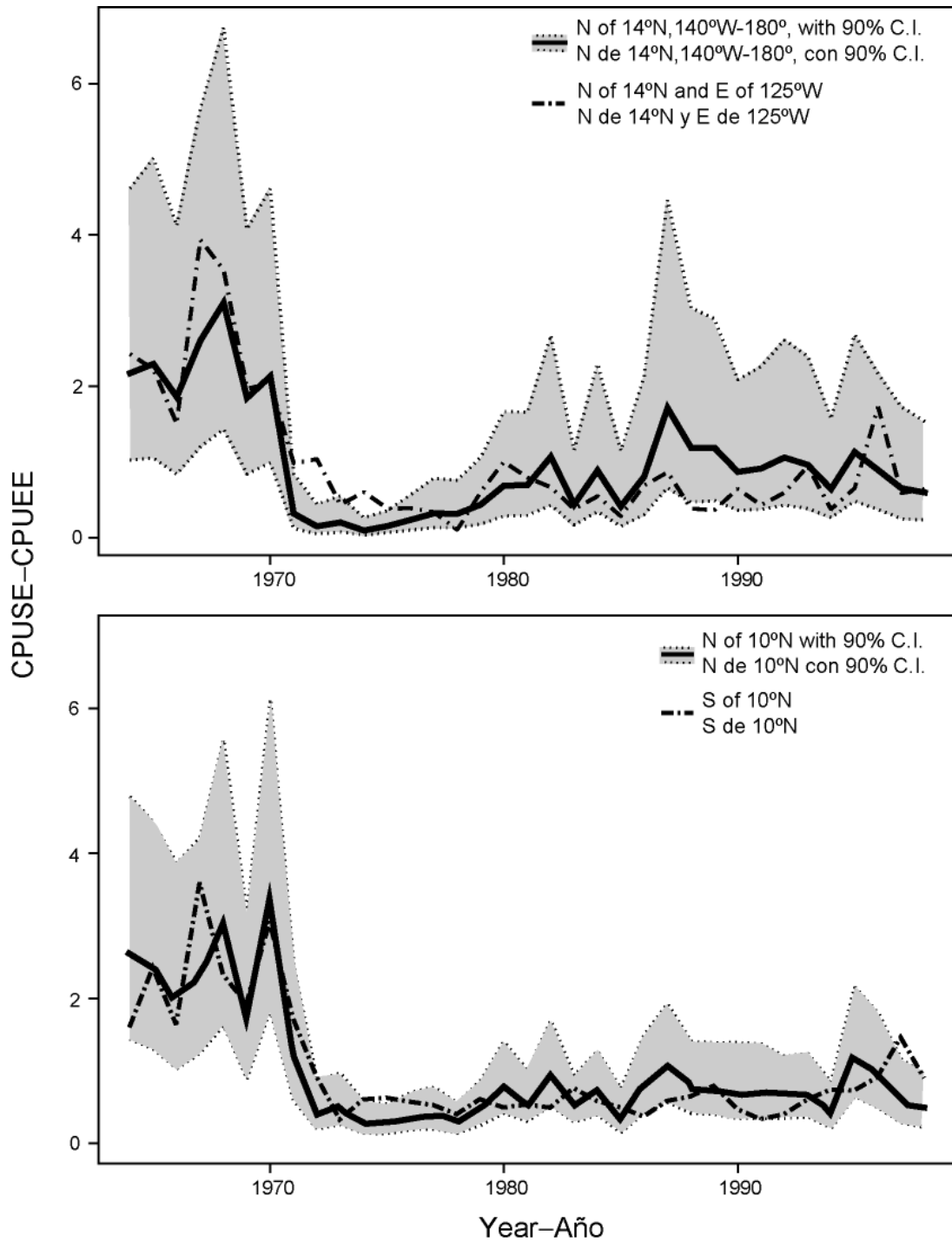


FIGURE 3.3.1. Comparison of trends in CPUSE between northeast and northwest (upper panel) and between north and south (lower panel) subareas of the EPO.
FIGURA 3.3.1. Comparación de tendencias en CPUEE entre subáreas noreste y noroeste (recuadro superior) y norte y sur (recuadro inferior) del OPO.

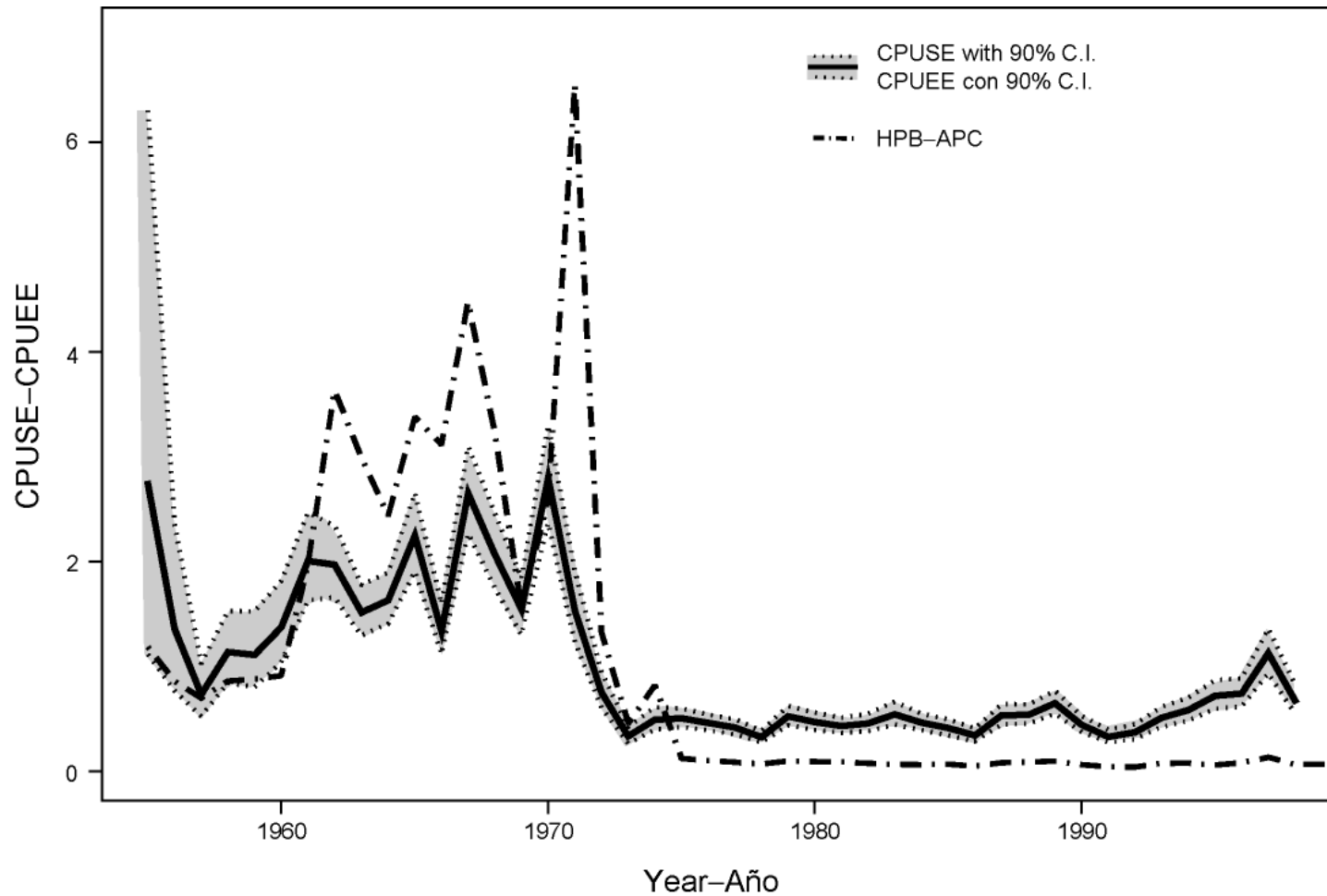


FIGURE 4.2.1. Trends in relative abundance of striped marlin in the EPO and 90-percent confidence limits (CPUSE model) from the fitted Δ -distribution model and the hooks-per-basket (HPB) model.

FIGURA 4.2.1. Tendencias en la abundancia relativa de marlín rayado en el OPO y límites de confianza de 90% (modelo de CPUEE) del modelo de distribución Δ ajustado y el modelo de anzuelos por canasta (APC).

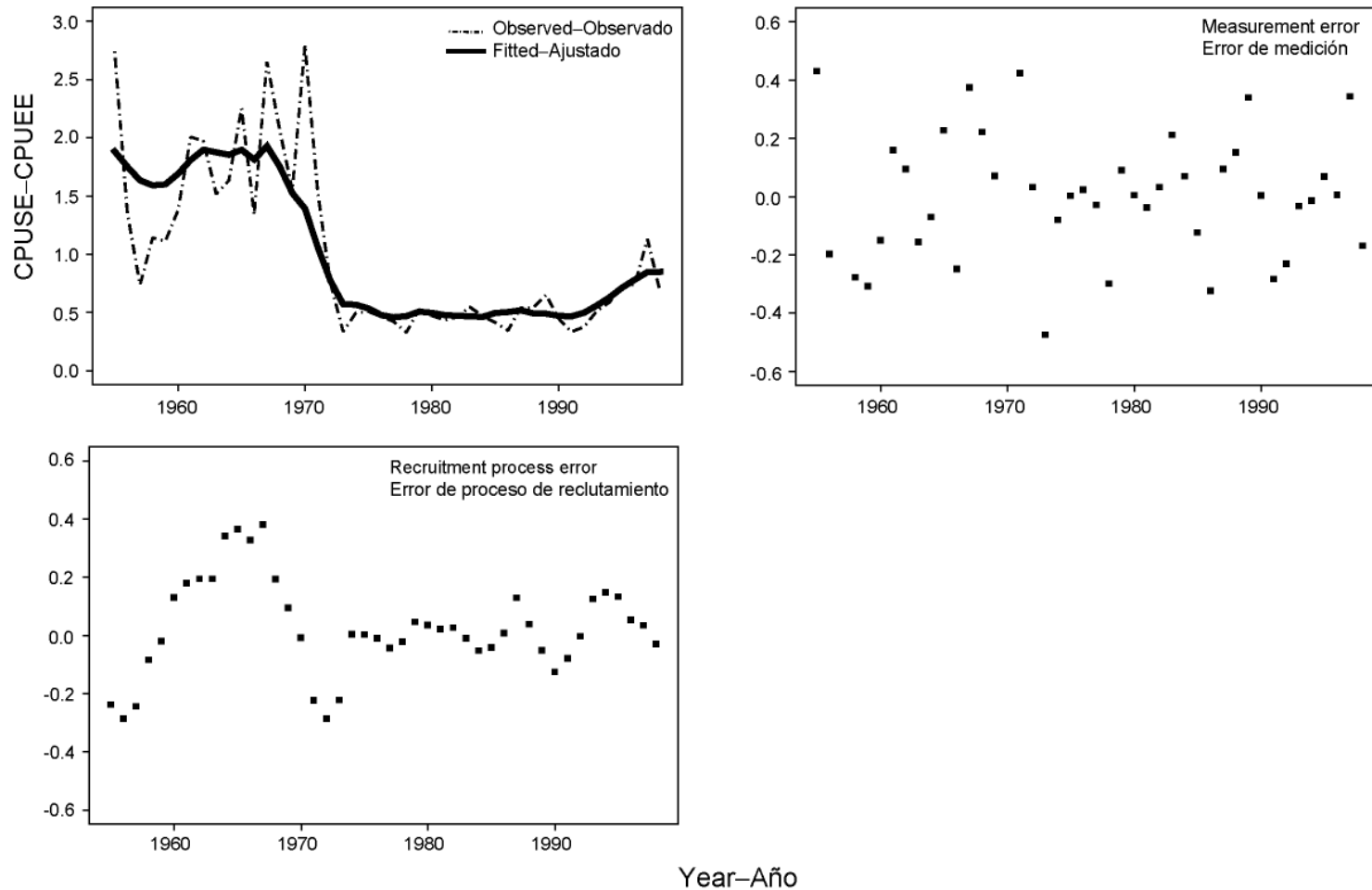


FIGURE 4.2.2. Results of fitting Deriso-Schnute delay-difference model, with survival rate = 0.60 and Brody-growth coefficient = 0.73, to striped marlin in the EPO.

FIGURA 4.2.2. Resultados de ajustar el modelo de Deriso-Schnute con retardos temporales, con tasa de supervivencia = 0,60 y coeficiente de crecimiento de Brody = 0,73, al marlín rayado en el OPO.

TABLE 2.2.1a. Preliminary estimates of retained catch (mt) of striped marlin from the eastern Pacific Ocean north of 10°N. 0 = more than zero but less than 0.5 mt; ... = data not available; unobtainable; data not separately available but included in another category.

TABLA 2.2.1a. Estimaciones preliminares de la captura retenida (tm) de marlín rayado del Océano Pacífico oriental al norte de 10°N. 0 = más de cero pero menos de 0,5 tm; ... = datos no disponibles; imposibles de obtener; datas no disponibles por separado pero incluidos en otra categoría.

	Costa Rica	Japan	Korea	Mexico	Taiwan	USA	Total
	Costa Rica	Japón	Corea	México	Taiwan	EE.UU	Total
1954	...	0	0
1955	...	1	1
1956	...	49	49
1957	...	18	18
1958	...	94	94
1959	...	141	141
1960	...	257	257
1961	...	147	147
1962	...	190	190
1963	...	712	712
1964	...	7369	7369
1965	...	5702	5702
1966	...	4034	4034
1967	...	5365	5365
1968	...	9602	9602
1969	...	4375	4375
1970	...	6991	6991
1971	...	5545	5545
1972	...	3630	3630
1973	...	3088	3088
1974	...	3250	3250
1975	...	2748	0	2748
1976	...	3273	1	3274
1977	...	565	2	567
1978	...	398	21	419
1979	...	877	10	887
1980	...	2250	16	0	3	...	2269
1981	...	1558	570	2128
1982	...	2293	383	2676
1983	...	1436	671	192	2299
1984	...	1104	240	1344
1985	...	167	5	93	265
1986	...	1100	0	969	2069
1987	...	2416	4	3038	5458
1988	...	1472	1	1615	3088
1989	...	1032	0	59	0	...	1091
1990	...	523	0	...	1	...	524
1991	179	636	313	4	1141
1992	135	498	140	12	797
1993	221	475	0	14	732
1994	245	394	12	3	679
1995	197	1006	48	17	1377
1996	3	370	39	...	8	10	664
1997	252	219	38	7	536
1998	210	402	0	16	699
1999	250	467	8	25	834
2000	104	81	...	30	...	3	...

TABLE 2.2.1b. Preliminary estimates of retained catch (mt) of striped marlin from the eastern Pacific Ocean south of 10°N. 0 = more than zero but less than 0.5 mt; ... = data not available; unobtainable; data not separately available but included in another category.

TABLA 2.2.1b. Estimaciones preliminares de la captura retenida (tm) de marlín rayado del Océano Pacífico oriental al sur de 10°N. 0 = más de cero pero menos de 0,5 tm; ... = datos no disponibles; imposibles de obtener; datos no disponibles por separado pero incluidos en otra categoría.

	Costa Rica	Japan	Korea	Mexico	French Polynesia	Taiwan	Total
	Costa Rica	Japón	Corea	México	Polinesia Francesa	Taiwan	Total
1954	...	23	23
1955	...	16	16
1956	...	18	18
1957	...	132	132
1958	...	232	232
1959	...	231	231
1960	...	273	273
1961	...	1887	1887
1962	...	3529	3529
1963	...	6533	6533
1964	...	4098	4098
1965	...	4234	4234
1966	...	5031	5031
1967	...	5004	144	5148
1968	...	4535	55	4590
1969	...	4636	12	4648
1970	...	3964	27	3991
1971	...	4504	69	4573
1972	...	3351	124	3475
1973	...	2028	161	2189
1974	...	1979	174	2153
1975	...	2613	10	59	2682
1976	...	3137	13	49	3199
1977	...	2454	17	47	2518
1978	...	1772	270	34	2076
1979	...	3179	32	23	3234
1980	...	2521	7	82	2610
1981	...	2537	163	41	2741
1982	...	1869	98	38	2005
1983	...	2021	119	0	...	16	2156
1984	...	1202	100	7	1309
1985	...	1162	160	5	1327
1986	...	1435	24	1459
1987	...	2627	50	12	...	56	2745
1988	...	1940	57	16	...	28	2041
1989	...	2121	105	48	2274
1990	...	2289	77	10	2376
1991	9	1685	72	8	1774
1992	12	1509	535	...	16	136	2208
1993	23	1762	1	160	1946
1994	25	1985	436	...	64	129	2639
1995	107	1205	413	...	80	11	1816
1996	156	1590	485	...	90	14	2335
1997	85	2398	846	...	88	67	3484
1998	71	1871	65	21	2028
1999	84	842	116	37	1079
2000	35	762

TABLE 3.1.1a. Estimated growth parameters and natural mortality rates (estimated by Boggs (1989) and estimated for this report by the method of Pauly (1980)) for striped marlin in the Pacific Ocean.

TABLA 3.1.1a. Parámetros de crecimiento y tasas de mortalidad natural estimados (estimados por Boggs (1989) y estimados para este informe por el método de Pauly (1980)) para marlín rayado en el Océano Pacífico.

Sex	L_{∞} (cm)	K (annual)	t_0 (years)	Reference	Natural mortality rate		
					Boggs	Pauly	
Sexo	L_{∞} (cm)	K (anual)	t_0 (años)	Referencia	Tasa de mortalidad natural		
					Boggs	Pauly	
1	275	0.264		Koto, 1963	0.49	0.389	
2	M	206	0.417	-0.521	Skillman and Yong, 1976	0.79	0.569
3	F	186	0.696	0.136	Skillman and Yong, 1976	1.33	0.818

TABLE 3.1.1b. Estimated lengths (cm) at age of striped marlin, calculated from the data in Table 3.3.1a.

TABLA 3.1.1b. Tallas estimadas (cm) a edad del marlín rayado, calculadas de los datos en la Tabla 3.3.1a.

	Age in years—Edad en años									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	64	113	150	179	202	219	232	242	249	255
2	97	134	159	175	185	192	197	200	202	203
3	84	135	161	173	180	183	184	185	186	186

TABLE 3.1.1c. Equations for converting lengths, in centimeters, to weights, in kilograms, for striped 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 (l), en centímetros, a pesos (w), en kilogramos, para el marlín rayado. EPO, Océano Pacífico oriental; CPO, Océano Pacífico central; EFL: borde posterior de la órbita a la furca caudal; SFL, punta anterior de pico a la furca caudal; GG: desagallado y eviscerado; round: entero.

Area	Sample size	Length range (cm)	Length measurement	Weight measurement	Equations	Reference
Area	Tamaño de la muestra	Rango de tallas (cm)	Medida de talla	Medida de peso	Ecuaciones	Referencia
EPO	51	108-211	EFL	round	$\log w = -5.2552 + 3.0888 \log l$ $w = (5.5565 \times 10^{-6})l^{3.0888}$	Kume and Joseph, 1969b
EPO	111	132-222	EFL	GG	$\log w = -4.9896 + 2.9749 \log l$ $w = (1.0242 \times 10^{-5})l^{2.9749}$	Kume and Joseph, 1969b
EPO	1,982	110-215	EFL	round	$\log w = -5.157 + 3.0711 \log l$ $w = (6.9663 \times 10^{-6})l^{3.0711}$	Wares and Sakagawa, 1974
EPO	535	153-271	SFL	round	$\log w = -5.34 + 2.9821 \log l$ $w = (4.5709 \times 10^{-6})l^{2.9821}$	Wares and Sakagawa, 1974
EPO	1,748	107.5-225.5	EFL	not stated— no dicho	$\log w = -4.0120 + 2.5682 \log l$ $w = (9.727 \times 10^{-5})l^{2.5682}$	Ponce Díaz <i>et al.</i> , 1991
CPO	53	142-310	SFL	round	$\log w = -6.24317 + 3.3756 \log l$ $w = (5.7126 \times 10^{-7})l^{3.3756}$	Skillman and Yong, 1974

TABLE 4.2.1. Number and proportion of bimonthly period-areas of the EPO with standardized effort and with (without) catch of striped marlin by stock and year.

TABLA 4.2.1. Número y proporción de bimestre-áreas del OPO con esfuerzo estandarizado y con (sin) captura de marlín rayado por población y año.

Year	Without	With	Proportion without	Year	Without	With	Proportion without
Año	Sin	Con	Proporción sin	Año	Sin	Con	Proporción sin
1955	299	1202	0.199	1977	265	844	0.239
1956	320	1149	0.218	1978	284	861	0.248
1957	376	1318	0.222	1979	231	880	0.208
1958	292	1553	0.158	1980	218	821	0.210
1959	359	1582	0.185	1981	218	913	0.193
1960	386	1618	0.193	1982	207	796	0.206
1961	504	1876	0.212	1983	250	746	0.251
1962	515	2340	0.180	1984	220	799	0.216
1963	469	2743	0.146	1985	181	644	0.219
1964	561	2581	0.179	1986	189	698	0.213
1965	568	2689	0.174	1987	214	812	0.209
1966	621	2501	0.199	1988	177	720	0.197
1967	619	2505	0.198	1989	196	760	0.205
1968	673	2357	0.222	1990	166	731	0.185
1969	605	2377	0.203	1991	212	714	0.229
1970	557	2400	0.188	1992	201	776	0.206
1971	96	329	0.226	1993	190	795	0.193
1972	120	353	0.254	1994	186	701	0.210
1973	144	353	0.290	1995	237	737	0.243
1974	85	370	0.187	1996	174	679	0.204
1975	236	703	0.251	1997	109	668	0.140
1976	273	911	0.231	1998	207	608	0.254

TABLE 4.2.2. Fitted GLMs to obtain standardized estimates of CPUSE of striped marlin in the EPO using a Δ -distribution model. Terms shown in order of addition to the model (first to last). YR = calendar year; BIM = bimonthly period; LAT = latitude; LON = longitude; NOI = Northern Oscillation Index; SOI = Southern Oscillation Index; DF = degrees of freedom.

TABLA 4.2.2. MLG ajustados para obtener estimaciones estandarizadas de la CPUEE de marlín rayado en el OPO usando un modelo de distribución Δ . Se listan los términos en el orden en que se añaden al modelo (primero a último). YR = año civil; BIM = bimestre; LAT = latitud; LON = longitud; NOI = Índice de Oscilación del Norte; SOI = Índice de Oscilación del Sur; DF = grados de libertad.

a. ln(CPUE): Gaussian component--ln(CPUEE): componente Gaussiano						
Source	DF	Deviance	Residual DF	Residual deviance	F _{obs}	Pr(F)
Fuente	DF	Desviación	DF residual	Desviación residual	F _{obs}	Pr(F)
NULL	28442	165156				
LON	1	17284.4	28441	147871.7	5776.0	0.00E+00
LAT	1	22256.8	28440	125614.8	7437.7	0.00E+00
YR	43	15629.1	28397	109985.7	121.5	0.00E+00
BIM	5	3666.7	28392	106319.0	245.1	0.00E+00
NOI	1	61.7	28391	106257.3	20.6	5.67E-06
LAT:LON	1	10051.5	28390	96205.8	3359.0	0.00E+00
BIM:LAT	5	10256.7	28385	85949.1	685.5	0.00E+00
BIM:LON	5	1024.2	28380	84924.9	68.5	0.00E+00
b. CIndex: Binomial component—Cíndice: componente binomial						
Source	DF	Deviance	Residual DF	Residual deviance	F _{obs}	Pr(F)
Fuente	DF	Desviación	DF residual	Desviación residual	F _{obs}	Pr(F)
NULL	35996	36987.6				
LON	1	3477.2	35995	33510.3	3098.4	0.00E+00
LAT	1	814.7	35994	32695.6	725.9	0.00E+00
BIM	5	524.6	35989	32171.0	93.5	0.00E+00
YR	43	209.4	35946	31961.7	4.3	0.00E+00
SOI	1	18.1	35945	31943.5	16.2	5.84E-05
LAT:LON	1	546.7	35944	31396.8	487.1	0.00E+00
BIM:LON	5	73.0	35939	31323.8	13.0	0.00E+00
BIM:LAT	5	61.0	35934	31262.8	10.9	1.80E-10

CONDICION DEL MARLIN RAYADO EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL EN 2001 Y PERSPECTIVAS PARA 2002

por

Michael G. Hinton y William H. Bayliff

INDICE

1. Resumen ejecutivo	351
2. Datos	352
3. Supuestos y parámetros.....	353
4. Evaluación de la población	357
5. Condición de la población	359
6. Direcciones futuras	359
Referencias.....	361
Figuras	339
Tablas.....	345

Los conocimientos de la estructura de la población de marlín rayado, *Tetrapturus audax*, en el Océano Pacífico son limitados. Hay indicaciones de que ocurre intercambio limitado de la especie entre el Océano Pacífico oriental (OPO) y el Pacífico central y occidental, por lo que se considera en este informe que análisis de reducciones locales y evaluaciones independientes del marlín rayado del OPO tienen sentido. Por lo tanto, la mayor parte de los datos presentados son del OPO. No obstante, por varios motivos, se presentan también algunos datos del Pacífico central y occidental.

1. RESUMEN EJECUTIVO

El marlín rayado ocurre por todo el Océano Pacífico entre 45°N y 45°S. Es capturado principalmente por las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y del hemisferio occidental y por pescadores deportivos. Las pesquerías con red agallera y otras capturan cantidades menores. En años recientes las pesquerías de Japón, Corea, y Costa Rica han realizado las mayores capturas en el OPO.

El marlín rayado alcanza la madurez cuando mide unos 140 cm de talla, y el desove ocurre en zonas ampliamente esparcidas del Océano Pacífico.

Se dispone de cierta información sobre los desplazamientos del marlín rayado. Peces marcados liberados frente a la punta de la península de Baja California fueron recapturados principalmente en la misma zona general, pero otros fueron recapturados cerca de las Islas Revillagigedo, otros cerca de Hawaii, y uno cerca de la Isla de Norfolk, al norte de Nueva Zelanda.

Las tasas de captura de marlín rayado frente a California y Baja California suelen ser mayores cuando la temperatura superficial del mar es mayor y la termoclina es menos profunda. Son mayores en los anzuelos menos profundos de los palangres, especialmente cuando la profundidad de la termoclina es menor.

La estructura de la población de marlín rayado es incierta. Las tendencias de las tasas de captura de las zonas noreste y noroeste del Pacífico central-oriental no son significativamente diferentes. Vale lo mismo para las tasas de captura en el OPO al norte y sur de 10°N. Estos resultados señalan que los peces en el OPO pertenecen a una población. Un examen de datos de genética publicados sugiere que hay una población situada en el Pacífico sudoeste (Australia) pero no resolvió claramente la cuestión de poblaciones separadas para la tríada de puntos de muestreo Ecuador-Hawaii-México. Las conclusiones en este informe deben ser consideradas tentativas, e investigaciones colaborativas actuales ayudarán a resolver la cuestión de la estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico.

La biomasa actual de marlín rayado en el OPO es aparentemente igual a la que produciría el rendimiento máximo sostenible promedio de unas 4.500 toneladas. La captura retenida y esfuerzo de pesca estandarizado de marlín rayado disminuyeron en el OPO de 1990-1991 a 1998, y estimaciones preliminares indi-

can que el esfuerzo de pesca nominal en la zona ha seguido disminuyendo durante 1999-2001. Es posible que esto resulte en una continuación de la disminución del esfuerzo de pesca estandarizado de marlín rayado, con una continuación asociada del aumento de su biomasa en el OPO.

2. DATOS

2.1. Definiciones de las pesquerías

2.1.1. Pesquerías palangreras

La pesca palangrera de atunes y peces picudos tiene lugar en el Océano Pacífico entre las Américas y Asia desde 50°N hasta 50°S.

2.1.1.1. Naciones de Lejano Oriente

Buques de la República de Corea, Indonesia, Japón, Filipinas y Taiwan han pescado atunes y peces picudos en el OPO (Sakagawa, 1989; Ueyanagi *et al.*, 1989; Uozumi y Uosaki, 1998; Uosaki y Bayliff, 1999). En la actualidad se sabe o se cree que buques de Corea, Indonesia, Japón, y Taiwan están pescando en el OPO, y juntos pescaron en casi toda la zona de distribución del marlín rayado en el Océano Pacífico, que va de 45°N a 45°S (Bedford y Hagerman, 1983).

2.1.1.2. Naciones del hemisferio occidental

Buques palangreros de naciones del hemisferio occidental, principalmente Chile (Barbieri *et al.*, 1998), México (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998), y Estados Unidos (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998; Ito *et al.*, 1998; Vojkovich y Barsky, 1998), pescan atunes y peces picudos en el Océano Pacífico oriental y central. Peces picudos capturados con palangre, aparte de peces espada, no pueden ser descargados en puertos de California.

2.1.2. Pesquerías agalleras

Hasta el fin de 1992 hubo una pesquería de alta mar de atunes y peces picudos con redes agalleras de luz de malla grande realizada por buques de la República de Corea, Japón y Taiwan (McKinnell y Waddell, 1993; Nakano *et al.*, 1993; Uosaki, 1998). Buques de Chile (Barbieri *et al.*, 1998), México (Holts y Sosa-Nishikawa, 1998), y Estados Unidos (Hanan *et al.*, 1993; Holts y Sosa-Nishikawa, 1998) pescan o pescaron atunes, peces picudos, y tiburones con redes agalleras en el OPO. Operan generalmente en aguas costeras y las Zonas Económicas Exclusivas (ZEE) de las naciones respectivas. Peces picudos capturados con redes agalleras, aparte de peces espada, no pueden ser descargados en puertos de California.

2.1.3. Pesquerías de cerco

Pequeñas cantidades de marlín rayado son capturadas por buques cerqueros atuneros en el OPO (Anónimo, 2002: Tabla 11b). Son generalmente descartados en el mar o retenidos por la tripulación del buque para uso personal.

2.1.4. Pesquerías deportivas

El marlín rayado y otros peces picudos son objeto de pesquerías deportivas importantes en el OPO (de Sylva, 1974; Talbot y Wares, 1975; Bedford y Hagerman, 1983; Holts, 2001).

2.2. Datos de esfuerzo y captura retenida

Las estimaciones de captura retenida de peces picudos son bastante exactas, debido al valor de los mismos en el comercio. Sin embargo, hay capturas no reportadas de pesquerías artesanales y deportivas y de algunos componentes de las pesquerías palangreras comerciales que faenan en la región.

2.2.1 Pesquerías comerciales

Es posible que hayan variado durante las décadas las distribuciones de esfuerzo de pesca por las flotas principales como resultado de cambios en las especies objetivo de las pesquerías. En la Figura 2.2.1 se

ilustra la distribución del esfuerzo de pesca nominal de las pesquerías palangreras por década en el OPO.

La mayor parte del marlín rayado capturado por pesquerías comerciales es tomado por las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y el hemisferio occidental. Son o fueron capturadas cantidades menores de la especie por las otras pesquerías descritas en la Sección 2.1. En la Tabla 2.2.1a-b se presentan estimaciones preliminares de la captura retenida de marlín rayado en el OPO al norte y al sur de 10°N. En la Figura 2.2.2 se ilustra la distribución de las capturas retenidas de las pesquerías palangreras por década y subárea del OPO.

2.2.2. Pesquerías deportivas

No se dispone de datos completos sobre el esfuerzo de pesca sobre peces picudos ni la captura retenida de marlín rayado en las pesquerías deportivas. Sin embargo, se han compilado los registros de pesca de los principales clubs de pesca en el sur de California, proporcionando así un índice de las capturas retenidas de marlín rayado por este componente de la pesquería deportiva (Holts y Prescott, 2001).

2.3. Datos de composición por talla

2.3.1. Pesquerías palangreras

Miyabe y Bayliff (1987: Figura 59), Nakano y Bayliff (1992: Figuras 66-68), y Uosaki y Bayliff (1999: Figuras 68-70) presentan datos de frecuencia de talla de las capturas palangreras retenidas de marlín rayado en el OPO. En la Figura 2.3.1 se presentan histogramas de frecuencia de talla ojo-furca caudal por subárea, al norte y sur de 10°N, y para el OPO. La distribución de las tallas de los peces de la zona del norte ha cambiado a tamaños menores en el curso de las décadas. En la década de los 1970 la moda fue aproximadamente 180 cm, y en la de los 1980, 155 cm. En la década de los 1990 la distribución es bimodal, con modas en 110 y 145 cm. En la zona sur la distribución fue siempre unimodal, con la moda en 170-180 cm.

2.3.2. Pesquerías deportivas

Squire (1983) y Holts y Prescott (2001; Figura 2) presentan datos sobre frecuencias de talla y peso de marlín rayado retenido por pescadores deportivos frente al sur de California.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

En la Tabla 3.1.1a se detallan los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para el marlín rayado en el Océano Pacífico estimados por varios investigadores. En la Tabla 3.1.1b se presentan las tallas estimadas del marlín rayado a edades 1 a 10, calculadas a partir de los datos en esa tabla. Se debe reconocer que estas estimaciones son rudimentarias porque (1) el crecimiento del marlín rayado podría no ser bien descrita por la curva de von Bertalanffy y (2) aun si es bien descrita por esa curva, las estimaciones de sus parámetros podrían ser erróneas.

En la Tabla 3.1.1c se presentan datos sobre las relaciones peso-talla del marlín rayado.

3.1.2. Reproducción

La madurez del marlín rayado en el OPO ha sido estudiada por Howard y Ueyanagi (1965), Shiohama (1969), Kume y Joseph (1969b), Eldridge y Wares (1974), Shingu *et al.* (1974), Miyabe y Bayliff (1987), Nakano y Bayliff (1992), y Uosaki y Bayliff (1999). Howard y Ueyanagi (1965) y Nishikawa *et al.* (1978 y 1985) estudiaron la distribución de marlines rayados larvales y poslarvales. Hanamoto (1977b) manifestó que se estimaba el tamaño mínimo de peces desovadores en el sur del Mar de Coral en 143 cm (del ojo a la furca caudal). Howard y Ueyanagi (1965) reportaron la ocurrencia de peces maduros entre 20°S y 30°S y 130°O y 140°O. Shiohama (1969) registró altas concentraciones de peces maduros entre 15°N y 20°N y 110°O y 120°O y entre 10°S y 25°S y 120°O y 130°O. Kume y Joseph (1969b) descubrieron que

ocurrían peces maduros frente a México durante los trimestres segundo y tercero, frente a Centroamérica durante los trimestres primero y cuarto, y entre 10°S y 25°S y 120°O y 130°O durante los trimestres primero, segundo y cuarto. Eldridge y Wares (1974) manifestaron que marlines rayados maduros ocurren cerca de las Islas Revillagigedo Islas en julio. Shingu *et al.* (1974) registró altas concentraciones de peces maduros entre 25°S y 30°S durante los trimestres primero y cuarto. Miyabe y Bayliff (1987) reportaron que las mayores concentraciones de peces maduros ocurrieron frente a México durante los trimestres segundo, tercero, y cuarto y al sur de 20°S durante los trimestres primero y cuarto. Nakano y Bayliff (1992) reportaron la captura de dos peces maduros en 11°S-131°O y 12°S-126°O en octubre, y Uosaki y Bayliff (1999) la captura de tres peces maduros en alta mar frente a México durante los trimestres primero y cuarto. Los peces maduros estudiados por Kume y Joseph (1969b) fueron más pequeños en el norte (140 a 180 cm) que en el sur (160 a 220 cm). Howard y Ueyanagi (1965) y Nishikawa *et al.* (1978 y 1985) reportaron la ocurrencia de larvas y poslarvas en aproximadamente 20°S-142°O. Matsumoto y Kazama (1974) comentaron que no encontraron larvas de marlín rayado en sus estudios en el Océano Pacífico central, a pesar de que es la especie predominante de pez picudo capturada comercialmente frente a Hawaii. Squire y Suzuki (1990) notaron que "la zona de desove principal es el Pacífico occidental ... Es posible que ocurra cierto desove en el Pacífico oriental pero se han capturado pocas larvas allí." González Armas *et al.* (1999), sin embargo, reportaron la captura de 68 larvas de marlín rayado cerca de la desembocadura del Mar de Cortés.

3.1.3. Desplazamientos

Squire (1974b y 1987a) presenta información sobre los desplazamientos horizontales del marlín rayado en el Pacífico, basada en experimentos de marcado con marcas convencionales, y Squire y Suzuki (1990) postulan un modelo básico de desplazamiento que incorpora datos de marcado. La mayoría de los peces fueron liberados frente a la punta de la península de Baja California, y la mayoría fue recapturada en la misma zona. Algunos peces fueron recapturados cerca de las Islas Revillagigedo, otros pocos cerca del archipiélago de Hawaii, y uno cerca de la Isla de Norfolk, al norte de Nueva Zelanda. Hanamoto (1977a) manifestó que, "con base en el desplazamiento de las zonas de pesca, se puede postular que el marlín rayado que ocurre en el sur del Mar de Coral tiene su origen en el Océano Pacífico oriental."

3.1.4. Mortalidad natural

Boggs (1989) usó el método de Murphy y Sakagawa (1977) y los parámetros estimados de crecimiento de Koto (1963) y Skillman y Yong (1976) para estimar la mortalidad natural del marlín rayado. Para este informe se usó el método de Pauly (1980) con los parámetros estimados de crecimiento de Koto (1963) y Skillman y Yong (1976) y una temperatura media estimada de 26°C (ver Sección 3.2) para calcular estimaciones de la mortalidad natural de esta especie, presentadas en la Tabla 3.1.1a.

3.2. Influencias ambientales

Squire (1974a, 1985, y 1987b), Hanamoto (1974, 1978, y 1979), Miyabe y Bayliff (1987), Holts y Bedford (1990), Nakano y Bayliff (1992), Brill *et al.* (1993) y Uosaki y Bayliff (1999) presentan información sobre la relación del marlín rayado con su medio ambiente.

Squire (1974a) examinó las tasas de captura de buques de pesca deportiva basados en San Diego (EE.UU.), y descubrió que la tasa de captura por período de medio mes era 40,5 peces cuando la temperatura superficial del mar (TSM) era menos de 20°C, 99,2 peces cuando estaba entre 20° y 21,1°C, y 122,7 peces con TSM de más de 21,1°C. Cuando el isóbaro de 21,1°C era continuo las tasas de captura eran mayores que cuando no lo era. Squire (1985) descubrió que las capturas frente al sur de California fueron máximas cuando hubo isóbaros de 22,2°C continuos. Dijo que "es razonable suponer que la temperatura del océano ... nunca alcanza un valor que resultaría en una captura máxima ... porque las capturas parecen estar aumentando en el isóbaro continuo máximo registrado (... 22,2°C)." Squire (1987b) reportó que las capturas de marlín rayado estuvieron distribuidas más al norte durante el evento de El Niño de 1983 que durante años "normales". Hanamoto (1974) reportó que las tasas de captura de marlín rayado por

buques palangreros frente a Baja California son mayores cuando la profundidad de la termoclina es baja y lo atribuyó a una mayor abundancia de alimento durante estas condiciones.

Hanamoto (1978) reportó que en el sur del Mar de Coral durante septiembre y octubre las tasas de captura de marlín rayado son mayores cerca de elevaciones submarinas que en el mar abierto. Este no fue el caso durante noviembre y diciembre, sin embargo. Atribuyó esta diferencia a que la mayoría de los peces capturados durante el período más temprano fueron inmaduros, mientras que la mayoría de los que se capturaron en el período posterior fueron maduros.

Holts y Bedford (1990) describieron los desplazamientos verticales de 11 marlines rayados rastreados con marcas ultrasónicas frente al sur de California. Los peces pasaron la mayor parte del tiempo en la capa superior de mezcla, a temperaturas de 19° a 20°C, pero a veces descendieron a profundidades donde la temperatura era menos que 12°C. Cuatro de los peces ocuparon profundidades mayores de noche que de día. La profundidad máxima a la que descendieron fue de unos 90 m. Brill *et al.* (1993) rastrearon seis marlines rayados cerca de Hawaii. Los peces pasaron un 80% del tiempo en aguas entre 25° y 27°C, y nunca de menos de 18°C. La profundidad máxima a la que descendieron fue de unos 170 m. Abitia *et al.* (1998) manifestaron que cerca de Cabo San Lucas, Baja California Sur, los marlines rayados se alimentan de peces pelágicos de día y "ocasionalmente migran a aguas más profundas para consumir presas que viven cerca de o en fondos arenosos."

Hanamoto (1979) reportó que cuando se usan palangres con cinco anzuelos por canasta en el Océano Pacífico se logran las capturas máximas de marlín rayado en los anzuelos primero y quinto, que pescan a profundidades de 60 a 90 m. Miyabe y Bayliff (1987) descubrieron que las tasas de captura de artes palangreras convencionales (4 a 6 anzuelos por canasta) y profundas (más de 10 anzuelos por canasta) fueron aproximadamente iguales en las zonas de altura, pero mayores para las artes convencionales en zonas costeras. Lo atribuyeron a que la termoclina es menos profunda en estas últimas. Los resultados obtenidos por Nakano y Bayliff (1992) para palangres convencionales y profundos y por Uosaki y Bayliff (1999) para palangres profundos e intermedios (7 a 10 anzuelos por canasta) fueron mixtos. Boggs (1992) usó relojes en palangres usados cerca de Hawaii para determinar la hora de captura de los peces, con lo cual fue posible eliminar los datos de peces capturados en anzuelos descendentes o ascendentes. Se realizaron capturas confirmadas de marlín rayado a profundidades de unos 50 a 210 m, con la mayoría entre 50 y 140 m.

3.3. Estructura de la población

El marlín rayado se encuentra distribuido por todas las aguas templadas y más cálidas del Pacífico (Nakamura, 1985). La estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico no ha sido bien determinada, con esencialmente ningún examen a fondo de las hipótesis desde que Shomura (1980) manifestó:

“La estructura de la población del marlín rayado del Pacífico no es clara. Mientras que se pueden proponer muchas hipótesis, considerando los patrones de distribución y otros datos biológicos, las dos hipótesis más probables son:

1. Una población de una sola unidad en el Pacífico

La hipótesis de una sola población es apoyada por la distribución continua en forma de herradura del marlín rayado.

2. Una estructura de dos poblaciones, en la que las poblaciones están separadas aproximadamente en la línea ecuatorial en poblaciones del Pacífico Norte y el Pacífico Sur con cierta entremezcla en el Pacífico oriental.

La hipótesis de dos poblaciones es apoyada por diferencias morfométricas entre adultos de las regiones norte y sur del Pacífico occidental (Kamimura y Honma 1958) y quizá también en el Pacífico oriental (Howard y Ueyanagi 1965). Honma y Kamimura (1958) notaron que hay una zona de tasas de captura palangrera bajas a lo largo de la línea ecuatorial que sugiere una separación de po-

blaciones norte y sur en la línea ecuatorial. La distribución de larvas sugiere dos centros de desove, uno en el norte y uno en el sur, aunque los datos de índice de gónadas (Kume y Joseph 1969a) sugieren que el desove ocurre por el Pacífico oriental tropical, la supuesta región de mezcla de poblaciones.”

Usando análisis de datos genéticos, Graves y McDowell (1994) sugirieron que podrían haber poblaciones separadas en el Pacífico Sur occidental (región de Australia) y de las regiones cerca de Hawaii, Ecuador, y México. Sin embargo, los análisis presentados fueron realizados con muestras pequeñas que no fueron colectadas de forma sinóptica. Las muestras de México fueron tomadas en un mes (junio de 1991), de Ecuador durante siete meses (abril–octubre de 1990), de Hawaii durante seis meses (junio–noviembre de 1991), y de Australia de un mes en dos años (febrero de 1991 y 1992). Los autores notaron que “un examen de la estabilidad temporal de las distribuciones genotípicas requerirá muestras de mayor tamaño durante un período mucho más largo.” Desgraciadamente Graves y McDowell (1994) no mostraron los datos de Australia como muestras individuales, lo cual limitó un nuevo examen de los resultados. Además, los autores detectaron una heterogeneidad significativa en la distribución de frecuencia de los genotipos para la muestra entera; sin embargo, no probaron la diferenciación entre los lugares muestreados. Cuando se examinaron de nuevo los datos con la corrección necesaria (Dr. Jaime Alvarado-Bremer, Univ. Texas A & M., com. pers., mayo de 2002), no hubo diferencias significativas entre las muestras de Ecuador y Hawaii. Como resultado, Alvarado-Bremer concluyó que cuando se aplica la corrección necesaria, y, entre otros, se toman en consideración los tamaños de las muestras y los períodos de colección, no hay una resolución clara de poblaciones separadas para la tríada de Ecuador-Hawaii-México.

Los cambios en la talla modal de los peces en la subárea del norte, sin un cambio comparable en la subárea del sur, podrían sugerir que existen poblaciones separadas norte y sur de marlín rayado en el OPO. Sin embargo, la subárea del norte ha sido identificada como región de mezcla (Shomura, 1980; Yoshida, 1981) y una buena región de alimentación para el marlín rayado (Hanamoto, 1974). Por lo tanto, se esperaría que si la subárea del norte es una zona de crecimiento y cría, entonces la distribución de frecuencias de talla para esta subárea podría cambiar a tamaños menores a medida que se redujera el número de peces de mayor tamaño en la población.

Si las subáreas contienen poblaciones individuales, entonces se espera que las tendencias en las tasas de captura entre las subáreas serían significativamente diferentes, como resultado de diferencias en historial de explotación y parámetros de población. Esto valdría particularmente para una comparación de tendencias de subáreas hipotéticas la cual se supusiera que una fue pescada con suficiente intensidad como para causar un cambio significativo en la distribución de frecuencias de talla con el tiempo, mientras que la otra no demostró ningún cambio en el patrón. Se realizaron análisis de las tendencias en la captura por unidad de esfuerzo estandarizado (CPUEE: ver Sección 4.2) para subáreas potenciales del OPO para ver si apoyaban las indicaciones de estructura de la población sugeridas por Graves y McDowell (1994), y que se podrían postular a partir de las distribuciones decadales de frecuencia de talla. A fin de comparar poblaciones hipotéticas en subáreas cerca de Hawaii y México, se examinaron las tendencias en CPUEE para la región al norte de 14°N y al este de 125°O y aquella al norte de 14°N entre 140°O y 180° durante 1964-1998, y no se descubrió ninguna diferencia significativa (Figura 3.3.1). Además, a fin de comparar las poblaciones hipotéticas norte y sur, se examinaron las tendencias de la CPUEE al este de 150°O y al norte y sur de 10°N durante 1964-1998, y de nuevo no se descubrió ninguna diferencia significativa (Figura 3.3.1).

Considerando (1) que la hipótesis que el marlín rayado en el OPO pertenece a una sola población no fue rechazada con base en los análisis de las tasas de captura, (2) que la diferencia en las distribuciones de frecuencia de talla del norte y sur resultaron probablemente de un desplazamiento de peces pequeños a la zona para alimentarse y crecer (Hanamoto, 1974), (3) que el indicador de reclutamiento a la población en la distribución de frecuencia de talla coincide temporalmente con una indicación de abundancia creciente de tendencias en CPUEE para el OPO, (4) que los datos de marcado y el modelo de desplazamiento (Squire y Suzuki, 1990) para el marlín rayado en el Pacífico indican que individuos se mezclan libremente

te en el OPO, trasladándose grandes distancias de aguas costeras a aguas de altura y que cruzan el límite hipotético (Shomura, 1980) norte-sur de la población, y (5) que hay una falta de información clara sobre la estructura de la población en el OPO basada en análisis genéticos, los análisis de la condición de las poblaciones de marlín rayado en el OPO aquí presentados se basan en la hipótesis que provienen de una sola población.

4. EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES

4.1. Índices de abundancia y evaluaciones previas

Se calcularon previamente tendencias en las tasas de captura de marlín rayado en el OPO, usando datos de pesquerías palangreras, como captura por unidad de esfuerzo nominal (CPUE: Kume y Schaefer, 1966; Kume y Joseph, 1969a; Joseph *et al.*, 1974; Shingu *et al.*, 1974; Miyabe y Bayliff, 1987; Skillman, 1989; Suzuki, 1989; Nakano y Bayliff, 1992; Uosaki y Bayliff, 1999). Skillman (1989) consideró que hubo una sola población en el Pacífico, y, usando datos de 1952-1984 en un modelo de producción de población, concluyó que “la pesquería en el Pacífico de marlín rayado está aparentemente todavía en etapa de desarrollo, y la pesquería todavía no se ha aproximado al nivel de RMS [rendimiento máximo sostenible].” Suzuki (1989) usó límites basados en tasas de captura para poblaciones norte y sur en la línea ecuatorial al oeste de 130°O y en 10°N al este de 130°O. Descubrió que para la población del norte hubo capturas sostenidas sobre un amplio rango de esfuerzo de pesca, y no hubo tendencia en la CPUE. De esto “infirió que el impacto de la pesca sobre la población del norte podría no ser suficientemente alto como para ser un factor dominante en cambios del tamaño de la población.” Para la población del sur, Suzuki (1989) usó datos de 1952-1985 y modelos de producción para estimar que el RMS de esta población era alrededor de 6.000 a 9.000 toneladas y que la pesquería estaba explotando la población a niveles cercanos al óptimo.

Holts y Prescott (2001; Figura 1b) presentan tasas de captura de marlín rayado por pescadores deportivos frente a Baja California. No hubo ninguna tendencia significativa en estas tasas de captura ($F = 0,7$, $p = 0,4$), que variaron entre unos 0,3 y 0,8 peces por día de pescador entre 1969 y 2000. Demuestran también que las tasas para pescadores deportivos frente al sur de California permanecieron también casi constantes, en menos de 0,2 peces por día de pescador, excepto unas tasas de aproximadamente 0,3 peces por día de pescador en 1985, y que las tasas de captura de pescadores en Hawaii aumentaron constantemente desde 1969 hasta 1986 y que desde entonces han seguido relativamente constantes en aproximadamente 0,1 peces por día de pescador.

4.2. Evaluación

Es problemático obtener una medida de esfuerzo estandarizado que tome en cuenta la variabilidad en el hábitat. El método de uso más común está limitado a la inclusión de lugar, hora, e índices ambientales como parámetros en modelos generales lineales o aditivos. Sin embargo, las escalas espacial y temporal son frecuentemente a nivel de períodos largos y cuencas oceánicas, bien mayores a las escalas de decorrelación de condiciones oceanográficas importantes al evento de pesca, que ocurren en el caso de pesquerías palangreras en unos 100 km y 1 día. Obtener una estandarización satisfactoria deviene un problema particular cuando, como suele ocurrir, los pescadores modifican sus artes y operaciones con el tiempo. Hinton y Nakano (1996) desarrollaron un método general pero estandarizar el esfuerzo usando información sobre las distribuciones de hábitat, especies y artes de pesca. El método ofrece una explicación directa de la variación espacial y temporal en las distribuciones, abordando así directamente los problemas creados por la condición normal de los datos obtenidos de pesquerías comerciales y deportivas. Se ha aplicado el método a los atunes patudo (Hampton *et al.*, 1998; Bigelow *et al.*, 2002) y aleta amarilla (Bigelow *et al.*, 1999), al marlín azul (Hinton, 2001; Kleiber *et al.*, en prensa), y al pez espada (Hinton y Deriso, 1998). Se presenta aquí una breve descripción del método; para información, más detallada y ecuaciones, véanse las aplicaciones y referencias en el mismo, y Hinton y Nakano (1996).

La eficacia del esfuerzo palangrero con respecto al marlín rayado es fuertemente afectada por la profun-

dididad de pesca del arte, generalmente configurada con grandes números de anzuelos y flotadores ampliamente separados para pescar a mayor profundidad en la columna de agua y capturar atún patudo, de gran valor comercial. Es por lo tanto importante que el esfuerzo palangrero estandarizado, usado en conjunto con datos de captura para estimar la abundancia, tome en consideración la profundidad del palangre y la relación entre esta profundidad y la preferencia de hábitat del marlín rayado. Se estimó la preferencia de hábitat del marlín rayado, en términos de pendientes de la temperatura ambiental (Brill *et al.*, 1993), juntando información de rastreos acústicos con datos de temperatura de la zona asociada, y reconociendo que la relación es conservada en peces de la misma especie en los ambientes oceánicos extremadamente diferentes de Hawaii y Baja California. Se estimó la distribución de los anzuelos en la columna de agua usando una curva catenaria modificada para representar la forma del palangre (Suzuki *et al.*, 1977). Aunque bajo condiciones de corte vertical fuerte de corrientes esta aproximación puede ser mejorada (ver Mizuno *et al.*, 1997; Mizuno *et al.*, 1998), se cree que brinda una aproximación bastante buena para la mayor parte del esfuerzo de pesca de los palangreros (Dr. Keisuke Mizuno, Coordinador de Investigación, Departamento de Desarrollo de Recursos, Agencia Pesquera de Japón, mayo de 2002, com. pers.). Se calcula el poder de pesca relativo de cada anzuelo como la proporción de tiempo pasado por el anzuelo individual medio en agua de una temperatura igual a o menor que la temperatura de la capa de mezcla. Se calcula entonces el esfuerzo efectivo como la suma del poder de pesca relativo de todos los anzuelos en un estrato. Se usan datos de esfuerzo de buques japoneses y mexicanos solamente en el modelo de estandarización, porque incluyen información sobre el número de anzuelos por canasta, y únicamente los datos de las pesquerías japonesas brindan una cobertura consistente sobre una zona extensa de la distribución del marlín rayado; además, representan la mayor parte del esfuerzo total en la mayoría de las regiones.

Para este documento se obtuvo el esfuerzo estandarizado para marlín rayado en 2° de latitud por 5° de longitud con resolución bimensual durante 1955-1998, usando el modelo basado en hábitat de Hinton y Nakano (1996).

Se supone generalmente que la captura por unidad de esfuerzo estandarizado (CPUEE) proporciona un índice relativo de abundancia. Sin embargo, ya que hay un número significativo de bimestres-zonas con esfuerzo de pesca pero sin captura retenida de marlín rayado (Tabla 4.2.1), se usó un modelo de distribución Δ (Pennington, 1996), ajustado con modelos lineales generales (MLG), para obtener la serie de índices de abundancia anual (IAA):

$$\ln(\text{CPUEE}) = \text{Año} + \text{Bimestre} + \text{Latitud} + \text{Longitud} + \text{Índices Ambientales} + \text{Interacciones}$$

y,

$$\text{CÍndice} = \text{Año} + \text{Bimestre} + \text{Latitud} + \text{Longitud} + \text{Índices Ambientales} + \text{Interacciones}$$

donde CÍndice \sim Binomial(0: sin captura retenida de marlín rayado; 1: captura retenida de marlín rayado). Los índices ambientales son los promedios bimensuales de las observaciones mensuales del Índice de Oscilación del Sur (IOS), y los Índices de Oscilación Extratropical Norte y Sur (ION e IOS*, Schwing *et al.*, en prensa). En el ajuste de los modelos se consideraron términos de interacción para los efectos principales significativos solamente. No se incluyó año en los términos de interacción, por lo que sus coeficientes proporcionan una medida directa del IAA como producto de la CPUEE y CÍndice anuales. Se estimó un nivel aproximado de confianza de 90% del IAA como el producto de los niveles superiores de confianza de 95% de la CPUEE y el CÍndice anuales del límite superior, y el producto de los límites inferiores para el límite inferior. Se ajustaron los modelos con S-PLUS 6 (MathSoft, Inc., Cambridge, MA, EE.UU.) ajustando primero al promedio, usando el procedimiento “mlg,” y luego usando la función “step” para realizar un procedimiento de ajuste por pasos para los efectos principales, seguido por ajustes por términos de interacción en casos indicados.

Para fines comparativos, se presentan en la Figura 4.2.1 los resultados de estandarizar la CPUEE y de estandarizar la CPUE usando un modelo de distribución Δ . En la estandarización de la CPUE el esfuerzo de pesca fue clasificado en cuatro niveles con base en el número de anzuelos por canasta (APC): Nivel 1:

$3 < APC < 8$; Nivel 2: $8 \alpha APC < 12$; Nivel 3: $12 \alpha APC < 16$; y Nivel 4: $APC \chi 16$. Para el período anterior a 1975, cuando se introdujeron los palangres profundos en el OPO, se consideró que todo el esfuerzo fue de Nivel 1 (Hinton y Nakano, 1996). Los datos de captura y esfuerzo usados fueron de 5° de latitud por 5° de longitud con resolución bimensual, y se incluyeron los parámetros ambientales a gran escala IOS, ION, e IOS*.

El modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso-Schnute (Quinn y Deriso, 1999) fue usado con datos de captura y esfuerzo de 1955-1998 del área al este de 150°O para investigar la dinámica de las poblaciones de marlín rayado en el OPO. El reclutamiento fue modelado con una curva de reclutamiento de Beverton-Holt (Ricker, 1975). El modelo fue ajustado usando tasas de supervivencia natural limitando el rango de estimaciones observadas (0,32, 0,74) obtenidas de la forma descrita en la Sección 3.1.4. Se estimó el coeficiente de crecimiento de Brody, usando los datos de marlín rayado de Skillman y Yong (1974), en 0,73. Se supuso que la capturabilidad fue constante durante el período entero. Los parámetros estimados fueron los de la curva de reclutamiento, capturabilidad, y errores de proceso en reclutamiento. Se supuso que la población estuvo en o cerca de niveles virgen antes de y durante el primer año cuyas capturas fueron registradas (1954). Se obtuvieron ajustes al modelo (Figuras 4.2.2a-c), usando *Solver* [Microsoft Excel 2000 (9.0 SR-1)].

Los resultados del ajuste del modelo (Figura 4.2.2) indican que el rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) es de unas 4.500 toneladas (rango: 4.300 a 4.700 toneladas) y que la biomasa de la población en 1988 fue aproximadamente lo que se esperaría en el RMSP (cociente $B/B_{RMSP} = 1$). Durante 1991-1998 la captura anual retenida media fue de unas 3.100 toneladas (rango: 2.600 a 3.900 toneladas). Las estimaciones preliminares de esta captura en 1999-2000 de unas 1.800 a 2.000 toneladas son del orden de la mitad del RMSP estimado. Durante este período (1998 fue el último año para el cual se dispuso de datos de esfuerzo estandarizado para este análisis), el cociente del esfuerzo estandarizado observado al esfuerzo que se espera produzca el RMSP en B_{RMSP} (F_{RMS} : unos 1,8 millones de anzuelos estandarizados) disminuyó progresivamente de aproximadamente 1,4 a 0,7. Durante este período el cociente de la biomasa anual estimada a la biomasa que soportaría el RMSP (B/B_{RMSP}) aumentó o una tasa anual media de un 0,064 de aproximadamente 0,62 a 1,07. Estimaciones preliminares del esfuerzo de pesca nominal en 2000-2001 demuestran disminuciones continuas en los anzuelos nominales pescados en el OPO, lo cual podría llevar a aumentos continuos en el cociente B/B_{RMSP} . Debido a la gran cantidad de información sobre la dinámica de la población contenida en la tendencia estandarizada de abundancia anual, los análisis de sensibilidad indicaron que estos resultados fueron estables a perturbaciones a través del rango entero de tasas de supervivencia natural (0,2 a 0,8) y coeficientes de crecimiento de Brody (0,40 a 0,95) probados.

5. CONDICION DE LA POBLACION

Los resultados citados indican que la población (o poblaciones) de marlín rayado en el OPO están en o cerca del nivel que se esperaría produciría el RMSP. Se espera que la tendencia decreciente en el esfuerzo de pesca estandarizado desde aproximadamente 1990-1991 hasta 1998 haya continuado durante 1999-2000, resultando en cocientes B/B_{RMSP} incrementados en esos años.

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

Siguen presentes dudas sobre la estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico. Se ha establecido un proyecto colaborativo de investigación en el que científicos de la CIAT, el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU. y el Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón están examinando esta cuestión: se espera disponer de resultados a fines de 2002 o en 2003. Los datos de tasas de captura, distribución, y morfométricos sugieren que existen una ó dos poblaciones. Los análisis de datos genéticos publicados sugieren una población en el Pacífico suroccidental (Australia) pero no revelan la estructura de la población en la región central-oriental del Pacífico.

Los datos de marcado sugieren que ocurre cierto desplazamiento de individuos entrando y saliendo del OPO. Un análisis de tasas de captura estandarizadas para subáreas potenciales de poblaciones del OPO basado en el enfoque más sencillo, el de delineación estacionaria de los límites de las poblaciones, indica tendencias similares por toda la región, lo cual apoya la hipótesis de una sola población usada en este documento.

Sería de beneficio considerable para los análisis de evaluación mejor información sobre las tasas de crecimiento y mortalidad natural del marlín rayado. El crecimiento de la especie es sexualmente dimórfico, y estimaciones más precisas del tamaño a edad por sexo, con estimaciones de la captura retenida por sexo, incrementarían probablemente la confianza en los resultados. Estas mejoras precisarían un muestreo a bordo más amplio de datos biológicos, y mejoras de las técnicas para determinar la edad del marlín rayado.

Las estimaciones de extracciones totales de peces de una población son críticas para la evaluación de poblaciones. Existen capturas no documentadas y no reportadas de marlín rayado del OPO. Se han emprendido esfuerzos para incrementar el nivel de informes sobre la captura retenida realizada por pesquerías artesanales y comerciales a escala pequeña, y se está intentando obtener estimaciones de los componentes de las pesquerías palangreras a gran escala para los que no se dispone de datos en la actualidad. Se deberían proseguir enérgicamente estos esfuerzos. Se deberían también recabar datos mejores para las pesquerías deportivas. Una porción desconocida de los peces capturados por estas pesquerías es liberada, y una porción desconocida de los mismos muere.

6.2. Desarrollo del modelo de evaluación

El modelo basado en hábitat usado en las evaluaciones de atunes y peces picudos requiere información sobre la distribución de la población en el hábitat. Se ha establecido un proyecto de investigación, en el que colaboran científicos de la CIAT, el Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), NMFS, y NRIFS, para examinar la posibilidad de usar datos de grabadoras de hora y profundidad y horarios de anzuelos en conjunto con datos ambientales para estimar la distribución de las poblaciones de marlín rayado y azul, y de los atunes aleta amarilla y patudo, para usar en los modelos basados en hábitat para estandarizar el esfuerzo de pesca. Los resultados podrían brindar alternativas al uso de modelos fisiológicos para las distribuciones de las especies en las estandarizaciones. En casos posibles, se examinarán análisis de condición de poblaciones que incorporen información de modelos basados en grabadoras de temperatura y profundidad (*temperature-depth recorder*; TDR).

Los resultados preliminares de un modelo completamente integrado para la estandarización de tasas de captura y estimación de la dinámica de poblaciones son consistentes con los resultados presentados en este documento. Este modelo integrado incorpora una estandarización del esfuerzo que usa el modelo basado en hábitat de Hinton y Nakano (1996). Sin embargo, a diferencia de la aplicación del modelo de Hinton y Nakano (1996), el modelo de arte de pesca en el modelo integrado incorpora efectos de corrientes oceánicas y corte y efectos del cobrado de los anzuelos a través de la columna de agua. El modelo permite tratar las distribuciones de especies, artes de pesca, y hábitat como distribuciones previas, lo cual permite comprobar la sensibilidad de la estandarización a los distintos insumos al modelo. Además, el modelo integrado puede ser ajustado para permitir la incorporación de datos biológicos de las poblaciones estratificadas espacial y temporalmente, y para parámetros de crecimiento dimórfico. Se prosiguen el desarrollo y pruebas de este modelo, y se espera poder aplicarlo al marlín rayado y otras especies.

Una vez terminados los proyectos colaborativos de investigación del uso de distribuciones de preferencia de hábitat y estructura de la población de marlín rayado basados en TDR, otro proyecto colaborativo entre la CIAT, NMFS, y NRIFS examinará la condición del marlín rayado usando MULTIFAN-CL (Fournier, *et al.*, 1998).

6.3. General

A medida que se disponga de más datos, se deberían actualizar estos análisis para asegurar que, si se desa-

rollan indicaciones que la condición de la población o poblaciones de marlín rayado ha deteriorado, se podría considerar y tomar acción de forma oportuna.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Abitia, Leonardo A., Felipe Galván, and Arturo Muhlia. 1998. Espectro trófico del marlín rayado *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) en el área de Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 33 (2): 277-290.
- Anonymous. 2002. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 2000: 171 pp.
- 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: 77-88.
- Bedford, Dennis W., and Frederick B. Hagerman. 1983. The billfish fishery resource of the California Current. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Inves., Rep.*, 24: 70-78.
- Bigelow, Keith A., John Hampton, and Naozumi Miyabe. 1999. Effective longline effort within the yellowfin habitat and standardized CPUE. Secretariat of the Pacific Community, OFP, SCTB12 Working Paper YFT-3: 9 pp.
- Bigelow, Keith A., John Hampton, and Naozumi Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Oceanogr.* 11 (3): 143-155.
- 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.
- Boggs, Christofer H. 1992. Depth, capture time, and hook longevity of longline-caught pelagic fish: timing bites of fish with chips. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., *Fish. Bull.*, 90 (4): 643-658.
- Brill, R. W., D. B. Holts, R. K. C. Chang, S. Sullivan, H. Dewar, and F. G. Carey. 1993. Vertical and horizontal movements of striped marlin (*Tetrapturus audax*) near the Hawaiian Islands, determined by ultrasonic telemetry, with simultaneous measurement of oceanic currents. *Mar. Biol.*, 117 (4): 567-574.
- Eldridge, Maxwell B., and Paul G. Wares. 1974. Some biological observations of billfishes taken in the eastern Pacific Ocean, 1967-1970. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 89-101.
- 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.
- González Armas, Rogelio, Oscar Sosa-Nishikawa, René Funes Rodríguez, and Victor Andrés Levy Pérez. 1999. Confirmation of the spawning area of the striped marlin, *Tetrapturus audax*, in the so-called core area of the eastern tropical Pacific off Mexico. *Fish. Ocean.*, 8 (3): 238-242.
- Graves, John E., and Jan R. McDowell. 1994. Genetic analysis of striped marlin (*Tetrapturus audax*) population structure in the Pacific Ocean. *Canad. Jour. Fish. Aqua. Sci.*, 51 (8): 1762-1768.
- Hampton, John, Keith Bigelow, and Mark 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, OFP Tech. Rep. 36: 46 pp.
- Hanamoto, Eiji. 1974. Fishery-oceanographic studies of the striped marlin, *Tetrapturus audax*, in waters

- off Baja California. I. Fishing conditions in relation to the thermocline. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 302-308.
- Hanamoto, Eiji. 1977a. Fishery oceanography of striped marlin—I. Fishing season, fishing ground and movement pattern of the fish in the southern Coral Sea. Japan. Soc. Sci. Fish., Bull., 43 (6): 649-657.
- Hanamoto, Eiji. 1977b. Fishery oceanography of striped marlin—II. Spawning activity of the fish in the southern Coral Sea. Japan. Soc. Sci. Fish., Bull., 43 (11): 1279-1286.
- Hanamoto, Eiji. 1978. Fishery oceanography of striped marlin—III. Relation between fishing ground of striped marlin and submarine topography in the southern Coral Sea. Kanagawa Pref. Fish. Exper. Sta., Bull., 258: 19-26.
- Hanamoto, Eiji. 1979. Fishery oceanography of striped marlin—IV. Swimming layer in the tuna longline fishing grounds. Japan. Soc. Sci. Fish., Bull., 45 (6): 687-690.
- Hanan, Doyle A., David B. Holts, and Atilio L. Coan, Jr. 1993. The California drift gill net fishery for sharks and swordfish, 1981-82 through 1990-91. Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 175: 95 pp.
- Hinton, Michael G. 2001. Status of blue marlin in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 284-319.
- Hinton, Michael G., and Richard B. Deriso. 1998. Distribution and stock assessment of swordfish, *Xiphias gladius*, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental parameters. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 161-179.
- 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.
- Holts, David. 2001. Striped marlin. In Leet, William S., Christopher M. Dewees, Richard Klingbeil, and Eric J. Larson (editors), California's Living Marine Resources: a Status Report, Calif. Dept. Fish Game: 334-335.
- Holts, David, and Dennis Bedford. 1990. Activity patterns of striped marlin in the Southern California Bight. 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: Contributed Papers, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 225-233.
- Holts, David B., and Douglas W. Prescott. 2001. 2001 Billfish newsletter. Southwest Fisheries Science Center, NOAA/NMFS.
- Holts, David, and Oscar Sosa-Nishikawa. 1998. Swordfish, *Xiphias gladius*, fisheries of the eastern North Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 65-76.
- Honma, Misao, and Tadao Kamimura. 1958. A population study of the so-called Makajiki (striped marlin) of both northern and southern hemispheres of the Pacific. II. Fishing conditions in the southern hemisphere. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 8: 12-21.
- 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.
- Joseph, James, Witold L. Klawe, and Craig J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 309-331.

- Kamimura, Tadao, and Misao Honma. 1958. A population study of the so-called Makajiki (striped marlin) of both northern and southern hemispheres of the Pacific. I. Comparison of external characters. Rep. Nankai Reg. Fish. Lab. 8: 1-11.
- Kleiber, Pierre, Michael G. Hinton, and Yuji Uozumi. (In Press). Stock assessment of blue marlin (*Makaira nigricans*) in the Pacific with Multifan-CL. Mar. Freshwat. Res.
- Koto, Tsutomu. 1963. Some considerations on the growth of marlins, using size frequencies in commercial catches. III. Attempts to estimate the growth of striped marlin, *Tetrapturus audax* (Philippi) in the western north Pacific Ocean. Nankai Rep. Fish. Res. Lab., Rep., 17: 63-85.
- Kume, Susumu, and James Joseph. 1969a. The Japanese longline fishery for tunas and billfish in the eastern Pacific Ocean east of 130°W, 1964-1966. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 13 (2): 275-418.
- Kume, Susumu, and James Joseph. 1969b. 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.
- Kume, Susumu, and Milner B. Schaefer. 1966. Studies of the Japanese long-line fishery for tuna and marlin in the eastern tropical Pacific Ocean during 1963. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 11 (3): 101-170.
- Matsumoto, Walter M., and Thomas K. Kazama. 1974. Occurrence of young billfishes in the central Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 238-251.
- McKinnell, Skip, and Brenda Waddell. 1993. Associations of species caught in the Japanese large scale pelagic squid driftnet fishery in the central North Pacific Ocean: 1988-1990. Inter. North Pacif. Fish. Comm., Bull., 53 (1): 91-109.
- 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.
- Mizuno, Keisuke, Makoto Okazaki, and Naozumi Miyabe. 1998. Fluctuation of longline shortening rate and its effect on underwater longline shape. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish. 35: 155-164.
- Mizuno, Keisuke, Makoto Okazaki, Hideki Nakano, and Hiroshi Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish. 34: 1-24.
- 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. 5(125): 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.
- Nakano, Hideki, Keisuke Okada, Yoh Watanabe, and Koji Uosaki. 1993. Outline of the large-mesh driftnet fishery of Japan. Inter. North Pacif. Fish. Comm., Bull., 53 (1): 25-37.
- Nishikawa, Y., M. Honma, S. Ueyanagi, and S. Kikawa. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombroid fishes, 1956-1981. Far Seas Fish. Res. Lab., S Series, 12: 99 pp.
- Nishikawa, Y., S. Kikawa, M. Honma, and S. Ueyanagi. 1978. Distribution atlas of larval tunas, billfishes, and selected species--results of larval surveys by R/V Shunyo Maru and Shoyo Maru (1956-1975). Far Seas Fish. Res. Lab., S Series, 9: 99 pp.
- 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.
- Pennington, Michael. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. U.S.

- Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 94: 498-505.
- Ponce Díaz, Germán, Sofía Ortega García, and Pedro G. González Ramírez. 1991. Analysis of sizes and weight-length relation of the striped marlin, *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) in Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas*, 17 (4): 69-82.
- Quinn, Terrance J., and Richard B. Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York: 542 pp.
- Ricker, William E. 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191: 382 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.
- Schwing, F. B., T. Murphree, and P. Green. (In Press) A climate index for the Northeast Pacific. *Progress in Oceanography*.
- 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. 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.
- Shomura, Richard S. (ed). 1980. Summary report of the billfish stock assessment workshop Pacific resources, Honolulu Laboratory, Southwest Fisheries Center, Honolulu, Hawaii, 5-14 December, 1977. U.S. Dept. Commerce, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-5: 58 pp.
- Skillman, R. 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.
- Squire, James L., Jr. 1974a. Catch distribution and related sea surface temperature for striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught off San Diego, California. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 188-193.
- Squire, James L., Jr. 1974b. Migration patterns of Istiophoridae in the Pacific Ocean as determined by cooperative tagging programs. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 226-237.
- Squire, James L., Jr. 1983. Weight frequencies for striped marlin, *Tetrapturus audax*, caught off Southern California. *Mar. Fish. Rev.*, 45 (7-9): 63-67.
- Squire, James L., Jr. 1985. Relationship of sea surface temperature isotherm patterns off northwestern Mexico to the catch of striped marlin, *Tetrapturus audax*, off Southern California. *Mar. Fish. Rev.*, 47 (3): 43-47.
- Squire, James L. 1987a. Striped marlin, *Tetrapturus audax*, migration patterns and rates in the northeast Pacific Ocean as determined by a cooperative tagging program: its relation to resource

- management. *Mar. Fish. Rev.*, 49 (2): 26-43.
- Squire, James L. 1987b. Relation of sea surface temperature changes during the 1983 El Niño to the geographical distribution of some important recreational pelagic species and their catch temperature parameters. *Mar. Fish. Rev.*, 49 (2): 44-57.
- Squire, James L., and Ziro Suzuki. 1990. Migration trends of striped marlin (*Tetrapturus audax*) in the Pacific Ocean. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 2: Contributed Papers, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 67-80.
- 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 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: 165-177.
- Suzuki, Ziro, Yukio Warashina, and Masamichi Kishida. 1977. The comparison of catches y regular and deep longline gears in the western and central equatorial Pacific. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.*, 15: 51-89.
- 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.
- Talbot, Gerald B., and Paul G. Wares. 1975. Fishery for billfish off southern California and Mexico. *Amer. Fish. Soc., Trans.*, 104 (1): 1-12.
- Ueyanagi, Shoji, Richard S. Shomura, Yoh Watanabe, and James L. Squire. 1989. Trends in he 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. 1998. Standardized CPUE of North Pacific swordfish, *Xiphias gladius*, in the Japanese large-mesh driftnet fishery. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142*: 125-131.
- 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.
- 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.
- Yoshida, Howard O. 1981. Status report: striped, blue, and black marlin. In: Status Reports on World Tuna and Billfish Stocks. Rep. of the Tuna Research Workshop, Dec. 15-17, 1980, San Clemente California, USA. *NOAA-TM-NMFS-SWFC-15*: 277-300.

ECOSYSTEM MODELING OF THE PELAGIC EASTERN TROPICAL PACIFIC OCEAN

by

Robert J. Olson and George M. Watters¹

INTRODUCTION

An ecosystem approach to fisheries management is important for maintaining sustainable fisheries and healthy ecosystems (FAO 1995, NRC 1999). Although the objectives of ecosystem-based management are difficult to define, a general awareness exists that modeling is an important tool for exploring the ecological consequences of fishing and improving our knowledge of how ecosystems function. Multispecies mass-balance models endeavor to represent the life histories of the principal elements of the ecosystem, the biomass flows among them, and the species and size compositions of the catches of the various fisheries.

At its 58th meeting, in June 1997, the IATTC established the Purse-Seine Bycatch Working Group (PSBWG) to examine the issue of bycatches and discards of all species taken in the purse-seine fishery for tunas in the eastern Pacific Ocean. One of the terms of reference for the PSBWG was "to define the relationships among bycatch and target species with special reference to the sustainability of the catches of all such species." This was the initial impetus for developing an ecosystem model for the pelagic eastern tropical Pacific (ETP). The purpose was to develop an hypothesis describing the pelagic ecosystem in the ETP and to investigate the relative ecological implications of alternative fishing strategies on the system.

ECOPATH WITH ECOSIM

The ecosystem model for the pelagic ETP was developed using *Ecopath with Ecosim (EwE)* (Walters *et al.* 1997, Christensen *et al.* 2000, Walters *et al.* 2000), which has been employed for modeling various types of ecosystems in the Pacific Ocean and elsewhere (*e.g.* Christensen and Pauly 1993). In *Ecopath*, a mass balance is generated from estimates of the abundance of the resources (their biomasses), their productivity or mortality rates, how they interact (diet compositions and rates of food consumption), and how efficiently the resources are utilized in the ecosystem. In *Ecopath*, the energy input and output of all model components must balance, so

$$\text{consumption} = \text{production} + \text{respiration} + \text{unassimilated food.} \quad (1)$$

Given the description of the ecosystem in *Ecopath*, its dynamic, time-series behavior is examined with *Ecosim*.

THE ETP MODEL

Scope

The model of the pelagic ecosystem in the ETP covers the area circumscribed by 20°N, 20°S, 150°W, and the approximate boundary of the shelf break along the coast of the Americas, approximately 32.8 million km². The parameter estimates were averaged over the 1993-1997 period whenever possible. The model components (Table 1) were chosen to include the principal exploited species (*e.g.* tunas and marlins), functional groups (*e.g.* sharks and cephalopods), sensitive species (*e.g.* sea turtles and dolphins), and a species that resides in the system for only part of the year (Pacific bluefin tuna). Aggregation and disaggregation of model groups depended not only upon perceived importance of the animals in the system, but also upon the availability of information about the various taxa, differences and similarities in their biology, and their life history in the ocean (*e.g.* epipelagic *versus* mesopelagic distribution). Taxa that

¹ NOAA Fisheries, Pacific Fisheries Environmental Laboratory, 1352 Lighthouse Avenue, Pacific Grove, California 93950, USA

undergo considerable trophic ontogeny, and those that are caught by different fishing gears at different sizes, were separated into two ontogenetic groups according to the size ranges in Table 1. The current version of the model has 36 components.

Parameters

Estimates of the *Ecopath* input parameters, B , P/B , Q/B , EE , for each model component were based on a variety of sources. Olson and Watters (2003) summarized the sources, justifications, and assumptions for the initial and revised estimates of these parameters and the diet composition.

The retained and discarded catches of the target species (tunas by surface gear and tunas and billfishes by longline gear), and the bycatches of the non-target species, averaged over 1993-1997, were estimated for each model component by fishing gear (purse seine, longline, and pole and line) and purse-seine fishing mode (sets on schools associated with dolphins, schools associated with floating objects, and unassociated schools). The catch data for all the above were obtained from IATTC tuna, bycatch, and discards databases. Small, localized coastal and artisanal fisheries are not included in the model due to a shortage of data. The biomass of exports (animals that move out of the ecosystem) is assumed to equal the biomass of imports.

Ontogenetic transition parameters are required for the taxa that are separated into two ontogenetic groups, or split pools (Olson and Watters 2003: Table 7). These include life-history information from growth functions, weight-length relationships, reproductive parameters, and recruitment parameters.

Model review

The ETP ecosystem model was reviewed extensively. Two working groups were formed specifically for developing and evaluating the model. First, the participants of the PSBWG established a subgroup, Ecological Studies and Modeling (ESM), to oversee and review the model. The BWG members had agreed, during their first meeting in July 1998, that *Ecopath with Ecosim* provides a useful starting point for modeling ecosystem dynamics in the ETP (IATTC 1998). At a meeting of the ESM subgroup in April 1999 (IATTC 1999b), the participants discussed numerous aspects of the pelagic ecosystem in the ETP, and the information required to construct steady-state and dynamic models of the ecosystem. The model was reviewed at this meeting, and eight priorities for revising and calibrating the model were made. Seven of the eight recommendations were acted upon during the subsequent year. These included adding more model groups, redefining the model area, conducting a particle-size spectrum analysis, evaluating the relative importance of top-down processes and bottom-up environmental forcing, comparing the ecosystem model predictions with IATTC stock assessments, evaluating the sensitivity of the biomass trajectories estimated by *Ecosim*, and incorporating recent bycatch data for the longline fishery.

A second working group, "Ecological Implications of Alternative Fishing Strategies for Apex Predators," was funded by the National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS) in Santa Barbara, California (www.nceas.ucsb.edu), to develop and evaluate the ecosystem model. The working group revised and balanced the first draft of the model, and ultimately used it for various analyses of the ecosystem.

Sensitivity analysis

The model is based on one of several possible hypotheses describing the pelagic ecosystem in the ETP. Much of the information synthesized in this model is uncertain (described by Olson and Watters 2003). The sensitivity of the model, both for the *Ecopath* mass-balance and the dynamic trajectories predicted by *Ecosim*, was analyzed. First, the basic input parameters B , P/B , Q/B , and EE were varied by -50% and +50% (in steps of 10%) for each group, and the resulting percent change in each of the input parameters that are computed by *Ecopath* were calculated for all other groups. The results of this analysis were summarized with a sensitivity index (Figure 1). The index is the count of the parameters affected by $\pm 30\%$ or more for each group.

The *Ecopath* mass-balance was relatively insensitive to parameter values for most groups (Figure 1). Varying the parameters for four groups occupying top trophic levels, one group in the middle, and three groups near the bottom of the food web indicated low-medium model sensitivity. Model sensitivity was zero for the baleen whales. However, the analysis showed that changes in the parameters of two groups, cephalopods and *Auxis* spp., exert the greatest influence on the system (Figure 1). These groups occupy middle trophic levels, and many of the upper-level predators prey on these groups. Little is known about *Auxis* spp. and the many species of cephalopods in the ETP, and studies of these two groups might be the most efficient way to improve our knowledge of the ETP ecosystem.

Because the *Ecopath* mass-balance was most sensitive to parameters for cephalopods and *Auxis* spp., the second part of the sensitivity analysis was concentrated on these two groups. The sensitivity of the biomass trajectories estimated by *Ecosim* to changes in the basic parameters was evaluated for these groups. The *P/B*, *Q/B*, and *EE* for cephalopods and *Auxis* spp. were changed by 20%, 30%, and 50%, and the fit of the predicted biomasses to CPUE data for yellowfin tuna (Figure 31 from IATTC 1999a) was evaluated. This sensitivity analysis (Table 2) showed that reductions in the sum of squares (SS) of the fits, indicating an improvement over the initial values, occurred in only a few cases. SS improvements were slight, and in most cases the fits were worse. For the cephalopods, 5 of the 14 fits showed negative changes in SS relative to the fit using the initial values, but the maximum improvement in SS was only 3.3%. Positive changes in SS values, indicating a worse fit, were as great as 69.7%. For *Auxis* spp., none of the parameter variations produced a better fit to the CPUE data for yellowfin (Table 2).

Fitting the model to historical data

The ETP ecosystem model was fitted to historical time series for yellowfin and bigeye tunas. Initial conditions for the fit were set up by simulating a 51-year period with no fishing effort, and then incorporating an historical series of fishing effort for each of the five gears and fishing modes in the model from 1961 to 1998. Running the simulation for 51 years without fishing allowed the biomasses of the model groups to reach equilibrium at higher levels, possibly approaching unexploited or “early-exploited” conditions. Estimates of fishing effort (days fishing for three purse-seine fishing modes and for pole-and-line fishing; numbers of hooks for longline) from 1961-1998 were standardized to the effort in 1993 (Figure 2). The empirical climate driver, described in the ***Environmental forcing*** section, for 1910 to 1998 was used to include the effect of climate variation on the food web in the simulation.

The ecosystem model was fitted to independent estimates of biomass and average total mortality rates for large and small yellowfin (Figure 2) and large and small bigeye (Figure 3) for 1975-1998. These independent estimates were taken from stock assessments done during 1999 (Maunder and Watters 2001, Watters and Maunder 2001). For large yellowfin, the biomass estimate at the start of each year for fish in the seventh quarter or more after recruitment to the fisheries was used. For large bigeye, the biomass estimate at the start of each year for fish in the ninth quarter or more after recruitment to the fisheries was used. For small yellowfin and bigeye, the biomass estimates for the large fish were subtracted from the total biomass estimates. All biomass estimates were scaled to biomasses in 1993 and treated as CPUEs. Fitting entailed iteratively adjusting the vulnerability rate (v , equation (5) Olson and Watters 2003) for the predator-prey links to minimize the sum of square errors (SS). When estimating vulnerability rates, similar model components were grouped in several ways to explore the hypothesis that animals performing comparable roles in the ecosystem would be vulnerable to predation in comparable ways. For example, v 's were estimated separately for apex predators (defined here as groups at trophic levels ≥ 5.0), predators (defined here as groups at trophic levels 4.0-5.0), and prey (defined here as groups at trophic levels <4.0). None of the alternative vulnerability scenarios were better (lower SS and a more parsimonious parameterization) than estimating a single common v . The best estimate of v was 0.2429. Fits to the yellowfin and bigeye CPUEs are displayed in Figures 2 and 3, respectively. The fits for yellowfin were considerably better than those for bigeye. The fits for yellowfin captured the apparent higher recruitment regime of 1985-1998 (Maunder and Watters 2002) (Figure 2). The fits for bigeye, however, miss the increase in CPUEs observed for 1984-1987 (Figure 3).

RESULTS

Food web diagrams are useful for representing the structure and flows of ecosystems. A simplified food-web diagram, with approximate trophic levels (TLs), of the pelagic ETP is illustrated in Figure 4. Sharks (average TL 5.25) and billfishes (average TL 5.08) are top-level predators. Tunas and other pelagic fishes (*e.g.* dorado) occupy slightly lower TLs. Smaller pelagic fishes (*e.g.* *Auxis* spp.) and cephalopods are the principal forage of many of the upper-level predators in the ecosystem. Small fishes and crustaceans prey on two zooplankton groups, and the herbivorous zooplankton feed on the producers, phytoplankton and bacteria.

Trophic levels of the fisheries

In exploited pelagic ecosystems, the fisheries often act as apex predators. The primary flows, accounting for 80% of total trophic flows among the model groups and the purse-seine and longline fisheries in the ETP, averaged over 1993-1997, are represented in food-web diagrams in Figure 5. Purse-seine sets on dolphins draw from the simplest food web among the various tuna fisheries. The weighted-average TL of the catch (*i.e.* retained and discarded) of dolphin sets is estimated at 4.78, the greatest for all the fisheries except the longline fishery. The TL of each fishery is defined as the weighted average TL of its catch plus 1.00. Purse-seine sets on unassociated fish draw from a more diverse food web than dolphin sets, and catch smaller tunas (Figure 5). The weighted average TL of the catch of that fishery was, therefore, slightly lower, 4.72. Purse-seine sets on floating objects draw from a more diverse food web than either dolphin sets or sets on unassociated fish (Figure 5). Because the bycatch of floating-object sets (not shown because of its small contribution to the total catch) is greater than those of the other two set types, the average TL of the catch (4.77) was slightly greater than that of sets on unassociated fish. The longline fishery also utilizes a diverse food web (Figure 5) and catches large fishes. Its weighted average TL (5.19) was considerably greater than those of the other fisheries. The pole-and-line fishery (not shown in Figure 5) catches mostly small tunas, plus a few sharks. The average TL of its catch was estimated to be 4.72, the same as for purse-seine sets on unassociated fish. Overall, the weighted average TL of the catch of all fisheries during 1993-1997 was estimated by the ecosystem model to be 4.83.

Trophic levels were also estimated for the time series of total catches by year for the surface fisheries from 1993 to 2001. Recent landings and discard data for the longline fishery were not yet available to the IATTC staff, so the TLs for the longline fishery are not shown. The TL estimates were made by applying the TLs estimated with the base model (*i.e.* for catches averaged over 1993-1997) weighted by the catch data by fishery and year for all model groups from the IATTC tuna, bycatch, and discards databases. The TLs of the summed catches of all surface fisheries varied slightly from year to year (Figure 6: Average for surface gear). The lowest average TLs of the catch were estimated for 1998 and 1999, followed by the largest increase in TL in 2000. The average TL dropped again slightly in 2001, to nearly the same level as in 1994-1996. The TL of the floating-object sets varied more than those of the other fisheries. This was due to the interannual variability in the sizes of the tunas caught and the species composition of the bycatch in those sets. The trend in TL of the floating-object sets seemed to influence the average TL trend of the catches by surface gear more so than for the other fisheries (Figure 6).

Trophic levels were also estimated separately for the time series of retained and discarded catches by year for the surface fisheries from 1993 to 2001 (Figure 7). The TLs of the landings were quite stable from year to year. Again, the size distribution of the tunas influenced the trend in landings. This was especially important for the floating-object sets, which showed more variation in the TL of the landings than the other fisheries. The TLs of the discarded catches varied considerably. The largest variation occurred for sets on unassociated fish. The greatest change in TL of the discards in unassociated sets from one year to the next (0.63) took place from 1997 to 1998 (Figure 7). In 1997 the discards were dominated by large sharks (274 mt, TL 5.1), followed by 82 mt of rays (TL 3.9), 60 mt of large bigeye (TL 5.3), and 60 mt of small sharks (TL 5.4). In 1998, however, the discards were dominated by 385 mt of rays (TL 3.9), followed by 121 mt of large sharks (TL 5.1) and low quantities (25 mt) of small dorado (TL 4.8). Thus, the

average TL of the discarded catch from unassociated sets declined considerably in 1998.

Examining the variability of the trophic levels of the landings and discards may hold promise as a metric for evaluating the effect of the fisheries on the ecosystem. The ETP model predicts that fishing on animals at high trophic levels has the greatest top-down effect on the ecosystem. However, it has not been established whether the variabilities in the TLs observed in Figures 6 and 7 are important.

REFERENCES

- Christensen, V., and D. Pauly. (eds.). 1993. *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26: 390 p.
- Christensen, V., C. Walters, and D. Pauly. 2000. *Ecopath with Ecosim: a User's Guide*, October 2000 Edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 130 pp.
- FAO. 1995. *Code of Conduct for Responsible Fisheries*. FAO (U.N. Food and Agriculture Organization), Rome. 41 pp.
- IATTC. 1998. Purse-seine bycatch working group, 1st meeting 8-9 July, 1998. Chairman's Report. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California, USA. 10 pp.
- IATTC. 1999a. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.: 310 pp.
- IATTC. 1999b. Working subgroup on ecological studies and modeling. Report of the 1st meeting. April 26-28, 1999. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., La Jolla, California, USA. 10 pp.
- Maunder, M.N., and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N., and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Rep. 2: 5-90.
- NRC. 1999. *Sustaining Marine Fisheries*. National Research Council. National Academy Press, Washington D.C.: 164 pp.
- Olson, R.J., and G.M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., Bull., 22 (3): in press
- Walters, C., V. Christensen, and D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7: 139-172.
- Walters, C., D. Pauly, V. Christensen, and J. Kitchell. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems* 3: 70-83.
- Watters, G.M., and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Rep. 1: 109-210.

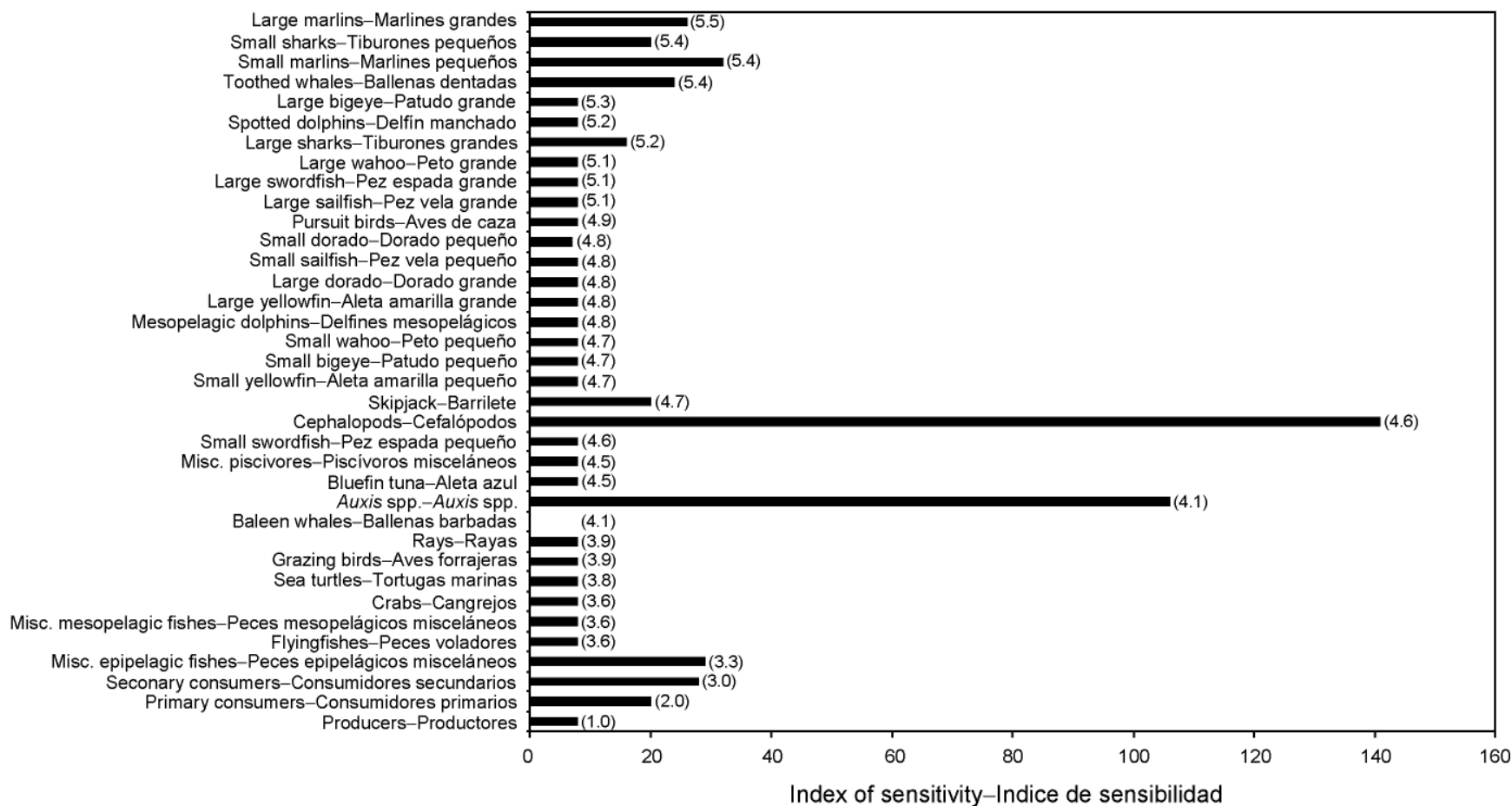


FIGURE 1. Sensitivity analysis results for the ETP ecosystem model, using an index of sensitivity (the count of parameters for other groups affected by at least 30% given ± 10 –50% changes in the input parameters of the group named on the y-axis). The model groups are sorted by trophic level (values in parentheses).

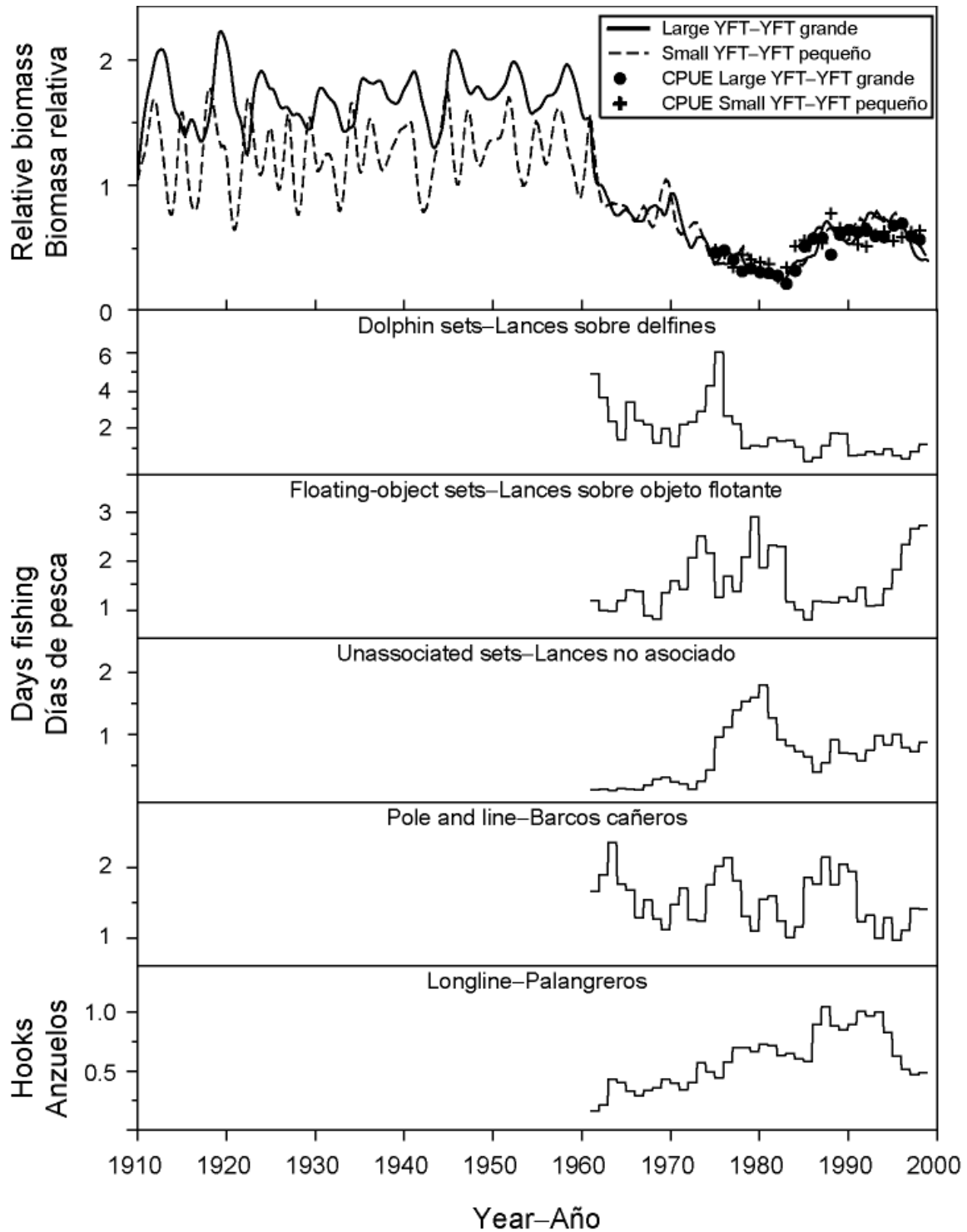


FIGURE 2. Simulation results (top panel) of fitting the ETP ecosystem model to historical time series of fishing effort for yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. The effort time series (days fishing for three purse-seine fishing modes and for pole-and-line fishing; numbers of hooks for longline gear) are standardized to the effort in 1993 for each gear (bottom five panels). In the simulation, there was no fishing effort, only climate forcing, between 1910 and 1961. The climate driver is shown in Figure 3. The y-axes of the panels are drawn at different scales. YFT = yellowfin tuna.

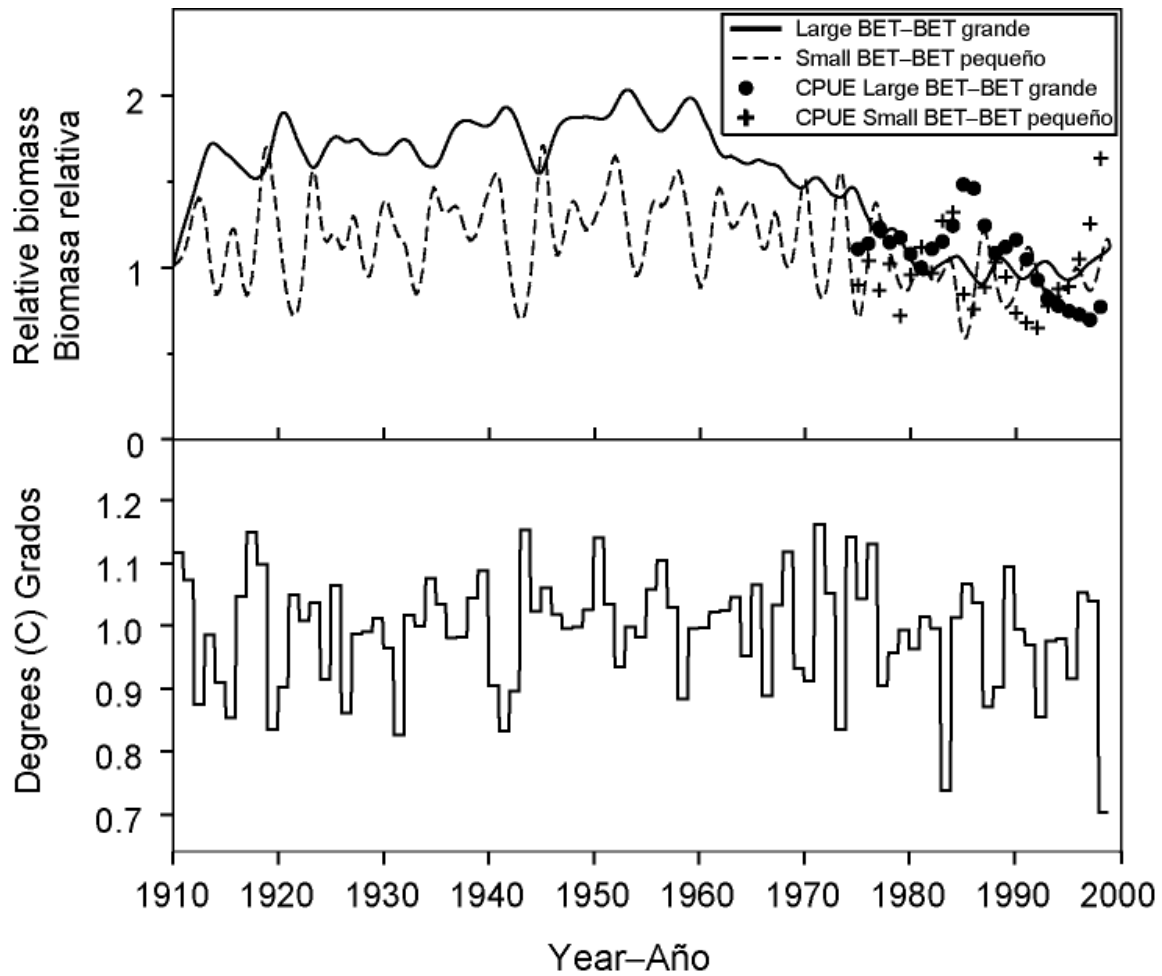


FIGURE 3. Simulation results (top panel) of fitting the ETP ecosystem model to historical time series of fishing effort (shown in Figure 2) for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The bottom panel displays the SST anomalies for the NIÑO3 region during 1910-1998, which was used as a climate driver for the simulation. The NIÑO3 region of the eastern equatorial Pacific is defined by the U.S. National Weather Service's Climate Prediction Center as the area bounded by 5°N-5°S, 150°-90°W. BET = bigeye tuna.

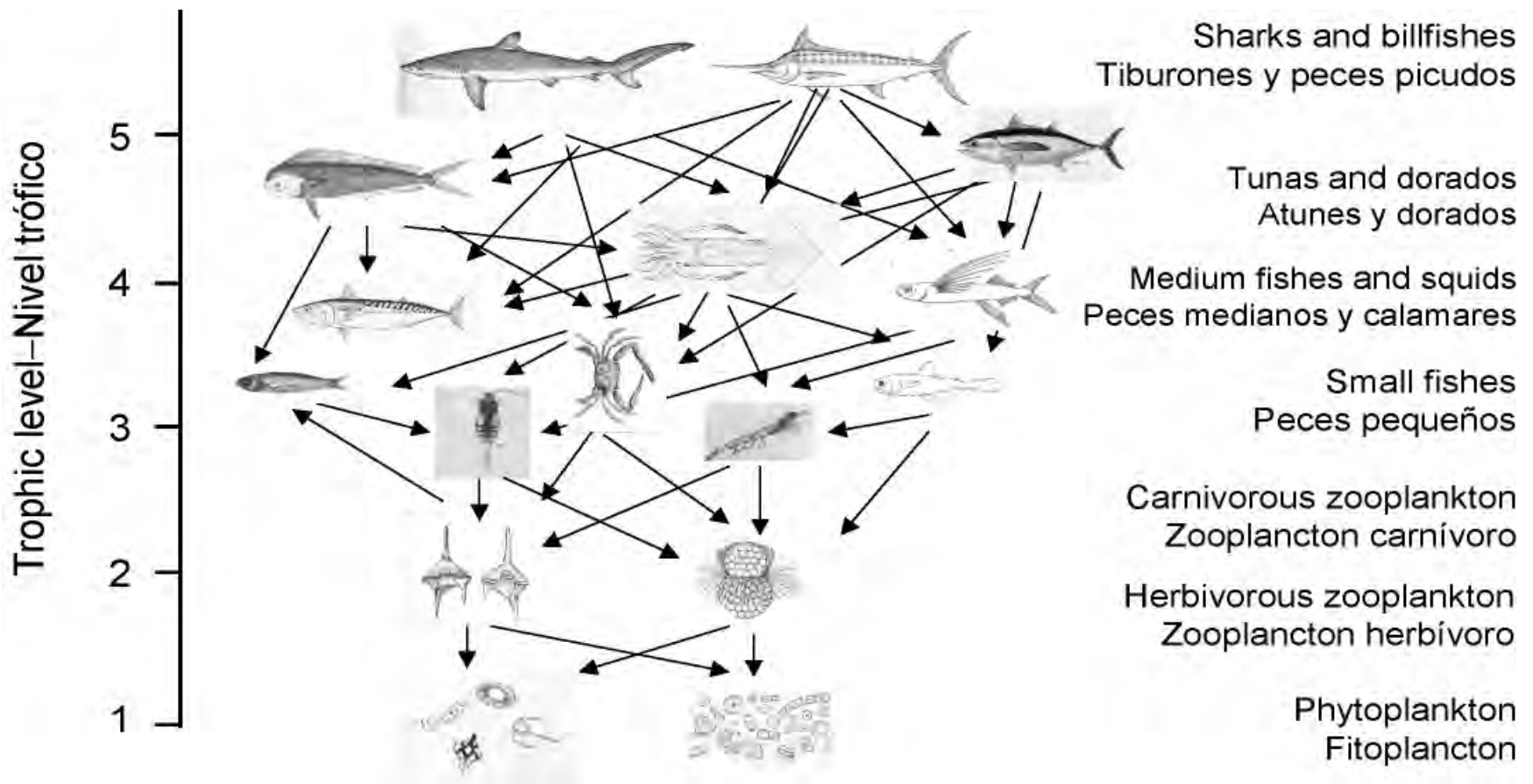


FIGURE 4. Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean.

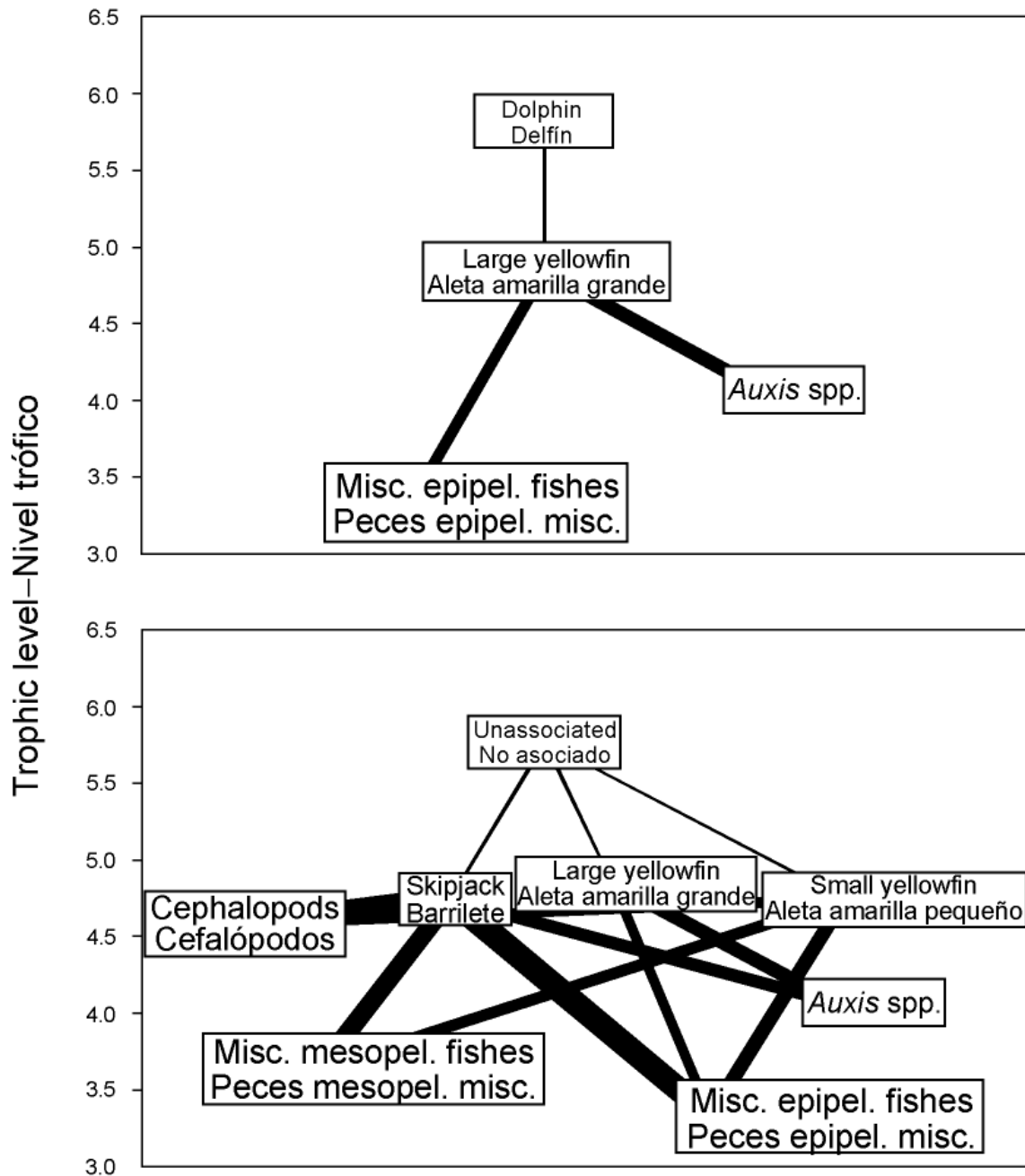


FIGURE 5. Food web diagrams representing the primary flows (accounting for 80% of the total trophic flows) among the principal groups and the purse-seine and longline fisheries in the ETP, averaged over 1993-1997, and their principal prey. The trophic level (TL) of each fishery is defined as the weighted average TL of its catch plus 1.00.

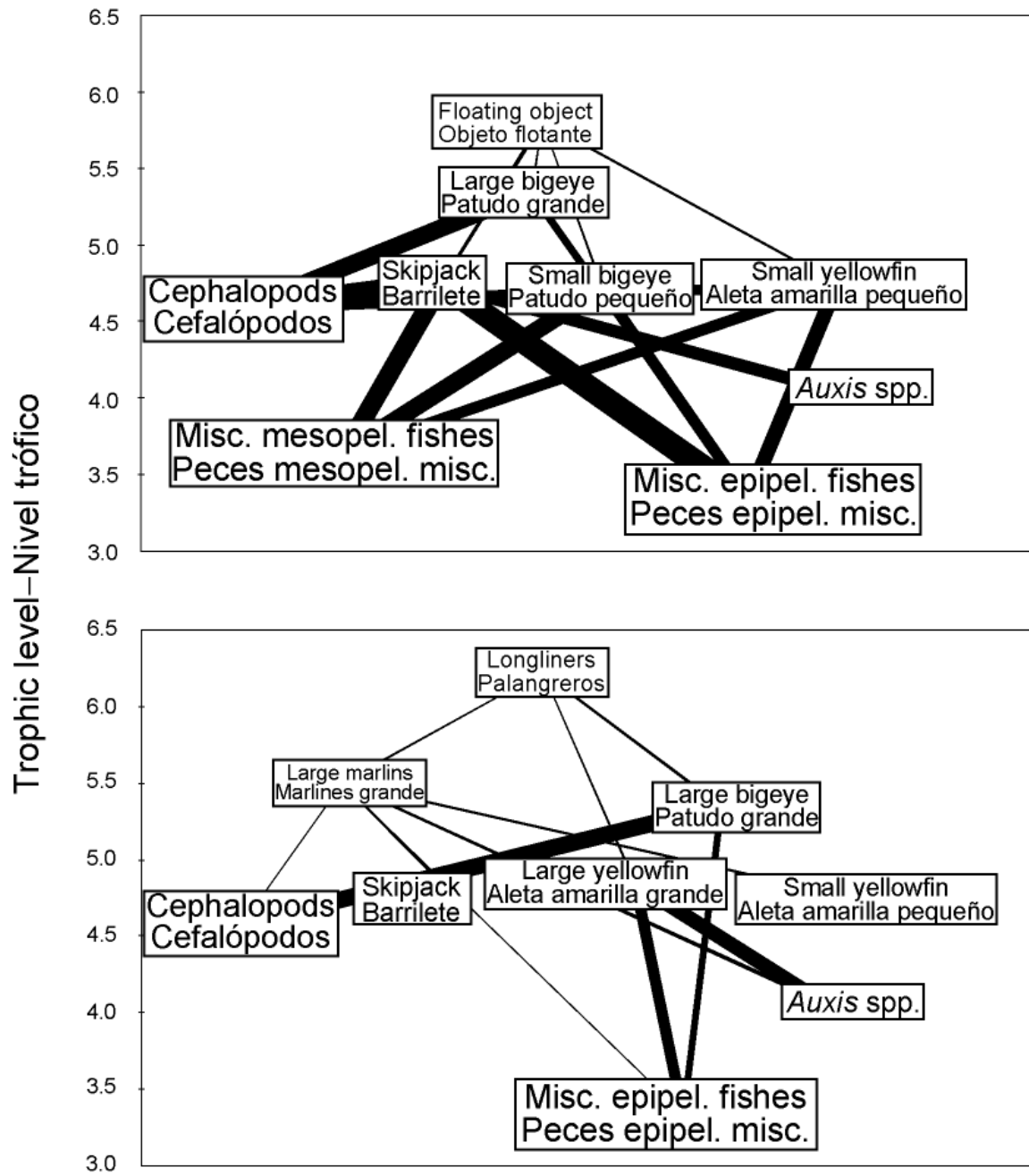


FIGURE 5. (continued)

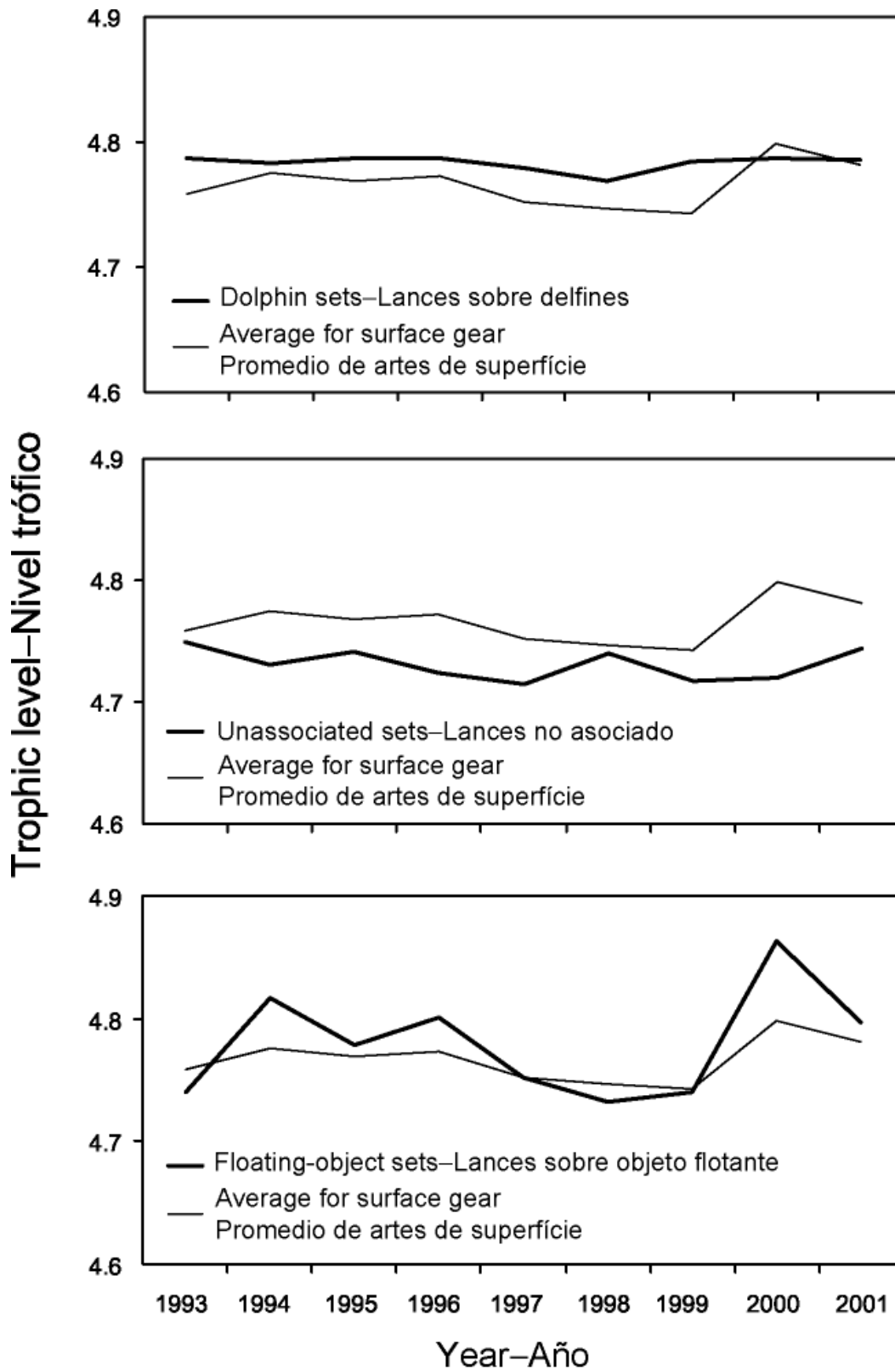


FIGURE 6. Yearly trophic level estimates of the catches (retained and discarded) by the purse-seine fisheries in the eastern tropical Pacific Ocean.

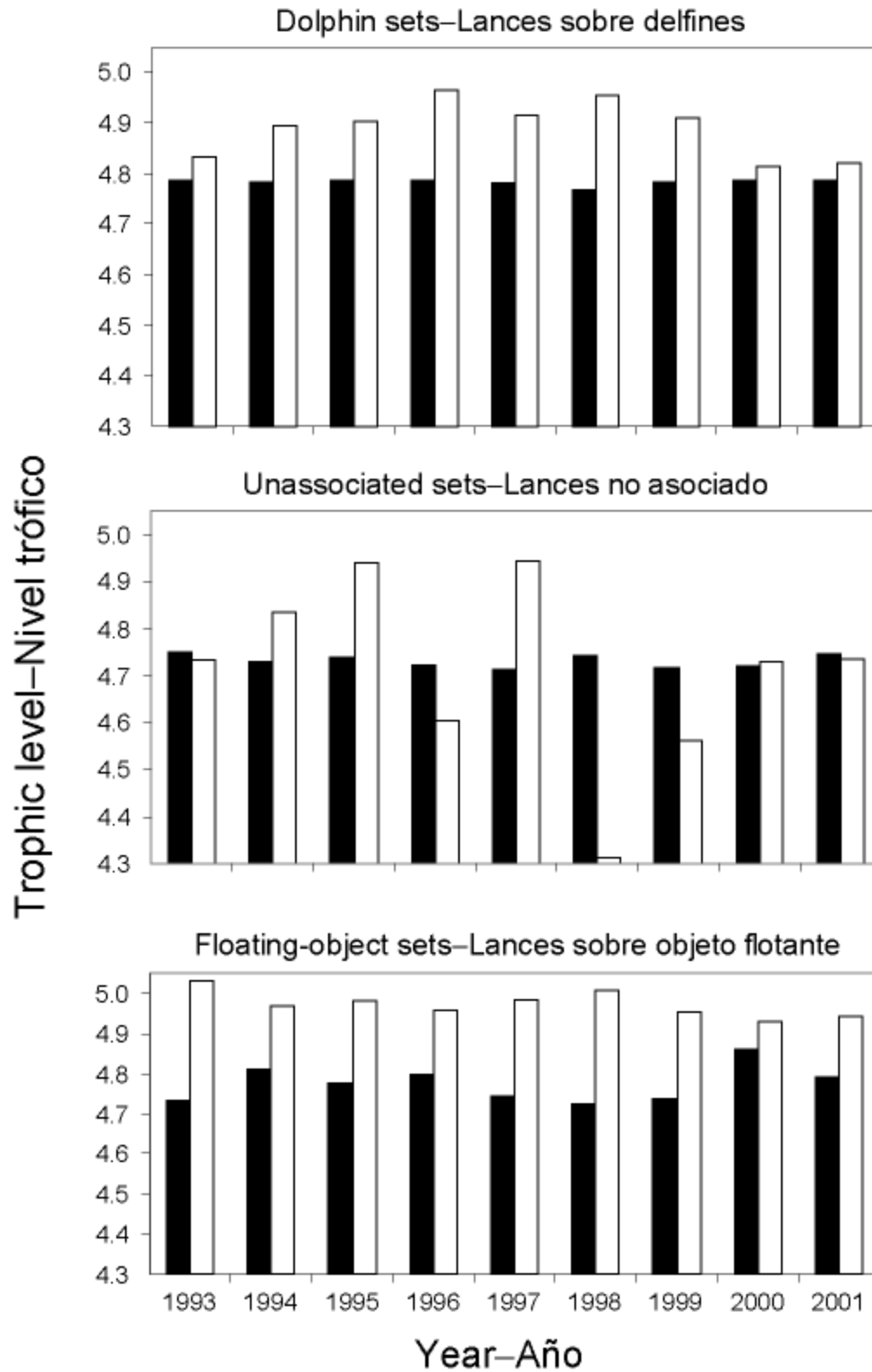


FIGURE 7. Trophic level estimates of the retained catches (solid bars) and discarded catches (open bars) by purse-seine fishing mode in the eastern tropical Pacific Ocean.

TABLE 1. Food-web components of the pelagic ETP ecosystem model. Size ranges are listed for taxa that are separated into small and large ontogenetic groups. The taxa and common names do not necessarily include all the species in the corresponding model group.

Group	Taxa	Common names	Size range
Pursuit birds	Fregatidae, Sulidae, Laridae, Procellariidae, Stercorariidae	Frigatebirds, boobies, terns, shearwaters, petrels, jaegers	
Grazing birds	Oceanitidae, Phalaropodidae	Storm petrels, phalaropes	
Baleen whales	<i>Balaenoptera musculus</i> , <i>B. edeni</i> ¹	Blue, Bryde's whale ¹	
Toothed whales	<i>Tursiops</i> , <i>Grampus</i> , <i>Steno</i> , <i>Globicephala</i> , <i>Peponocephala</i> , <i>Feresa</i> , <i>Pseudorca</i> , <i>Orcinus</i> , <i>Zyphius</i> , <i>Mesoplodon</i> , <i>Kogia</i> , <i>Physeter</i>	Dolphins: bottlenose, Risso's, rough-toothed. Whales: pilot, pygmy killer, false killer, killer, goose-beaked, beaked, pygmy sperm, sperm	
Spotted dolphins	<i>Stenella attenuata</i>	Spotted dolphin	
Mesopelagic dolphins	<i>Stenella longirostris</i> , <i>Stenella coeruleoalba</i> , <i>Delphinus delphis</i> , <i>Lagenodelphis hosei</i> , <i>Lagenorhynchus obliquidens</i>	Spinner dolphin, striped dolphin, common dolphin, Fraser's dolphin, Pacific white-sided dolphin	
Sea turtles	<i>Lepidochelys olivacea</i> , <i>Chelonia mydas</i> , <i>Caretta caretta</i>	Olive ridley, green sea, loggerhead	
Yellowfin tuna (large and small)	<i>Thunnus albacares</i>	Yellowfin tuna	Sm. <90 cm Lg. ≥ 90 cm
Bigeye tuna (large and small)	<i>Thunnus obesus</i>	Bigeye tuna	Sm. <80 cm Lg. ≥ 80 cm
Marlins (large and small)	<i>Makaira indica</i> , <i>M. mazara</i> , <i>Tetrapturus audax</i>	Black marlin, blue marlin, striped marlin	Sm. <150 cm Lg. ≥ 150 cm
Sailfish (large and small)	<i>Istiophorus platypterus</i>	Sailfish	Sm. <150 cm Lg. ≥ 150 cm
Swordfish (large and small)	<i>Xiphias gladius</i>	Swordfish	Sm. <150 cm Lg. ≥ 150 cm
Dorado (large and small)	<i>Coryphaena hippurus</i> , <i>C. equiselis</i>	Common dolphinfish, pompano dolphinfish (mahimahi)	Sm. <90 cm Lg. ≥ 90 cm
Wahoo (large and small)	<i>Acanthocybium solandri</i>	Wahoo	Sm. <90 cm Lg. ≥ 90 cm
Sharks (large and small)	<i>Sphyrna</i> spp., <i>Alopias</i> spp., <i>Isurus oxyrinchus</i> , <i>Carcharhinus</i> spp. (4 species), <i>Prionace glauca</i> , <i>Nasolamia velox</i>	Hammerhead, thresher, mako, blacktip, silky, oceanic whitetip, bull, blue, whitenose	Sm. <150 cm Lg. ≥ 150 cm
Rays	<i>Manta birostris</i>	Manta ray	
Skipjack tuna	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Skipjack tuna	
<i>Auxis</i> spp.	<i>Auxis thazard</i> , <i>A. rochei</i>	Frigate and bullet tuna	

Bluefin tuna	<i>Thunnus orientalis</i>	Pacific bluefin tuna
--------------	---------------------------	----------------------

TABLE 1. (continued)

Group	Taxa	Common names	Size range
Misc. piscivores	<i>Euthynnus lineatus</i> , <i>Sarda orientalis</i> , <i>S. chiliensis</i> , various Carangidae, Gempylidae	Black skipjack, striped bonito, green jack, pilotfish, jack mackerel, rainbow runner, greater amberjack, snake mackerel	
Flyingfishes	Primarily: <i>Exocoetus</i> spp., <i>Hirundichthys</i> spp., <i>Prognichthys</i> spp., <i>Oxyporhamphus micropterus</i>	Flyingfishes	
Misc. epipelagic fishes	Primarily: Clupeidae, Nomeidae, Balistidae, Ostraciidae, Tetraodontidae, Diodontidae, <i>Scomber japonicus</i> , <i>Scomberomorus sierra</i> , Engraulidae	Sardines, herrings, driftfishes, triggerfishes, filefishes, spiny boxfish, oceanic puffer, porcupine fish, chub mackerel, sierra, anchovies	
Misc. mesopelagic fishes	Primarily: Phosichthyidae, Myctophidae	Bristlemouths, lightfishes	
Cephalopods	Primarily: Argonautidae, Octopoteuthidae, Thysanoteuthidae, Ommastrephidae, Enoploteuthidae	Pelagic octopods, argonauts, squids	
Crabs	<i>Pleuroncodes planipes</i> , <i>Portunus xantusii</i> , <i>Euphylax robustus</i>	Red crabs, pelagic crabs	
Secondary consumers	Copepods (carnivorous), misc. micro/meso zooplankton, chaetognaths, pteropods, euphausiids, larval fishes		
Primary consumers	Copepods (herbivorous), flagellates, infusorians, ciliates, nauplii and copepodids, heterotrophic dinoflagellates, heterotrophic nanoflagellates, larval euphausiids		
Producers	Phytoplankton, bacteria		

¹ Other baleen whales occur seasonally in the model area, but they do not feed there (S. Reilly, NOAA, NMFS, La Jolla, California, U.S.A., personal communication; M. Scott, IATTC, La Jolla, California, U.S.A., personal communication), so they were not included in the model.

TABLE 2. Results of the sensitivity analysis for the ETP *Ecosim* simulations, including the effect of 20%, 30%, and 50% changes of the *P/B*, *Q/B*, and *EE* parameters for cephalopods and *Auxis* spp. on the sum of squares (SS) of the model's fit to catch per day's fishing data for yellowfin tuna.

Parameter	Multiplier	Initial value	Modified value	SS	% change in SS
Cephalopods					
<i>P/B</i>	+0.2	2.0	2.4	2.2357	-0.22
<i>P/B</i>	-0.2	2.0	1.6	2.4269	8.32 ¹
<i>P/B</i>	+0.3	2.0	2.6	2.2392	-0.06
<i>P/B</i>	-0.3	2.0	1.4	3.8030	69.74 ¹
<i>P/B</i>	+0.5	2.0	3.0	2.2503	0.44
<i>P/B</i>	-0.5	2.0	1.0	-- ²	
<i>Q/B</i>	+0.2	7.0	8.4	2.2136	-1.20 ¹
<i>Q/B</i>	-0.2	7.0	5.6	2.2614	0.93
<i>Q/B</i>	+0.3	7.0	9.1	2.1667	-3.30 ¹
<i>Q/B</i>	-0.3	7.0	4.9	2.2713	1.38
<i>Q/B</i>	+0.5	7.0	10.5	3.2558	45.31 ¹
<i>Q/B</i>	-0.5	7.0	3.5	2.2900	2.21
<i>EE</i>	+0.2	0.85	1.02	2.2563	0.70 ³
<i>EE</i>	-0.2	0.85	0.68	2.1809	-2.66 ¹
<i>EE</i>	-0.3	0.85	0.595	2.5578	14.16 ¹
<i>EE</i>	-0.5	0.85	0.425	-- ²	
<i>Auxis</i> spp.					
<i>P/B</i>	+0.2	2.5	3.0	2.3053	2.89
<i>P/B</i>	-0.2	2.5	2.0	2.3467	4.74 ⁴
<i>P/B</i>	+0.3	2.5	3.25	2.3586	5.27
<i>P/B</i>	-0.3	2.5	1.75	2.7691	23.59 ^{1,4}
<i>P/B</i>	+0.5	2.5	3.8	2.4959	11.40
<i>P/B</i>	-0.5	2.5	1.3	-- ²	
<i>Q/B</i>	+0.2	25.0	30	2.3224	3.65 ⁴
<i>Q/B</i>	-0.2	25.0	20	2.3234	3.70
<i>Q/B</i>	+0.3	25.0	32.5	2.4556	9.60 ^{1,4}
<i>Q/B</i>	-0.3	25.0	17.5	2.4272	8.33
<i>Q/B</i>	+0.5	25.0	37.5	3.3352	48.86 ^{1,4}
<i>Q/B</i>	-0.5	25.0	12.5	2.7900	24.53
<i>EE</i>	+0.2	0.95	1.14	2.2453	0.21 ³
<i>EE</i>	-0.2	0.95	0.76	2.3444	4.64 ⁴
<i>EE</i>	-0.3	0.95	0.67	2.6630	18.85 ^{1,4}
<i>EE</i>	-0.5	0.95	0.48	-- ²	

¹ The *EE* for miscellaneous mesopelagic fishes is slightly greater than 1.0 for this parameterization.

² The model could not balance with this modified parameter value.

³ Inputted *EE* of 1.0 because *EE*>1.0 cannot be inputted.

⁴ The *EE* for small yellowfin tuna is slightly greater than 1.0 for this parameterization.

MODELADO DE ECOSISTEMA DEL OCEANO PACIFICO ORIENTAL TROPICAL PELAGICO

por

Robert J. Olson y George M. Watters¹

INTRODUCCION

Un enfoque basado en ecosistemas al ordenamiento de pesquerías es importante para poder mantener pesquerías sostenibles y ecosistemas sanos (FAO 1995, NRC 1999). Aunque los objetivos del ordenamiento basado en ecosistemas son difíciles de definir, existe un reconocimiento general que los modelos constituyen una herramienta importante para explorar las consecuencias ecológicas de la pesca y mejorar los conocimientos del funcionamiento de los ecosistemas. Los modelos de balance de masas multiespecíficos procuran representar el ciclo vital de los elementos principales del ecosistema, los flujos de biomasa entre los mismos, y la composición por especie y tamaño de las capturas de las distintas pesquerías.

En su 58ª reunión, en junio de 1997, la CIAT estableció el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental (GTIC) para examinar la cuestión de las capturas incidentales y descartes de todas las especies capturadas en la pesquería atunera con red de cerco en el Océano Pacífico oriental. Uno de los términos de referencia del Grupo de Trabajo fue “definir las relaciones entre las especies objetivo de la pesca y aquellas capturadas incidentalmente, con referencia especial a la sustentabilidad de las capturas de todas estas especies.” Esta proporcionó el ímpetu inicial para desarrollar un modelo de ecosistema para el Pacífico oriental tropical (POT) pelágico. El objetivo fue desarrollar una hipótesis que describiera el ecosistema pelágico en el POT e investigar las implicaciones ecológicas relativas de distintas estrategias de pesca sobre el sistema.

ECOPATH CON ECOSIM

El modelo de ecosistema del POT pelágico fue desarrollado usando *Ecopath con Ecosim (EwE)* (Walters *et al.* 1997, Christensen *et al.* 2000, Walters *et al.* 2000). *EwE* ha sido usado para modelos de varios tipos de ecosistemas en el Océano Pacífico y otros lugares (por ejemplo, Christensen y Pauly 1993). En *Ecopath* se genera un balance de masas a partir de estimaciones de la abundancia de los recursos (biomasas), las tasas de productividad o mortalidad de los mismos, cómo interactúan (composiciones de dieta y tasas de consumo de alimento), y la eficacia con la cual se utilizan los recursos en el ecosistema. En *Ecopath*, el insumo y producción de energía de todos los componentes del modelo necesitan estar en equilibrio, o sea

$$\text{consumo} = \text{producción} + \text{respiración} + \text{alimento no asimilado.} \quad (1)$$

Una vez descrito el ecosistema en *Ecopath*, se examina su comportamiento dinámico con series de tiempo usando *Ecosim*.

EL MODELO DEL POT

Alcance

El modelo del ecosistema pelágico en el POT abarca la zona delineada por 20°N, 20°S, 150°O, y el límite aproximado de la plataforma continental de las Américas, unos 32,8 millones de km². En todo caso posible se promediaron las estimaciones de los parámetros sobre el período de 1993-1997. Se seleccionaron componentes del modelo (Tabla 1) para incluir las principales especies explotadas (atunes y marlines, entre otros), grupos funcionales (tiburones y cefalópodos, por ejemplo), especies sensibles (tortugas y delfines, por ejemplo), y una especie que vive en el sistema durante una parte del año solamente (atún aleta azul del Pacífico). La agregación y desagregación de los grupos del modelo dependió no sólo de la

¹ NOAA Fisheries, Pacific Fisheries Environmental Laboratory, 1352 Lighthouse Avenue, Pacific Grove, California 93950, USA

importancia percibida de los animales en el sistema, sino también de la disponibilidad de información sobre los varios grupos taxonómicos, diferencias y similitudes en su biología, y su ciclo vital en el océano (por ejemplo, distribución epipelágica o mesopelágica). Se separaron en dos grupos ontogénicos, de acuerdo a los rangos de tamaño en la Tabla 1, los grupos taxonómicos de ontogenia trófica considerable y los que son capturados por distintas artes de pesca a distintos tamaños. La versión actual del modelo contiene 36 componentes.

Parámetros

Las estimaciones de los parámetros iniciales de *Ecopath*, *B*, *P/B*, *Q/B*, *EE*, para cada componente del modelo provinieron de varias fuentes. Olson y Watters (2003) resumieron las fuentes, justificaciones, y supuestos de las estimaciones iniciales y revisadas de estos parámetros y de la composición de la dieta.

Se estimaron los promedios de 1993-1997 de las capturas retenidas y descartadas de las especies objetivo (atunes por artes de superficie y atunes y peces picudos por palangre), y de las capturas incidentales de las especies no objetivo, para cada componente del modelo por arte de pesca (red de cerco, palangre, y caña) y modalidad de pesca de cerco (sobre atunes asociados con delfines, asociados con objetos flotantes, o no asociados). Todos estos datos de captura provinieron de las bases de datos de la CIAT sobre atunes, capturas incidentales, y descartes. No se incluyen en el modelo pequeñas pesquerías locales costeras y artesanales, debido a falta de datos. Se supone que la biomasa de las exportaciones (animales que salen del ecosistema) es igual a la biomasa de las importaciones.

Son necesarios parámetros de transición ontogénica para los grupos taxonómicos separados en dos grupos ontogénicos, o grupos divididos (Olson y Watters 2003: Tabla 7). Estos incluyen información del ciclo vital de funciones de crecimiento, relaciones peso-talla, parámetros de reproducción, y parámetros de reclutamiento.

Análisis del modelo

El modelo del ecosistema del POT fue sometido a una revisión extensa. Se formaron dos grupos de trabajo específicamente para desarrollar y evaluar el modelo. En primer lugar, los participantes en el GTCI establecieron un subgrupo, Estudios y Modelado Ecológicos (EME), para supervisar y revisar el modelo. Los miembros del GTCI acordaron, en su primera reunión en julio de 1998, que *Ecopath con Ecosim* constituye un buen punto de partida para modelar la dinámica del ecosistema en el POT (CIAT 1998). En una reunión del subgrupo EME en abril de 1999 (CIAT 1999b), los participantes discutieron numerosos aspectos del ecosistema pelágico en el POT y la información necesaria para construir modelos de estado estacionario y dinámicos del mismo. El modelo fue analizado en esa reunión, y se recomendaron ocho temas prioritarios para la revisión y calibración del modelo. En el curso del año subsiguiente se llevaron a cabo siete de éstos, concretamente añadir más grupos al modelo, definir de nuevo la zona del mismo, realizar un análisis espectral por tamaño del organismo, evaluar la importancia relativa de procesos forzados desde arriba e impulsos ambientales forzados desde abajo, comparar las predicciones del modelo con las evaluaciones de poblaciones de la CIAT, evaluar la sensibilidad de las trayectorias de biomasa estimadas por *Ecosim*, e incorporar datos recientes sobre capturas incidentales en la pesquería palangrera.

Un segundo grupo de trabajo, sobre Implicaciones Ecológicas de Estrategias Alternativas de Pesca de Depredadores Apice, fue subvencionado por el Centro Nacional para Análisis y Síntesis Ecológicas (NCEAS) en Santa Barbara, California (www.nceas.ucsb.edu) para supervisar y revisar el modelo de ecosistema. El grupo analizó y balanceó la primera versión del modelo, y lo usó para varios análisis del ecosistema.

Análisis de sensibilidad

El modelo se basa en una de varias hipótesis posibles para describir el ecosistema pelágico en el POT. Gran parte de la información sintetizada en el modelo es incierta (descrita por Olson y Watters, 2003). Se analizó la sensibilidad del modelo, tanto para el balance de masas de *Ecopath* como para las trayecto-

rias dinámicas predichas por *Ecosim*. En primer lugar, se variaron los parámetros básicos de insumo *B*, *P/B*, *Q/B*, y *EE* por -50% y +50% (en pasos de 10%) para cada grupo y se calculó el cambio porcentual resultante en cada uno de los parámetros de insumo computados por *Ecopath* para todos los demás grupos. Se resumieron los resultados de este análisis con un índice de sensibilidad (Figura 1). El índice representa el número de parámetros afectados $\pm 30\%$ o más para cada grupo.

El balance de masas de *Ecopath* fue relativamente poco sensible a los valores de los parámetros para la mayoría de los grupos (Figura 1). Variar los parámetros para cuatro grupos que ocupan los niveles tróficos más altos, un grupo intermedio, y tres grupos cerca del fondo de la red de alimentación indicó una sensibilidad del modelo entre baja y mediana. Para las ballenas barbadas la sensibilidad del modelo fue cero. Sin embargo, el análisis demostró que cambios en los parámetros de dos grupos, cefalópodos y melvas, ejercen la mayor influencia sobre el sistema (Figura 1). Estos grupos ocupan niveles tróficos medianos, y muchos de los depredadores de nivel alto se alimentan de ellos. Se sabe poco acerca de las melvas y de las muchas especies de cefalópodos en el POT, y estudios de estos dos grupos serían tal vez la forma más eficaz de ampliar nuestros conocimientos del ecosistema del POT.

Ya que la sensibilidad del balance de masas de *Ecopath* fue máxima a los parámetros de cefalópodos y melvas, se concentró la segunda parte del análisis de sensibilidad en estos dos grupos. Se evaluó la sensibilidad de las trayectorias de biomasa estimadas por *Ecosim* a cambios en los parámetros básicos para estos grupos. Se cambió *P/B*, *Q/B*, y *EE* para los cefalópodos y melvas un 20%, 30%, y 50%, y se evaluó el ajuste de las biomásas predichas a datos de CPUE para el atún aleta amarilla (CIAT 1999a, Figura 31). Este análisis de sensibilidad (Tabla 2) señaló que reducciones en la suma de cuadrados (SS) de los ajustes, indicando una mejora con respecto a los valores iniciales, ocurrieron en tan sólo unos pocos casos. Las mejoras en las SS fueron leves, y en la mayoría de los casos los ajustes fueron peores. Para los cefalópodos, 5 de los 14 ajustes produjeron cambios negativos en SS con respecto al ajuste con los valores iniciales, pero la mejora máxima en SS fue de solamente 3,3%. Cambios positivos en los valores de SS, indicando un ajuste peor, alcanzaron hasta un 69,7%. Para las melvas, ninguna de las variaciones de los parámetros produjo un ajuste mejor a los datos de CPUE de aleta amarilla (Tabla 2).

Ajuste del modelo a datos históricos

Se ajustó el modelo de ecosistema del POT a series de tiempo históricas sobre los atunes aleta amarilla y patudo. Se establecieron las condiciones iniciales para el ajuste simulando un período de 51 años sin esfuerzo de pesca, y luego incorporando una serie histórica de esfuerzo de pesca para cada una de las cinco artes y modalidades de pesca en el modelo de 1961 a 1998. Una simulación de 51 años sin pesca permite a la biomasa de los grupos del modelo alcanzar el equilibrio a niveles más altos, cercanos posiblemente a las condiciones no explotadas o de explotación temprana. Se estandarizaron las estimaciones de esfuerzo de pesca (días de pesca para los tres tipos de lance cerquero y buques cañeros; número de anzuelos para palangres) de 1961-1998 al esfuerzo en 1993 (Figura 2). Se usó el climate driver empírico, descrito en la sección de ***Impulsos ambientales***, para 1910-1998 a fin de incluir en la simulación los efectos de variación climática sobre la red de alimentación.

Se ajustó el modelo de ecosistema a estimaciones independientes de biomasa y tasas de mortalidad total media para aleta amarilla grande y pequeño (Figura 2) y patudo grande y pequeño (Figura 3) durante 1975-1998. Estas estimaciones independientes provienen de evaluaciones de poblaciones realizadas en 1999 (Maunder y Watters 2001, Watters y Maunder 2001). En el caso del aleta amarilla grande, se usó la estimación de la biomasa al principio de cada año para peces en el séptimo trimestre o más después del reclutamiento a las pesquerías. En el caso del patudo grande, se usó la estimación de la biomasa al principio de cada año para peces en el noveno trimestre o más después del reclutamiento a las pesquerías. Para el aleta amarilla y patudo pequeños, se restaron las estimaciones de biomasa para los peces grandes de las estimaciones de biomasa total. Se escalaron todas las estimaciones de biomasa a las biomásas en 1993 y fueron tratadas como CPUE. Para ajustarlas se ajustó repetidamente la tasa de vulnerabilidad (v , ecuación (5), Olson y Watters, en prensa) para los vínculos depredador-presa a fin de reducir al mínimo

los errores de suma de cuadrados (SS). Al estimar las tasas de vulnerabilidad, se agruparon componentes similares del modelo en varias formas a fin de explorar la hipótesis que los animales que desempeñan papeles comparables en el ecosistema serían vulnerables a la depredación de forma comparable. Por ejemplo, se estimó una ν separada para depredadores ápice (definidos como los grupos en los niveles tróficos $> 5,0$), depredadores (niveles trófico 4,0-5,0), y presas (niveles tróficos $< 4,0$). Ninguno de los escenarios alternativos de vulnerabilidad fue mejor (SS menor y parametrización más parsimoniosa) que la estimación con una sola ν común. La mejor estimación de ν fue 0,2429. En las Figuras 2 y 3 se ilustran los ajustes a las CPUE de aleta amarilla y patudo, respectivamente. Los ajustes para el aleta amarilla fueron considerablemente mejores que los del patudo. Los ajustes para el aleta amarilla capturaron el régimen de reclutamiento aparentemente mayor de 1985-1998 (Maunder y Watters 2002) (Figura 2), pero los ajustes para el patudo no reflejan el aumento en la CPUE observado durante 1984-1987 (Figura 3).

RESULTADOS

Los diagramas de la red de alimentación son útiles para representar la estructura y flujos de los ecosistemas. En la Figura 4 se presenta un diagrama simplificado, con niveles tróficos (NT) aproximados. Los tiburones (NT promedio 5,25) y peces picudos (NT promedio 5,08) son depredadores del nivel más alto. Los atunes y otros peces pelágicos (el dorado, por ejemplo) ocupan NT ligeramente más bajos. Los peces pelágicos menores (melvas, por ejemplo) y cefalópodos constituyen el alimento principal de muchos de los depredadores de nivel alto en el ecosistema. Los peces pequeños y crustáceos se alimentan de dos grupos de zooplancton, y el zooplancton herbívoro se alimenta de los productores, fitoplancton y bacterias.

Nivel trófico de las pesquerías

En ecosistemas pelágicos explotados, las pesquerías a menudo actúan como depredadores ápice. Los diagramas de red de alimentación en la Figura 5 ilustran los flujos primarios medios, que responden del 80% de los flujos tróficos totales entre los grupos del modelo y las pesquerías cerquera y palangrera en el POT durante 1993-1997. De las distintas pesquerías atuneras, la pesca sobre delfines con red de cerco abarca la red trófica más sencilla. Se estimó el NT medio ponderado de la captura (retenida y descartada) en lances sobre delfines en 4,78, el más alto de todas las pesquerías excepto la palangrera. Se define el NT de cada pesquería como el NT medio ponderado de su captura más 1,00. Los lances cerqueros sobre atunes no asociados abarcan una red trófica más diversa que los lances sobre delfines, y capturan atunes más pequeños (Figura 5). El NT medio ponderado de la captura de esa pesquería fue por lo tanto ligeramente menor, 4,72. Los lances cerqueros sobre objetos flotantes abarcan una red trófica más diversa que los otros dos tipos de lance cerquero (Figura 5); ya que la captura incidental en este tipo de lance (no ilustrada debido a su mínima contribución a la captura total) es mayor que la de los otros dos tipos de lance, el NT medio de la captura (4,77) fue ligeramente mayor que aquél de los lances sobre atunes no asociados. La pesquería palangrera abarca una red trófica asimismo diversa (Figura 5), y captura peces grandes. El NT medio ponderado de su captura (5,19) fue considerablemente mayor que los de las otras pesquerías. La pesquería cañera (no ilustrada en la Figura 5) captura principalmente atunes pequeños, más algunos tiburones. Se estimó el NT medio de su captura en 4,72, igual que para los lances cerqueros sobre atunes no asociados. En general, el modelo de ecosistema estimó el NT medio ponderado de la captura de todas las pesquerías durante 1993-1997 en 4,83.

Se estimó también el nivel trófico de años individuales para la serie de tiempo de capturas totales de las pesquerías de superficie de 1993-2001. Se estimaron los NT mediante la aplicación de los NT estimados con el modelo base (del promedio de las capturas de 1993-1997), ponderado por los datos de captura por pesquería y año para todos los grupos del modelo de las bases de datos de la CIAT de atunes, captura incidental, y descartes. Los NT de las capturas totales de todas las pesquerías de superficie variaron ligeramente entre años (Figura 6: Promedio de artes de superficie). Los NT medios estimados más bajos fueron los de 1998 y 1999, seguidos por el mayor aumento en NT en 2000. El NT medio disminuyó de nuevo ligeramente en 2001, a casi el mismo nivel que en 1994-1996. El NT de los lances sobre objetos flo-

tantes varió más que los de las otras pesquerías, debido a la variabilidad interanual en el tamaño de los atunes capturados y la composición por especies de la captura incidental en ese tipo de lance. La tendencia en el NT de los lances sobre objetos flotantes pareció influir sobre la tendencia del NT de las capturas de superficie más que las de las otras pesquerías (Figura 6).

Se estimó también por separado el nivel trófico de años individuales para la serie de tiempo de capturas retenidas y descartadas de las pesquerías de superficie de 1993-2001 (Figura 7). Los NT de las descargas fueron bastante estables entre años. De nuevo, la distribución por tamaño de los atunes influyó sobre la tendencia en las descargas. Esto fue especialmente importante para los lances sobre objetos flotantes, que demostraron más variación en el NT de las descargas que las demás pesquerías. Los NT de los descartes variaron considerablemente. La mayor variación ocurrió en los lances sobre atunes no asociados. El mayor cambio en el NT de los descartes en dichos lances de un año al otro (0,63) ocurrió entre 1997 y 1998 (Figura 7). En 1997 los descartes fueron dominados por tiburones grandes (274 toneladas, NT 5,1), seguidos por 82 toneladas de mantas (NT 3,9), 60 toneladas de patudo grande (NT 5,3), y 60 toneladas de tiburones pequeños (NT 5,4). En 1998, sin embargo, fueron dominados por 385 toneladas de mantas (NT 3,9), seguidas por 121 toneladas de tiburones grandes (NT 5,1) y cantidades bajas (25 toneladas) de dorado pequeño (NT 4,8). Queda claro que el NT medio de los descartes de lances no asociados disminuyó considerablemente en 1998.

El examen de la variabilidad de los niveles tróficos de las descargas y descartes podría ser útil para establecer criterios para cuantificar del efecto de la pesca sobre el ecosistema. El modelo del POT predice que la pesca sobre animales de nivel trófico alto ejerce el mayor efecto de arriba hacia abajo sobre el ecosistema. Sin embargo, no se ha establecido si la variabilidad en los NT observados en las Figuras 6 y 7 son importantes.

REFERENCIAS

- Christensen, V., and D. Pauly. (eds.). 1993. Trophic Models of Aquatic Ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26: 390 p.
- Christensen, V., C. Walters, and D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim: a User's Guide, October 2000 Edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 130 pp.
- FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO (U.N. Food and Agriculture Organization), Rome. 41 pp.
- IATTC. 1998. Purse-seine bycatch working group, 1st meeting 8-9 July, 1998. Chairman's Report. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California, USA. 10 pp.
- IATTC. 1999a. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.: 310 pp.
- IATTC. 1999b. Working subgroup on ecological studies and modeling. Report of the 1st meeting. April 26-28, 1999. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., La Jolla, California, USA. 10 pp.
- Maunder, M.N., and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N., and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Rep. 2: 5-90.
- NRC. 1999. Sustaining Marine Fisheries. National Research Council. National Academy Press, Washington D.C.: 164 pp.
- Olson, R.J., and G.M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., Bull., 22 (3): in press.

- Walters, C., V. Christensen, and D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7: 139-172.
- Walters, C., D. Pauly, V. Christensen, and J. Kitchell. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems* 3: 70-83.
- Watters, G.M., and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Rep.* 1: 109-210.

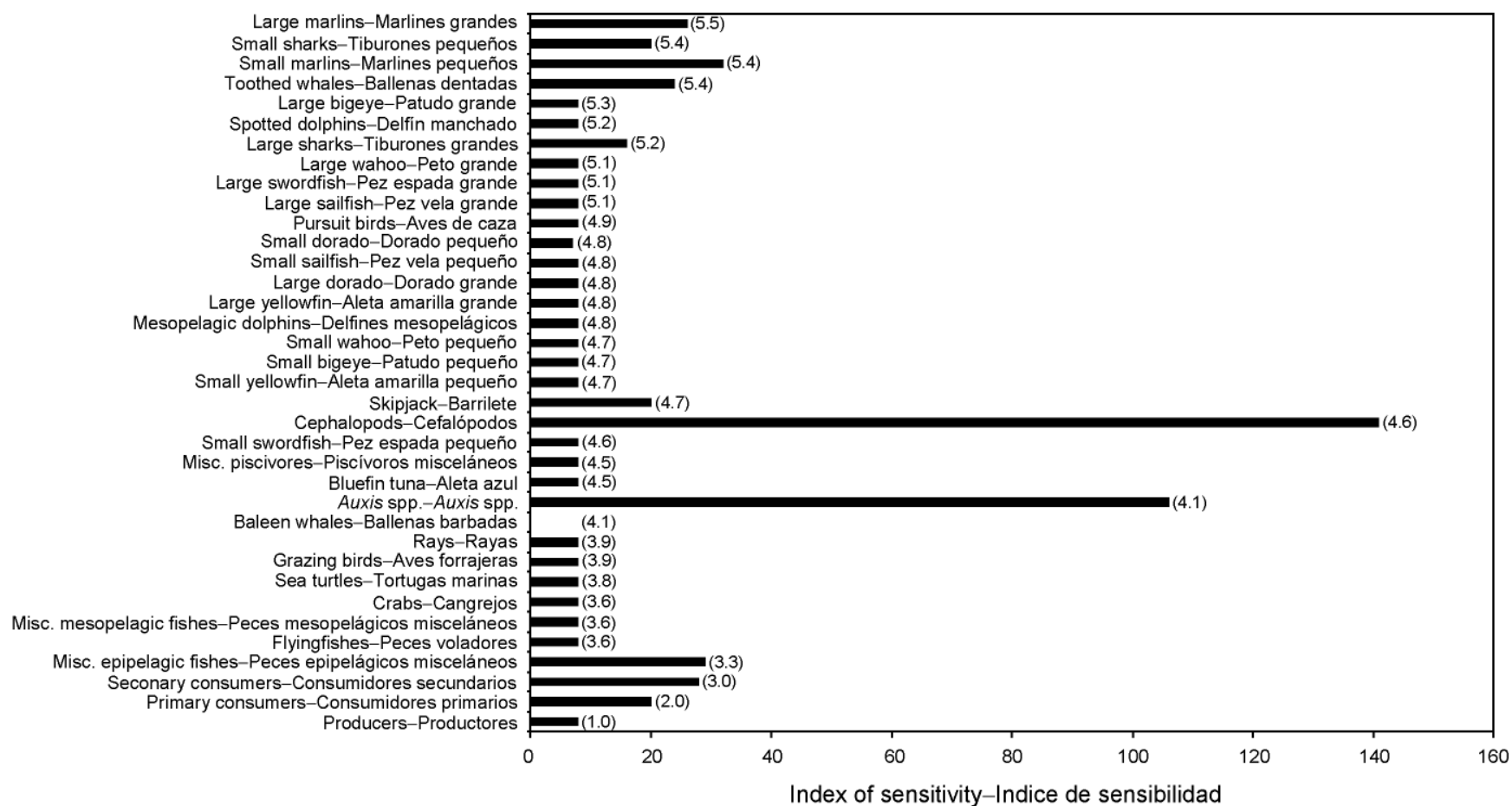


FIGURA 1. Resultados del análisis de sensibilidad para el modelo del ecosistema del POT, usando un índice de sensibilidad (el número de parámetros para otros grupos afectados al menos 30% con cambios de ± 10 –50% en los parámetros de entrada del grupo nombrado en el eje y). Se clasifican los grupos del modelo por nivel trófico (valor en paréntesis).

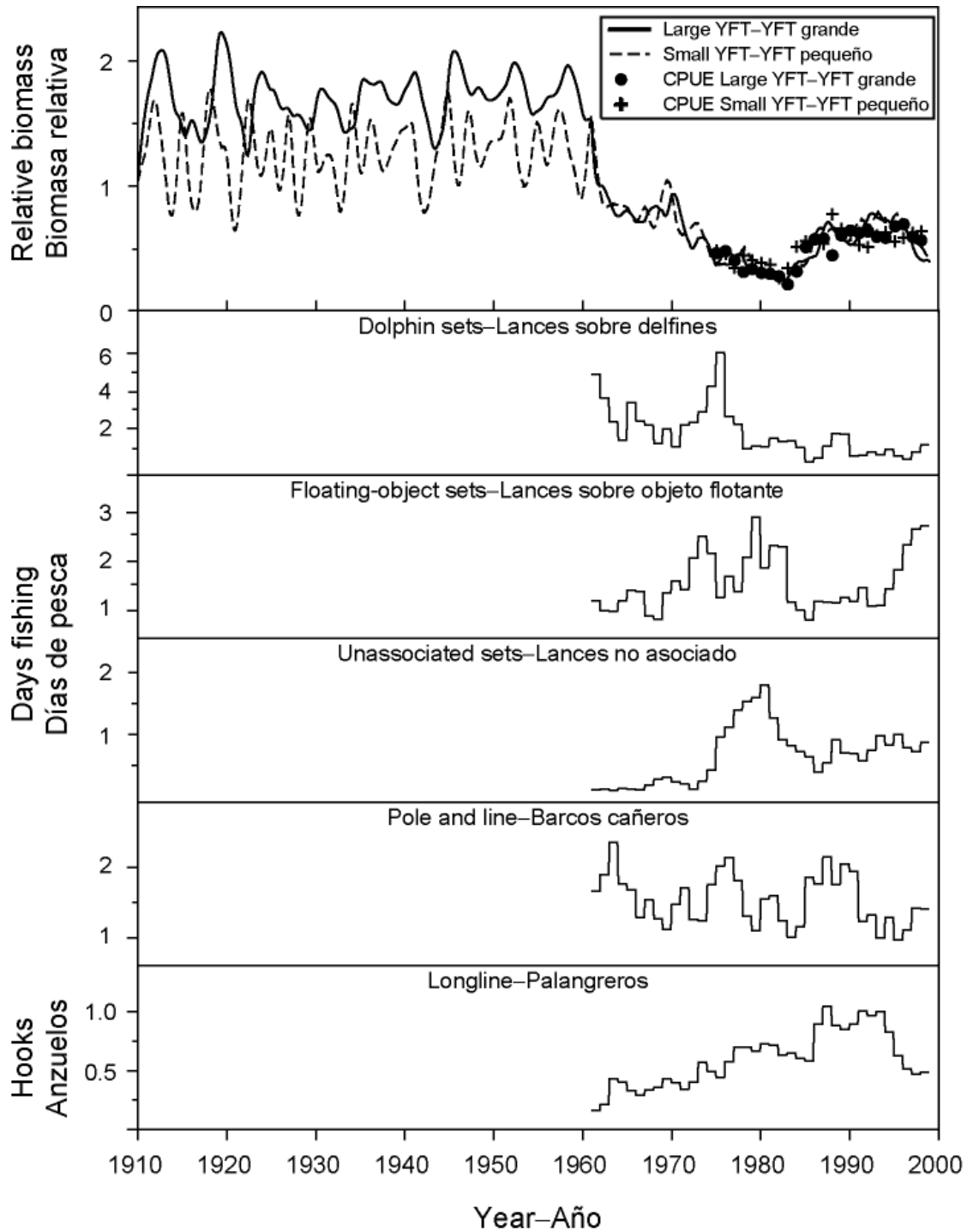


FIGURA 2. Resultados de la simulación (recuadro superior) de ajustar el modelo del ecosistema del POT a series de tiempo históricas de esfuerzo de pesca de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental. Las series de tiempo de esfuerzo (días de pesca para tres modalidades de pesca cerquera y pesca con caña y anzuelo; número de anzuelos para palangres) están estandarizadas al esfuerzo en 1993 para cada arte (cinco recuadros inferiores). En la simulación no hubo esfuerzo de pesca, sino solamente efectos climáticos, entre 1910 y 1961. En la Figura 3 se ilustra el simulador del clima. Los ejes y de los recuadros usan escalas diferentes. YFT = atún aleta amarilla.

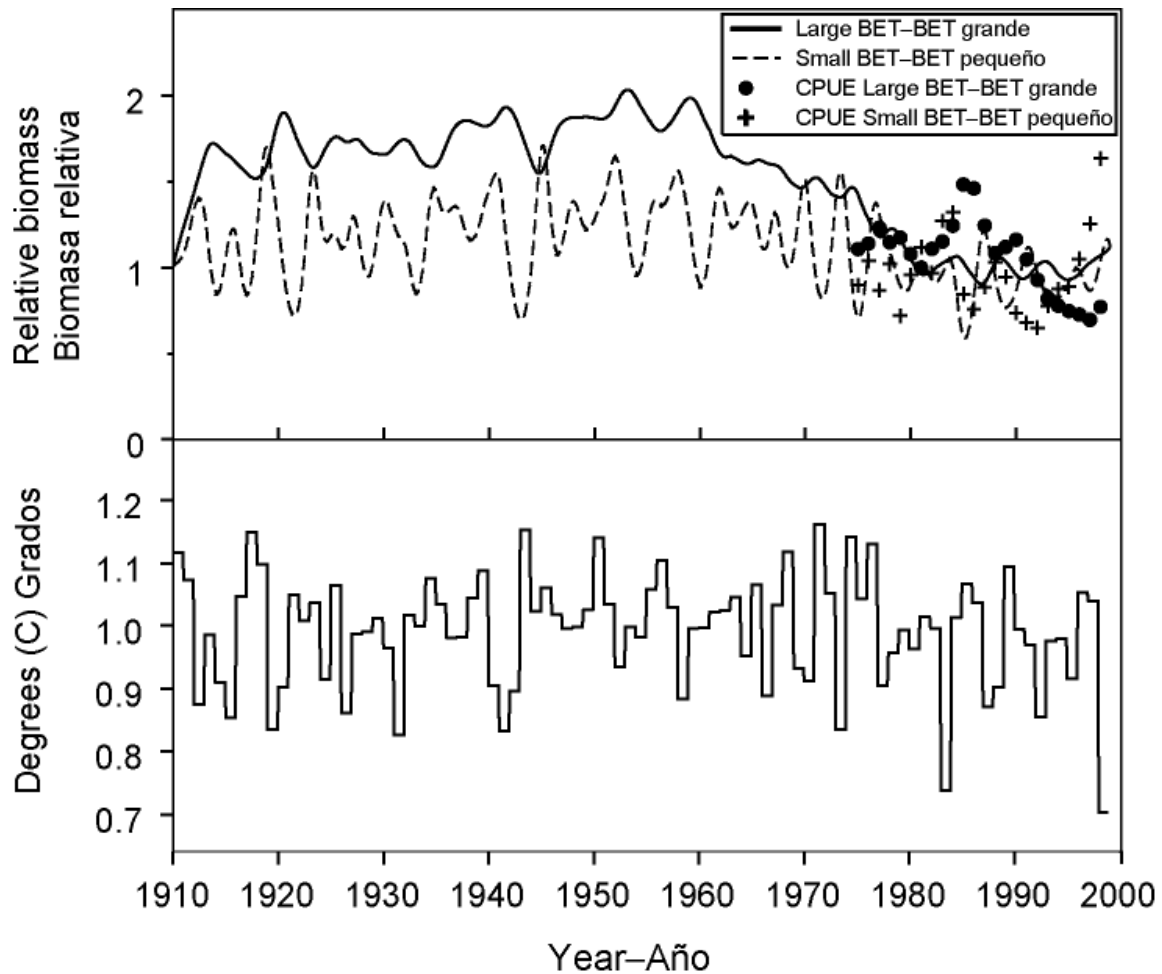


FIGURA 3. Resultados de la simulación (recuadro superior) de ajustar el modelo del ecosistema del POT a series de tiempo históricas (ilustradas en la Figura 2) de esfuerzo de pesca de atún patudo en el Océano Pacífico oriental. El recuadro inferior ilustra las anomalías de las TSM en la región NIÑO3 durante 1910-1998, usadas para simular el clima. El Centro de Predicción del Clima del Servicio Nacional Meteorológico de EE.UU. define la región NIÑO3 del Pacífico oriental ecuatorial como la zona delimitada por 5°N-5°S, 150°-90°O. BET = atún patudo.

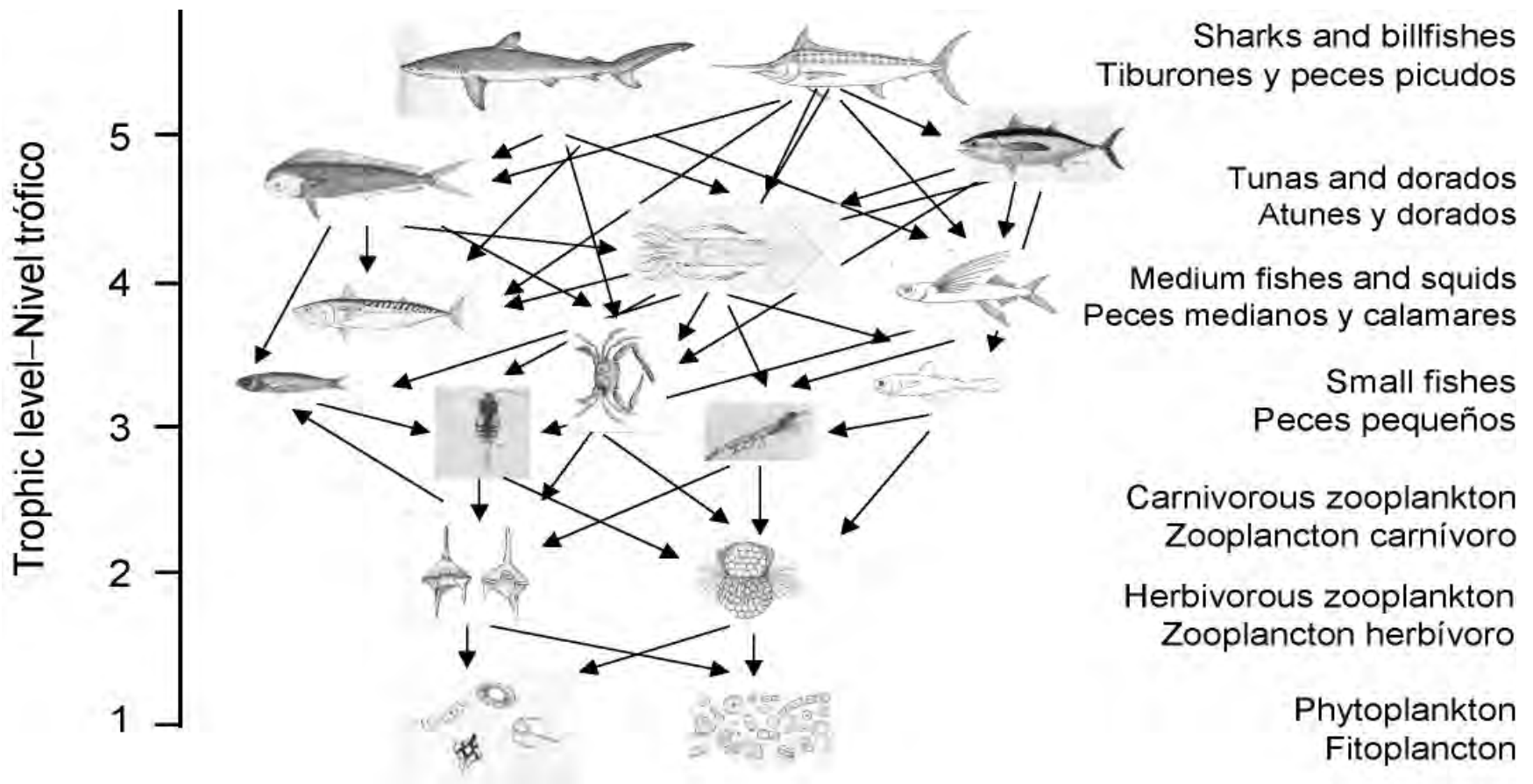


FIGURA 4. Diagrama simplificado de la red de alimentación del ecosistema pelágico del Océano Pacífico oriental tropical.

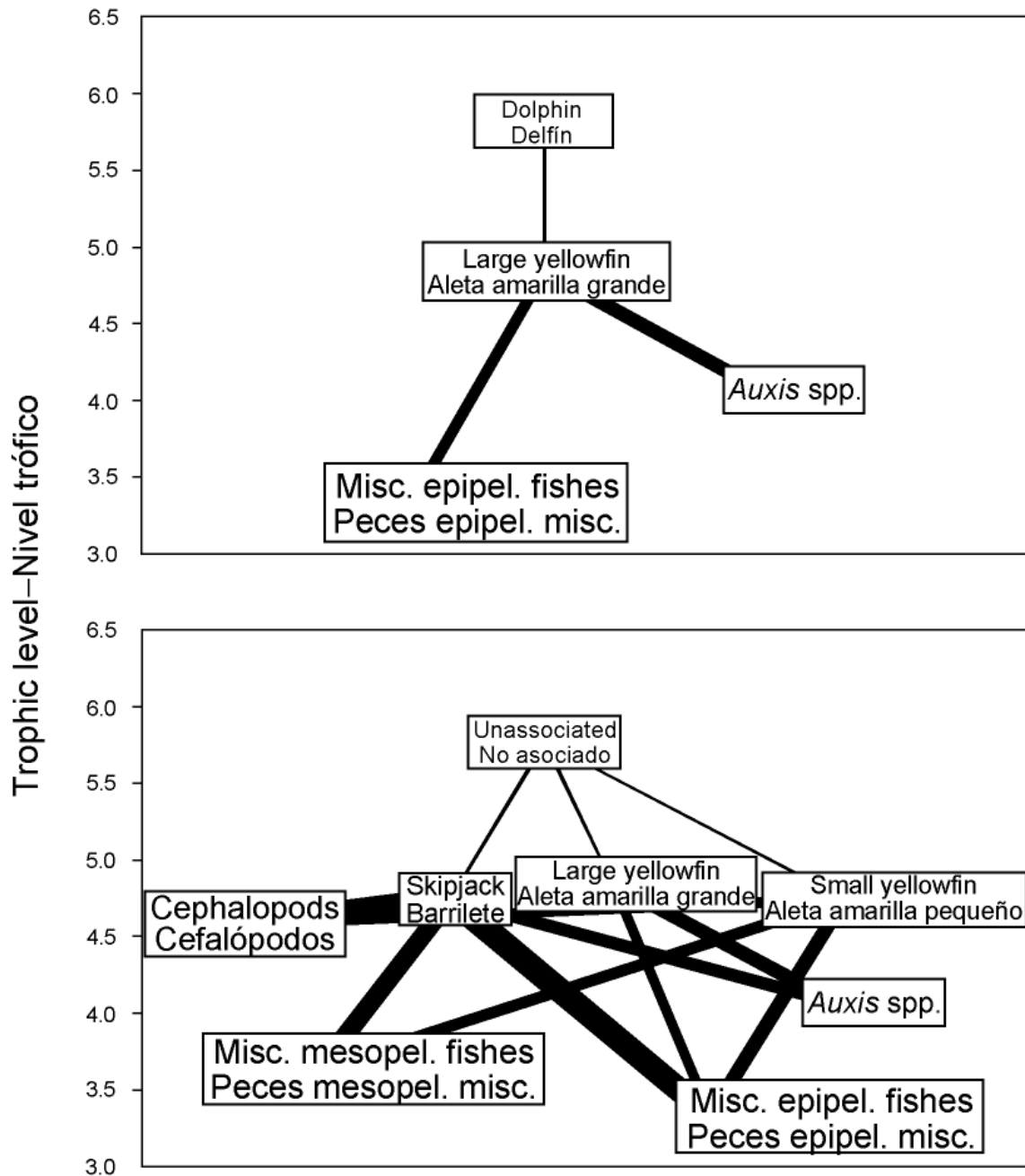


FIGURA 5. Diagramas de la red de alimentación representando los flujos primarios (que responden del 80% de los flujos tróficos totales) entre los grupos principales y las pesquerías cerquera y palangrera en el POT (promedios de 1993-1997), y sus presas principales. Se define el nivel trófico (NT) de cada pesquería como el NT promedio ponderado de su captura más 1.00.

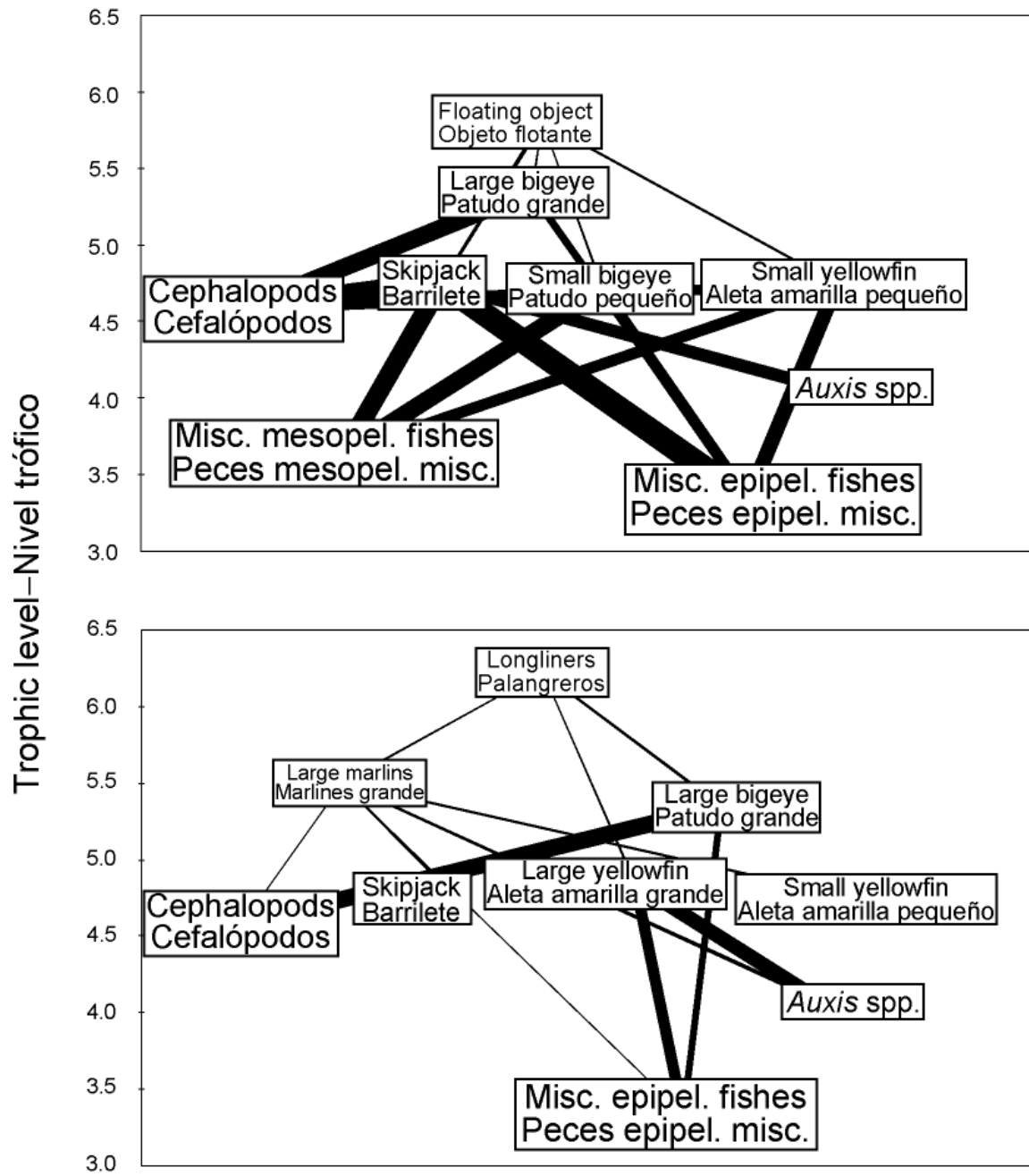


FIGURA 5. (continuación)

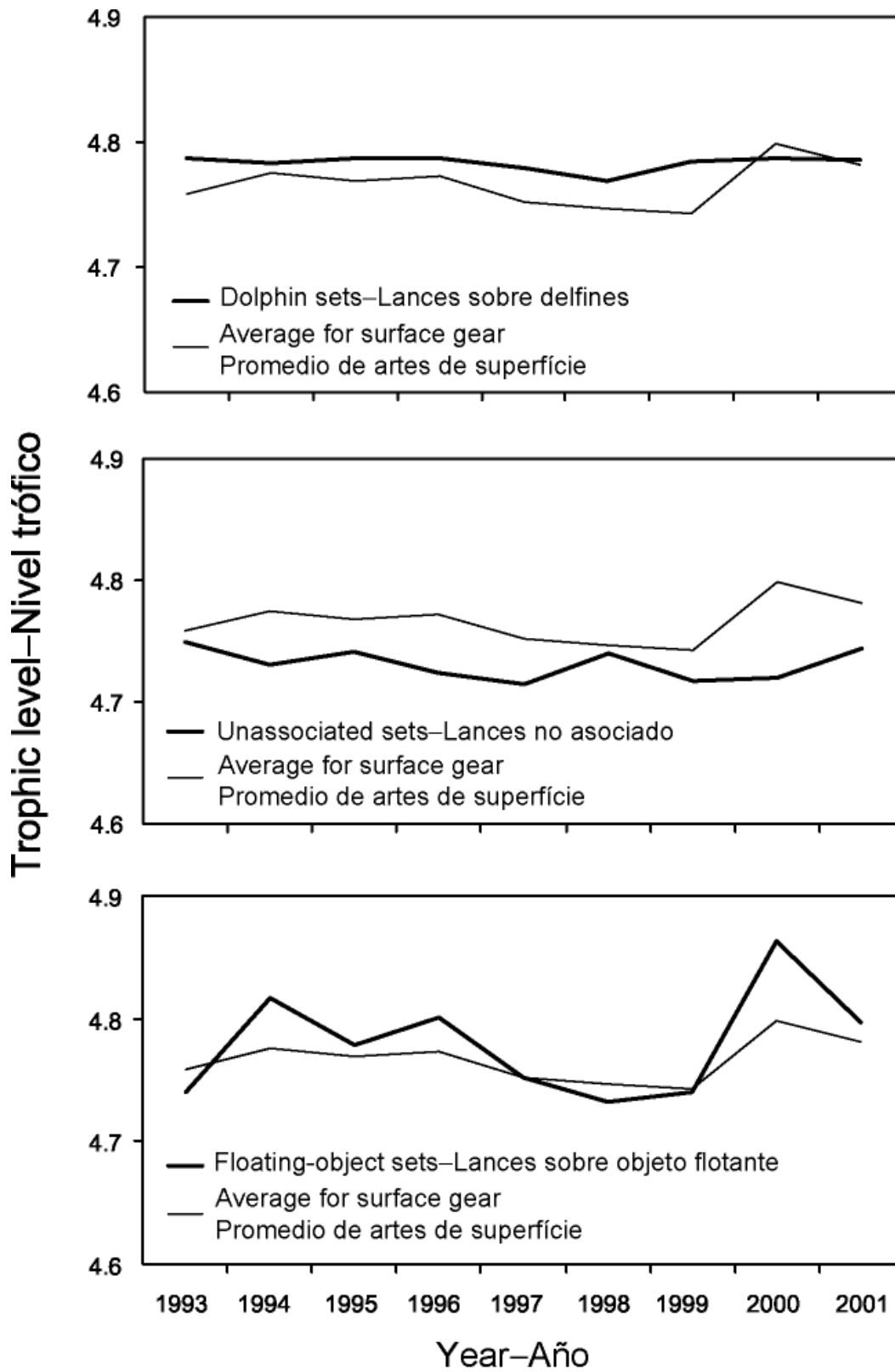


FIGURA 6. Estimaciones anuales del nivel trófico de las capturas (retenidas y descartadas) por las pesquerías cerqueras en el Océano Pacífico oriental tropical.

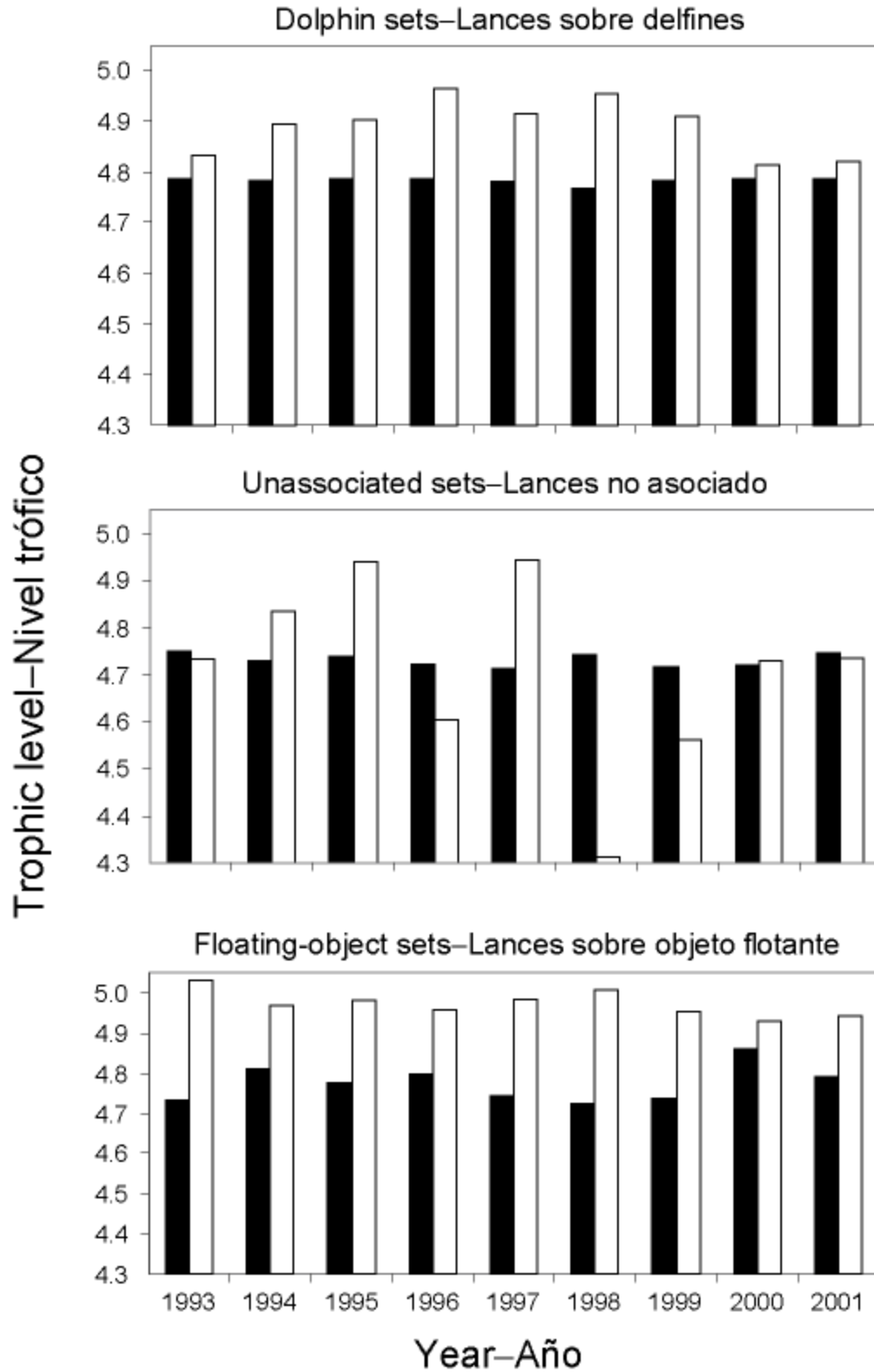


FIGURA 7. Estimaciones del nivel trófico de las capturas retenidas (barras sólidas) y descartadas (barras blancas) por modalidad de pesca cerquera en el Océano Pacífico oriental tropical.

TABLA 1. Componentes de la red de alimentación del modelo del ecosistema pelágico del POT. Se detallan rangos de tallas para grupos del modelo subdivididos en grupos ontogénicos grandes y pequeños. Los grupos taxonómicos y los nombres comunes no incluyen necesariamente todas las especies en el grupo del modelo correspondiente.

Grupo	Grupos taxonómicos	Nombres comunes	Rango de tallas
Aves de caza	Fregatidae, Sulidae, Laridae, Procellariidae, Stercorariidae	Fregatas, bobos, golondrinas marinas, pardelas, petreles, estercorarios	
Aves forrajeras	Oceanitidae, Phalaropodidae	Paiños, falaropos	
Ballenas barbadas	<i>Balaenoptera musculus</i> , <i>B. edeni</i> ¹	Azul, de Bryde ¹	
Ballenas dentadas	<i>Tursiops</i> , <i>Grampus</i> , <i>Steno</i> , <i>Globicephala</i> , <i>Peponocephala</i> , <i>Feresa</i> , <i>Pseudorca</i> , <i>Orcinus</i> , <i>Zyphius</i> , <i>Mesoplodon</i> , <i>Kogia</i> , <i>Physeter</i>	Delfines: tonina, de Risso. Ballenas: piloto, orca pigmea, orca falsa, orca, cachalote pigmeo, cachalote	
Delfín manchado	<i>Stenella attenuata</i>	Delfín manchado	
Delfines mesopelágicos	<i>Stenella longirostris</i> , <i>Stenella coeruleoalba</i> , <i>Delphinus delphis</i> , <i>Lagenodelphis hosei</i> , <i>Lagenorhynchus obliquidens</i>	Delfín tornillo, delfín listado, delfín común, delfín de Fraser	
Tortugas marinas	<i>Lepidochelys olivacea</i> , <i>Chelonia mydas</i> , <i>Caretta caretta</i>	Golfina, verde, caguama	
Atún aleta amarilla (grande y pequeño)	<i>Thunnus albacares</i>	Atún aleta amarilla	Peq. <90 cm Gr. ≥ 90 cm
Atún patudo (grande y pequeño)	<i>Thunnus obesus</i>	Atún patudo	Peq. <80 cm Gr. ≥ 80 cm
Marlines (grandes y pequeños)	<i>Makaira indica</i> , <i>M. mazara</i> , <i>Tetrapturus audax</i>	Marlín negro, marlín azul, marlín rayado	Peq. <150 cm Gr. ≥ 150 cm
Pez vela (grande y pequeño)	<i>Istiophorus platypterus</i>	Pez vela	Peq. <150 cm Gr. ≥ 150 cm
Pez espada (grande y pequeño)	<i>Xiphias gladius</i>	Pez espada	Peq. <150 cm Gr. ≥ 150 cm
Dorado (grande y pequeño)	<i>Coryphaena hippurus</i> , <i>C. equiselis</i>	Dorados	Peq. <90 cm Gr. ≥ 90 cm
Peto (grande y pequeño)	<i>Acanthocybium solandri</i>	Peto	Peq. <90 cm Gr. ≥ 90 cm
Tiburones (grandes y pequeños)	<i>Sphyrna</i> spp., <i>Alopias</i> spp., <i>Isurus oxyrinchus</i> , <i>Carcharhinus</i> spp. (4 especies), <i>Prionace glauca</i> , <i>Nasolamia velox</i>	Cornuda, zorro, mako, punta negra, isala, punta blanca, tintorera, pico blanco	Peq. <150 cm Gr. ≥ 150 cm
Rayas	<i>Manta birostris</i>	Manta	
Atún barrilete	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Atún barrilete	
<i>Auxis</i> spp.	<i>Auxis thazard</i> , <i>A. rochei</i>	Melvas	
Atún aleta azul	<i>Thunnus orientalis</i>	Atún aleta azul del Pacífico	

TABLA 1. (continuación)

Grupo	Grupos taxonómicos	Nombres comunes	Rango de ta- llas
Piscívoros miscelá- neos	<i>Euthynnus lineatus</i> , <i>Sarda orientalis</i> , <i>S. chiliensis</i> , varios Carangidae, Gempylidae	Barrilete negro, salmonete, varios jureles	
Peces voladores	Principalmente: <i>Exocoetus</i> spp., <i>Hirundichthys</i> spp., <i>Prognichthys</i> spp., <i>Oxyporhamphus micropterus</i>	Peces voladores	
Peces epipelágicos misceláneos	Principalmente: Clupeidae, Nomeidae, Balistidae, Ostraciidae, Tetraodontidae, Diodontidae, <i>Scomber japonicus</i> , <i>Scomberomorus sierra</i> , Engraulidae	Sardinias, arenques, peces ballesta, caballas, sierras, anchoas	
Peces mesopelágicos misceláneos	Principalmente: Phosichthyidae, Myctophidae	Varios	
Cefalópodos	Principalmente: Argonautidae, Octopoteuthidae, Thysanoteuthidae, Ommastrephidae, Enoploteuthidae	Octópodos pelágicos, argonautas, cala- mares	
Cangrejos	<i>Pleuroncodes planipes</i> , <i>Portunus xantusii</i> , <i>Euphyllax robustus</i>	Cangrejos rojos, cangrejos pelágicos	
Consumidores secun- darios	Copépodos (carnívoros), micro/meso zooplancton misc., cae- tognatos, pterópodos, eufáusidos, peces larvales		
Consumidores prima- rios	Copépodos (herbívoros), flagelados, infusorianos, ciliatos, nau- plios y copepódidos, dinoflagelados heterotróficos, nanoflagela- dos heterotróficos, eufáusidos larvales		
Productores	Fitoplancton, bacterias		

¹ Otras ballenas barbadas ocurren en ciertas temporadas en el área del modelo, pero no se alimentan en ella (S. Reilly, NOAA, NMFS, La Jolla, California, EE.UU., comunicación personal; M. Scott, CIAT, La Jolla, California, EE.UU., comunicación personal), por lo que no fueron incluidas en el modelo.

TABLA 2. Resultados del análisis de sensibilidad para la simulaciones del POT de *Ecosim*, inclusive el efecto de cambios de 20%, 30%, y 50% de los parámetros *P/B*, *Q/B*, y *EE* para cefalópodos y *Auxis* spp. sobre la suma de cuadrados (SS) del ajuste del modelo a datos de captura por día de pesca para el atún aleta amarilla.

Parámetro	Multiplicador	Valor inicial	Valor modificado	SS	Cambio en SS (%)
Cefalópodos					
<i>P/B</i>	+0.2	2.0	2.4	2.2357	-0.22
<i>P/B</i>	-0.2	2.0	1.6	2.4269	8.32 ¹
<i>P/B</i>	+0.3	2.0	2.6	2.2392	-0.06
<i>P/B</i>	-0.3	2.0	1.4	3.8030	69.74 ¹
<i>P/B</i>	+0.5	2.0	3.0	2.2503	0.44
<i>P/B</i>	-0.5	2.0	1.0	-- ²	
<i>Q/B</i>	+0.2	7.0	8.4	2.2136	-1.20 ¹
<i>Q/B</i>	-0.2	7.0	5.6	2.2614	0.93
<i>Q/B</i>	+0.3	7.0	9.1	2.1667	-3.30 ¹
<i>Q/B</i>	-0.3	7.0	4.9	2.2713	1.38
<i>Q/B</i>	+0.5	7.0	10.5	3.2558	45.31 ¹
<i>Q/B</i>	-0.5	7.0	3.5	2.2900	2.21
<i>EE</i>	+0.2	0.85	1.02	2.2563	0.70 ³
<i>EE</i>	-0.2	0.85	0.68	2.1809	-2.66 ¹
<i>EE</i>	-0.3	0.85	0.595	2.5578	14.16 ¹
<i>EE</i>	-0.5	0.85	0.425	-- ²	
<i>Auxis</i> spp.					
<i>P/B</i>	+0.2	2.5	3.0	2.3053	2.89
<i>P/B</i>	-0.2	2.5	2.0	2.3467	4.74 ⁴
<i>P/B</i>	+0.3	2.5	3.25	2.3586	5.27
<i>P/B</i>	-0.3	2.5	1.75	2.7691	23.59 ^{1,4}
<i>P/B</i>	+0.5	2.5	3.8	2.4959	11.40
<i>P/B</i>	-0.5	2.5	1.3	-- ²	
<i>Q/B</i>	+0.2	25.0	30	2.3224	3.65 ⁴
<i>Q/B</i>	-0.2	25.0	20	2.3234	3.70
<i>Q/B</i>	+0.3	25.0	32.5	2.4556	9.60 ^{1,4}
<i>Q/B</i>	-0.3	25.0	17.5	2.4272	8.33
<i>Q/B</i>	+0.5	25.0	37.5	3.3352	48.86 ^{1,4}
<i>Q/B</i>	-0.5	25.0	12.5	2.7900	24.53
<i>EE</i>	+0.2	0.95	1.14	2.2453	0.21 ³
<i>EE</i>	-0.2	0.95	0.76	2.3444	4.64 ⁴
<i>EE</i>	-0.3	0.95	0.67	2.6630	18.85 ^{1,4}
<i>EE</i>	-0.5	0.95	0.48	-- ²	

¹ El *EE* para peces mesopelágicos misceláneos es ligeramente mayor que 1.0 para esta parametrización.

² El modelo no pudo ser balanceado con este valor modificado del parámetro.

³ Se usó *EE* = 1.0 porque no se puede entrar *EE*>1.0.

⁴ El *EE* para atún aleta amarilla pequeño es ligeramente mayor que 1.0 para esta parametrización.